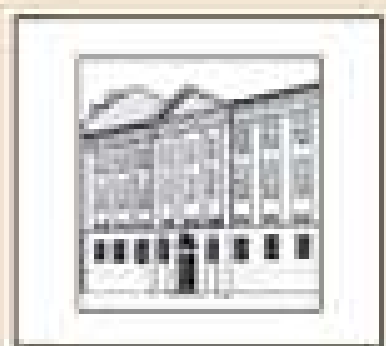


НАУКОВІ З АПИСКИ

Випуск 21 / 2005

Державного
природознавчого
музею



Національна академія наук України
Державний природознавчий музей

НАУКОВІ ЗАПИСКИ ДЕРЖАВНОГО ПРИРОДОЗНАВЧОГО МУЗЕЮ

Випуск 21

Львів 2005

УДК 069.6:504

Музеологія

О.С. Климишин

ЗМІСТ І ЗАВДАННЯ КОМУНІКАЦІЙНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ПРИРОДНИЧИХ МУЗЕЇВ

Климишин А.С. Содержание и задачи коммуникационной деятельности естественноисторических музеев // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вып. 21. – С. 5-10.

Рассматривается понятие "коммуникация естественноисторических музеев", которая определяется как процесс передачи информации (или обмена информацией) посредством демонстрации разным группам посетителей экспозиционных материалов, использования других внутри- и внемузейных форм образовательно-воспитательной работы, публикации печатных и электронных изданий, а также обслуживания разных категорий специалистов и представителей общественных организаций посредством музейного собрания, банка данных музейной информации и музейного сайта.

Основными задачами коммуникации естественноисторических музеев являются: распространение знаний о природно-историческом наследии, формирование экологического мировоззрения населения и предоставление информационных услуг специализированной музейной аудитории.

Klymyshyn, O. The maintenance and tasks of the communication of natural-historical museums // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 5-10.

This article deals with a consideration of the concept "communication of natural-historical museums", which is defined as process of conveying the information by means of demonstration to different groups of visitors numerous exposition materials, the usage of other in and out of the museum forms of educational work, the publication of printed and electronic editions as well as through service of various professional categories and representatives of public organizations by means of a museum assembly, a databank of the museum information and a museum site.

The primary goals of the communication of natural-historical museums are: spread of knowledge about natural-historical heritage, formation of ecological outlook of the population and granting the information services to a specialized museum audience.

Природничомузейна комунікація становить одну з основних складових природничої музеології, як науки про специфічне музейне (пізнавальне і оцінювальне) ставлення людини до природи, що виявляється у збиранні, збереженні, вивченні і використанні інформації про природні процеси, об'єкти і явища за допомогою **натуралій** (природничомузейних предметів), інших носіїв пам'яті та об'єктивується в історії у різних формах.

Як зазначає відомий музеолог Фрідріх Вайдахер [17], музейна комунікація має певні особливості, що відрізняють її від усіх інших видів поширення знань. В свою чергу, комунікаційна діяльність природничих музеїв має свою специфіку, що пов'язано з використанням у цьому процесі природних об'єктів і природничої інформації та їх активною участю у вирішенні актуальних екологічних проблем сьогодення.

Метою роботи було проаналізувати зміст музейної комунікації та її завдання в музеях природничого профілю на сучасному етапі їхнього розвитку.

Термін комунікація (лат. communico – сполучаю, спілкуюсь з кимсь) в загальному розумінні означає передавання інформації (або обмін інформацією) від

одного суб'єкта до іншого у вигляді повідомлення за допомогою носіїв інформації – символів, або знаків, та їх систем. Знаки можуть про щось повідомляти, і тоді їх носії є „семіофорами”. У випадку, коли знаки самі несуть значення, їх носії виступають в ролі „ноуфорів” (з грецької *ноус* – дух, значення і *фереїн* – нести) [18]. Таку специфічну особливість мають всі **музеалії** (музейні предмети), які є не тільки частиною сприйнятного процесу повідомлення, але й самі репрезентують значну інформацію, якою вони наповнені [17, 18].

Носіями природничо-музейної комунікації є:

- *матеріальні об'єкти* – експозиційні матеріали: окремі натуралії, колекції, науково-допоміжні матеріали (предмети музейного значення, карти, схеми, плани, графіки, фотографії, стереозображення, муляжі, моделі і т. п.);
- *предметно-просторове середовище* – знакові системи: постійні експозиції, тимчасові експозиції (стаціонарні і пересувні виставки); експозиційні прийоми: групування і komponування експозиційних матеріалів (експозиційні центри, акценти, провідні експонати, фрагментація або концентрація однопланових експонатів, перший і другий план експозиції, колір і фактура тла, „прихований план”, освітлення, динамічні і аудіовізуальні засоби і т. п.);
- *логічні конструкції* – наукові концепції і сценарії експозицій;
- *вербальні форми* – мова: екскурсійний супровід, лекції, презентації, наукові читання (конференції, семінари і т. п.), консультації тощо;
- *текстові форми* – тексти в експозиції (пояснювальні, провідні, заголовні, етикетаж і покажчики); наукові, науково-довідкові і науково-популярні музейні друковані та Інтернет-видання;
- *ментальні форми* – інтерпретація експозиційного образу, значення тексту (повідомлення);
- *інші носії* – елементи рекламно-іміджевих компаній музеїв, у тому числі в засобах масової інформації, електронний банк даних музейної інформації та інші комунікаційні технології.

Поняття „музейна комунікація” започаткував у 1968 р. канадський музеолог Дункан Ф. Камерон, який розглядав музей як комунікативну систему, а музейну комунікацію як процес спілкування відвідувача з музейними експонатами, що виявляється у здатності відвідувача осягати значення, носієм якого є окремі музеалії, або невербальне просторове повідомлення, носієм якого є експозиція. Згодом поняття „музейна комунікація” стали трактувати як процес інтерпретації музейних збірок для так званих зовнішніх форм споживання [1, 16]. До них зараховували різні групи відвідувачів (одноосібні, організовані, а також спеціалізовані навчальні) та різні категорії спеціалістів, які в той чи інший спосіб використовують музейну інформацію під час своєї наукової, навчальної або творчої діяльності. Пізніше, внаслідок розвитку нового напрямку в діяльності музеїв – зв'язків із громадськістю (Паблік рілейшнз), сюди долучили і представників громадських організацій [4].

Контингент спеціалістів, яких обслуговують природничі музеї, переважно складають:

- студенти і старшокласники (члени Малої академії наук);
- викладачі і вчителі;
- працівники державних і місцевих природоохоронних структур;

- члени громадських природоохоронних організацій;
- працівники засобів масової інформації;
- наукові співробітники і аспіранти.

Крім споживачів, в комунікації беруть участь і партнери музею, кооперація з якими заради досягнення спільних цілей може стати джерелом нових проектів і додаткових фінансових надходжень [4]. Основними партнерами музею є:

- інші музеї і заклади культури;
- школи, ліцеї, гімназії та вищі навчальні заклади;
- державні і місцеві органи влади;
- заклади туризму;
- громадські природоохоронні організації;
- наукові товариства;
- еколого-просвітницькі центри;
- об'єкти природно-заповідного фонду (біосферні і природні заповідники, національні природні парки, регіональні ландшафтні парки).

Музеї повинні враховувати інтереси й інших активних партнерів – підприємств, спонсорів, меценатів, налагодження активних зв'язків з якими набуває все більш важливого значення.

Під час планування музейної комунікації слід брати до уваги і такі важливі ознаки відвідувачів, як вік (діти, молодь, дорослі), рівень освіти, мову (місцеві жителі, іноземці), походження (місцеве, регіональне, національне, інтернаціональне), зацікавлення та мотивацію (рекреація, освіта, туризм і т. п.) [17].

Внаслідок активного розвитку теорії музейної комунікації, що спостерігається, починаючи з 1980-х років [1, 3, 16, 17 та ін.], у взаєминах між музеями і суспільством поступово сформувався новий підхід, за яким музейний відвідувач стає центральним об'єктом уваги і розглядається в якості повноправного учасника процесу комунікації, а не пасивного отримувача знань і вражень, як це було в рамках традиційного підходу [8, 11]. Теза „не про що, а для кого” починає домінувати в концепції музеїв, а комунікація стає її основним завданням, і цьому завданню підпорядковуються усі інші.

Нова комунікативна модель музею передбачає зворотний зв'язок (обмін інформацією) між основними суб'єктами комунікації [17], який може бути прямим (через безпосередній контакт відвідувача з музейним працівником або через запис у книзі відгуків) чи опосередкованим (через вивчення музейної аудиторії). Тому все більшої актуальності набувають соціологічні і психологічні дослідження в системі *музей – відвідувач* (адресант і реципієнт інформації).

Головною рисою будь-якої комунікації, у тому числі і музейної, є наявність можливості для суб'єкта зрозуміти ту інформацію, яку він отримує [11], наприклад, усвідомлення відвідувачем музею експозиційного задуму. Якщо ж цього не відбувається або ж інформація розуміється хибно, то акт музейної комунікації вважається перерваним. У таких випадках ситуацію може виправити діалог між суб'єктами комунікації, що супроводжується вербальним коментарем суті пропонованої інформації, який надає музейний працівник.

Природничомузейна комунікація значною мірою базується на реалізації функцій документування, що традиційно визначається як цілеспрямоване відображення в музейній збірці за допомогою натуралій тих природних процесів, об'єктів і явищ, які вивчає музей відповідно до свого профілю і місця в музейній мережі [6].

Природничим музеям відводили роль документуючої системи, яка здійснює процес **музесзації**, або музейного освоєння природних процесів і явищ, що виражається у збиранні і документуванні природничої інформації шляхом **тезаврування** (переважно створення колекцій натуралій). Проте, оскільки натуралії містять лише незначну частину важливої інформації про природні процеси і явища, більшість її залишалася поза увагою. До того ж навіть та інформація, носіями якої є натуралії, часто втрачалася назавжди внаслідок їх фізичного руйнування, дії шкідників тощо.

Отже, головне завдання природничих музеїв, як інститутів фіксації пам'яті про природні процеси, об'єкти і явища, виконувалось не в повному обсязі, оскільки тезавруванню підлягали рухомі об'єкти переважно на організменному рівні організації живого (здебільшого у вигляді систематичних колекцій), які характеризують окремі види, і пам'ятки неживої природи (геологічні й ґрунтові зразки, метеорити і т. п.). Інформація про крупніші таксони (біотичні угруповання, екосистеми), а також про флору, мікобіоту, фауну, ґрунтовий і рослинний покрив тощо практично не піддавалася музесзації. Відповідно і в процесі музейної комунікації переважно використовувалась лише та інформація, яку містять у собі музеалії.

Нове наповнення поняття "музейна комунікація" відбувається в останні роки внаслідок зміни соціальних потреб, пов'язаних із підвищенням уваги суспільства до наростаючих екологічних проблем, та широкому розповсюдженню цифрових способів обробки інформації й засобів електронної телекомунікації [7, 13, 15], що отримали загальну назву "інформаційних технологій".

Завдяки музейним технологіям, які розвиваються на заході використання комп'ютерної техніки (переважно в науково-дослідних, або академічних, і частково в навчальних та науково-освітніх, або публічних природничих музеях), з'явилася можливість фіксації пам'яті про природно-історичну спадщину не лише звичним тезавруванням натуралій, але й шляхом тезаврування інформації про природні процеси, об'єкти і явища з наступним розміщенням її на електронних носіях [2, 5, 7, 10]. Такими колекціями природничої інформації є, наприклад, фонотеки акустичних сигналів тварин, описи ґрунтових профілів, геологічних відслонень і фітоценозів (фітоценоотеки), картографічні матеріали (у тому числі із застосуванням GIS програм), регіональні списки флори, фауни і мікобіоти, електронні фотобазид видів і т. п.

Природнича інформація, занесена до музейних баз даних, дозволяє оперувати фактичним матеріалом для наукових досліджень, визначати повноту і репрезентативність музейних колекцій, що становить основу складання програм і планів комплектування, використовується для побудови експозицій, публікації каталогів, інших музейних видань та у різноманітних Інтернет-проектах музеїв. При цьому, до музейних баз даних долучається також профільна наукова інформація результатів польових і камеральних досліджень, яку отримують дослідники інших установ. Таким чином, природничі музеї набувають ознак центрів збирання, зберігання й аналізу моніторингової інформації про стан і зміни навколишнього природного середовища [6].

Таку функцію взяв на себе, наприклад, публічний природничий музей м. Руана (Франція), де вже давно існує документаційний центр, який на запити відвідувачів комплектує і надає для широкого вжитку матеріали, що стосуються стану навколишнього середовища [14]. Подібний підхід використовується і в деяких музеях сучасного мистецтва, де розглядаються їхні функції, як центр збирання певної культурної інформації та її документування [12]. У зв'язку з цим, можна стверджувати, що нині відбувається формування нової соціальної функції музеїв –

інформаційної, яка у поєднанні з іншими функціями – документування, зберігання, науково-дослідної й освітньо-виховної, у значній мірі впливає на розширення форм природничомузейної комунікації.

До таких нових форм музейної комунікації належить веб-сайт музею – індивідуальна інформативна сторінка, яка зберігається в одному з веб-серверів і забезпечує різноманітні можливості доступу користувачів Інтернету до музейного інформаційного ресурсу. Музейний сайт виконує завдання інтеграції музейної інформації у світовий інформаційний простір, сприяє зростанню комунікаційного потенціалу музейних проектів, розширенню музейного середовища за допомогою віртуального простору, доступу до музейних цінностей людей з фізичними вадами і т. п. [7]. Через власний сайт, який періодично оновлюється, музеї мають змогу донести до користувачів будь-яку потрібну інформацію, від рекламної і сервісної до освітньої, пізнавальної та наукової (спеціальні віртуальні екскурсії та виставки, інші Інтернет-проекти, бази даних тощо). При цьому, формати представлення інформації можуть бути найрізноманітнішими – текстові, графічні, фото, відео, аудіо, картографічні і т. п. Використовуючи сайт, можна реалізувати і проект віртуального музею.

Не менш важливою функцією природничих музеїв, в процесі реалізації якої також здійснюється комунікація, є освітньо-виховна діяльність, яка виявляється у передачі знань, екологічному, природоохоронному й естетичному вихованні відвідувачів шляхом експонування натуралій, а також використання інших форм внутрішньомузейної роботи (лекції, консультації, конкурси, олімпіади тощо). В цьому контексті видається перспективним розширення бази природничомузейної комунікації за рахунок використання нових форм позамузейної роботи – еколого-просвітницьких центрів, екологічних стежок і т. п.

Завдяки освітньо-виховній діяльності природничих музеїв і, в першу чергу, шляхом використання їх основної комунікаційної форми – інтерпретувального експонування автентичних пам'яток природи, досягається головна мета природничомузейної комунікації, а саме формується екологічний світогляд населення, розуміння відповідальності у кожного індивідуума за стан гармонійної взаємодії людини з природою [9].

Важливо зазначити, що природничомузейна освітня діяльність не дублює навчальні завдання, які вирішують школи, ліцеї, гімназії або вищі навчальні заклади. Музеї лише створюють умови для комунікації, навчальну атмосферу для сприйняття додаткової інформації відвідувачами, яка може закріплювати отримані ними раніше знання. Крім того, спілкування відвідувачів з автентичними натураліями має не лише пізнавальне, а й розважальне або рекреаційне значення. Саме емоційне сприйняття експозиції спонукає до повторних відвідань музею.

Висновки

Таким чином, на підставі наведеного вище, природничомузейну комунікацію можна визначити як процес передавання інформації (або обміну інформацією) шляхом демонстрування різним групам відвідувачів натуралій та доповнюючих їх експозиційних матеріалів, використання інших внутрішньо- і позамузейних форм освітньо-виховної роботи, публікації друкованих та електронних видань, а також обслуговування різних категорій спеціалістів та представників громадських організацій за допомогою музейної збірки, банку даних музейної природничої інформації і музейного сайту.

Основними завданнями природничомузейної комунікації є поширення знань про природно-історичну спадщину, формування екологічного світогляду населення і надання інформаційних послуг спеціалізованій музейній аудиторії.

1. Венгерова Э.В., Иксанова И.В. Экологические аспекты деятельности современных европейских музеев естественной истории // Музееведение: естественно-научные музеи. – М., 1984. – № 128. – С. 119-146.
2. Войчишин В.К. Замечания о структуре информационно-поисковой системы "Палеозоология" // Межресп. школа «Применение персональных компьютеров в биологии: Тез. докл., Львов, 18-22 марта 1991. – Минск: Экоинфо, 1991. – С. 39-44.
3. Гнедовский М.Б. Коммуникационный подход в музееведении: Теоретические и прикладные аспекты: Автореф. дис. ... канд. ист. наук. – М., 1994. – 18 с.
4. Даршт О.Э. Паблик рилейнз в музе: техника успеха // Музей и новые технологии: Сб. статей / Под ред. Н.А. Никишина. – М.: Прогресс – Традиция, 1999. – С. 24-42.
5. Климишин А.С. Банк данных флористической информации природоведческого музея // Межресп. школа «Применение персональных компьютеров в биологии: Тез. докл., Львов, 18-22 марта 1991. – Минск: Экоинфо, 1991. – С. 35-36.
6. Климишин О.С. Природнич музейна термінологія: Словник-довідник. – Львів, 2003. – 244 с.
7. Климишин О.С., Войчишин В.К. Наукова концепція інформатизації Державного природознавчого музею НАН України // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2003. – Т. 18. – С. 5-16.
8. Климишин О.С., Шрубович Ю.Ю. Екологічна складова в освітньо-виховній функції природничих музеїв // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2004. – Т. 19. – С. 5-16.
9. Климишин О.С. Екологічні аспекти природничо-музейної комунікації // Зб. праць Наук. природничо-історич. музею НАУ / Редкол.: О.П. Мельник (відп. ред.) та ін. – К.: ННЦ ІАЕ, 2004. – Вип. 1. – С. 107-116.
10. Малиновский А.К., Бронштейн И.Г. Застосування інформаційно-пошукових програм в ботанічних дослідженнях // Наук. зап. Держ. природозн. музею НАН України. – Львів, 1994. – Т. 11. – С. 98-112.
11. Юрєнева Т.Ю. Музееведение: Учебник для высшей школы. – М.: Академический Проект, 2003. – 560 с.
12. Vattimo G. Il museo a l'esperienza dell'arte nella post-modernità // Rivista di estetica. – 1991. – №37. – P. 3-11.
13. Morrison A. Words and images // Museums journal. – 1990. – Vol. 90, № 8. – P. 30-31.
14. Lerond M. Mise en place d'un centre de documentation au Museum de Rouen // Bulletin de liaison des Musées d'Histoire naturelles. – 1977. – №29. – P. 11-21.
15. Prochak M. Multimedia is the message // Museums journal. – 1990. – Vol. 90, № 8 – P. 25-27.
16. Stransky Z. Dokumentacia súcasnosti v muzeach z oblasti prirodnych ved // Muzeum. – 1981. – №3. – S. 14-21.
17. Waidacher F. Handbuch der Allgemeinen Museologie – 2. – Wien; Köln ; Weimar: Böhlau, 1996. – 850 s.
18. Waidacher Friedrich / Museologie Online. Date of access: June 14, 2001. Available on URL: <<http://www.hco.hagen.de/museen/m-online/01/01-02.pdf>>

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 581.9 (-924.5)

Ботаніка

Л.О. Тасенкевич

АРЕАЛОГІЧНА СТРУКТУРА ФЛОРИ СУДИННИХ РОСЛИН КАРПАТ

Тасенкевич Л.А. **Ареалогическая структура флоры сосудистых растений Карпат** // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 11-28.

Определена ареалогическая структура флоры сосудистых растений Карпат, выявлено в ее составе представителей 2 типов географических элементов, 10 географических элементов, 85 групп распространения и 19 групп связующих видов. По территории Карпат виды разных элементов распределены неравномерно. Аркто-альпийские и альтимонтанные виды сосредоточены в высокогорьях Западных, Восточных и Южных Карпат, балканские – в Южных и Восточных Карпатах, субсредиземноморские – в Южных Карпатах и на южных отрогах Западных Карпат, в то время как придаточные виды евразийского и европейского элементов распределены по всему региону достаточно равномерно.

Tasenkévich, L. **Arealogical composition of the vascular flora of the Carpathians** // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 11-28.

In the arealogical composition of the Carpathians' vascular flora two types of geoelements, 10 geoelements, 85 distributional groups, 19 linking groups of species have been ascertained. The distribution of different geoelements throughout the area of the Carpathians is uneven. Arctic-alpine and altimontaine species are concentrated in the high-mountain massifs of the Western, Eastern and Southern Carpathians, Balkan species – in the Eastern and Southern Carpathians, submediterranean – in the Southern Carpathians and on the southern slopes of the Western Carpathians. The accessory groups of Eurasian and European geoelements are evenly distributed throughout the whole region.

Окрім систематичної структури та видового багатства, однією з найважливіших характеристик флори, що зумовлюють її специфіку, є ареалогічна структура. Остання визначається на підставі складу груп, у які об'єднуються ареали видів, що складають флору.

Майже чотири тисячі таксонів флори Карпат мають різноманітні ареали – від дуже вузьких, як у локальних ендемів – *Taraxacum pieninicum* Pawł. (П'єніні), *Erysimum hungaricum* Zapal., *Thlaspi pawlowskii* Dvořáková (Чивчини), *Andryala levitomentosa* (Nyár.) P.D.Sell (Бистрицькі гори), *Dianthus callizonus* Schott et Kotschy, *Lychnis nivalis* Kit. (Родна), *Draba dorneri* Heuff. (Петезат), *Astragalus pseudopurpureus* Guşul. (Чехлау), *Onosma tornensis* Jáv. (Словацький крас), *Euphrasia exaristata* Smejkal (Західні Татри) тощо, до космополітних, як у *Poa annua* L., що виявлений навіть у Антарктиді [34], багатьох водних і болотних видів (*Ceratophyllum demersum* L., *Caltha palustris* L. subsp. *palustris*, *Ranunculus aquatilis* L., *Rorippa palustris* (L.) Besser, *Alisma plantago-aquatica* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel, та інших) та рудеральних видів і бур'янів (*Urtica dioica* L., *Polygonum aviculare* L., *Chenopodium botrys* L., *Stellaria media* (L.) Vill., *Anagallis arvensis* L., *Convolvulus arvensis* L., *Datura stramonium* L., *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. тощо).

Матеріал і методика досліджень

Незважаючи на неодноразові спроби створення єдиної схеми типізації ареалів, ще й досі немає одностайності у цьому питанні: різні автори стосують різні системи і використовують різну, часом занадто ускладнену номенклатуру, як наприклад Г. Мойзель зі співавторами [36]. Відмінності стосуються переважно того, якої схеми поділу суші притримується даний автор, оскільки, незалежно від того, чи автори стоять на регіональних засадах класифікації ареалів [5, 24, 25, 32, 37,], чи є прихильниками зонального підходу [6, 7-9, 15, 16,], кінцевими ланками усіх схем поділу є типи ареалів та групи поширення, виділені на підставі подібності ареалів за регіональним принципом.

З-посеред багатьох схем типізації ареалів найбільш логічною є схема, розроблена Й. Браун-Бланке [25, 34, 37]. У цій схемі найвищою категорією є географічний елемент, а підпорядкованими – піделемент, група ареалів, тип ареалу. Кожна категорія зв'язана з певною одиницею фітогеографічного поділу Землі: елементи – з царствами й підцарствами, піделементи – з областями, групи ареалів – з провінціями, типи ареалів – з дрібнішими одиницями фітогеографічного поділу. Прихильники зонального підходу виділяють географічні елементи у відповідності до перебігу кліматично-рослинних зон.

Однак, при роботі з великим масивом даних, найбільш раціональним є підхід О.І. Толмачова [15, 16], підтриманий О.К. Скворцовим [12], Р.В. Камеліним [4] та В.І. Чопиком [19], які вважають, що немає потреби в ускладненні схем класифікації ареалів, як за рахунок екологічних характеристик ареалів, так і в першу чергу – прийняттям ієрархічних систем їх класифікації, оскільки точність є практично недосяжною, насамперед, через відсутність, як відзначав ще у 1941 р. Ю.Д. Клеопов, "...твердого і детального ботаніко-географічного районування, хоча б у межах Голарктики..." [5 – с. 41]. Така ситуація залишається актуальною і в наш час, через недостатню вивченість ареалів переважаючої більшості видів та своєрідність ареалів окремих видів, які дуже важко "втиснути" у певні схеми.

Для впорядкування великого різноманіття ареалів видів флори Карпат були адаптовані до гірських умов засади ареалогічного аналізу, розроблені Ю.Д. Клеоповим [5] та використана схема флористичного поділу Землі А.Л. Тахтаджяна [14], деталізована для Європи згідно поділу, що був застосований у *Flora Europaea* [27]. Ареали видів визначались за атласами [20, 21, 36] та даними про їх поширення з Флор, визначників та інших публікацій [1, 3, 10, 11, 17, 18, 23, 26-31, 35, 38, 40, 41].

Результати досліджень

Система географічних елементів флори Карпат та їх кількісні й процентні співвідношення подані нижче.

П л ю р и р е г і о н а л ь н и й тип геоелемента.

I. Плюрирегіональний геоелемент – 107 таксонів (3,36%), ареал яких охоплює принаймні три царства. Переважаюча більшість видів з таким типом ареалу – це

водні, болотні, лісові, рудеральні види, як наприклад *Equisetum arvense* L., *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, *Polygonum aviculare* L., *Rumex acetosella* L. subsp. *acetosella*, *Chenopodium murale* L., *Callitriche hermaphrodita* L., *Urtica urens* L., *Solanum nigrum* L., *Potentilla anserina* L., *Geranium robertianum* L., *Convolvulus arvensis* L., *Gnaphalium luteo-album* L., *Triglochin maritima* L., *Potamogeton coloratus* Hornem, *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult. subsp. *palustris* тощо.

Г о л а р к т и ч н и й тип геоелемента.

II. Голарктичний геоелемент – 224 таксонів (7,03%), поширених у позаарктичних районах Голарктики.

III. Аркто-альпійський геоелемент – поширений у арктичній зоні та у високогір'ях північної півкулі.

1. Циркумпольно-аркто-альпійська група поширення – 62 таксони (1,95%);
2. Циркумпольно-арктично-єврамерикансько-альпійська група поширення – 11 таксонів (0,345%);
3. Циркумпольно-арктично-євразійсько-альпійська група поширення – 8 таксонів (0,25%);
4. Євразійсько-аркто-альпійська група поширення – 10 таксонів (0,314%);
5. Євразійсько-арктично-європейсько-альпійська група поширення – 19 таксонів (0,597%);
6. Європейсько-гренладсько-арктично-європейсько-альпійська група поширення – 1 таксон (0,031%);
7. Європейсько-аркто-альпійська група поширення – 10 таксонів (0,314%).

IV. Євразійський геоелемент – охоплює позаарктичні і позатропічні райони Євразії з лісовими, лучними і степовими формаціями [5].

1. Євразійська група поширення – 574 таксонів (18,02%);
2. Північно-центральноєвропейсько-північноазійська група поширення – 1 таксон (0,031%);
3. Північно-східно-європейсько-сибірська група поширення – 1 таксон (0,031%);
4. Європейсько-західноазійська група поширення – 76 таксонів (2,37%);
5. Європейсько-малоазійська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
6. Центральнопівденносхідноєвропейсько-західноазійська група поширення – 5 таксонів (0,16%);
7. Центральнопівденно-східноєвропейсько-малоазійська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
8. Центральнопівденноєвропейсько-малоазійська група поширення – 4 таксони (0,13%);
9. Центральносхідно-південносхідноєвропейсько-малоазійська група поширення – 3 таксони (0,09%);
10. Азійсько-південно-східноєвропейська група поширення – 1 таксон (0,031%);
11. Східноєвропейсько-азійська група поширення – 3 таксони (0,09%);
12. Центральносхідноєвропейсько-азійська група поширення – 2 таксони (0,06%);
13. Південносхідноєвропейсько-західноазійська група поширення – 9 таксонів (0,28%);
14. Південно-східноєвропейсько-передньоазійська група поширення – 6 таксонів (0,19%).

V. Європейсько-американський геоелемент – 4 таксони (0,126%).

VI. Європейський геоелемент.

1. Європейська група поширення – 234 таксони (7,35%);
2. Центральноєвропейська група поширення – 133 таксони (4,2%);
 - 2.1. Панонський тип ареалу – 21 таксон (0,66%);
 - 2.2. Дакійський тип ареалу – 6 таксонів (0,19%);
 - 2.3. Дакійсько-панонський тип ареалу – 11 таксонів (0,35%);
3. Східноєвропейська група поширення – 4 таксони (0,126%);
4. Північно-східноєвропейська група поширення – 4 таксони (0,126%);
5. Північно-центральноєвропейська група поширення – 48 таксонів (1,5%);
6. Північно-центрально-східноєвропейська група поширення – 9 таксонів (0,28%);
7. Західно-центрально-північноєвропейська група поширення – 8 таксонів (0,25%);
8. Західно-центрально-південноєвропейська група поширення – 8 таксонів (0,25%);
9. Західно-центральноєвропейська група поширення – 36 таксонів (1,1%);
10. Центрально-східноєвропейська група поширення – 28 таксонів (0,88%);
 - 10.1. Панонсько-південносхідноєвропейський тип ареалу – 46 таксонів (1,44%);
11. Центральносхідно-південносхідноєвропейська група поширення – 4 таксонів (0,126%);
12. Центральносхідноєвропейська група поширення – 32 таксони (1,0%);
13. Південно-східноєвропейська група поширення – 40 таксонів (1,26%);
14. Південно-центральнопівденноєвропейська група поширення – 11 таксонів (0,35%);
15. Панонсько-балканська група поширення – 16 таксонів (0,5%);
16. Панонсько-балкансько-південносхідноєвропейська група поширення – 16 таксонів (0,47%);
17. Дакійсько-ілірійська група поширення – 15 таксонів (0,47%);
18. Панонсько-дакійсько-балканська група поширення – 3 таксони (0,09%);
19. Південно-центральносхідноєвропейська група поширення – 1 таксон (0,031%);
20. Центральнопівденноєвропейська група поширення – 32 таксони (1,001%).

VII. Європейсько-кавказький геоелемент.

1. Європейсько-кавказька група поширення – 10 таксонів (0,28%);
2. Центрально-східноєвропейсько-кавказька група поширення – 7 таксонів (0,22%);
3. Центральноєвропейсько-кавказька група поширення – 4 таксони (0,13%);
4. Балкансько-кавказька група поширення – 2 таксони (0,06%);
5. Південносхідноєвропейсько-балкансько-кавказька група поширення – 1 таксон (0,031%);
6. Центральносхідноєвропейсько-кавказька група поширення – 9 таксонів (0,28%);
7. Південносхідноєвропейсько-кавказька група поширення – 6 таксонів (0,19%).

VIII. Субсередземноморський геоелемент (вперше виділений Й. Браун-Бланке [25]) складають види, що поширені в Південній Європі й Малій Азії (Середземноморська область), на прилеглих до них територіях та більшою чи меншою мірою заходять вглиб території Європи і Передньої Азії [5].

1. Субсередземноморська група поширення – 312 таксонів (9,8%);
2. Європейська група поширення – 33 таксонів (1,04%);
3. Балканська група поширення – 59 таксонів (1,85%);

4. Балкансько-малоазійська група поширення – 2 таксони (0,06%).

Перехідні види:

1. Південносхідноєвропейсько-балканська група поширення - 11 таксонів (0,35%);
2. Південносхідноєвропейсько-балкансько-анатолійська група поширення – 4 таксони (0,126%);
3. Південно-східноєвропейсько-кавказько-малоазійська група поширення – 4 таксони (0,126%);
4. Південносхідноєвропейсько-малоазійська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
5. Центральньо-європейсько-балканська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
6. Центральносхідноєвропейсько-балканська група поширення – 6 таксонів (0,19%);
7. Центральньо-південноєвропейсько-кавказько-малоазійська група поширення – 3 таксони (0,09%);
8. Центральньоєвропейсько-середземноморська група поширення – 84 таксонів (2,64%);
9. Центральносхідноєвропейсько-середземноморська група поширення – 3 таксони (0,09%);
10. Панонсько-східноєвропейсько-середземноморська група поширення – 3 таксони (0,09%);
11. Південносхідноєвропейсько-середземноморська група поширення – 64 таксони (2,01%);
12. Південноєвропейсько-північноафрикансько-західногімалайська група поширення – 1 таксон (0,031%).

IX. Монтанний геоелемент об'єднує види, поширені в лісовому, субальпійському, альпійському й субнівальному поясі гір.

1. Євразійська група поширення – 8 таксонів (0,85%).

1.2. Євразійський альпійський тип ареалу – 5 таксонів (0,16%).

2. Центральнопівденноєвропейсько-уральська група поширення – 2 таксони (0,06%);
3. Європейсько-кавказька група поширення – 2 таксони (0,06%);
4. Європейська група поширення – 20 таксонів (0,63%);
5. Європейський альпійський тип ареалу – 57 таксонів (1,8%);
6. Центральньоєвропейська група поширення – 63 таксони (1,98%);
7. Центральньо-південно-європейська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
8. Західно-центральньоєвропейська група поширення – 1 таксон (0,031%);
9. Північноєвропейсько-альпійсько-карпатська група поширення – 2 таксони (0,06%);
10. Апенінсько-альпійсько-балкансько-карпатська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
11. Апенінсько-балкансько-карпатська група поширення – 5 таксонів (0,16%);
12. Апенінсько-альпійсько-карпатська група поширення – 8 таксонів (0,85%);
13. Піренейсько-альпійсько-карпатська група поширення – 4 таксони (0,126%);
14. Піренейсько-альпійсько-балкансько-карпатська група поширення – 2 таксони (0,06%);
15. Піренейсько-карпатська група поширення – 1 таксон (0,031%);
16. Піренейсько-балкансько-карпатсько-кавказька група поширення – 1 таксон (0,031%);
17. Альпійсько-карпатсько-балканська група поширення – 78 таксонів (2,42%);
18. Альпійсько-карпатсько-судетська група поширення – 9 таксонів (0,28%);
19. Альпійсько-карпатська група поширення – 66 таксонів (2,07%);
20. Альпійсько-балкансько-карпатсько-судетська група поширення – 3 таксони (0,09%);

21. Альпійсько-балкансько-карпатсько-кримська група поширення – 1 таксон (0,031%);
22. Альпійсько-балкансько-карпатсько-кавказька група поширення – 3 таксони (0,09%);
23. Альпійсько-карпатсько-кавказька група поширення – 1 таксон (0,031%);
24. Балкансько-карпатсько-кримська група поширення – 1 таксон (0,031%);
25. Судетсько-карпатсько-балканська група поширення – 3 таксони (0,09%);
26. Карпатсько-судетська група поширення – 10 таксонів (0,31%);
27. Карпатсько-балканська група поширення – 104 таксони (3,27%);
28. Карпатсько-балкансько-кавказько-анатолійська група поширення – 7 таксонів (0,22%);
29. Карпатсько-кавказько-анатолійська група поширення – 1 таксон (0,031%);
30. Карпатсько-балкансько-кавказька група поширення – 6 таксонів (0,19%);
31. Карпатсько-балкансько-анатолійська група поширення – 9 таксонів (0,28%);
32. Карпатська група поширення – 257 ендемічних і субендемічних таксонів (8,07%).

Перехідні види:

1. Карпатсько-центральносхідноєвропейська група поширення – 1 таксон (0,031%);
2. Карпатсько-балкансько-панонська група поширення – 2 таксони (0,06%);
3. Карпатсько-панонська група поширення – 5 таксонів (0,16%);
4. Альпійсько-панонська група поширення – 2 таксони (0,06%).

Х. Атлантичний геоелемент – 1 таксон (0,031%).

Перехідні види:

1. Субатлантично-середземноморська група поширення – 50 таксонів (1,57%);
2. Субатлантично-центральноєвропейська група поширення – 17 таксонів (0,53%);
3. Атлантично-центральноєвропейсько-середземноморська група поширення – 39 таксонів (1,25%).

Особливості ареалогічної структури флори Карпат

За характером загального поширення, у складі флори Карпат переважають види з європейськими (1630 таксонів, 47,3%) і євразійськими (1291 таксонів, 37,5%) ареалами; циркумполярні (включно з циркумбореальними) види становлять 6,5% (224 таксони) від складу флори, плюрирегіональні – 3,1% (107 таксонів). Досить значною у складі флори високогір'я Карпат є частка аркто-альпійського елемента. Із 121 таксонів, 81 – поширений циркумполярно, принаймні у одній частині свого диз'юнктивного ареалу. Серед циркумполярних аркто-альпійців – такі рідкісні, що зростають у Західних, Східних і Південних Карпатах, як *Cryptogramma crispa* (L.) R. Br., *Salix reticulata* L., *S. herbacea* L., *S. alpina* Scop., *Oxyria digyna* (L.) Hill, *Draba fladnizensis* Wulf., *Rhodiola rosea* L., *Saxifraga hieracifolia* Waldst. et Kit., *S. oppositifolia* L. subsp. *oppositifolia*, *S. cernua* L., *Dryas octopetala* L., *Oxytropis campestris* (L.) DC. subsp. *campestris*, *Hedysarum hedysaroides* (L.) Schinz et Thell., *Bupleurum ranunculoides* L., *Loiseleuria procumbens* (L.) Desv., *Arctostaphylos alpinus* (L.) Spreng., *Primula farinosa* L., *Androsace chamaejasme* Wulfen, *Lomatogonium carinthiacum* (Wulfen) Rechb., *Veronica alpina* L., *Lonicera caerulea* L., *Saussurea alpina* L. subsp. *alpina*, *Lloydia serotina* (L.) Rechb., *Allium schoenoprasum* L. subsp. *sibiricum* (L.) Čelak., *Juncus triglumis* L., *Kobresia simpliciuscula* (Wahlenb.) Mackenzie; в Західних, Східних, Південних Карпатах і Бігори – *Diphasiastrum alpinum* (L.) Holub,

Selaginella selaginoides (L.) Beauv. ex Schrank et C.F.P.Mart., *Woodsia ilvensis* (L.) Br., *Polygonum viviparum* L., *Anemone narcissifolia* L., *Carex rupestris* All., *C. pauciflora* Lightf., в Західних і Східних Карпатах – *Juncus castaneus* Sm., в Західних і Південних Карпатах – *Kobresia myosuroides* (Vill.) Fiori, лише у Південних Карпатах – *Carex pyrenaica* Wahlenb., лише у Східних Карпатах – *Carex bicolor* (All.) й *Betula nana* L.. У такій цікавій з фітоісторичної точки зору групі, як циркумполярно-арктично-єврамерикансько-альпійська – 11 таксонів: *Saxifraga adscendens* L., *Poa alpina* L. (Західні, Східні, Південні Карпати і Бігор), *Cystopteris montana* (Lam.) Desv., *Arenaria ciliata* L. subsp. *ciliata*, *Silene acaulis* (L.) Jacq. subsp. *acaulis*, *Astragalus frigidus* (L.) A.Gray, *Luzula alpinopilosa* (Chaix) Breistr. subsp. *obscura* Fröhner (Західні, Східні, Південні Карпати), *Woodsia alpina* (Bolton) S.F.Gray (Західні і Східні Карпати), *Ranunculus pygmaeus* Wahlenb., *Scirpus pumilus* Vahl. (Західні Карпати), *Salix myrtilloides* L. (Західні і Південні Карпати).

Варто відзначити рідкісні види *Pedicularis oederi* Vahl., *Aster alpinus* L., *Erigeron uniflorus* L. (Західні, Східні, Південні Карпати), що мають циркумполярно-аркто-євразійсько-альпійський тип ареалу.

В євразійсько-аркто-альпійській групі, серед десяти її представників, *Salix hastata* L., *Ranunculus glacialis* L., *Saxifraga androsacea* L., *Astragalus penduliflorus* Lam., *A. alpinus* L., *Gentiana nivalis* L., *Pinguicula alpina* L. (Західні, Східні, Південні Карпати), *Sedum annuum* L. (Східні, Південні Карпати) є рідкісними і лише *Juniperus communis* L. subsp. *alpina* (Suter) Čelak. є домінантом у високогір'ї.

Із 19 євразійсько-арктично-євро-альпійських видів *Eriophorum scheuchzeri* Hoppe (Східні, Південні Карпати і Бігор), *Saxifraga aizoides* L., *Antennaria carpatica* (Wahlenb.) Bluff. et Fingerh. (Західні, Східні, Південні Карпати), *Silene rupestris* L. (Західні Карпати), *Nigritella nigra* (L.) Rchb. subsp. *nigra* (Східні Карпати) є рідкісними.

У високогір'ї Західних, Східних і Південних Карпат зростає один вид – *Veronica fruticans* Jacq., із ареалом, що охоплює арктичну частину Європи і Гренландії та альпійський пояс європейських гір.

І нарешті, остання у аркто-альпійському елементі європейсько-аркто-альпійська група об'єднує 10 видів, із яких рідкісні – *Pulsatilla vernalis* (L.) Mill., *Sibbaldia procumbens* L., *Astragalus norvegicus* Weber, зустрічаються лише в Західних Карпатах, *Chamorchis alpina* (L.) L.C.M.Richard – в Західних і Південних Карпатах, *Pseudorchis albida* (L.) Á. et D.Löve – в Західних, Східних і Південних Карпатах та Бігорі.

Розподіл аркто-альпійських видів у високогір'ях Карпат ілюструє рисунок (А). Закономірним є те, що, у всіх частинах Карпат, де є добре сформований альпійський пояс – в Західних, Східних і Південних Карпатах, зустрічається приблизно однакова кількість аркто-альпійських видів, натомість в Бігорі, де максимально піднята вершина г. Владеаза досягає 1834 м н.р.м., зростає 39 представників цього елемента, а на Трансільванському плоскогір'ї – лише 6 таксонів з широкою екологічною амплітудою – *Saxifraga paniculata* Mill., *Hieracium aurantiacum* L. subsp. *aurantiacum*, *H. aurantiacum* subsp. *carpaticola* Naegeli et Peter, *Minuartia verna* (L.) Hiern subsp. *verna*, *Empetrum nigrum* L. subsp. *nigrum*, *E. nigrum* subsp. *hermaphroditum* (Hagerup) Böher.

У комплексі монтанних видів (включно з альтимонтанними), як найбільш характерних для гір, за характером загального поширення явно переважають

європейські – 707 таксонів (255 ендемічних і субендемічних включно), що підтверджує самобутність флор гірських систем на усіх континентах [2] (рис., Б).

Ареали, що охоплюють усі європейські гори, мають 20 загальномонтанних та 57 альтимонтанних (альпійських) видів. Переважна більшість з них – це широкорозповсюджені, часто домінуючі, лісові (наприклад, *Picea abies* (L.) Karsten, *Oreopteris limbosperma* (Bellardi ex All.) Holub), лучні види, компоненти високотравних (*Cicerbita alpina* (L.) Wallr.) та скельних угруповань, крім рідкісних *Arabis nova* Vill., виявленого у Великій Фатрі [22] та *Dryopteris expansa* (C.B. Presl) Fraser-Jenkins et Germu, що зростає в Західних і Південних Карпатах.

Представники альтимонтанної групи поширення європейського типу ареалу складають 1,65 % від кількості аналізованих таксонів. Очевидним є те, що, як і у випадку з аркто-альпійськими видами, вони зосереджені в тих масивах, у яких розвинений альпійський пояс (рис., В). Серед європейських альтимонтанних видів, крім поширених у всіх високогірних масивах видів, як *Cystopteris alpina* (Lam.) Desv., *Salix retusa* L., *Rumex scutatus* L., *Festuca airoides* Lam., *Poa supina* Schrader, *Bellardiochloa violacea* (Bellardi) Chiov., *Avenula versicolor* (Vill.) Lainz, *Agrostis alpina* Scop. тощо, є цілий ряд таких, що часто визначають специфіку окремих частин Карпат, як наприклад *Saxifraga caesia* L. (Західні Карпати), *Minuartia recurva* (All.) Schinz et Thell., *Oxytropis pyrenaica* Godron et Gren. (Південні Карпати), *Gentiana lutea* L. (Східні, Південні Карпати, Бігор) і дуже часто є ключовими у вирішенні багатьох питань флорогенезу.

Серед центральноевропейських монтанних видів (63 таксони) значною є як група широкорозповсюджених видів, таких як *Pinus mugo* Turra, *Abies alba* Mill., *Moehringia muscosa* L., *Cardamine amara* L. subsp. *opizii* (J. et C. Presl) Čelak., *C. trifolia* L., *Rosa pendulina* L., *Alchemilla fissa* Günther et Schummel, *Astrantia major* L., *Gentiana asclepiadea* L., *Senecio nemorensis* L. subsp. *fuchsii* (C.C.Gmelin) тощо, так і обмежених в поширенні окремою частиною Карпат або й одним масивом, як наприклад *Sorbus chamaemespilus* (L.) Cranz (Західні і Південні Карпати), *Polygala chamaebuxus* L., *Trinia glauca* (L.) Dumort. subsp. *carniolica* (A.Kerner) H.Folff. (Південні Карпати), *Viola lutea* Hudson subsp. *sudetica* (Willd.) W.Becker, *Meum athamanticum* L., *Centaurea alpestris* Hegetschw. (Західні Карпати), *Narcissus angustifolius* Curt. (Східні, Південні Карпати, Трансільванія).

Флора Карпат має найтісніші зв'язки з флорами сусідніх гірських систем – Альпами і Балканами. Так, видів з альпійсько-карпатсько-балканським типом ареалу у флорі Карпат налічується 78. Як видно з діаграми (рис., Г), найбільша кількість видів з таким типом ареалу зростає у Південних Карпатах (71 таксон), трохи менше – 59 таксонів – є у Східних Карпатах. Окрім небагатьох, спільних для всіх секторів, таксонів, таких як *Silene italica* (L.) Pers. subsp. *nemoralis* (Waldst. et Kit.) Pers., *Genista tinctoria* L. subsp. *ovata* (Waldst. et Kit.) Arcangeli, *Chamaespartium sagittale* (L.) P.Gibbs, *Anthriscus nitida* (Wahlenb.) Garcke, *Tanacetum corymbosum* (L.) Schultz Bip. subsp. *clusii* (Fisch.) Hand.-Mazz., *Hieracium latifolium* Froelich ex Link, *Eleocharis carniolica* Koch, решта видів розповсюджена досить нерівномірно: так, 13 таксонів – *Ranunculus thora* L., *Arabis sudetica* Tausch, *Draba aizoides* L. subsp. *aizoides*, *Saxifraga carpatica* Rchb., *Sorbus austriaca* (Beck) Hedl. subsp. *austriaca*, *Gentiana frigida* Haenke, *Gentianella lutescens* (Velen.) Holub subsp. *lutescens*, *Acinos alpinus* (L.) Moench subsp. *alpinus*, *Erigeron alpinus* L. subsp. *intermedius* (Schleich. ex Rchb.) Pawł., *Achillea*

distans Waldst. et Kit. ex Willd., *Crepis jacquinii* Tausch, *Hieracium alpicola* Schleich. ex Gaudin subsp. *alpicola*, *Avenula planiculmis* (Schrader) W. Sauer et Chmelitschek subsp. *planiculmis* є спільними для Західних, Східних і Південних Карпат. У Східних і Південних Карпатах зростають *Dianthus barbatus* L. subsp. *compactus* (Kit.) Heuffel, *Knautia longifolia* (Waldst. et Kit.) Koch, *Phyteuma confusum* A.Kern., *Anthemis carpatica* Willd. subsp. *carpatica*, *Homogyne sylvestris* Cass., *Doronicum columnae* Ten., *Cirsium waldsteinii* Rouy, *Festuca nitida* Kit. subsp. *flaccida* (Schur) Markgr.-Dannenb., *Festuca rupicola* Heuffel subsp. *saxatilis* (Schur) Rauschert, *Poa pumila* Host, *Carex ferruginea* Scop. У Східних і Південних Карпатах та Бігорі спільними є 9 таксонів – *Alnus viridis* (Chaix) DC., *Aconitum variegatum* L. subsp. *nasutum* (Fischer ex Rchb.) Görz, *A. x hebegynum* DC., *Euphorbia carniolica* Jacq., *Laserpitium krapfii* Crantz, *Verbascum lanatum* Schrad., *Echinops exaltatus* Schrader, *Scorzonera purpurea* L. subsp. *rosea* (Waldst. et Kit.) Nyman, *Achnatherum calamagrostis* (L.) Beauv. У Західних, Східних, Південних Карпатах і Бігорі – 8 спільних таксонів (*Rumex alpinus* L., *Cardaminopsis halleri* (L.) Hayek subsp. *ovirensis* (Wulfen) Hegi et Em.Schmid, *Soldanella hungarica* Simonk. subsp. *major* (Nielr.) S.Pawł., *Senecio subalpinus* Koch, *Hieracium villosum* Jacq., *H. pilosum* Schleich. ex Frohl, *Festuca picta* Kit., *Trisetum alpestre* (Host) Beauv.). Тільки Південними Карпатами обмежуються у поширенні 7 видів – *Aconitum dasytrichum* (Deg. ex Gáyer) G.Griñ., *Ranunculus hybridus* Biria, *Peltaria alliacea* Jacq., *Genista radiata* (L.) Scop., *Coronilla vaginalis* Lam., *Orobancha salviae* F.W.Schultz ex Koch, *Carduus carduelis* (L.) Gren. У Західних Карпатах зростають 5 видів – *Anemone baldensis* L., *Alchemilla straminea* Buser, *Omalotheca hoppeana* (Koch) Schultz Bip., *Crepis alpestris* (Jacq.) Tasch, *Orchis spitzelii* Saut. ex Koch, по три таксони зростають у Західних і Південних Карпатах (*Scleranthus perennis* L. subsp. *dichotomus* (Schur) Nyman, *Potentilla clusiana* Jacq., *Hieracium juranum* Fries). У Східних, Південних Карпатах, Трансільванії і Бігорі – по 3 таксони (*Pulsatilla montana* (Hoppe) Rchb., *Genista januensis* Viv., *Dactylorhiza cordigera* (Fries) Soó subsp. *cordigera*), по 2 таксони – у Західних, Південних Карпатах, Трансільванії і Бігорі (*Asplenium lepidum* Presl, *Silene uniflora* Roth subsp. *glareosa* (Jord.) Chater et Walters) та у Західних і Східних Карпатах (*Onobrychis montana* DC., *Taraxacum carinthiacum* Soest) і по одному – в Західних, Східних, Південних Карпатах і Трансільванії (*Minuartia setacea* (Thuill.) subsp. *banatica* (Rchb.) Nyár.), в Західних і Східних Карпатах і Трансільванії (*Leontodon incanus* (L.) Schrank.), у Західних, Східних Карпатах і Бігорі (*Soldanella montana* Willd.), у Південних Карпатах і Бігорі (*Daphne blagayana* Freyer).

Видів з альпійсько-карпатським типом ареалу у флорі Карпат – 67. Особливістю у поширенні його представників є те, що лише три з них – *Aconitum variegatum* L. subsp. *variegatum*, *Potentilla aurea* L. subsp. *aurea*, *Hieracium dentatum* Hoppe, зустрічаються у всіх частинах Карпат; майже однакові за чисельністю групи таксонів розповсюджені в Західних Карпатах (*Larix decidua* Mill. subsp. *decidua*, *Cerastium uniflorum* Clairv., *Draba aizoides* L. subsp. *beckeri* (A.Kern.) Hörandl et Guterm., *D. pacheri* Stur, *Biscutella laevigata* L. subsp. *austriaca* (Jord.) Mach.-Laur., *B. laevigata* subsp. *hungarica* Soó, *B. laevigata* subsp. *gracilis* Mach.-Laur., *Sorbus carpatica* Borbás, *Crataegus macrocarpa* Hegetschw., *Hacquetia epipactis* (Scop.) DC., *Asperula neilreichii* Beck, *Saussurea pygmaea* (Jacq.) Spreng., *S. alpina* (L.) DC. subsp. *macrophylla* (Saut.) Nyman, *Taraxacum fontanicola* Soest, *Crepis alpestris* (Jacq.) Tausch, *Hieracium*

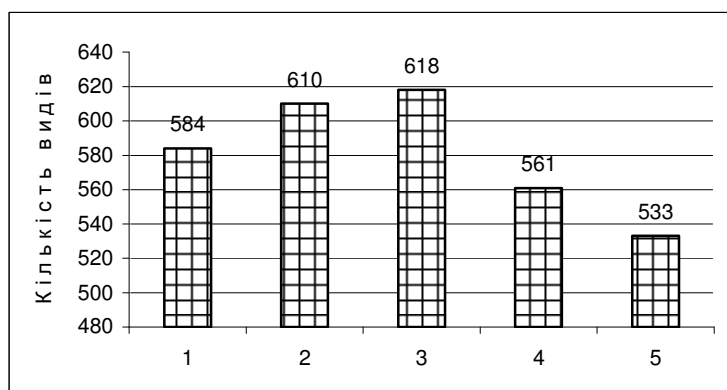
chondrillifolium Fries, *H. serratum* Nägeli et Peter, *H. dollineri* Schultz Bip. ex F.W. Schultz, *Luzula luzuloides* (L.) Dandy et Wilmott subsp. *cuprina* (Rochel ex Asch. et Graebn.) Chrtek et Křisa, *Sesleria sadlerana* Janka subsp. *tatrae* (Degen) Deyl та в Західних, Східних і Південних Карпатах (*Pinus cembra* L., *Minuartia laricifolia* (L.) Schinz et Thell. subsp. *kitaibelii* (Nyman) Mattf., *Trollius europaeus* L. subsp. *transsilvanicus* (Schur) Domin, *Alchemilla incisa* Buser, *Polygala amara* L. subsp. *brachyptera* (Chodat) Hayek, *Viola alpina* Jacq., *Helianthemum oelandicum* (L.) DC. subsp. *alpestre* (Jacq.) Breistr., *Myosotis decumbens* Host subsp. *variabilis* (Angelis) Grau, *Gentiana brachyphylla* Vill. subsp. *favrati* (Rittener) Tutin, *Campanula alpina* Jacq., *Doronicum clusii* (All.) Tausch subsp. *villosum* (Tausch) Vierh., *Senecio incanus* L. subsp. *carniolicus* (Willd.) Br.-Bl., *Hypochoeris uniflora* Vill., *Leontodon hispidus* L. subsp. *alpinus* (Hacq.) Finch et P.D.Sell, *Hieracium pietroszense* Degen et Zahn, *H. inuloides* Tausch, *Oreochloa disticha* (Wulfen) Link, *Trisetum flavescens* (L.) Beauv. subsp. *purpurascens* (DC.) Arcangeli). Решта видів розподіляється наступним чином: у Східних і Південних Карпатах зростає 11 таксонів (*Saxifraga oppositifolia* L. subsp. *rudolphiana* (Hornsch.) Engl. et Irmsch., *Alchemilla sericoneura* Buser, *Eritrichium nanum* (L.) Schrader ex Gaudin subsp. *nanum*, *Cardamine resedifolia* L., *Draba kotschy* Stur, *Polygala alpestris* Rchb., *Carduus defloratus* L. subsp. *viridis* (A.Kern.) Nyman), *Hieracium valdepilosum* Vill., *Festuca quadriflora* Honck., *Avenula pubescens* (Huds.) Dumort. subsp. *laevigata* (Schur) Holub, *Nigritella nigra* (L.) Rchb. subsp. *rubra* (Wettst.) Beauverd), в Західних, Східних, Південних Карпатах і Бігорі – 5 таксонів (*Pulsatilla alba* Rchb., *Gentiana clusii* Perr. et Song., *Carduus defloratus* subsp. *glaucus* (Baumg.) Nyman, *Hieracium nigrescens* Willd.), в Західних і Південних Карпатах – 3 таксони (*Dianthus glacialis* Haenke subsp. *glacialis*, *Arabis soyeri* Reuter et Huet subsp. *subcoriacea* (Gren.) Breistr., *Armeria maritima* (Mill.) Willd. subsp. *alpina* (Willd.) P.Silva), по 2 таксони – в Південних Карпатах (*Saponaria pumilio* (L.) Fenzl ex A.Braun, *Festuca alpestris* Roem. et Schult.), Західних і Південних Карпатах та Бігорі (*Centaurea uniflora* Turra subsp. *nervosa* (Willd.) Bonnier et Layens, *Leontodon hispidus* L. subsp. *hyoseroides* (Welw. ex Rchb.) Murr) та лише по одному таксону – в Східних, Південних Карпатах і Бігорі (*Leontodon croceus* Haenke subsp. *croceus*), в Західних Карпатах і Бігорі (*Hieracium incisum* Hoppe), в Південних Карпатах і Бігорі (*Hesperis matronalis* L. subsp. *cladotricha* (Borbás) Hayek), в Східних, Південних Карпатах, Трансільванії, Бігорі (*Orobancha lucorum* A.Br.), в Західних і Східних Карпатах (*Hieracium epimedium* Fries).

Найбільш чисельною у монтанному елементі є група, що налічує 106 таксонів з карпатсько-балканським типом ареалу. Розподіл їх по території Карпат є нерівномірним (рис., Д). Більшість видів зосереджена в Південних і Східних Карпатах (79 і 78 відповідно), причому, в Південних Карпатах, у безпосередньому сусідстві до Балкан, в масиві Мехедінці зустрічається *Minuartia hirsuta* (Bieb.) Hand.-Mazz. subsp. *falcata* (Griseb.) Mattf. й *Centaurea triniifolia* Heuff., в кількох масивах зростають *Cerastium banaticum* (Rochel) Heuffel, *Silene lichenfeldiana* Baumg., *Dianthus petraeus* Waldst. et Kit. subsp. *petraeus*, *Erysimum comatum* Pančič, *Potentilla haynaldiana* Janka, *Geranium sylvaticum* L. subsp. *caeruleatum* (Schur) D.A.Webb et I.K. Ferguson, *Athamanta turbith* (L.) Brot. subsp. *hungarica* (Borbás) Tutin, *Gentianella bulgarica* (Velen.) Holub, *Thymus praecox* Opiz subsp. *scorpilii* (Velen.) Jalas, *Veronica spicata* L. subsp. *crassifolia* (Nyman) Hayek та інші. У більш віддалених від Балкан

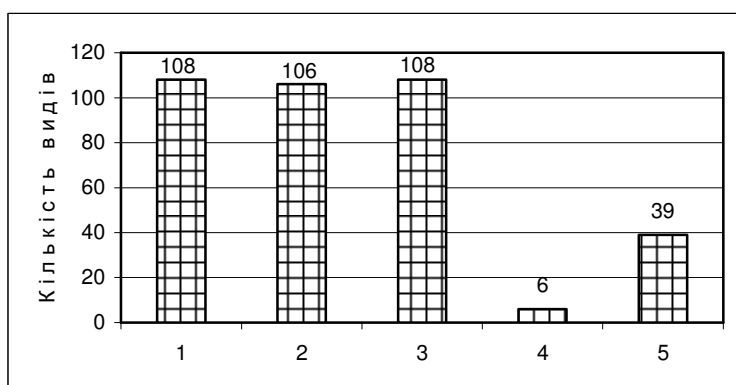
Західних Карпатах зростає менше ніж половина від цієї кількості (35 таксонів), причому, жоден таксон не є специфічним для Західних Карпат.

Характерним у поширенні альпійсько-карпатсько-балканських і карпатсько-балканських видів є те, що крайньою західною межею їх поширення в Карпатах дуже часто є Східні Бескиди, як наприклад у *Alnus viridis* (Chaix) DC., *Viola dacica* Borbás, *Scorzonera purpurea* L. subsp. *rosea* (Waldst. et Kit.) Nyman, *Dianthus barbatus* L. subsp. *compactus* (Kit.) Heuff., *Laserpitium krapfii* Crantz, *Cirsium waldsteinii* Rouy, *Festuca rupicola* Heuffel subsp. *saxatilis* (Schur) Rauschert, що служило одним із основних критеріїв при визначенні межі між східно- та західнокарпатськими флорами. Для цілого ряду альтимонтанних карпатсько-балканських видів крайніми західними локалітетами є Горгани, Свидовець, Мармарош, Чорногора, Родна (*Euphorbia carniolica* Jacq., *Knautia longifolia* (Waldst. et Kit.) Koch, *Verbascum lanatum* Schrad., *Anthemis carpatica* Waldst. et Kit. subsp. *carpatica*, *Leontodon croceus* Haenke subsp. *croceus*, *Festuca nitida* subsp. *flaccida*, *Poa pumila*, *Avenula pubescens* subsp. *laevigata*, *Achnatherum calamagrostis*, *Rhododendron myrtifolium* Schott et Kotschy; для останнього є згадки в літературі про локалітет в масиві Боржава [39], хоча вже в минулому столітті вони не підтвердились [19].

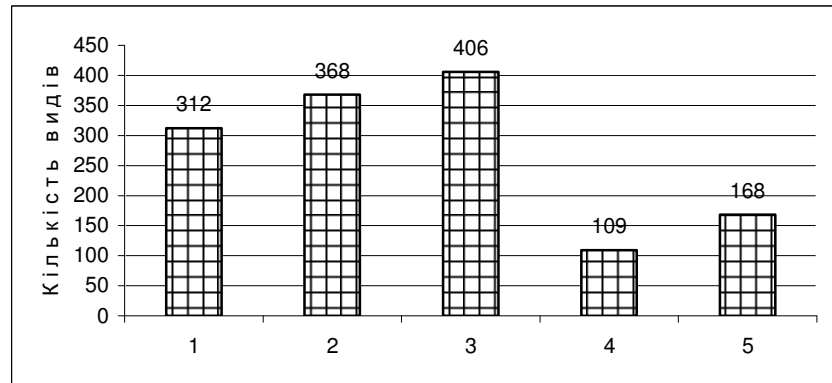
А



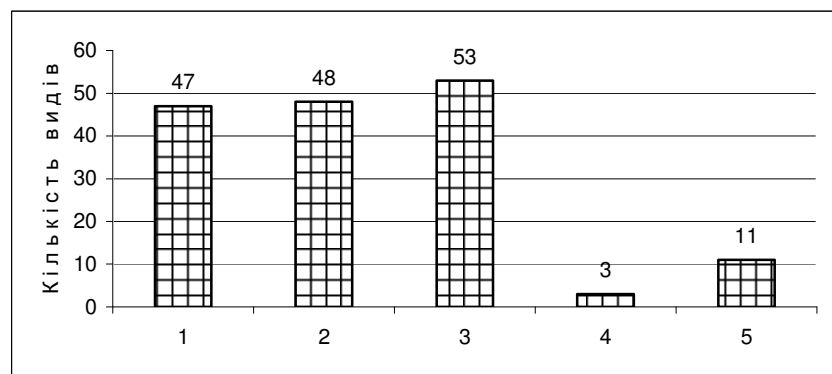
Б



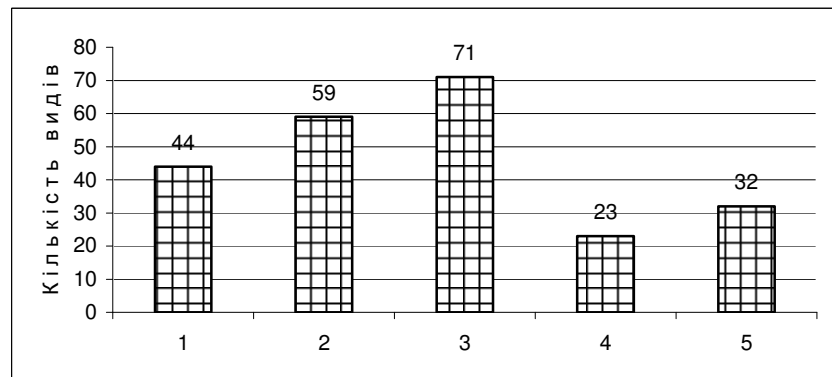
В



Г



Д



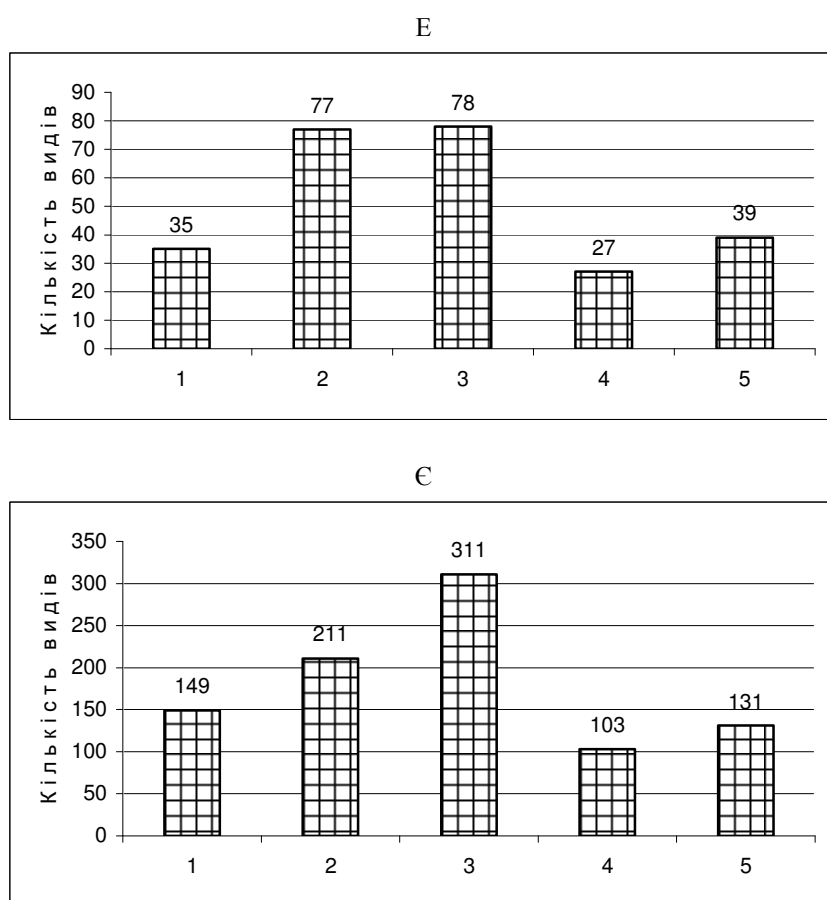


Рис. Розподіл геоелементів у флорі Карпат.

Умовні позначення: А – аркто-альпійський елемент; Б – монтанний елемент; В – альпійський елемент; Г – альпійсько-карпатсько-балканська група; Д – карпатсько-балканський елемент; Е – види з ареалами зв'язаними з Балканами; Є – євразійський елемент; 1 – Західні Карпати, 2 – Східні Карпати, 3 – Південні Карпати, 4 – Трансільванське плоскогір'я, 5 – Бігор (Апушені, Західні гори).

Очевидним є той факт, що з усіх сусідніх територій найтісніші зв'язки Карпати мають з Балканами, а розподіл 360 видів, ареал яких пов'язаний з Балканами, по території Карпат нерівномірний, що ілюструє діаграма (рис., Е).

Інші групи монтанних видів не є такими багаточисельними, проте з фітогеографічної та фітоісторичної точок зору є надзвичайно важливими. До них належать, зокрема, піренейсько-карпатсько-балкансько-кавказький *Gentiana pyrenaica* L. (Східні Карпати), піренейсько-альпійсько-карпатсько-балканські – *Erigeron atticus* Vill. (Беланські Татри, Родна, Чехлау, Бірсеї, Бучеджі) і *Calycocorsus*

stipitatus (Jacq.) Rauschert (Західні Карпати – Західні Бескиди), піренейсько-альпійсько-карпатські *Pinus uncinata* Mill. (Західні Карпати – Підтатранські котловини), *Gentiana acaulis* L. (Східні і Південні Карпати) і *Luzula luzulina* (Vill.) Dalla Torre et Sarnth (Західні, Східні, Південні Карпати, Бігор), піренейсько-карпатський – *Festuca eskia* Ramond ex DC., відома лише з одного локалітету в Південних Карпатах – на скелях Мелеешті в масиві Ретезат.

Групи видів, ареали яких засвідчують зв'язок флори Карпат з Апенінами також не є багаточисельними: до апенінсько-альпійсько-балкансько-карпатської групи належить 7 видів, серед них *Soldanella pusilla* Baumg., *Omphalodes verna* Moench, *Jasione laevis* Lam. subsp. *orbiculata* (Griseb. ex Velen.) Tutin (Південні Карпати), *Carduus collinus* Waldst. et Kit. subsp. *glabrescens* (Sagorski) Kazmi (Західні Карпати), *Hieracium scorzonrifolium* Vill., *H. bupleuroides* C.C.Gmel. (Західні і Східні Карпати), *Carex firma* Host (Західні, Східні і Південні Карпати); до апенінсько-альпійсько-карпатської – належить 8 таксонів: *Pritzelago alpina* (L.) Kuntze subsp. *brevicaulis* (Hoppe) Greuter et Burdet, *Pedicularis hacquetii* Graf, *Achillea stricta* (Koch) Schleich. ex Gremli, *Saussurea discolor* (Willd.) DC. (Західні, Східні і Південні Карпати), *Primula auricula* L. subsp. *auricula*, *Luzula spicata* (L.) DC. subsp. *mutabilis* Chrték et Křisa (Західні Карпати), *Allium ericetorum* Thore (всі сектори), *Juncus trifidus* L. subsp. *monanthos* (Jacq.) Asch. et Graebn. (Східні і Південні Карпати); до апенінсько-балкансько-карпатської – *Alyssoides utriculata* (L.) Medik., *Linaria genistifolia* (L.) Mill. subsp. *dalmatica* (L.) Maire et Petitm., *Edraianthus kitaibelii* A.DC. (Південні Карпати), *Campanula glomerata* L. subsp. *elliptica* (Kit. ex Schult.) O.Schwarz (Західні, Східні, Південні Карпати, Бігор), *Allium paniculatum* L. subsp. *fuscum* (Waldst. et Kit.) Arcang. (Східні, Південні Карпати, Трансильванія).

Незважаючи на незначну віддаленість від Судет, серед монтанних видів лише 13 – зустрічаються в обох гірських системах. Серед них *Salix helvetica* Vill., *Hieracium tephrosoma* (Nägeli et Peter) Zahn (Західні Карпати), *Erigeron acer* L. subsp. *macrophyllus* (Herbich) Gutermann, *Achillea millefolium* L. subsp. *sudetica* (Opiz) Weiss, *Hieracium nigratum* Uechtr (Західні, Східні і Південні Карпати), *H. melanocephalum* Tausch, *Festuca versicolor* Tausch subsp. *versicolor* (Західні, Східні і Південні Карпати, Трансильванія), *Hieracium bifidellum* (Zahn) P.D.Sell et C.West, *H. chlorocephalum* Wimm. (Західні і Східні Карпати) зростають в Альпах, Карпатах і Судетах, *Primula halleri* J.F.Gmelin, *Gentiana punctata* L., *Rhinanthus alpinus* Baumg. – в Альпах, Судетах, Карпатах і Балканах, *Salix silesiaca* Willd., *Petasites kablikianus* Tausch ex Bercht., *Senecio integrifolius* (L.) Clairv. subsp. *capitatus* (Wahlenb.) Cuf. – в Карпатах, Судетах і Балканах, *Larix decidua* Mill. subsp. *polonica* (Racib.) Domin, *Thymus pulcherrimus* Schur subsp. *sudeticus* (Lyka) P.A.Schmidt, *Euphrasia minima* Jacq. ex DC. subsp. *tatrae* (Wettst.) Hayek, *Campanula rotundifolia* L. subsp. *kladniana* (Schur) Tacik, *Centaurea macroptilon* Borbás subsp. *oxylepis* (Wimm. et Grab.) Soó, *Hieracium apiculatum* Tausch, *H. fritzei* F.W.Schultz, *H. atrellum* (Zahn) Juxip, *H. sudeticum* Sternb. – в Судетах і Карпатах.

Досить слабкими є зв'язки флори Карпат з Кавказом: жоден вид не має карпатсько-кавказького ареалу, більшість видів, спільних з Кавказом, мають в Європі значно ширші ареали: в усіх європейських горах Європи зростають *Ranunculus oreophilus* M.Bieb. та *Helianthemum grandiflorum* (Scop.) DC. subsp. *grandiflorum*; в Альпах, Карпатах, Балканах – *Orobanche flava* Mart. ex F.W.Schultz, *Hieracium*

conicum Arv.-Touv., *Poa hybrida* Gaudin; в Альпах і Карпатах – *Cyclamen purpurascens* Mill.; карпатсько-балкансько-кавказька група поширення має у флорі Карпат шість представників – *Waldsteinia geoides* Willd., *Verbascum speciosum* Schrad. (всі сектори), *Alchemilla erythropoda* Juz. (Західні Карпати), *Crepis sancta* (L.) Babcs. (Південні Карпати), *Tanacetum macrophyllum* (Waldst. et Kit.) Sch. Bip. (Південні Карпати, Трансільванія), *Leontodon crispus* Vill. (Східні, Південні Карпати, Бігор).

Нечисельними і малочисленними є групи видів, ареали яких охоплюють різні гірські системи Європи, Кавказ та гори Малої Азії: карпатсько-балкансько-кавказько-анатолійська група поширення має 7 представників у флорі Карпат: *Juglans regia* L., *Verbascum chaixii* Vill. subsp. *orientale* (Schott ex Roem. et Schult.) Hayek (Південні Карпати), *Quercus polycarpa* Schur, *Carex depressa* Link subsp. *transsilvanica* (Schur) Richt. (всі сектори), *Telekia speciosa* (Schreb.) Baumg., *Phleum montanum* C. Koch (Східні, Південні Карпати, Бігор, Трансільванія), *Scleranthus uncinatus* Schur (Східні, Південні Карпати, Трансільванія); карпатсько-кавказько-анатолійська – лише одного – *Alchemilla mollis* (Buser) Rothm.; в Карпатах, Балканах і горах Анатолії зустрічається дев'ять видів: *Arenaria rotundifolia* M.Bieb., *Adenostyles alliariae* (Gouan) A.Kern. subsp. *hybrida* (Vill.) Tutin (Південні Карпати), *Bruckenthalia spiculifolia* (Salisb.) Rechb. (Східні, Південні Карпати, Бігор), *Syringa vulgaris* L. (Південні Карпати, Бігор, Трансільванія), *Lamium garganicum* L. subsp. *laevigatum* Arcang., *Plantago gentianoides* Sibth. et Sm., *Campanula sparsa* Friv. subsp. *sphaeranthrix* (Griseb.) Hayek (Східні, Південні Карпати), *Veronica bachofenii* Heuff. (Південні Карпати, Бігор), *Rhinanthus rumelicus* Velen. (всі сектори).

Про слабкість зв'язків з горами Азії свідчить факт, що лише 8 монтанних – *Alnus incana* (L.) Moench, *Ribes petraeum* Wulf., *Prunus padus* L. subsp. *borealis* Cajander, *Cortusa matthioli* L., *Bupleurum longifolium* L. subsp. *longifolium*, *Scutellaria alpina* L. subsp. *alpina*, *Euphrasia hirtella* Jordan ex Reuter, *Plantago atrata* Hoppe та п'ять альтимонтанних таксонів – *Polygonum alpinum* All., *Saxifraga moschata* Wulf. subsp. *moschata*, *Astragalus australis* (L.) Lam. subsp. *australis*, *Gentiana verna* L., *Erigeron alpinus* L. subsp. *alpinus* – мають євразійський або європейсько-західноазійський ареал.

Особливої уваги з фітоісторичної точки зору заслуговують монтанні види з диз'юнктивним ареалом, як наприклад, поширені в горах Центральної й Південної Європи та після великого розриву – в реліктових локалітетах на Уралі *Veronica urticifolia* Jacq. та *Carex atrata* L. subsp. *aterrima* (Hoppe) Čelak. [5].

Група видів, що зв'язує флору Карпат із сусідніми територіями, налічує 10 таксонів, серед яких є карпатсько-центральносхідноєвропейський *Pedicularis exaltata* Besser, карпатсько-балкансько-панонські *Rumex patientia* L. subsp. *recurvatus* (Rech.) Rech.f. і *Helleborus purpurascens* Waldst. et Kit., карпатсько-панонські *Dianthus lumnitzeri* Wiesb., *Galium abaujense* Borbás, *Teucrium montanum* L. subsp. *pannonicum* (A.Kern.) Pawłowska (Західні Карпати), *Cirsium furiens* Griseb. et Schenk (румунська частина території Карпат), *Festuca pseudodalmatica* Krajina ex Domin (всі сектори), альпійсько-панонські *Knautia kitaibelii* (Schult.) Borbás та *Allium suaveolens* Jacq., поширені лише в секторі Панонської флори.

Більше третини видового складу становлять придаткові для флори гірської системи ("придаточные" – за Малишевим [2 – с. 165]) види євразійського, європейсько-кавказького, субсередземноморського, субатлантичного елементів та груп перехідних видів.

Переважна більшість представників євразійського елемента – це широко розповсюджені в межах свого ареалу види, досить рівномірно розподілені по території Карпат (рис., Є). Проте, й серед них є ряд рідкісних, як *Cypripedium calceolus* L., *Erythronium dens-canis* L., *Epipogium aphyllum* Swartz, *Hammarbya paludosa* (L.) Kuntze, *Herminium monorchis* (L.) R.Br. тощо та інших, поширення яких в Карпатах має реліктовий характер, як, наприклад, *Carex humilis* Leyss. в реліктових сосняках на південних макросхилах Західних Карпат [33, 42], чи на вапнякових скелях Мармароського масиву [13], *Ephedra distachya* L. в Південних Карпатах і Трансільванії, *Conioselinum tataricum* Hoffm. на вапняках у різних частинах Карпат, *Betula humilis* Schrank у Східних Карпатах на території Румунії, *Ligularia sibirica* (L.) Cass. – біля підніжжя Татр і у Східних Карпатах тощо.

Серед придаткових видів досить суттєвою є участь 406 видів субсередземноморського елемента. Окрім широко розповсюджених видів, дуже часто – бур'янів (*Polycnemum arvense* L., *Chenopodium ficifolium* Sm., *Atriplex littoralis* L., *Ranunculus arvensis* L., *Papaver rhoeas* L. тощо), у складі субсередземноморської групи поширення цього елемента є ряд рідкісних і реліктових видів, серед яких найвизначнішими є *Marsilea quadrifolia* L., *Juniperus sabina* L., *Agrostemma githago* L., *Dictamnus albus* L., *Trapa natans* L., *Nymphoides peltata* (S.G.Gmel.) Kuntze та інші.

Посеред 33 представників європейської групи поширення субсередземноморського елемента рідкісними і загроженими є *Staphylea pinnata* L., *Fritillaria meleagris* L., *Galanthus nivalis* L., *Epipactis placentina* Bongiorno et Grünander, *Orchis pallens* L. Найбільшою групою, що належить до цього елемента, є балканська група поширення (59 видів), значна кількість представників якої зростає лише у Південних Карпатах, зокрема, на найпівденніших їх відрогів – в масиві Мехедінці на скелях Залізних Воріт. Ще дві групи поширення – балкансько-малоазійська та центрально-південноєвропейсько-кавказько-малоазійська – малочисельні (відповідно, два і три види).

Значною у флорі є роль груп видів, що зв'язують субсередземноморський регіон з іншими, як наприклад, найбагаточисельніші групи центральноєвропейсько-середземноморська (84 таксони) та східноєвропейсько-середземноморська (64 таксони).

Віддаленість Карпат від Атлантичного океану зумовлює мізерну участь в їх флорі атлантичного елемента (єдиний його представник – *Spergula pentandra* L.) і більшу – трьох груп перехідних видів: субатлантично-середземноморської (50 таксонів), субатлантично-центральноєвропейської (17 таксонів), атлантично-центральноєвропейсько-середземноморської (39 таксонів). Значна частина цих видів концентрується по зовнішньому периметру Карпат, рідше заходячи вглиб гірської системи. Вартими уваги у цих групах є ряд представників родини *Orchidaceae*: *Ophrys fuciflora* (F.W.Schmidt) Moench, *Himantoglossum hircinum* (L.) Spreng. subsp. *hircinum*, *Orchis mascula* (L.) L. subsp. *mascula*, *Orchis simia* Lam., *Dactylorhiza sambucina* (L.) Soó, *Limodorum abortivum* (L.) Swartz, *Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce.

Підсумки

За характером ареалів усі таксони флори Карпат відносяться до 2 типів географічних елементів, 10 географічних елементів, 85 груп поширення та 19 груп перехідних видів.

У складі флори Карпат переважають види з європейськими (47,3%) і євразійськими (37,5%) ареалами, що відображає вплив розташування Карпат на шляху перетину усіх головних міграційних шляхів на її склад.

Значна участь аркто-альпійських (121 таксон, 3,5%) і монтанних (754 таксонів, 21,9%) видів відображає гірський характер флори.

Найтісніші зв'язки флора Карпат має з сусідніми гірськими системами, про що свідчить високий відсоток (15%) у її складі видів, ареали, яких пов'язані з Балканами і Альпами.

Розподіл видів різних елементів по території Карпат є нерівномірним. Аркто-альпійські й альтимонтанні види зосереджені у високогірних масивах Західних, Східних і Південних Карпат, балканські – в Південних і Східних Карпатах, субсередземноморські – в Південних Карпатах та на південних відрогах Західних Карпат, натомість придаткові види євразійського і європейського елементів розподілені по всьому регіону досить рівномірно.

1. Визначник рослин Українських Карпат / Ред. Чопик В.І., Котов М.І., Протопопова В.В. – Київ, Наук. думка, 1977. – 434 с.
2. Высокогорная флора Станового нагорья / Ред. Малышев Л.И. – Новосибирск: Наука, 1972. – 270 с.
3. Загальський М.М. Хорология, структура популяцій та охорона орхідних (*Orchidaceae* Juss.) західних регіонів України: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Київ, 1994. – 26 с.
4. Камелин Р.В. Флорогенетический анализ естественной флоры горной Средней Азии. – Л.: Наука, 1973. – 354 с.
5. Клепов Ю.Д. Анализ флоры широколиственных лесов европейской части СССР. – Киев: Наук. думка, 1990. – 351 с.
6. Лазаренко А.С. Основні засади класифікації ареалів листяних мохів Радянського Далекого Сходу // Укр. ботан. журн., 1956. – 13, №1. – С. 31-40.
7. Макаревич М.Ф. Аналіз ліхенофлори Українських Карпат. – К.: Вид-во АН УРСР, 1963. – 265 с.
8. Малиновский А. К. Монтанный элемент флоры Украинских Карпат. – К.: Наук. думка, 1991. – 236 с.
9. Малиновський К.А. Рослинність високогір'я Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1980. – 277 с.
10. Определитель высших растений Украины / Ред. Доброчаева Д.Н., Котов М.Н., Прокудин Ю.Н. и др. – К.: Наук. думка, 1987. – 545 с.
11. Прокудин Ю.Н., Вовк А.Г., Петрова О.А., Ермоленко Е.Д., Верниченко Ю.В. Злаки Украины: К.: Наук. думка, 1977. – 517 с.
12. Скворцов А.К. Ивы СССР. – М.: Изд-во Наука, 1968. – С.
13. Тасенкевич Л.О., Стойко С.М. Реліктовий локалітет *Carex humilis* Leyss. (*Cyperaceae*) в Українських Карпатах // Укр. ботан. журн. – 1994, 51, №4. – С. 130-133.
14. Тахтаджян А. Л. Флористические области Земли. – Л.: Наука, 1978. – 247 с.
15. Толмачев А.И. Автохтонное ядро арктической флоры и ее связи с высокогорными флорами Северной и Центральной Азии // Проблемы ботаники. Т. 6. М. –Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 55-65.

16. Толмачев А.И. Введение в географию растений. – Л.: Изд-во Ленинград. ун-та, 1974. – 244 с.
17. Флора Української РСР // Київ, в-во АН УРСР, III-XII, 1953-1960.
18. Цвелев Н.Н. Злаки СССР. – Л.: Наука, 1975. – 787 с.
19. Чопик В.І. Високогірна флора Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1976. – 276 с.
20. Atlas Florae Europaeae. Distribution of vascular plants in Europe / eds. Jalas J., Suominen J., Lampinen R., Kurtto A. – Helsinki: Helsinki University Printing House, 1-12. 1972-1999.
21. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce / red. Zając A., Zając M. – Kraków, 2001. – 715 s.
22. Bernátová D., Škovirová K. *Arabis nova* Vill. (*A. saxatilis* All.) v Československu // Biologia, Bratislava, 1988, **43**. – S. 475-478.
23. Beldie Al. The Flora of Romania. Illustrated determinator of vascular plants. – Bucuresti: Editura Academiei Republicii Socialiste Romania, 1-II, 1977-1979.
24. Braun-Blanquet J. Essai sur les notions "d'élément" et de "territoire" phytogéographique // Arch. phys. nat. Genève, sér. 5, 1. 1919. – S. 497-612.
25. Braun-Blanquet J. L'origine et la developpement des flores dans le Massif Central de France avec aperçu sur les migrations des flores dans l'Europe sud-occidentale. – Paris: Léon Lhomme-Beer et Cie., 1923. – 288 p.
26. Dostál J. Nově Kvetena CSSR. – Praha: Academia Press, 1-2. 1989.
27. Flora Europaea / eds. Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M., Webb D.A. – Cambridge: Cambridge University Press, 1-5, 1964-1980.
28. Flora Europaea / eds. T.G.Tutin, N.A.Burges, A.O.Chater, J.R.Edmondson, V.H.Heywood, D.M.Moore, D.H.Valentine, S.M.Walters, D.A.Webb, J.R.Akeroyd, M.N.Newton. – Cambridge: Cambridge University Press, 1993, 1 (2nd ed.). – 581 p.
29. Flora Polska (Flora Polski) / red. Raciborski M., Szafer W., Pawłowski B., Jasiewicz A. Warszawa–Kraków, 1-XIV. – 1919-1992.
30. Flora Republicae Popularis Romanicae (Flora Republicii Populare Romane) / eds. Savulescu T., Nyárády E.I. – Bucuresti: Editio Academiae Popularis Romanicae, I-XIII. – 1952-1976.
31. Flora Slovenska / eds. Bertova L., Futóck J., Kmetová K. – Bratislava: Veda Press, 1-5. – 1966-2002.
32. Gajewski W. Elementy flory polskiego Podola. – Warszawa: Planta Polonica, 1937. – 211 s.
33. Katalóg biotopov Slovenska / eds. Stanová V., Valachovič M. – Bratislava: DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, 2002. – 225 p.
34. Kornaś J., Medwecka- Kornaś A. Geografia roślin. – Warszawa: Wyd-wo Naukowe PWN, 2002. – 634 s.
35. Květena České republiky / red. S Hejná, B.Slavík. – Praha: Academia Press, I-V, 1988-1997.
36. Meusel H., Jäger E., Weinert E. Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. – Jena: VEB Gustav Fischer, B.1. – 583 S.
37. Pawłowska S. Charakterystyka statystyczna i elementy flory polskiej / red.Szafer W., Zarzycki K. Szata roślinna Polski. 1, Warszawa: PWN, 1972. – S. 129-206.
38. Pawłowski B. Flora Tatrorum – plantae vasculares. – Warszawa : Państwowe Wydawnictwo Naukowe, 1. – 1956. – 672 pp.
39. Pax F. Grundzüge der Pflanzenverbreitung in den Karpathen. (Die Vegetation der Erde). – Leipzig, B. 1, 1898 – 270 S., B. 2. 1908 – 322 S.
40. Soó R. Synopsis systematico-geobotanica florum vegetanisque Hungariae. – Budapest: Akademiai Kiado, I-V. – 1964-1973.
41. Szafer Wl., S.Kulczynski, B.Pawłowski. Rośliny polskie // Warszawa, PWN, 1976. – 1019 pp.
42. Uhliřová J. Reliktné kalcifilné boriny a smrekovcové boriny Veľkej Fatry II. // Zborn. Slov. Nár. Múz., Bratislava, 1993, 39. – S. 23-36.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 581.524.3

О.Т. Кузярін

СИНТАКСОНОМІЯ РУДЕРАЛЬНОЇ РОСЛИННОСТІ ЗАПЛАВНИХ ЕКОСИСТЕМ БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ

Кузярін А.Т. Синтаксономия рудеральной растительности пойменных экосистем бассейна Западного Буга // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. Вип. – 21. – С. 29-52.

Составлен продромус рудеральной растительности для пойменных экосистем верхней части бассейна Западного Буга, включающий 2 класса, 2 подкласса, 3 порядка, 5 союзов, 11 ассоциаций, 4 субассоциации, 1 вариант и 5 сообществ. Описана новая ассоциация *Alopecuro geniculati* – *Cirsietum arvensis* с двумя субассоциациями: *A. g.-C. a. typicum* и *A. g.-C. a. trifolietosum repentis* союза *Arction lappae* R.Tx. 1937 em. 1950 класса *Artemisietea vulgaris*.

Kuzyarin, A. The The syntaxonomy of ruderal vegetation of flood plain ecosystems in the Western Bug river basin // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 29-52.

Prodrum of ruderal vegetation of flood plain ecosystems in the upper part of the Western Bug river basin, including 2 classes, 2 subclasses, 3 orders, 5 alliances, 11 associations, 4 subassociations, 1 variant and 5 communities is compiled. A new association *Alopecuro geniculati* – *Cirsietum arvensis* with two subassociations: *A. g.-C. a. typicum* and *A. g.-C. a. trifolietosum repentis* (All. *Arction lappae* R.Tx. 1937 em. 1950 Cl. *Artemisietea vulgaris*) is described.

Рудеральними угрупованнями або рудероценозами вважаються угруповання з визначальною (ефікаторною) участю терофітів та гемікриптофітів, так званих бур'янів на порушених екотопах. Вони виникають, головним чином, унаслідок інтенсивного антропогенного пресу і часто не мають практичного використання, але відіграють важливу роль у процесах відтворення порушених екосистем. Найповніше досліджено синтаксономію та еколого-ценотичну структуру рудеральних угруповань у країнах Західної та Центральної Європи [14-20].

Початок посиленого вивчення рудеральної рослинності в Україні припадає на 80, 90-ті роки минулого сторіччя [4, 5, 9-13]. Синтаксономічна схема рудеральної рослинності України, складена за флористичною класифікацією з часу появи її першого повного варіанту (10 класів, 13 порядків, 24 союзи, 91 асоціація) [12], знаходиться у закономірному динамічному процесі становлення, зазнаючи певних змін. З одного боку ці зміни пов'язані з суттєвими доповненнями фітосоціологічних даних на підставі ідентифікації відомих та опису нових синтаксонів, з іншого – переоцінкою обсягу та позицій окремих синтаксономічних одиниць різного рангу шляхом співставлення з сучасною синтаксономією європейських країн. За цими класифікаціями до рудеральної рослинності переважно відносять угруповання 6 (7) класів: *Bidentetea tripartiti*, *Artemisietea vulgaris*, *Agropyretea intermedio-repentis*, *Epilobietea angustifolii*, *Molinio-Arrhenatheretea* (*Plantaginetalia majoris*, *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae*) та *Stellarietea mediae* (*Sisymbrietalia*, *Polygono-Chenopodietalia*, *Eragrostietalia*). У даній публікації ми наводимо синтаксономію та еколого-ценотичні характеристики рудеральних угруповань класів *Bidentetea tripartiti* та *Artemisietea vulgaris* для басейну Західного Бугу. Угруповання витоптуваних ділянок на ущільнених субстратах порядку *Plantaginetalia majoris*, а також перезволожених пасовищ порядку *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae* на нашу думку є доцільнішим розглядати разом з іншими фітоценозами класу *Molinio-Arrhenatheretea*.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили в межах заплавної екосистем верхньої частини басейну Західного Бугу протягом 2001-2004 років. Район дослідження належить до Малополіського та Розтоцько-Опільсько-Кременецького геоботанічних округів Східноєвропейської широколистянолісової провінції. Збір польових даних, камеральну обробку отриманих матеріалів виконували за методом Браун-Бланке. Участь видів оцінювали за модифікованою шкалою [21]. При ідентифікації синтаксонів застосовували порівняльний аналіз сучасних класифікаційних схем окремих територій [2, 4-7, 9-20]. Досліджуючи частоту трапляння рослинних угруповань, ділили їх на: звичайні, часто поширені у регіоні, що налічують понад 20 місцезнаходжень (a_1); спорадичні з 11-20 локалітетів (a_2); відносно рідкісні, що відомі з 6-10 точок (b_1), та дуже рідкісні, виявлені в 1-5 локалітетах (b_2). При визначенні соціологічного статусу фітоценозів використовували чотирибальну шкалу: 1 – угруповання, що (ймовірно) зникли; 2 – угруповання, що перебувають під безпосередньою загрозою зникнення; 3 – угруповання під потенційною загрозою зникнення; 4 – умовно стабільні та експансивні угруповання. Таксономічну номенклатуру подано за “Визначником вищих рослин України” [8].

Результати досліджень

Продромус рудеральних угруповань заплавної екосистем басейну Західного Бугу.

BIDENTETEA TRIPARTITI R. Tx., Lohm. et Prsg 1950

***Bidentetalia tripartiti* Br. –Bl. et R. Tx. 1943**

***Bidention tripartiti* Nordh. 1940**

Bidentetum cernui Kobendza 1948

Bidenti-Polygonetum hydropiperis Lohmeyer in R.Tx. 1950 nom. inv.

B.-P. h. typicum Hilbig et Jage 1972

B.-P. h. polygonetosum minus R.Tx. 1979

Rumicetum maritimi Siss. 1946

Catabroso-Polygonetum hydropiperis (Lohm. 1942) Poli et J. Tx. 1960

***Chenopodion fluviatile* R. Tx. 1960**

D. c. *Chenopodium rubrum* – *Bidens frondosa*

D. c. *Xanthium strumarium*

ARTEMISIETEA VULGARIS Lohm., Prsg et R.Tx. in Tx. 1950

ARTEMISIENEA VULGARIS

***Artemisietalia vulgaris* Lohm. in R.Tx. 1947**

***Arction lappae* R.Tx. 1937 em. 1950**

Arctietum lappae Felföldy 1942

Arctio-Artemisietum vulgaris Oberd. ex Seybold et Müller 1972

Alopecuro geniculati-Cirsietum arvensis ass. nova

A. g.-C. a. *typicum* subass. nova

A. g.-C. a. *trifolietosum repentis* subass. nova

GALIO-URTICENEA (Pass. 1967)

***Convolvuletalia sepium* R.Tx. 1950**

***Senecion fluviatilis* R.Tx. (1947) 1950 em. R.Tx. 1967**

Senecionetum fluviatilis (Zanhleim. 1979) Th.Müll.1981 in Oberd. et all. 1983

***Convolvulion sepium* R.Tx. 1947 em. Th. Müll.1981**

Urtico-Calystegietum sepium Görs et Th. Müll.1969

Calystegio-Epilobietum hirsuti Hilbig, Heinrich et Niemann 1972

Calystegio-Eupatorietum Görs 1974

C.-E. var. *Calamagrostis epigejos*

D. c. *Urtica dioica* [GALIO-URTICENEA]

D. c. *Echinocystis lobata* [GALIO-URTICENEA]

D. c. *Solidago serotina* [GALIO-URTICENEA]

Характеристика синтаксонів рудеральної рослинності

Клас *BIDENTETEA TRIPARTITI* R. Tx., Lohm. et Prsg 1950

Порядок *Bidentetalia tripartiti* Br. –Bl. et R. Tx. 1943

Характерні види: *Bidens tripartita* L., *B. frondosa* L., *Polygonum hydropiper* L., *P. lapathifolium* L., *P. minus* Huds., *Rumex maritimus* L.

Союз *Bidention tripartiti* Nordh. 1940

Характерні види: *Atriplex prostrata* Boucher, *Bidens cernua* L., *B. tripartita*, *B. frondosa*, *Chenopodium glaucum* L., *Leersia oryzoides* (L.) Sw., *Polygonum hydropiper*, *P. lapathifolium*, *Ranunculus sceleratus* L.

Помірно нітрофільні угруповання літніх терофітів на порушених незадернованих ділянках з перемінним режимом зволоження (оголені береги евтрофних водойм, стічних каналів тощо), що періодично затоплюються алювіальними або стічними водами. Вони, як правило, формуються на місці водних та прибережно-водних угруповань класів *Lemnetea*, *Potametea*, *Phragmitetea* на час літньої межени і відзначаються відносно високою постійністю флористичного складу.

Асоціація *Bidentetum cernui* Kobendza 1948 (табл. 1, кол. 1)

Син.: *Bidentetum cernuo-tripartiti* Nowinski 1925, *Bidentetum cernui* Vierhapper 1935, *Ranunculo-Bidentetum cernui* Sissingh 1942, *Polygoneto-Bidentetum cernui* Sissingh in Westhoff et al. 1946.

Характерний вид: *Bidens cernua* (dom.).

Константні види: *Lemna minor*, *Alisma plantago-aquatica*.

Трапляються спорадично, заселяючи переважно замулені береги евтрофних слабопроточних або стоячих водойм (стариць, ставів), обводнені канали, рови тощо. У таблиці представлені описи типових угруповань асоціації, що виявлені на лівому березі р. Західний Буг в околицях сіл Гайок та Деревляни Кам'янка-Бузького р-ну. Вони утворились на місці водних фітоценозів асоціацій *Hydrocharitetum morsus-ranae* та *Lemnetum trisulcae* внаслідок замулення та заростання цих водойм.

Таблиця 1

Угруповання класу *Bidentetea tripartiti*

Синтаксони	1	2	2a	2b	3	4	5	6
Види \ Число описів	5	26	17	9	1	1	1	5
<i>Xanthium strumarium</i>	C7	.	II ⁺³	III ⁺³	.	.	+	V ³⁻⁵
<i>Bidention tripartiti</i>								
<i>Bidens cernua</i>	C1	V ⁴⁻⁵	III ^{+2b}	III ^{+2b}	IV ^{1-2a}	.	1	.
<i>Catabrosa aquatica</i>	C5	I	.	.	.	3	.	.

Продовження таблиці

Види \ Синтаксони		1	2	2a	2b	3	4	5	6
Ranunculus sceleratus		III	III ⁺¹	II ⁺¹	IV ⁺¹	1	.	1	.
Chenopodium fluviatile									
Atriplex prostrata		.	III ⁺¹	III ⁺¹	IV ⁺¹	.	.	1	IV
Chenopodium glaucum		.	II ⁺¹	I	IV ⁺¹	.	.	.	I
<i>Chenopodium rubrum</i>	C6	.	I ^{1-2a}	II ^{1-2a}	I ^{2a}	.	.	3	I ^{2a}
<i>Chenopodium album</i>	D	.	I ⁺¹	I ⁺¹	.	.	.	1	.
<i>Echinochloa crusgalli</i>	D	.	I ⁺	I ⁺	I	.	.	.	I
Bidentetalia tripartiti (*), Bidentetea tripartiti (**)									
<i>Bidens tripartita</i> *, **	C2	I	IV ^{1-2a}	IV ^{1-2a}	III ^{1-2a}	.	.	1	IV
Bidens frondosa **		II	III ^{1-2a}	III ^{1-2a}	I	.	.	3	IV
<i>Polygonum hydropiper</i> *, **	C2	II ^{1-2b}	V ¹⁻⁵	V ^{2b-5}	V ¹⁻⁴	.	.	1	IV ^{1-2a}
<i>Polygonum lapathifolium</i> **	C2	I ⁺	I ^{+2a}	II ^{+2a}	.	.	.	1	IV
<i>Polygonum minus</i> *	C2	.	II ^{+2a}	I ⁺	V ^{1-2a}	.	.	.	.
<i>Rumex maritimus</i> *	C3	.	IV ^{+2b}	III ⁺¹	V ^{+2b}	4	.	+	II ⁺¹
Інші види									
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		IV ^{1-2a}	II ⁺¹	III ⁺¹	I ⁺	1	1	1	I
<i>Glyceria maxima</i>		III ^{+2a}	II ^{+2a}	III ^{+2a}	.	.	1	1	I
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	D2	II ^{1-2a}	III ^{+2a}	III	V ^{+2a}	+	2a	.	.
<i>Oenanthe aquatica</i>		II	III ⁺¹	IV ⁺¹	III ⁺¹	.	.	1	.
<i>Glyceria fluitans</i>		II	II ^{+2a}	II ^{1-2a}	II ⁺¹	.	1	.	I
<i>Agrostis stolonifera</i>		I	II ^{+2b}	II ^{+2b}	III ⁺¹	.	2b	1	I ^{2a}
Myosotis palustris		I	II ⁺¹	II	II ⁺	.	2m	.	.
<i>Rorippa sylvestris</i>		I ⁺	V ⁺³	IV ⁺³	V	.	.	1	IV ^{1-2a}
Lycopus europaeus		.	V ⁺¹	V ⁺¹	IV	.	.	.	III
<i>Plantago major</i>		.	IV ⁺¹	III	V ⁺¹	.	.	1	IV
<i>Urtica dioica</i>		.	III ⁺¹	IV ⁺¹	II ⁺	.	.	.	V ⁺¹
<i>Potentilla anserina</i>		.	III ^{+2m}	II ⁺¹	III ^{+2m}	.	.	.	III ^{+2a}
<i>Alopecurus geniculatus</i>		.	II ^{+2a}	II ^{+2a}	II ⁺	.	1	.	II ^{2m}
<i>Ranunculus repens</i>		.	II ⁺¹	III ⁺¹	I ⁺	.	.	.	I
<i>Polygonum tomentosum</i>		.	II ^{1-2a}	II	II ^{1-2a}	.	.	1	I
<i>Polygonum aviculare</i> agg.		.	I ⁺¹	I ⁺¹	II ⁺¹	.	.	.	II
<i>Chamomilla suaveolens</i>		.	I	I	II ⁺¹	.	.	.	.
<i>Salix purpurea</i> , j-im		.	I ⁺¹	I ⁺	II ⁺¹	.	.	.	.
<i>Mentha aquatica</i>		.	I ⁺¹	I ⁺	II ⁺¹	.	.	.	.
<i>Artemisia annua</i>		.	I ⁺	I ⁺	II ⁺¹	.	.	.	II ⁺¹
<i>Mentha arvensis</i>		.	I	I	II	.	.	.	.
<i>Potentilla norvegica</i>		.	I ⁺	I ^{un}	II ⁺	.	.	.	.

Закінчення таблиці

Види \ Синтаксони		1	2	2a	2b	3	4	5	6
<i>Veronica beccabunga</i>	D2b	.	I ⁺¹	I ⁺	II ⁺¹	.	.	.	.
<i>Poa annua</i>	D2	.	I	I	II	.	.	.	I ^{2a}
<i>Phalaroides arundinacea</i>		.	II ⁺¹	III ⁺¹	.	.	.	1	II
<i>Rumex confertus</i>		.	I ⁺¹	II ⁺¹	.	.	.	.	.
<i>Polygonum amphibium</i>		.	I ^{1-2m}	II ^{1-2m}	.	.	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i> , v		.	I ⁺¹	I ⁺¹	.	.	.	.	II ^{+2a}
<i>Cyperus fuscus</i>	D2b	.	I ^{1-2a}	.	III ^{1-2a}	.	.	.	.
Gnaphalium uliginosum		.	I ⁺¹	.	III ⁺¹	.	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.		.	I ⁺	.	II ⁺	.	.	.	I ⁺
<i>Juncus bufonius</i>		.	I ⁺¹	.	II ⁺¹	.	.	.	.
<i>Senecio viscosus</i>	D2	.	I ^{un}	.	I ^{un}	.	.	.	.
<i>Lemna minor</i>		V ^{2a-3}	I	I	.	2m	2m	.	.
<i>Typha latifolia</i>		III	I ⁺	I ⁺	.	.	.	+	.
<i>Salix triandra</i> , j-im		II ⁺	I ⁺	I ⁺	.	.	.	.	.
<i>Spirodela polyrrhiza</i>		II ^{2m}	I	I	.	2m	.	.	.
<i>Rorippa amphibia</i>		I	II ^{+2m}	II ^{+2m}	.	.	.	1	I ^{2a}
<i>Galium palustre</i>		I	I ^{1-2a}	II ^{1-2a}	.	.	.	.	.
<i>Rumex crispus</i>		I	I	II	.	.	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>		I ⁺	I ⁺¹	II ⁺¹	.	.	.	.	II ⁺¹
<i>Poa palustris</i>		I	I ⁺	I ⁺	.	.	.	.	.
<i>Lemna trisulca</i>		I ³	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex pseudocyperus</i>		II	.	.	.	.	.	.	.
<i>Siella erecta</i>		II	.	.	.	.	.	.	.
<i>Veronica catenata</i>		II	.	.	.	.	.	.	.
<i>Callitriche</i> sp.		.	.	.	.	.	3	.	.

Інші види-асектатори I класу постійності з проєктивним покриттям менше 5%:

Acorus calamus, v (2a, 6); *Amaranthus lividus* (2b); *Anthemis cotula* (2a); *Arctium lappa* (2a); *Artemisia vulgaris* (2a); *Butomus umbellatus* (1, 2a, 6); *Caltha palustris* (2a); *Capsella bursa-pastoris* (2a); *Cardamine amara* (2b); *Carduus crispus* (2a); *Carex acuta* (2a, 5); *C. elata* (2a); *C. hirta* (2a); *Chamomilla recutita* (2a); *Cicuta virosa* (1); *Cirsium vulgare* (2b); *Descurainia sophia* (2a); *Echinocystis lobata* (6); *Eleocharis acicularis* (3); *E. palustris* (1, 2a, 3, 6); *Epilobium hirsutum* (1, 2a, 2b); *E. obscurum* (2a, 2b); *E. palustre* (1); *E. parviflorum* (2b); *E. tetragonum* (2a); *Equisetum fluviatile* (1); *E. palustre* (1); *Erysimum cheiranthoides* (2a, 6); *Fallopia convolvulus* (2b); *Juncus compressus* (1); *J. inflexus* (2a); *Leersia oryzoides* (2a); *Limosella aquatica* (2b); *Lythrum salicaria* (2b); *Matricaria perforata* (2a, 2b); *Mentha verticillata* (2a); *Myosoton aquaticum* (2a, 6); *Plantago lanceolata* (2b); *Pulicaria vulgaris* (2b, 6); *Rumex conglomeratus* (2a, 2b, 6); *R. hydrolapathum* (1); *Sagittaria sagittifolia* (2a); *Salix aurita*, j-im (2b); *S. fragilis*, j-im (2a); *Scirpus sylvaticus* (6); *Scrophularia umbrosa* (2b); *Sium latifolium* (2a); *Sonchus*

asper (6); *S. oleraceus* (2a, 6); *Sparganium emersum* (2a); *Stachys palustris* (2a); *Stellaria nemorum* (2a); *S. palustris* (1, 2a); *Trifolium repens*, v (2a); *Tussilago farfara* (2b); *Ulmus glabra*, im (2b); *Urtica urens* (2b).

Умовні позначення: Синтаксони: 1 – ass. *Bidentetum cernui*; 2 – ass. *Bidenti-Polygonetum hydropiperis*; 2a – B.-P. h. subass. *typicum*; 2b – B.-P. h. subass. *polygonetosum minus*; 3 – ass. *Rumicetum maritimi*; 4 – ass. *Catabroso-Polygonetum hydropiperis*; 5 – com. *Chenopodium rubrum* - *Bidens frondosa*; 6 – com. *Xanthium strumarium*. С – характерні види; D – диференціальні види. Вікові стани рослин: j – ювенільний; im – іматурний; v – віргінільний. Класи постійності видів: I – до 20%; II – 21-40%; III – 41-60%; IV – 61-80%; V – 81-100%. Бали проективного покриття: un – одна особина; + – 2-5 особин, покр. < 5%; 1 – 6-50 особин, покр. < 5%; 2m – > 50 особин, покр. < 5%; 2a – покр. 5-15% незалежно від кількості особин; 2b – покр. 16-25%; 3 – покр. 26-50%; 4 – покр. 51-75%; 5 – покр. 76-100%.

Bidens cernua знаходиться тут в екологічному оптимумі і формує основний ярус травостою 80-100 см заввишки з проективним покриттям понад 50%. Під час масового цвітіння домінанта, що припадає на кінець літа – першу половину осені, створюється характерний аспект угруповань зелено-жовтого кольору. У їхньому складі беруть участь нечисленні, головним чином, гідрофільні види класів *Bidentetea*, *Lemnetea*, *Phragmitetea*, зокрема *Ranunculus sceleratus*, *Polygonum hydropiper*, *Siella erecta* (Huds.) M. Pimen., *Oenanthe aquatica* (L.) Poir., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid., *Veronica catenata* Pennell та інші. У наводному ярусі часто домінують лемниди (*Lemna minor* та *L. trisulca* L.), які можуть виконувати роль диференціальних видів даних угруповань відносно асоціації *Bidenti-Polygonetum hydropiperis*. При критичному падінні рівня води лемниди масово відмирають, збагачуючи ґрунт азотом та іншими мінеральними елементами живлення.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₂.

Асоціація *Bidenti-Polygonetum hydropiperis* Lohmeyer in R.Tx. 1950 nom. inv. (табл. 1, кол. 2, 2a, 2b)

Син.: *Polygono-Bidentetum* (Koch 1926) Lohm. 1950, *Bidentetum tripartiti* Koch 1926, *Polygonetum hydropiperis* Passarge 1965, *Bidenti-Polygonetum mitis* R. Tx. 1979; incl. *Polygono lapathifolii-Bidentetum tripartitae* Klika 1935.

Характерні види: *Bidens tripartita* (dom.), *Polygonum hydropiper* (dom.), *P. minus*, *P. lapathifolium*.

Диференціальні види стосовно *Bidenti-Polygonetum mitis*, *Echinochloo-Polygonetum*: *Bidens cernua*, *Veronica anagallis-aquatica* L., *Senecio viscosus* L., *Poa annua* L., *Veronica beccabunga* L.

Константні види: *Lycopus europaeus* L., *Oenanthe aquatica*, *Plantago major* L., *Rorippa sylvestris*, *Rumex maritimus*.

Спорадично поширені піонерні ефемерні угруповання. Займають невеликі ділянки оголених берегів річок, стариць, ставів, меліоративних каналів тощо, часто розташованих в місцях водопою та вигулу сільськогосподарських тварин. Як правило, вони межують з іншими фітоценозами союзу *Bidention*, а також з водною (*Lemnetea*, *Potametea*), прибережно-водною (*Phragmitetea*) та лучною рослинністю (*Plantaginetalia majoris*, *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae*).

Відзначаються досить неоднорідним одно-, двох'ярусним травостоєм з проєктивним покриттям 40-100% та висотою до 80 (150) см. У складі окремих угруповань беруть участь 8-32 види судинних рослин. Основу травостою (перший ярус) переважно формують один або два характерні види асоціації (*Bidens tripartita*, *Polygonum hydropiper*). Співдомінантами в окремих угрупованнях виступають *Bidens cernua*, *Polygonum minus*, *Cyperus fuscus* L., *Rorippa sylvestris*. Досить часто з незначним проєктивним покриттям трапляються види порядків *Plantaginietalia majoris* і *Trifolium fragiferae*-*Agrostietalia stoloniferae* класу *Molinio-Arrhenatheretea* (*Plantago major*, *Potentilla anserina* L., *Agrostis stolonifera*), класу *Phragmitetea* (*Oenanthe aquatica*) та інші (*Veronica anagallis-aquatica*, *Lycopus europaeus*). Максимальний розвиток фітоценозів припадає на кінець літа – початок осені (серпень – вересень) під час цвітіння та плодоношення домінантних видів.

Угруповання представлені у регіоні двома підасоціаціями: *Bidenti-Polygonetum hydropiperis typicum* (кол. 2a) та *Bidenti-Polygonetum hydropiperis polygonetosum minus* (кол. 2b). Останній синтаксон діагностується головним чином участю *Cyperus fuscus*, високою ценотичною роллю *Polygonum minus* та відзначається значно меншою висотою основного ярусу, а також дещо розрідженим травостоєм.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₁.

Асоціація *Rumicetum maritimi* Siss. 1946 (табл. 1, кол. 3)

Син.: *Rumicetum maritimi* Lauterborn 1917 p.p., *Rumicetum maritimi* De Vries et al. 1940 p.p., *Rumicetum maritimi* Sissingh 1942 p.p., *Rumicetum maritimi* Sissingh in Westhoff et al. 1946, *Ranunculetum scelerati* R. Tx. 1950, *Bidenti-Ranunculetum scelerati* R. Tx. 1979.

Характерний вид: *Rumex maritimus* (dom.).

Диференціальний вид: *Oenanthe aquatica*.

Відносно рідкісні для регіону угруповання, приурочені до мулистих відкладів оголених берегів замкнених та слабопроточних найбільш евтрофованих водойм. Вони належать до флористично бідних ценозів з домінуванням терофіту *Rumex maritimus*. Одне з таких угруповань описане з правобережної заплави р. Західний Буг (берег стариці з глибиною води 0-8 см) в околицях с. Забужжя Кам'янка-Бузького р-ну. У складі даного угруповання зафіксовано 8 видів судинних рослин. Трав'яне проєктивне покриття становило 70-80%, висота одноярусного травостою – 20-50 см. Покриття *Rumex maritimus* дещо перевищувало 50%. Серед асектаторних видів відмічені *Ranunculus sceleratus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Spirodela polyrrhiza*, *Lemna minor*, *Eleocharis palustris*, *E. acicularis* (L.) Roem. et Schult. та *Veronica anagallis-aquatica*. Фізіономічність фітоценозів визначають домінантний вид – *Rumex maritimus* (у другій половині літа-восени) та його нечисленні співдомінанти. До числа останніх найчастіше входить *Ranunculus sceleratus*, що створює під час свого масового цвітіння (весна-перша половина літа) жовтуватий аспект. Угруповання асоціації неоднозначно трактуються у літературі з позицій синтаксономії, хорології та фітосозології і потребують додаткових фітоценологічних досліджень. Так, W. Matuszkiewicz вказує на сучасну тенденцію поширення даних угруповань на території Польщі внаслідок поступової евтрофізації водойм [15]. Проте у Словаччині дані фітоценози відносять до рідкісних, що потребують охорони [14].

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / b₁.

Асоціація *Catabroso-Polygonetum hydropiperis* (Lohm. 1942) Poli et J. Tx. 1960
(табл. 1, кол. 4)

Син.: *Catabrosetum aquaticae* Rübel 1912, *Rorippo stenocarpae-Catabrosetum* Th. Müller et Görs in Th. Müller 1961, *Catabrosetum aquaticae* Lang 1967.

Характерний вид: *Catabrosa aquatica* (L.) Beauv. (dom.), гігрофіт.

Регіонально-рідкісні угруповання з катаброзою водяною вздовж берегів потічків, стічних каналів тощо з повільною течією води і піщано-мулистими та торфовими відкладами. Зазначені угруповання відмічені у заплавах Західного Бугу, Полтви та на заторфованій долині Тимковецького потоку. У таблиці представлений опис одного з таких фітоценозів виявленого на берегах невеличкого потічка, лівої притоки Західного Бугу поблизу с. Деревляни Кам'янка-Бузького р-ну. Ширина русла на різних ділянках потічка становила від 50 до 150 см. Максимальна глибина води у потічку на час спостереження не перевищувала 10-15 см.

Трав'яне проективне покриття дорівнювало 90-95%. Висота основного ярусу травостою становила 30-70 см. Мозаїчну структуру травостою створювали синузії з *Catabrosa aquatica* (30-70%), *Agrostis stolonifera* (5-20%), *Veronica anagallis aquatica* (5-15%), *Myosotis palustris* (L.) L. (5%) – на замулених ділянках потічка та *Callitriche* sp. (20-50%) - у товщі води. Серед асектаторних видів переважали прибережно-водні рослини класу *Phragmitetea*, зокрема *Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria fluitans*, *G. maxima* тощо. Фітоценози асоціації занесені до червоного списку угруповань водних макрофітів України [1], що заслуговують на охорону.

Категорія охорони / частота трапляння – 3 / b₁.

Союз *Chenopodion fluviatile* R. Tx. 1960

Син.: *Chenopodion glauci* Hejny 1974, *Chenopodion rubri* Soó 1968.

Вузькоспеціалізовані угруповання літніх терофітів переважно на нітрифікованих або засолених ґрунтах. Вони спорадично трапляються на пересихаючих ділянках берегів річок, стариць, а також вздовж стічних каналів.

Характерні види: *Chenopodium* spp., *Atriplex* spp. та інші таксони порядку *Chenopodietalia*.

Угруповання *Chenopodium rubrum* – *Bidens frondosa* (табл. 1, кол. 5)

Характерні види: *Chenopodium rubrum* L. (dom.), *Bidens frondosa* (subdom.).

Угруповання описане поблизу с. Спас Кам'янка-Бузького р-ну з невеликої ділянки оголеного берегу стариці (рукава ріки) Західного Бугу з потужними мулистими відкладами. Травостій угруповання характеризується щільним покриттям (95-100%) та нечітко вираженою двох'ярусною структурою з середньою висотою основного (другого) ярусу до 30 см. Основу травостою формують *Chenopodium rubrum* (50%) та *Bidens frondosa* (30%). До розрідженого першого ярусу входять високорослі види класу *Phragmitetea* (*Typha latifolia* L., *Phalaroides arundinacea* (L.) Rausch. тощо). Серед асектаторів, що загалом налічують 20 видів, переважають характерні таксони класу *Bidentetea*, зокрема *Bidens tripartita*, *B. cernua*, *Polygonum hydropiper*, *P. lapathifolium* та інші. Найбільш спорідненими з ними угрупованнями очевидно є фітоценози асоціації *Chenopodietum rubri* Timar 1950, що наводяться для Європи.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / b₁.

Угрупування *Xanthium strumarium* (табл. 1, кол. 6)

Характерний вид: *Xanthium strumarium* L. (dom.).

Константні види: *Urtica dioica* L., *Atriplex prostrata*, *Bidens frondosa*, *Bidens tripartita*, *Polygonum lapathifolium*, *Polygonum hydropiper*, *Rorippa sylvestris*, *Plantago major*.

Спорадично поширені сезонні термофільні угруповання з домінуванням адвентивного виду з Прикаспійської низовини, літнього терофіта *Xanthium strumarium*. Вони зосереджені у різних депресіях низької заплави, на пересихаючих берегах річок, старицях та водотоках тощо переважно з мулистими нітрифікованими ґрунтами по сусідству з деградованими пасовищами та місцями водопою худоби. Відмічено, що деякі угруповання виникають на місці ефемерної (весняно-літньої) прибережно-водної рослинності асоціації *Oenantherorippetum* Lohm. 1950. Остаточна синтаксономічна позиція угруповань не визначена. Зокрема, належить з'ясувати спорідненість їх з асоціацією *Xanthietum strumarii* Panca 1941 союзу *Sisymbrium officinalis* R. Tx., Lohm., Prsg 1950 порядку *Sisymbrietalia* J. Tx. 1961 класу *Stellarietea mediae* R. Tx., Lohm. et Prsg. 1950, що наводиться для півдня Польщі [15].

Видова насиченість угруповань налічує 10-26 судинних рослин. Серед них 5 видів діагностують союз *Chenopodium fluviatile*, зокрема *Chenopodium glaucum*, *C. rubrum*, *Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv., *Atriplex prostrata*. Пік розвитку фітоценозів припадає на осінь, коли масово цвітуть та плодоносять основні компоненти травостою (*Xanthium strumarium*, *Atriplex prostrata*, *Bidens frondosa*, *B. tripartita*, *Polygonum lapathifolium*, *P. hydropiper*, *Chenopodium glaucum*, *C. rubrum*, *Echinochloa crusgalli*). Травостій угруповань відзначається висотою 60-80 см та покриттям 95-100%. *Xanthium strumarium* формує основу травостою та створює аспект угруповань сірувато-зеленого кольору. Покриття домінанту коливається в межах 50-90%. Угрупування з *Xanthium strumarium* належать до невжитків.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₂.

Клас ARTEMISIETEA VULGARIS Lohm., Prsg et R.Tx. in Tx. 1950

Характерні види: *Artemisia vulgaris* L., *Carduus crispus* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Rumex obtusifolius* L., *R. confertus* Willd., *Urtica dioica* та характерні види нижчих синтаксономічних одиниць.

Угрупування нітрофільних високорослих дворічних та багаторічних трав на рудеральних ектопах і берегах евтрофних водойм.

Підклас ARTEMISIENEA VULGARIS

Характерні види: *Arctium tomentosum* Mill., *Artemisia vulgaris*, *Cirsium vulgare* (Savi) Ten., *Geranium pyrenaicum* L., *Linaria vulgaris* Mill., *Melandrium album* (Mill.) Garcke.

Диференціальні види: *Achillea millefolium* agg., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Chenopodium album* L., *Malva neglecta* Wallr.

Антропогенні угруповання багаторічних трав, що характерні для другої стадії заростання рудеральних ділянок після ценозів порядку *Sisymbrietalia*.

Порядок *Artemisietalia vulgaris* Lohm. in R.Tx. 1947**Союз *Arction lappae* R.Tx. 1937 em. 1950**

Характерні види: *Arctium lappa* L., *Conium maculatum* L., *Lamium album* L., *Rumex obtusifolius*.

Нітрофільні угруповання високорослих мезофільних трав.

Асоціація *Arctietum lappae* Felföldy 1942 (табл. 2, кол. 1)

Син.: *Balloto-Chenopodietum* R. Tx. 1931 em. Lohm. 1950, *Leonuro-Arctietum tomentosi* (Felföldy 1942) Lohm. ap. R. Tx. 1950, *Leonuro-Ballotetum nigrae* Slav. 1951, *Balloto-Leonuretum* v. Rochow 1951.

Характерні види: *Ballota ruderalis* Sw., *Arctium lappa*, *Urtica dioica*.

Полідомінантні рудеральні угруповання, не характерні для заплавної екосистеми регіону. Вони трапляються спорадично поблизу населених пунктів, локалізуючись на сміттєзвалищах та компостних купах. Угруповання асоціації мають східно-центральноєвропейське поширення і відзначаються значною регіональною мінливістю [15]. З огляду на останнє їх нерідко розглядають як окремі асоціації [14]. Вони формують щільну (100% п. п.) та високу (150-180 см) наземну фітомасу із слабо вираженою ярусною диференціацією. У травостой домінують характерні види асоціації та класу, які нерідко формують свої синузії. До них належать: *Ballota ruderalis* (15-20%), *Urtica dioica* (20-40%), *Arctium lappa* (20-45%), *Lamium album* (10-15%) та інші. Серед асектаторних видів відмічені *Chenopodium album*, *Malva neglecta*, *Sisymbrium officinale* (L.) Scop., *Rumex confertus*, *Geranium pyrenaicum*, *Urtica urens* L., *Descurainia sophia* (L.) Webb et Prantl та інші.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / b₁.

Таблиця 2

Угруповання класу *Artemisietea vulgaris*

Синтаксони		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Види \ Число описів		1	1	1	5	2	11	6	3	1
<i>Ballota ruderalis</i>	C1	2a	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thalictrum flavum</i>	D3	.	.	1	II ⁺¹	.	I	.	.	.
<i>Valeriana officinalis</i>	D3	.	.	1	.	.	III	.	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	C5	.	.	.	I ⁺	2 ^{2a}	I	.	.	.
<i>Scrophularia umbrosa</i>	C5	.	.	.	I ⁺	2	.	.	.	.
<i>Eupatorium cannabinum</i>	C6	.	.	2b	I	1	V ^{1-2b}	.	.	.
<i>Carex acutiformis</i>	D6	.	.	.	.	.	III	.	.	.
<i>Geum rivale</i>	D6	.	.	.	.	.	IV ^{1-2b}	.	.	.
<i>Calamagrostis epigeios</i>	C6 var	.	.	.	.	.	V ¹⁻⁴	.	.	1
<i>Carex hirta</i>	C6 var	.	.	.	I	.	I	.	.	.
<i>Populus tremula</i> , im-v	C6 var	.	.	.	.	.	I ⁺	.	.	.
<i>Salix aurita</i>	C6 var	.	.	.	.	1n	II ^{+2b}	.	.	.
<i>Tussilago farfara</i>	C6 var	.	.	1	I ⁺	.	I	.	.	.

Продовження таблиці

Види \ Синтаксони		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Echinocystis lobata	C8	.	1	.	.	.	.	I	3 ⁴⁻⁵	.
<i>Solidago serotina</i>	C9	.	.	.	.	.	.	.	.	5
<i>Arction lappae</i> , <i>Artemisietales vulgaris</i>										
Arctium lappa	C2	2b	.	.	I ⁺	.	.	.	.	.
<i>Conium maculatum</i>		.	1	.	.	.	I	.	.	.
<i>Lamium album</i>		2a	.	.	.	.	I	.	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	CC1	1	1	.	II ⁺¹	.	.	IV ⁺¹	.	.
<i>Onopordetalia acanthii</i>										
<i>Pastinaca sativa</i>		.	1	.	I ⁺	.	.	.	.	.
Artemisienea vulgaris										
<i>Arctium tomentosum</i>	C2	.	1	.	.	.	.	I ⁺	.	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	CC1, C2	.	1	.	III ⁺	.	.	.	.	.
<i>Cirsium vulgare</i>		.	.	.	.	.	I	.	.	.
<i>Geranium pyrenaicum</i>		1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Linaria vulgaris</i>		.	.	.	.	.	I	.	.	.
<i>Melandrium album</i>		.	.	.	.	.	I ⁺	I	.	.
<i>Achillea millefolium</i>	D	.	1	.	I ⁺	.	II	I ⁺	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	D	1	.	.	.	.	.	II ⁺¹	.	.
<i>Chenopodium album</i>	D	1	.	.	.	.	.	I	1	.
<i>Malva neglecta</i>	D	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Aegopodion podagrariae										
<i>Lamium maculatum</i>		.	.	.	I ⁺	.	.	.	.	.
<i>Aegopodium podagraria</i>	D	.	.	.	.	.	I	.	.	.
<i>Geranium pratense</i>	D	.	.	.	.	.	II	.	.	.
Glechometalia hederaceae										
Glechoma hederacea		.	1	1	III ^{1-2a}	.	II	I ^{2a}	.	.
<i>Heracleum sibiricum</i>	D	.	.	.	I	.	II	.	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	D	.	.	.	.	.	I	.	.	.
Senecion fluviatilis										
Cucubalus baccifer		.	.	.	.	.	I ⁺	.	.	.
<i>Senecio fluviatilis</i>	C3	.	.	2b	.	.	I ^{2a}	.	.	.
<i>Rubus caesius</i>	C SCl, D	.	.	2b	.	.	II ^{1-2b}	.	.	.
<i>Convolvulion, Convolvuletalia sepium</i>										
Calystegia sepium	D4	.	1	.	IV ^{2a-2b}	.	II	.	.	.
Myosoton aquaticum		.	.	.	I	.	I	I	.	.
<i>Cirsium oleraceum</i>	DOr	.	.	1	.	.	III ^{1-2b}	.	.	.

Продовження таблиці

Види \ Синтаксони		1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Filipendula denudata</i>	DOr	.	.	1	.	.	II ^{1-2b}	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	DOr	.	.	.	I ⁺	1	IV	.	.	.
<i>Mentha longifolia</i>	DOr	.	.	.	I ⁺	2	III ¹⁻⁴	.	.	.
<i>Phalaroides arundinacea</i>	DOr	.	.	2b	IV ^{1-2a}	1	.	III ^{2a}	3 ⁺¹	.
<i>Poa palustris</i>	DOr	.	.	.	.	.	I	.	.	.
<i>Symphytum officinale</i>	DOr	1	.	.	II	2	III	.	.	.
Galio-Urticenea										
<i>Carduus crispus</i>	CCl	.	1	.	II ⁺	.	I	I	.	.
Galium aparine	D4	1	.	1	II ^{+2a}	.	II	.	.	.
Artemisietea vulgaris										
Urtica dioica	C8, D4	3	1	1	V ^{2a-5}	.	II	V ⁵	3 ^{1-2a}	1
Cirsium arvense		1	.	1	II ⁺¹	.	III ¹⁻⁴	IV ⁺¹	.	.
<i>Elytrigia repens</i>		.	.	.	IV	.	.	I ^{2a}	.	.
Rumex confertus		.	.	.	.	.	I ^{1-2a}	.	.	.
Molinio-Arrhenatheretea										
<i>Alopecurus pratensis</i>		.	.	.	II	.	.	I	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>		.	.	.	.	.	I ^{1-2b}	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>		.	.	.	.	.	I ^{1-2a}	II	.	.
<i>Poa trivialis</i>		1	.	.	III	.	.	IV ^{1-2m}	.	.
<i>Ranunculus acris</i>		.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>		.	.	.	.	.	II	.	.	.
інші види										
Agrostis stolonifera		.	.	.	.	.	I ¹⁻³	.	.	.
<i>Angelica sylvestris</i>		.	.	1	.	.	II	.	.	.
<i>Bidens frondosa</i>		.	.	.	II ^{2a}	.	.	.	2 ^{2a}	.
<i>Calliergonella cuspidata</i>		.	.	.	.	.	I ^{2a}	.	.	.
<i>Campylium stellatum</i>		.	.	.	.	.	I ^{2a}	.	.	.
<i>Carex acuta</i>		.	.	1	.	1	II ⁺¹	.	.	.
<i>Carex flava</i>		.	.	.	.	.	II ¹⁻³	.	.	.
<i>Cirsium canum</i>		.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Cirsium palustre</i>		.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Coronaria flos-cuculi</i>		.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>		.	1	1	.	.	II	I ⁺	.	.
<i>Deschampsia caespitosa</i>		.	.	1	.	.	IV ¹⁻³	.	.	.
<i>Eleocharis palustris</i>		.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Equisetum palustre</i>		.	.	.	.	.	III	.	.	.
<i>Galium mollugo</i>		.	.	.	.	.	II	I	.	.

Закінчення таблиці

Види \ Синтаксони	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Geranium palustre</i>	.	.	1	.	.	II ⁺¹	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	.	II ⁺¹	.	.	.
<i>Hypericum tetrapterum</i>	.	.	.	.	.	II ^{1-2b}	.	.	.
<i>Inula britannica</i>	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	1	.	.	II	.	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	.	II ^{1-2a}	.	.	.
<i>Juncus tenuis</i>	.	.	.	.	.	I ^{2a}	.	.	.
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	.	I	2	II	.	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	.	.	.	1	V	.	.	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	1	.	I	.	II ⁺¹	.	.	.
<i>Plantago major</i>	.	.	.	I	.	II ⁺¹	.	.	.
<i>Polygonum hydropiper</i>	.	.	.	II ^{1-2a}	1	I	II ⁺¹	2 ^{2a-3}	.
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	.	III ⁺¹	.	III ^{1-2m}	III ⁺¹	.	.
<i>Potentilla erecta</i>	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Potentilla reptans</i>	.	.	.	II	.	I	I	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	I	.	III ^{1-2a}	III	.	.
<i>Rorippa amphibia</i>	.	.	.	.	.	.	.	1 ^{2a}	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	.	.	.	I	.	I	III ⁺¹	.	.
<i>Salix cinerea</i> , v	.	.	1	.	.	II ^{+2a}	.	.	.
<i>Salix fragilis</i> , im-v	.	.	2a	I ⁺	.	I	.	.	.
<i>Salix purpurea</i> , im-g	.	.	2a	.	1	II ⁺¹	.	.	.
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Sonchus arvensis</i>	.	.	.	II ⁺	.	I	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	.	.	I ⁺	.	II	III	1 ⁺	.
<i>Thelypteris palustris</i>	.	.	.	.	.	I ^{2b}	.	.	.

Інші види-асектатори I класу постійності з проєктивним покриттям менше 5% (un – 1): *Acer negundo*, v (7); *Alisma plantago-aquatica* (5, 6, 8); *Alnus glutinosa*, v (6); *Alopecurus geniculatus* (7); *Arrhenatherum elatius* (2); *Atriplex prostrata* (4, 7, 8); *Betula pendula*, im-v (6); *B. pubescens*, im-v (6); *Bromopsis inermis* (2, 4); *Bunias orientalis* (2); *Campanula patula* (6); *Cardaminopsis arenosa* (6); *Carex caespitosa* (6); *C. davalliana* (6); *C. flacca* (6); *C. lepidocarpa* (6); *C. leporina* (6); *C. paniculata* (5); *Centaurea jacea* (6); *Centaureum pulchellum* (6); *Cerastium holosteoides* (6); *Cirsium rivulare* (6); *Conyza canadensis* (2, 4); *Daucus carota* (6); *Descurainia sophia* (1); *Epilobium palustre* (5, 6); *E. parviflorum* (6); *Epipactis palustris* (6); *Equisetum fluviatile* (6); *Euonymus europaea*, v (6); *Festuca arundinacea* (7); *Fillago arvensis* (6); *Frangula alnus*, v (3); *Galeopsis speciosa* (6); *Galinsoga ciliata* (4); *Galium uliginosum* (6); *Glyceria maxima* (5, 6, 8);

Humulus lupulus, v (6); *Hypericum perforatum* (6); *Juncus capitatus* (6); *J. conglomeratus* (6); *J. inflexus* (5); *Leontodon autumnalis* (6); *Leucanthemum vulgare* (6); *Linum catharticum* (6); *Lotus corniculatus* (6); *Mentha aquatica* (5, 6); *Molinia caerulea* (6); *Myosotis palustris* (5, 6); *Odontites vulgaris* (6); *Oenanthe aquatica* (8); *Papaver rhoeas* (1); *Peucedanum palustre* (6); *Phleum pratense* (6); *Plantago lanceolata* (6); *Polygonum amphibium* (4, 6, 7, 8); *P. persicaria* (7); *Polytrichum* sp. (6); *Prunella vulgaris* (6); *Ribes nigrum* (4); *Rumex crispus* (4, 5, 6); *Sagina procumbens* (6); *Salix viminalis*, im-v (6, 8); *Scirpus sylvaticus* (6); *Selinum carvifolia* (6); *Siella erecta* (5); *Sonchus oleraceus* (7, 8); *Sparganium simplex* (6); *Stachys palustris* (4, 6, 7); *Stellaria nemorum* (7); *Stenactis annua* (6); *Trifolium pratense* (1); *Typha angustifolia* (6); *T. latifolia* (5, 6); *Urtica urens* (1); *Valeriana simplicifolia* (6); *Veronica arvensis* (6); *V. officinalis* (6); *Viburnum opulus*, v (6); *Viola arvensis* (6); *V. tricolor* (6); *Xanthium strumarium* (8).

Примітки: Синтаксони: 1 – ass. *Arctietum lappae*; 2 – ass. *Arctio-Artemisietum vulgaris*; 3 – ass. *Senecionetum fluviatilis*; 4 – ass. *Urtico-Calystegietum sepium*; 5 – ass. *Calystegio-Epilobietum hirsuti*; 6 – ass. *Calystegio-Eupatorietum* var. *Calamagrostis epigeios*; 7 – com. *Urtica dioica*; 8 – com. *Echinocystis lobata*; 9 – com. *Solidago serotina*.

Асоціація *Arctio-Artemisietum vulgaris* Oberd. ex Seybold et Müller 1972 (табл. 2, кол. 2)

Syn.: *Artemisietum vulgaris* Knapp 1948, *Arctio-Artemisietum* Oberd. et al. 1967

Характерні види: *Arctium lappa*, *A. tomentosum*, *Artemisia vulgaris*.

Спорадично поширені помірно нітрофільні угруповання на свіжих та вологих мінеральних ґрунтах. Вони трапляються невеликими фрагментами або вузькими смугами вздовж доріг, осушувальних меліоративних каналів, на насипних валах, дамбах тощо. Угруповання належать до центральної асоціації союзу, що не має власних характерних видів. Фізіономічність угруповань створюють високорослі компоненти травостою із значною ценотичною участю *Artemisia vulgaris* (dom.), *Arctium* spp. (dom.) та *Urtica dioica* (subdom.). Окрім домінантів, у складі угруповань беруть участь інші рудеральні, а також лучно-рудеральні види класів *Artemisietea vulgaris*, *Stellarietea mediae* та *Molinio-Arrhenatheretea* (*Elytrigia repens*, *Glechoma hederacea* L., *Poa trivialis* L., *Galium aparine* L. etc.).

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₂.

Асоціація *Alopecuro geniculati-Cirsietum arvensis* ass. nova (табл. 3)

Номенклатурні типи: опис № 14 (A. g.-C. a. *trifolietosum repentis* subass. nova), Львівська обл., Кам'янка-Бузький р-н, північна околиця с. Деревляни, центральна частина лівобережної заплави р. Західний Буг, 22. 06. 2004 р., опис № 7 (A. g.-C. a. *typicum* subass. nova), там же, 08. 07. 2004 р.; автор О.Т. Кузярін.

Характерні види: *Cirsium arvense* (dom.), *Rorippa sylvestris*, *Alopecurus geniculatus* L., *Poa trivialis*.

Константні види: *Elytrigia repens*, *Potentilla anserina*, *Ranunculus repens* L., *Galium palustre* L., *Agrostis stolonifera*.

Диференціальні види підасоціації A. g.-C. a. *trifolietum repentis*: *Trifolium repens* L., *T. fragiferum* L., *Taraxacum officinale* agg., *Inula britannica* L., *Potentilla reptans* L., *Ranunculus acris* L., *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.

Спорадичні високорослі лучно-рудеральні угруповання з домінуванням осоту польового. Вони займають дещо понижені або вирівняні ділянки приустьово-центральної заплави з нітрифікованими добре зволженими мінеральними (лучно-болотними) ґрунтами. Їхніми контактними фітоценозами є трансформовані угруповання класів *Phragmitetea* та *Bidentetea*, на місці яких вони найчастіше виникають, а також низькопродуктивні пасовища порядку *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae* та союзу *Cynosurion*, до яких вони переходять у процесі пасовищної дигресії. Видова насиченість угруповань становить 12-33 вищі рослини.

Основний (перший) ярус щільного (95-100%) травостою формує злісний лучно-польовий довгокореневищний бур'ян, характерний вид класу *Artemisietea vulgaris* – *Cirsium arvense*, що сягає у висоту до 160 см та створює покриття 70-98%. До цього ж ярусу входять деякі високорослі ініціальні (*Glyceria maxima*, *Phalaroides arundinacea*, *Poa trivialis*, *Veronica longifolia* L.) та інвазійні (*Urtica dioica*, *Carduus crispus* тощо) асектаторні види. Максимального розвитку вони набувають в угрупованнях типової підасоціації в умовах відсутнього або слабкого пасторального фактора.

У другому, переважно слабо вираженому ярусі висотою 30-70 см, виявлені *Rorippa sylvestris*, *Inula britannica*, *Poa pratensis* L., *Ranunculus acris*, *Elytrigia repens*, *Festuca pratensis* Huds., *Poa palustris* L., *Deschampsia caespitosa*, *Carex acuta* L. та інші.

Фітоценози, трансформовані під впливом інтенсивного випасання належать до підасоціації *A. g.-C. a. trifolietosum repentis*. Вони характеризуються розрідженим верхнім і середнім та добре вираженим нижнім ярусами. В нижньому ярусі значно представлені такі низькорослі толерантні до пасторального фактора трави, як *Trifolium repens*, *T. fragiferum*, *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale* agg., *Poa annua*, *Alopecurus geniculatus*, *Potentilla reptans*, *P. anserina*, *Polygonum aviculare* agg., *Bellis perennis* L., *Glechoma hederacea* тощо. Моховий покрив угруповань асоціації як правило не перевищує 5% і складається з тривіальних лучно-болотних видів (*Brachythecium* spp. тощо).

З огляду на флористичну структуру та низьку кормову вартість травостою угруповання з *Cirsium arvense* не мають природоохоронного та господарського значення. Вони належать до невжитків та малоцінних пасовищ. Еколого-біологічні особливості едификатора (висока конкурентна спроможність, толерантність до антропогенних факторів, інтенсивне вегетативне відтворення тощо) зумовлюють експансивний характер його ценозів, що мають сучасні тенденції до збільшення площ. З метою покращення структури пасовищ на окремих ділянках застосовують скошування або випалювання наземної фітомаси осоту польового. У практиці луківництва для боротьби з *Cirsium arvense* на пасовищах рекомендують систематичне підкошування бур'яну з інтенсивним випасанням [3].

Найбільш спорідненими угрупованнями можна вважати ценози асоціації *Cirsietum lanceolati-arvensis* Morariu 1972 союзу *Arction lappae* з характерним домінантним видом *Cirsium vulgare*, та константними видами: *Cirsium arvense*, *Urtica dioica*, що наводяться для Німеччини [20]. *Cirsium arvense* подається для території України як діагностичний вид низки угруповань, зокрема *Arctio-Artemisietum vulgaris* класу *Artemisietea vulgaris*, *Agropyretum repentis* класу *Agropyreteae repentis*, *Artemisio-Sambucetum ebuli* класу *Galio-Urticetea*, *Matricarietum perforatae* Кєрцзиньска 1975 та *Erihero-Lactucetum serriolae* Lohm. 1950 класу *Chenopodietea* [9].

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / а₁.

Підклас GALIO-URTICENEA (Pass. 1967)

Характерні види: *Carduus crispus*, *Galium aparine*, *Rubus caesius* L., *?Urtica dioica*, *?Lamium album*.

Високотравні нітрофільні угруповання рудеральних місцезростань на вологих ґрунтах (береги евтрофних водойм, колишні стійбища худоби, осушені торфокар'єри тощо). Деякі фітоценологи відносять їх до окремого класу *Galio-Urticetea dioicae* Pass. ex Корескы 1969 [14, 20].

Порядок Convolvuletalia sepium R.Tx. 1950

Характерні види: *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Myosoton aquaticum* (L.) Moench.

Диференціальні види стосовно пор. *Glechometalia*: *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Filipendula denudata* (J. et C. Presl) Fritsch, *Lythrum salicaria* L., *Mentha longifolia* (L.) Huds., *Phalaroides arundinacea*, *Poa palustris*, *Symphytum officinale* L..

Угруповання з визначальною участю трав'яних ліан та чіпких рослин на добре зволжених екотопах.

Союз Senecion fluviatilis R.Tx. (1947) 1950 em. R.Tx. 1967

Характерні види: *Cucubalus baccifer* L., *Senecio fluviatilis* Wallr.

Диференціальний вид: *Rubus caesius*.

Каймові угруповання із значною ценотичною роллю високорослих багаторічних (аборигенних та адвентивних) трав.

Асоціація Senecionetum fluviatilis (Zanbheim. 1979) Th.Müll.1981 in Oberd. et all. 1983 (табл. 2, кол. 3)

Характерний вид: *Senecio fluviatilis*.

Диференціальні види: *Thalictrum flavum* L., *Valeriana officinalis* L.

Угруповання виявлене в одному локалітеті на заторфованій лівобережній заплаві р. Золочівка. Воно межує з підсушеним евтрофним болотом та гігрофільними чагарниками (*Salix* spp). У флористичному складі ценозу, що налічує 23 види судинних рослин, переважають гігронітрофільні рослини.

Травостій фітоценозу відзначається неоднорідною, мозаїчною структурою з нечітко вираженими трьома ярусами. В основному (першому) ярусі представлені такі високорослі рослини, як *Senecio fluviatilis* (20%), *Phalaroides arundinacea* (20%), *Eupatorium cannabinum* L. (25%), до яких домішується *Rubus caesius* (30%). На окремих ділянках добре виражений підріст гігрофільних верб (*Salix purpurea* L., *S. cinerea* L., *S. fragilis* L.).

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / b₂.

Союз Convolvulion sepium R.Tx. 1947 em. Th. Müll.1981

Характерні види: *Calystegia sepium*, *Myosoton aquaticum*.

Угруповання багаторічних високорослих трав та трав'яних ліан уздовж берегів евтрофних водойм.

Асоціація Urtico-Calystegietum sepium Görs et Th. Müll.1969 (табл. 2, кол. 4)

Диференціальні види: *Calystegia sepium* (dom.), *Galium aparine* (dom.), *Urtica dioica* (dom.).

Константні види: *Phalaroides arundinacea*, *Elytrigia repens*, *Glechoma hederacea*, *Artemisia vulgaris*, *Poa trivialis*, *Potentilla anserina*.

Спорадично поширені у регіоні рудеральні угруповання. Вони зосереджені на приуслових валах річок, стариць, ставів з вологими нітрифікованими мінеральними ґрунтами. Угруповання відносять до центральної асоціації союзу та порядку. Зважаючи на відсутність власних характерних видів, вони умовно ідентифікуються за диференціальними видами, що виступають домінантами та субдомінантами їх ценозів. R. Schubert та інші [20] відносять зазначені угруповання до асоціації *Cuscuta europaeae-Convolutum sepium* R. Tx. 1947.

Видова насиченість угруповань становить 13 (8)-23 судинні рослини. Угруповання відзначаються щільним (100%) та досить високим (160-180 см) переважно двох'ярусним травостоєм. Основу травостою (перший ярус) формує переважно *Urtica dioica*, що створює покриття до 80%. Співдомінантами у першому ярусі найчастіше виступають *Calystegia sepium* (15-25%) та *Galium aparine* (15-20%). У другому, слабше вираженому ярусі, іноді домінує *Bidens frondosa* (15-20%) або інші невисокі лучно-рудеральні рослини. Третій (нижній) ярус травостою – практично відсутній.

Угруповання належать до невжитків. Вони частково викошуються або випаюються, головним чином з профілактичною метою. В екологічно чистих районах зазначені фітоценози можна використовувати для заготівлі кропиви дводомної в якості лікарської сировини та на виготовлення трав'яного борошна.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / b₁.

Асоціація *Calystegio-Epilobietum hirsuti* Hilbig, Heinrich et Niemann 1972 (табл. 2, кол. 5)

Syn. *Epilobio hirsuti-Convolutum sepium* Hilb., Heinr. Et Niem. 1972.

Характерні види: *Epilobium hirsutum* L., *Scrophularia umbrosa* Dumort.

Константні види (reg.): *Lycopus europaeus* та *Symphytum officinale*.

Спорадичні високотравні угруповання, що трапляються на перезволожений екотопах: у меліоративних каналах, канавах, торфокар'єрах, на підсушених ділянках евтрофних водойм тощо з рівнем поверхневої води до 5-10 см.

Вони характеризуються досить мозаїчною структурою та нечіткою ярусною диференціацією травостою. Трав'яне покриття дорівнює 70-95%. У флористичному складі угруповань відмічено понад 20 видів судинних рослин, серед яких переважають характерні таксони класів *Phragmitetea*, *Bidentetea*, а також порядків *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae* та *Molinietales caeruleae* класу *Molinio-Arrhenatheretea*. В одному з угруповань виявлено регіонально-рідкісний вид – *Carex paniculata* L. Фітоценози асоціації *Calystegio-Epilobietum hirsuti* не мають господарського та соцологічного значення.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₂.

Асоціація *Calystegio-Eupatorietum* Görs 1974 (табл. 2, кол. 6)

Syn.: *Convolvulo-Eupatorietum* Görs 1974 nom. inv., *Convolvulo sepium-Eupatorietum cannabini* (Oberd. Et al. 1967) Görs 1974, incl.? *Calystegio sepium-Caricetum acutiformis* Bajrak et Didukh 1996, non *Eupatorietum cannabini* R. Tx. 1937.

Характерний вид: *Eupatorium cannabinum* (loc. dom.).

Диференціальні види: *Geum rivale* L., *Carex acutiformis* Ehrh.

Константні види: *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Lysimachia vulgaris* L., *Lythrum salicaria*, *Deschampsia caespitosa*.

Каймові або суцільні високотравні угруповання осушених евтрофних боліт, торфокар'єрів, ставів на болотних, торфово-болотних та мулуватих ґрунтах з перемінним режимом зволоження. Поширені спорадично на невеликих площах в межах заплав та понижень долин річок. Німецькі фітоценологи розглядають угруповання асоціації в рамках союзу *Aegopodion podagrariae* [20]. Домінант угруповань *Eupatorium cannabinum* має другий екологічний оптимум у фітоценозах асоціації *Eupatorietum cannabini* союзу *Atropion* Br.-Bl. ex Aichinger 1933 порядку *Atropetalia* Vlieger 1937 класу *Epilobietea angustifolii* R. Tx. et Preising in R. Tx. ex von Rochow 1951. Місцеві угруповання асоціації представлені **варіантом** з *Calamagrostis epigejos*, що утворились у процесі пірогенної сукцесії на порушених, періодично випалюваних ділянках осушених торфових боліт, ставів тощо.

Видова насиченість угруповань становить 13-48 судинних рослин та мохів. Угруповання відзначаються неоднорідним мозаїчним травостоєм з покриттям 50(30)-100%. Їх травостій ділиться на два або три нечітко виражені яруси. Перший (верхній) ярус висотою 150-170 см формують високорослі трави: *Eupatorium cannabinum* (до 50%), *Calamagrostis epigeios* (до 70%), *Lysimachia vulgaris* (до 15%), *Cirsium oleraceum* (до 25%), *Mentha longifolia* (до 15%), *Filipendula denudata* (до 25%). У складі молодих недавно утворених ценозів на достатньо зволжених екотопах до них домішуються пригнічені особини ценотичних реліктів *Typha latifolia* та *T. angustifolia* L. У трансформованих угрупованнях до цього ж ярусу входить добре виражений підріст чагарникових верб (*Salix aurita* L., *S. cinerea*, *S. purpurea* тощо), берез (*Betula pendula* Roth і *B. pubescens* Ehrh.) та осики (*Populus tremula* L.), проективне покриття яких на окремих ділянках сягає 50%. У другому ярусі відмічені *Rubus caesius* (до 25%), *Lythrum salicaria*, *Polygonum amphibium* L., *P. hydropiper*, *Deschampsia caespitosa* (до 70%), *Elytrigia repens*, *Holcus lanatus* L. (70%) та інші. Нижній ярус представляють *Carex hirta* L. (до 25%), *C. flava* L. (до 50%), *Geum rivale* (до 25%), *Agrostis stolonifera* (до 50%), *Ranunculus repens*, *Potentilla erecta*, (L.) Raeusch., а також поодинокі ювенільні особини деяких деревно-чагарникових порід (*Swida sanguinea* (L.) Opiz, *Frangula alnus* Mill, *Euonymus europaea* L. та ін.). Трансформовані угруповання відзначаються добре вираженим підростом *Salix aurita*, *S. purpurea*, *Betula pendula*, *Populus tremula*.

У слабо вираженому моховому покриві трапляються такі звичайні лучно-болотні бріофіти, як *Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske, *Campylium stellatum* (Hedw.) J. Lange et C. Jens., *Polytrichum* sp. тощо.

На відміну від інших рудеральних фітоценозів, в окремих угрупованнях асоціації у невеликій кількості трапляються види з Червоної книги України, зокрема *Epipactis palustris* (L.) Crantz (у трьох ценозах) та *Carex davalliana* Smith (одне місцезнаходження). Серед регіонально-рідкісних видів тут відмічені *Carex lepidocarpa* Tausch та *Juncus capitatus* Weigel.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₂

Угруповання з *Urtica dioica* (табл. 2, кол. 8)

Характерний вид: *Urtica dioica* (dom.).

Константні види: *Rumex obtusifolius*, *Cirsium arvense*, *Poa trivialis*.

Високотравні нітрофільні мономодіантні угруповання порушених ґрунтів. Вони поширені спорадично, досить часто вздовж берегів евтрофних водойм, на прируслових валах, дамбах тощо. Синтаксономічна позиція угруповань нижче підкласу *Galio-Urticenea* не з'ясована.

Угрупування відзначаються досить високим (до 100-150 см) та щільним (100%) переважно одно-, рідше двох'ярусним травостоєм. Проективне покриття *Urtica dioica* становить 80-100%. У складі травостою незначну ценотичну роль відіграють *Phalaroides arundinacea*, *Elytrigia repens*, *Rumex confertus*, *Cirsium arvense*, *Carduus crispus*, *Melandrium album*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale* agg. та інші. Кропивові фітоценози частково викошуються на корм свійським тваринам або з профілактичною метою. З огляду на лікувальну та кормову цінності, а також високі запаси наземної фітомаси кропиви дводомної, зазначені угруповання можуть ширше застосовуватися, наприклад, у фармацевтичній, косметичній галузях та кормовиробництві.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / а₁.

Угрупування з *Echinocystis lobata* (табл. 2, кол. 9)

Характерний вид: *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et Gray (dom.).

Константні види: *Urtica dioica*, *Bidens frondosa*, *Polygonum hydropiper*, *Phalaroides arundinacea*.

Антропогенні каймові угруповання порушених нітрифікованих екотопів, що спорадично трапляються вздовж берегів забруднених водотоків (ріки Західний Буг, Полтва). У травостої домінує ліана-еуноефіт північноамериканського походження – *Echinocystis lobata*. Цей декоративний адвентивний вид, що порівняно недавно (XX ст.) “втїк” з культури, успішно натуралізувався у вторинних фітоценозах на зволжених рудеральних ділянках. Його проективне покриття становить 50-100%. У складі угруповань переважно поодинокі зростають до 8 поширених рудеральних та нітрофільних видів судинних рослин, що належать, головним чином, до класів *Artemisietea vulgaris* та *Bidentetee*, зокрема *Urtica dioica*, *Atriplex prostrata*, *Chenopodium album*, *Bidens frondosa*, *Polygonum hydropiper* тощо. Під час масового цвітіння домінанта створюється аспект жовтуватого-білого кольору. За межами угруповань *Echinocystis lobata* часто трапляється у складі прируслових чагарникових ценозів класу *Salicetea purpureae* Moer 1958, де він утворює екзотичні хащі на кронах верб. Завдяки високій конкурентній спроможності та швидкому поширенню діаспор виду, його угруповання мають експансивний характер. Вони частково викошуються або випалюються, очевидно лише з профілактичною метою. Практичне застосування фітомаси *Echinocystis lobata* не відоме.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / а₂.

Угрупування з *Solidago serotina* (табл. 2, кол. 10)

Характерний вид: *Solidago serotina* Ait. (dom.).

Антропогенні постосушувальні угруповання заторфованих долин річок із домінуванням адвентивного виду з Північної Америки – *Solidago serotina*.

Згідно існуючих припущень, цей вид потрапив з культури, де він і дотепер вирощується як декоративна рослина. Належність ценозів з *Solidago serotina* до синтаксономічних одиниць нижче підкласу *Galio-Urticenea* не визначена. Його вторинні угруповання на місці колишніх торфових кар'єрів відзначаються примітивним видовим складом, що іноді налічує не більше 3-4 видів судинних рослин та високим щільним (100%) травостоєм. Угрупування не мають господарського та природоохоронного значення. Завдяки еколого-біологічним особливостям домінанту, а саме його високим репродуктивній та конкурентній

здатностям і антропоотолерантності, можна передбачити подальше поширення зазначених угруповань на аналогічних екотопах регіону.

Категорія охорони / частота трапляння – 4 / a₂.

Висновки

Рудеральна рослинність заплавних екосистем верхньої частини басейну Західного Бугу, представлена класами *Bidentetea tripartiti* та *Artemisietea vulgaris*, охоплює 2 підкласи, 3 порядки та 5 союзів. Синтаксони нижчого класифікаційного рангу налічують 11 асоціацій, 4 підасоціації, 1 варіант та 5 дериватних угруповань.

Асоціація *Alopecuro geniculati-Cirsietum arvensis* з двома підасоціаціями: *A. g.-C. a. typicum*, *A. g.-C. a. trifolietosum repentis* та варіант з *Calamagrostis epigejos* асоціації *Calystegio-Eupatorietum* описані вперше. Угруповання 4-х асоціацій (*Bidentetum cernui*, *Calystegio-Eupatorietum*, *Calystegio-Epilobietum hirsuti*, *Rumicetum maritimi*) та 2-х підасоціацій (*Bidenti-Polygonetum hydropiperis typicum* Hilbig et Jage 1972, *B.-P. h. polygonetosum minus* R.Тх. 1979) доповнюють зведені синтаксономічні списки рудеральної рослинності України [9-13].

За терміном функціонування досліджувані рудероценози можна розділити на короткочасні або сезонні з визначальною участю терофітів (більшість синтаксонів класу *Bidentetea tripartiti*) та відносно довготривалі з дво-, багаторічними гемікриптофітами (переважно синтаксони класу *Artemisietea vulgaris*).

Зважаючи на специфіку регіону дослідження та заплавних екосистем, тут широко представлені сезонні угруповання класу *Bidentetea tripartiti* та нітрофільні каймові ценози підкласу *Galio-Urticenea* класу *Artemisietea vulgaris*, які характеризуються високою частотою трапляння. Натомість виявлено досить вузький синтаксономічний спектр ценозів підкласу *Artemisietea vulgaris* класу *Artemisietea vulgaris*, що є менш характерні для заплавних екосистем регіону. Угруповання цих синтаксонів зосереджені переважно в межах високої заплави.

Значна частина синтаксонів рудеральної рослинності належать до звичайних з частим (*Bidenti-Polygonetum hydropiperis*, *Alopecuro geniculati-Cirsietum arvensis*, *D. c. Urtica dioica*) та спорадичним (*Bidentetum cernui*, *Arctietum lappae*, *Arctio-Artemisietum vulgaris*, *Calystegio-Epilobietum hirsuti*, *Calystegio-Eupatorietum*, *D. c. Echinocystis lobata*, *D. c. Xanthium strumarium*, *D. c. Solidago serotina*) поширенням у регіоні. Виключна більшість виявлених фітоценозів відзначаються експансивним динамічним станом. Винятком є відносно рідкісні угруповання асоціації *Catabroso-Polygonetum hydropiperis*, що перебувають під потенційною загрозою зникнення внаслідок осушення їхніх екотопів. Зазначені фітоценози є у червоному списку угруповань водних макрофітів України. Рідкісними для регіону виявились угруповання *Senecionetum fluviatilis* та *Rumicetum maritimi*.

Місцеві рудеральні угруповання у системі землекористування відносяться, головним чином, до невжитків, рідше до малоцінних та деградованих пасовищ. Вони формуються на порушених, часто нітрифікованих ґрунтах в умовах періодичного випалювання, інтенсивної рекреації та інших антропогенних чинників. З господарської та естетичної точки зору більшість рудеральних угруповань, що займають значні площі, потребують докорінних змін. Окремі фітоценози (*D. c. Urtica dioica*, *Bidenti-Polygonetum hydropiperis*, *Arctio-Artemisietum vulgaris* тощо), розташовані в екологічно чистих районах, можна рекомендувати для масової заготівлі лікарських (*Urtica dioica*, *Bidens tripartita*, *Polygonum hydropiper*, *Inula*

britannica, *Arctium lappa*, *Artemisia vulgaris* etc.) і кормових (*Urtica dioica*) трав з метою широкого застосування їх у фармацевтичній, косметичній галузях та кормовиробництві.

1. Дубына Д.В., Гейны С., Гроудова З. и др. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. – К.: Наук. думка, 1993. – 434 с.
2. Ишбирдин А.Р., Миркин Б.М., Соломещ А.И., Сахапов М.Т. Синтаксономия, экология и динамика рудеральных сообществ Башкирии. – Уфа: БНЦ УрО АН СССР, 1988. – 161 с.
3. Кияк Г.С. Лукивництво. – К.: Вища школа, 1980. – 303 с.
4. Костильов О. В. Рудеральна рослинність України // Укр. ботан. журн. – 1990. – **47**, №1. – С. 70-74.
5. Кучерявий В.О., Соломаха В.А., Соломаха Т.Д. та ін. Синтаксономія рудеральної рослинності м. Львова // Укр. ботан. журн. – 1991. – 48, № 3. – С. 48-55.
6. Миркин Б.М., Соломещ А.И. Предварительный продромус растительности СССР. IV. Дополнение I. – Ред. журн. Биол. науки, 1990. – 40 с. (Рук. деп. в ВИНТИ 1990 г. – № 1436 – В90).
7. Мотекайтис В.П. О рудеральных ассоциациях союзов *Arction lappae* и *Aegopodion podagrariae* Северной Литвы // Ботан. журн. – 1985. – 70, №12. – С. 1664-1675.
8. Определитель высших растений Украины / Д.Н. Доброчаева, М.И. Котов, Ю.Н. Прокудин (отв. ред.) и др. – К.: Наук. думка, 1987. – 548 с.
9. Соломаха В.А. Синтаксономія рослинності України // Укр. фітоцен. зб. – Київ, 1996. – Сер. А, вип. **4 (5)**. – 119 с.
10. Соломаха В.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Ассоциации рудеральной растительности класса *Plantaginetea majoris* R. Tx. et Preis. 1950 Левобережной Лесостепи Украины // Фитоценология антропогенной растительности. – Уфа, 1985. – С. 75-83.
11. Соломаха Т.Д., Соломаха В.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Основні асоціації рудеральної рослинності Лівобережного Лісостепу України // Укр. ботан. журн. – 1986. – **43**, №3. – С. 70-75.
12. Соломаха В.А., Костильов О.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Синантропна рослинність України. – К.: Наук. думка, 1992. – 252 с.
13. Соломаха В.А. та ін. Фітосоціологічна схема синтаксонів рослинності України. – К., 1995. – 40 с.
14. Jarolimek I., Zaliberová M., Mucina L., Mochnacký S. Vegetácia Slovenska. Rastlinné spoločenstvá Slovenska 2. Synantropná vegetácia. – Bratislava: VEDA, 1997. – 420 s.
15. Matuszkiewicz W. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Warszawa: PWN, 2001. – 537 s.
16. Medwecka-Kornaś A., Kornaś J., Pawłowski B., Zarzycki K. Przegląd ważniejszych zespołów roślinnych Polski. – Warszawa: PWN, 1972. – Т. **1**. – С. 279-330.
17. Moravec J., Balátová-Tuláčková E., Blažkova D. et al. Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení // Severočeskou přírodou, Příloha (Litoměřice). – 1995. – С. 1 – 206.
18. Oberdorfer E. Systematische Übersicht der Vegetationseinheiten (Assoziationen und höhere Einheiten) // Pflanzensoziologische Exkursionsflora **7** Aufl. – Stuttgart: Ulmer, 1994. – С. 25-53.
19. Pyšek A. Sukzession der Ruderalpflanzengesellschaften von Gross-Plzeň // Preslia. – 1977. – **49**, № 2. – С. 135-160.
20. Schubert R., Hilbig W., Klotz S. Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Heidelberg: Spektrum, Akad. Verl., 2001. – 472 s.
21. Wilmans O. Ökologische Phlzensociologie. **5** Auflage. – Wiesbaden: Quelle & Meyer Heidekberg, 1993. – 480 s.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 581.14:582.992 (477-924.52)

А.В. Козурак

**ОСОБЛИВОСТІ СЕЗОННОГО РОЗВИТКУ
CAMPANULA CARPATICA Jacq. У СВИДОВЕЦЬКОМУ МАСИВІ
КАРПАТСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА**

*Козурак А.В. Особенности сезонного развития *Campanula carpatica* Jacq. в Свидовецком массиве Карпатского биосферного заповедника // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 53-57.*

Приведены результаты фенологических наблюдений за сезонным развитием колокольчиков карпатских в четырех популяциях. Установлено, что на сроки наступления фаз и их продолжительность влияют метеорологические условия вегетационных сезонов, освещенность, высота над уровнем моря и экспозиция склонов.

*Kozurak, A. Peculiarities of the seasonal development of *Campanula carpatica* Jacq. in the Svydovets Massif of the Carpathian Biosphere Reserve // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 53-57.*

This article presents the results of phenological observations of the seasonal development of four populations of *Campanula carpatica* Jacq. It also gives proofs that different meteorological conditions of vegetation seasons influence the beginning and duration of the phenology phases. These phases are also influenced by the amount of light, the altitude and the slope exposition.

Дзвоники карпатські (*Campanula carpatica* Jacq.) – рідкісна декоративна рослина, що занесена до Червоної книги України [8]. Належить до роду *Campanula*, види якого відзначаються широкою екологічною амплітудою, трапляються в різних кліматичних зонах і типах угруповань. В тропічній зоні Африки – в гірських граслендах; в помірних областях – в лісах, заростях кущів, на луках та в степах, на високогірних луках, а деякі з них навіть у напівпустелях і пустелях [6].

В Європі *C. carpatica* трапляється лише в Карпатах, тому і вважається рідкісним загальнокарпатським ендеміком [9]. Морфологічно відмежований від інших представників роду, цей вид в Українських Карпатах поширений на Свидовецьких вапняках (г. Кобила), Чорногорі, Мармароських (г. Піп-Іван Мармароський) і Чивчинських горах, де проходить північна межа його ареалу, та урочищі Велика Уголька. Максимальна висота поширення виду – 1600 м н.р.м. на г. Полонинка [3]. Загальний ареал поширення: Західні (Татри), Східні та Південні Карпати [7].

В науковій літературі відомості про поширення та екологічну приуроченість *C. carpatica* в Українських Карпатах знаходимо в працях В.І. Чопика [9, 10], В.І. Комендара [5], К.А. Малиновського [3, 4].

Проте у цих публікаціях зовсім мало відомостей щодо особливостей поведінки виду в різних умовах зростання. Не вивченою залишається також фенологія виду. Метою досліджень було встановлення фенологічних особливостей сезонного розвитку *C. carpatica* в різних екологічних умовах Свидовця.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для статті послужили результати стаціонарних та маршрутних досліджень, виконаних в 2002-2004 роках. Їх збір проводили в чотирьох популяціях, які розміщені на території Карпатського біосферного заповідника, а саме в урочищах Свидовецького хребта:

1. Підділ (400 м н. р. м., південно-східний схил);
2. Кам'яний потік (500 м н.р.м., південний та північний схили);
3. Ліщинка, біля топографічного знаку "Географічний центр Європи" (340 м н.р.м., південно-східний схил);
4. Кузій (360-1000 м н.р.м., південно-східний та південно-західні схили) [2].

Реєстрацію послідовних фенологічних фаз росту і розвитку протягом року здійснювали за методикою І.Н. Бейдеман [1]. Особливу увагу приділяли оцінці впливу на сезонний розвиток виду кліматичних умов, експозиції схилів та висоти над рівнем моря.

Результати досліджень

Відмічено, що строки наступання фенофаз у *C. carpatica* в різні роки помітно коливаються і залежать від умов місцезростання та погодних факторів.

Весна 2002 р. була ранньою, теплою, з середньою температурою повітря в березні $4,8^{\circ}\text{C}$, в квітні – $8,3^{\circ}\text{C}$. Середньодобова температура за сезон весни 2002 р. – $9,5^{\circ}\text{C}$. Вегетація *C. carpatica* почалася в другій декаді березня. Початок бутонізації припадав на останню декаду травня місяця, який був теплим (середня температура повітря $17,6^{\circ}\text{C}$, а максимальні значення зростали до $29,4^{\circ}\text{C}$) і вологим. У першій декаді червня відмічалось похолодання, яке супроводжувалося опадами (середня температура $12,0^{\circ}\text{C}$). Це негативно вплинуло на цвітіння, яке почалося з запізненням, та бутонізацію, яка виявилася розтягнутою до 20 днів. В липні-серпні, в період плодоношення, було жарко, сухо, що негативно вплинуло на врожай насіння (рис. 1).

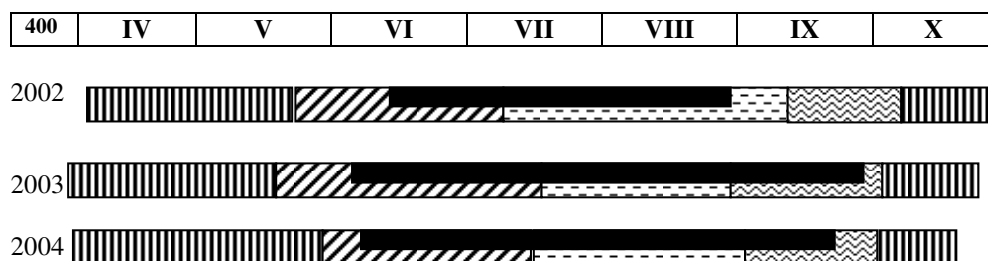
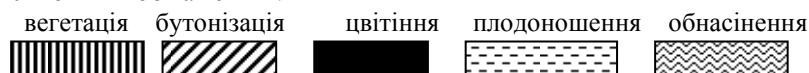


Рис.1. Феноспектри сезонного розвитку *Campanula carpatica* в різні роки досліджень (висота 400 м н.р.м.).

Умовні позначення:



У 2003 р. весна – також рання (середня температура повітря за сезон $8,9^{\circ}\text{C}$), але з більш прохолодним березнем (середня температура повітря $2,5^{\circ}\text{C}$) та квітнем (середня температура повітря $6,6^{\circ}\text{C}$). Вегетація *C. carpatica* почалася також у другій декаді березня. В першій декаді червня було сухо і жарко (середня температура повітря $19,3^{\circ}\text{C}$, а максимальні значення піднімалися до $30,8^{\circ}\text{C}$), що призвело до зменшення тривалості бутонізації та швидкого початку цвітіння. Серпень був найсухішим, з мінімальною кількістю опадів 26,3 мм (кількість опадів у 2002 р. – 132,2 мм, у 2004 р. – 71,3 мм), що призвело до швидкого дозрівання плодів та початку їх осипання.

Весна 2004 р. була пізньою (середньодобова температура за сезон – $7,7^{\circ}\text{C}$), з холодним березнем, де середньомісячна температура складала $2,5^{\circ}\text{C}$, мінімальні показники опускалися до $-16,0^{\circ}\text{C}$, та постійним сніговим покривом. Вегетація *C. carpatica* почалася на 10 днів пізніше. Теж саме відмічено при аналізі фенофаз бутонізації і цвітіння. Оскільки травень 2004 р. є найхолоднішим (середньомісячна температура $11,9^{\circ}\text{C}$) в порівнянні з травнем 2002 р. (середньомісячна температура $15,4^{\circ}\text{C}$) і травнем 2003 р. (середньомісячна температура $17,5^{\circ}\text{C}$), фаза бутонізації почалась із запізненням, в першій декаді червня, а початок фенофази цвітіння зафіксовано на 5-9 днів пізніше.

Важливим показником, що впливає на хід сезонного розвитку дзвоників карпатських є висота над рівнем моря (рис. 2). При спостереженні за популяціями, які розміщені на різних висотних рівнях, визначено феноградієнт фенофаз вегетації та цвітіння, який складає 3-4 доби. Це означає, що розвиток даних фенофаз затримується на 3-4 доби при піднятті на кожні 100 м н.р.м.

Початок цвітіння коливається від 1-2-ої декади червня до першої декади липня. Середня тривалість цвітіння складає 98 днів і коливається від 74 до 115 днів, в залежності від висоти над рівнем моря.

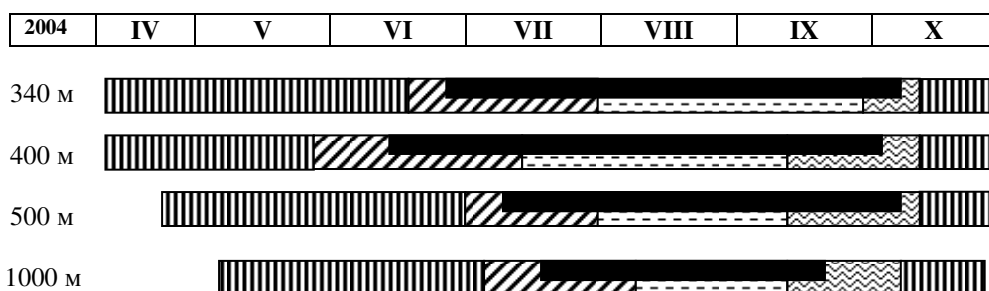


Рис. 2 Феноспектри сезонного розвитку *Campanula carpatica* на різних висотних рівнях Свидовця (2004 р.).

Умовні позначення: позначення фенофаз, як на рис 1.

Тривалість вегетаційного періоду теж різна на досліджуваних висотах (рис. 3). Наприклад, на висоті 340 м вона коливається від 219 до 233 днів, а на 1000 м – від 176 до 206 днів.

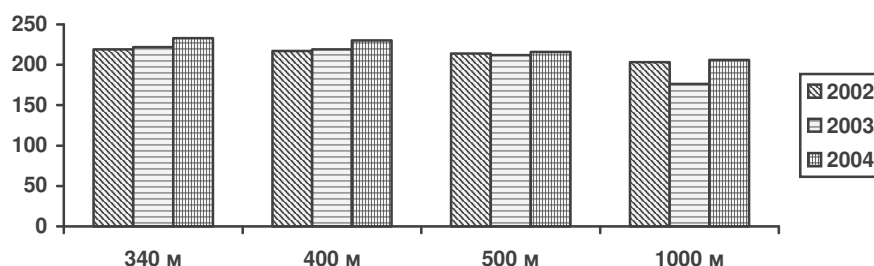


Рис. 3. Тривалість вегетаційного періоду *Campanula carpatICA* на різних висотних рівнях.

Чималий вплив на проходження фенологічних фаз у *C. carpatICA* мають і екологічні умови конкретної місцевості. Виявлено певні відмінності феноритмів особин, що зростали на відкритих ділянках та під пологом лісу (рис. 4). При спостереженнях у 2004 р. на висоті 400 м, де окремі локалітети займають сонячні ділянки, а деякі – затінені, виявлено такі закономірності: початок цвітіння на сонці – 20.06, в тіні – 13.07. Тривалість фенофази цвітіння на сонці – 70 днів, в тіні – 50 днів.

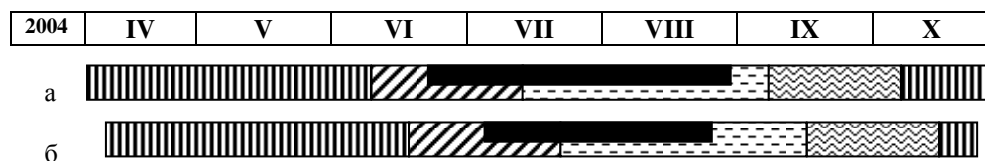


Рис. 4. Феноспектр розвитку *Campanula carpatICA* у різних фітоценотичних умовах (400 м н.р.м.).

Умовні позначення: позначення фенофаз, як на рис 1; а – освітлена ділянка, б – затінена ділянка.

На сезонний розвиток *C. carpatICA* впливає також експозиція схилів (рис. 5). При спостереженнях у 2004 р. за популяціями, які розташовані на різних схилах на висоті 500 м, виявлено відмінності між фазами вегетації та цвітіння. Початок вегетації (до 3-5 см) на північному схилі – 27.04, на південному – 20.04. Початок цвітіння на північному схилі – 27.06, на південному – 19.06, тобто затримання даної підфази цвітіння складає 12 днів.

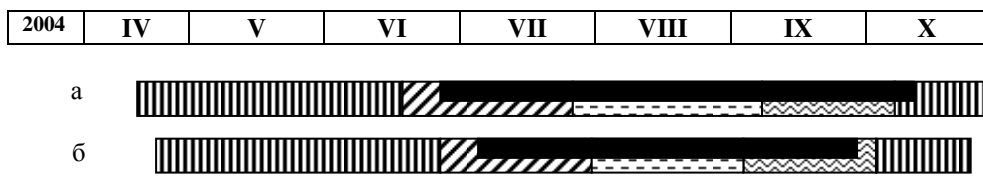


Рис. 5. Феноспектр розвитку *Campanula carpatica* на схилах різної експозиції (500 м н.р.м.).

Умовні позначення: позначення фенофаз, як на рис 1; а – південний схил, б – північний схил.

Висновки

1. В результаті дослідження фенологічних особливостей сезонного розвитку *C. carpatica* в її Свидовецьких популяціях встановлено, що на строки наступання фенофаз і їх тривалість впливають метеоумови вегетаційних сезонів, умови освітлення, висота над рівнем моря та експозиція схилів.
2. Отримані результати можуть служити основою організації ефективних заходів з охорони виду та збереження його генофонду на території Карпатського біосферного заповідника.

1. Бейдеман И.Н. Методика фенологических наблюдений при геоботанических исследованиях. – Изд-во АН СССР, 1954. – 128 с.
2. Біорізноманіття Карпатського біосферного заповідника. – Київ, 1997. – 716 с.
3. Малиновський К.А. Рослинність високогір'я Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1980. – 280 с.
4. Малиновський К.А. Монтанный элемент флоры Украинских Карпат. – Киев: Наук. думка, 1991. – 240 с.
5. Комендар В.І., Скунець П.М., Гнатюк М.Ю. Зелені перлини Карпат. – Ужгород, 1985.
6. Тахтаджян А.Л. Колокольчиковые (Campanulaceae) // Жизнь растений. – М.: Просвещение, 1981. – Т. 5 (2). – С. 447-461.
7. Федоров А.А. Колокольчиковые – Campanulaceae. – М.; Л: Изд-во АН СССР, 1957. – С. 126-450. – (Флора СССР; Т. 24).
8. Червона книга України. Рослинний світ / Редкол.: Ю.Р. Шеляг-Сосонко (відп. ред.) та ін. – Київ: “Українська енциклопедія” ім. М.П. Бажана, 1996. – 608 с.
9. Чопик В.І. Високогірна флора Українських Карпат. – Київ: Наук. думка, 1976. – 270 с.
10. Чопик В.І. Рідкісні рослини України. – Київ: Наук. думка, 1970. – 187 с.

Карпатський біосферний заповідник, м. Рахів, Закарпатська обл..



Сердечно вітаємо !

З 85-річчям з дня народження доктора біологічних наук, професора, доктора гоноріс кауза Зволєнського технічного університету, дійсного члена Наукового товариства ім. Шевченка, Лісівничої академії наук України та Української екологічної академії наук

Степана Михайловича Стойка

Завдяки Вашій, дорогий професоре, плідній творчій праці у західному регіоні України сформовано мережу заповідних територій, зокрема, створено Карпатський біосферний заповідник, Карпатський природний національний парк та єдиний у світі трилатеральний біосферний заповідник "Східні Карпати". Ваші наукові надбання знайшли відображення у численних публікаціях, серед яких особливу цінність становлять відомі не лише в Україні монографії. Власне вони зараз формують світогляд майбутніх спеціалістів природоохоронної сфери.

Дорогий Степане Михайловичу, у своєму творчому пошуку, у суспільно важливій природоохоронній діяльності Ви завжди випереджали плин часу. Не раз такий Ваш почин викликав нерозуміння, дивування і навіть критичний скептицизм. Та минали роки, і наша суспільна, державна та наукова думка поступово

досягала завчасно бачених Вами перспектив. Це, насамперед, міжнародна співпраця, інтеграція вітчизняної природоохоронної діяльності у всеєвропейський та всесвітній процес. Тому і шанують, і люблять Вас не лише в Україні, але й у багатьох країнах Світу.

З нагоди славного ювілею бажаємо Вам плідного продовження творчого шляху, доброго здоров'я.

Редакційна колегія

УДК 581.46: 582.664.3

М.В. Черевко, М.Р. Грицина

ГІСТОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ СТРУКТУРИ КОРЕНІВ *VERBASCUM NIGRUM* L. ТА *VERBASCUM THAPSIFORME* SCHRAD.

Черевко М.В., Грицина М.Р. Гистологические особенности структуры корней Verbascum nigrum L. и Verbascum thapsiforme Schrad // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вып. 21. – С. 59-63.

Излагается описание анатомического строения корней разновозрастных особей *Verbascum nigrum* L. и *Verbascum thapsiforme* Schrad. Диагностическими признаками для данных видов служит наличие многорядных дилатированных широких лучей, которые расчленяют вторичную флоэму и вторичную ксилему на отдельные сектора. Сосуды размещены диффузно (одиночно или мелкими группами) и имеют небольшой диаметр. Границы годовых приростов древесины не выражены.

Cherevko, M., Hrytsyna, M. Histological peculiarities of the roots' structure of Verbascum nigrum L. and Verbascum thapsiforme Schrad // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 59-63.

This article gives a description of the anatomic structure of the roots of the different age individuals of *Verbascum nigrum* L. and *Verbascum thapsiforme* Schrad. Multiserial wide beams, dismembering the secondary phloem and secondary xylem on separate sectors are considered to be the diagnostic features of the given species. The vessels are placed in a diffused way (singly or in fine groups) and have a small diameter. The limits of the annual growth of wood are not expressed.

Види роду *Verbascum* L. завдяки здатності нагромаджувати в своїх органах різноманітні біологічно-активні речовини мають широке застосування в медичній та ветеринарній практиці. Лікарською сировиною цих видів вважаються, в основному, пелюстки квіток [3, 5], тоді як вегетативні надземні і підземні органи цих рослин не використовуються з лікувальною метою.

Як свідчать літературні дані [2, 6], в них нагромаджуються різноманітні речовини (флавоноїди, кумарини, сапоніни, полісахариди та ін.), які аналогічні сполукам пелюсток, але при цьому за кількісним вмістом часто переважають їх.

Таким чином, надземні і підземні органи рослин є перспективною лікарською сировиною, діагностичні ознаки якої залишаються ще не вивченими [1]. У зв'язку з цим мета нашої роботи полягала у дослідженні анатомічної будови кореневих систем двох найбільш розповсюджених на території західного регіону України видів роду *Verbascum* – *V. nigrum* L. та *V. thapsiforme* Schrad. для встановлення гістологічних критеріїв ідентифікації їх лікарської сировини.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень були корені дорослих вегетативних і генеративних особин *V. nigrum* та *V. thapsiforme*. Перший з цих видів за життєвою формою належить до трав'янистих стрижнекорневих напіврозеткових малорічників із тривалістю життєвого циклу 5-6 років, інший – до дворічників. Анатомічну будову їх вивчали на серії поперечних зрізів. В процесі досліджень коренів з'ясовували загальні

гістологічні особливості та вікові зміни на вегетативному і генеративному етапах індивідуального розвитку рослин.

Результати досліджень

Морфологічною особливістю коренів досліджуваних видів роду *Verbascum* є здатність їх до вторинного росту і потовщення у зв'язку із запасанням поживних речовин. Вона властива головному кореню та основним його бічним відгалуженням. Найбільше ця здатність виражена у *V. nigrum* із тривалішим життєвим циклом. Така функціональна здатність зумовлює і відповідну анатомічну будову кореня.

Зокрема, дослідження коренів дорослих вегетативних особин *V. nigrum* показали, що в них добре розвинена м'ясиста кора, утворена корою паренхімою та флоемою. Корова паренхіма відрізняється дещо крупнішими тангентально видовженими клітинами, а вторинна флоема утворена із дрібніших округлих клітин. Кора чітко відмежована від осевого циліндра камбіальним кільцем, що складається з кількох шарів клітин. Утворена камбієм вторинна ксилема, що є основним елементом осевого циліндра, містить небагато дифузно розкиданих поодиноких судин або невеликих їх груп. У ній переважає рядно розміщена паренхіма. Добре помітні в корені, утворені камбієм, дилатеровані радіальні паренхімні промені, які беруть початок від первинної ксилеми, проходять через вторинну і, дещо розширюючись, заходять у кору, розбиваючи флоему на окремі ділянки. В центрі осевого циліндра розміщена первинна ксилема, клітини якої до кінця вегетаційного періоду закупорюються темним вмістом (рис. 1).

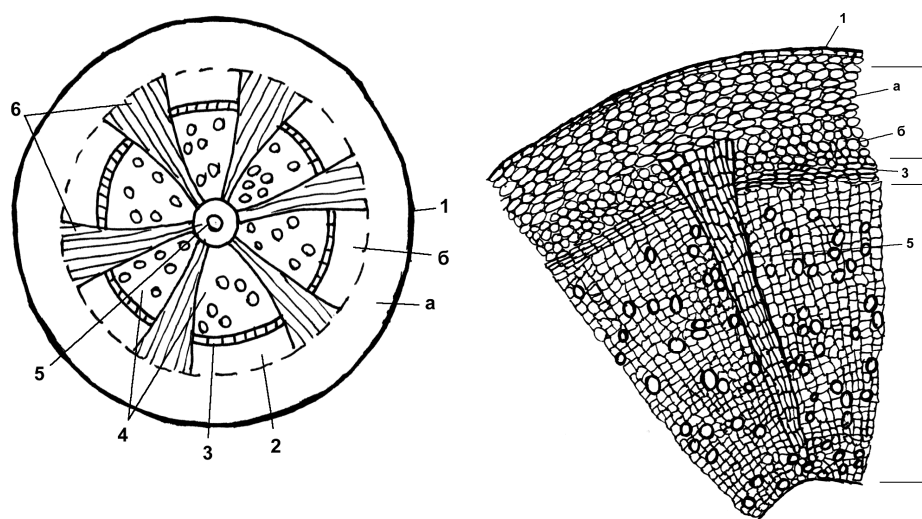


Рис. 1. Поперечний переріз кореня дорослої вегетативної особини *Verbascum nigrum*: 1 – перидерма, 2 – кора: а – корова паренхіма, б – флоема, 3 – камбій, 4 – вторинна ксилема: в – судини, 5 – первинна ксилема, 6 – первинні радіальні промені, 7 – вторинні радіальні промені.

Покривною тканиною кореня є перидерма із тонким шаром корку, утвореного фелогеном перициклічного походження.

Оскільки *V. nigrum* належить до групи трав'яних багаторічників із здатністю їх коренів до вторинного росту, заслуговують на увагу вікові зміни, що відбуваються в їхній гістологічній структурі. Вивчення поперечних зрізів дорослих генеративних особин свідчить про те, що вторинний ріст їх відбувається за рахунок діяльності камбію, який інтенсивніше продукує вторинну ксилему. Річні прирости в ній відмежовані нечітко. Щодо радіальних паренхімних променів, то кількість їх у ксилемі збільшується, оскільки з'являються вторинні, що виникають у різних шарах вторинної ксилеми і переважно не виходять за її межі. Первинні промені розширюються, особливо в корі, внаслідок цього флоема, а найбільше ксилема, сильно розчленовані на вузькі радіальні частини із досить численними судинами. Процес склеризації охоплює клітини первинної ксилеми та суміжні з нею шари вторинної. Періодично поновлюються покриви кореня, оскільки старі шари клітини корку злущуються (рис. 2).

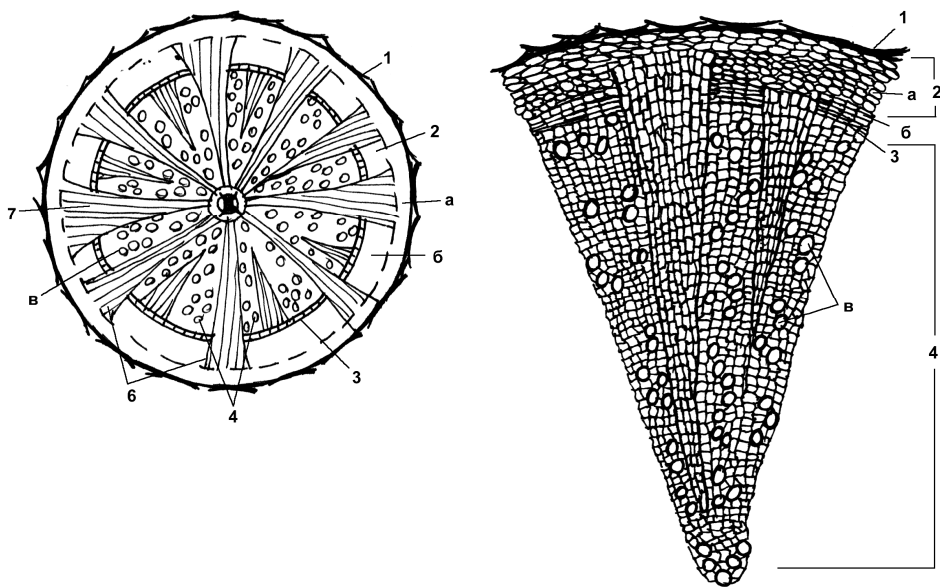


Рис. 2. Поперечний переріз кореня генеративної особини *Verbascum nigrum*. Умовні позначення ті ж, що на рис. 1.

Подібну внутрішню будову мають також корені і *V. thapsiforme*, однак лише з незначною відмінністю, зумовленою коротким життєвим періодом. Ріст коренів цього виду у товщину є обмеженим. Значного потовщення зазнає тільки його верхня частина.

Порівняння анатомічної будови коренів вегетативних органів однорічних особин *V. thapsiforme* з *V. nigrum* показало, що неістотна відмінність між ними виражається у структуризації кори, з перевагою в ній у *V. thapsiforme* вторинної флоеми, а також у

дрібноклітинності, що зумовлена екологічними умовами місцезростань на сонячних, сухих пагорбах, обабіч доріг, смітниках. Вторинна ксилема теж характеризується переважанням розвитком паренхіми, але вона не утворює чітких рядів. Первинні радіальні промені багаторядні, та вузьчі, ніж у однолітків особин *V. nigrum*.

Генеративні особини *V. thapsiforme* також зберігають подібні до *V. nigrum* риси гістологічної будови своїх коренів. Відмічено збільшення числа радіальних променів за рахунок появи вторинних, які спричиняють ще більше розчленування провідної системи, особливо ксилеми. Внаслідок цього не встановлюються межі річних приростів у ній (рис. 3).

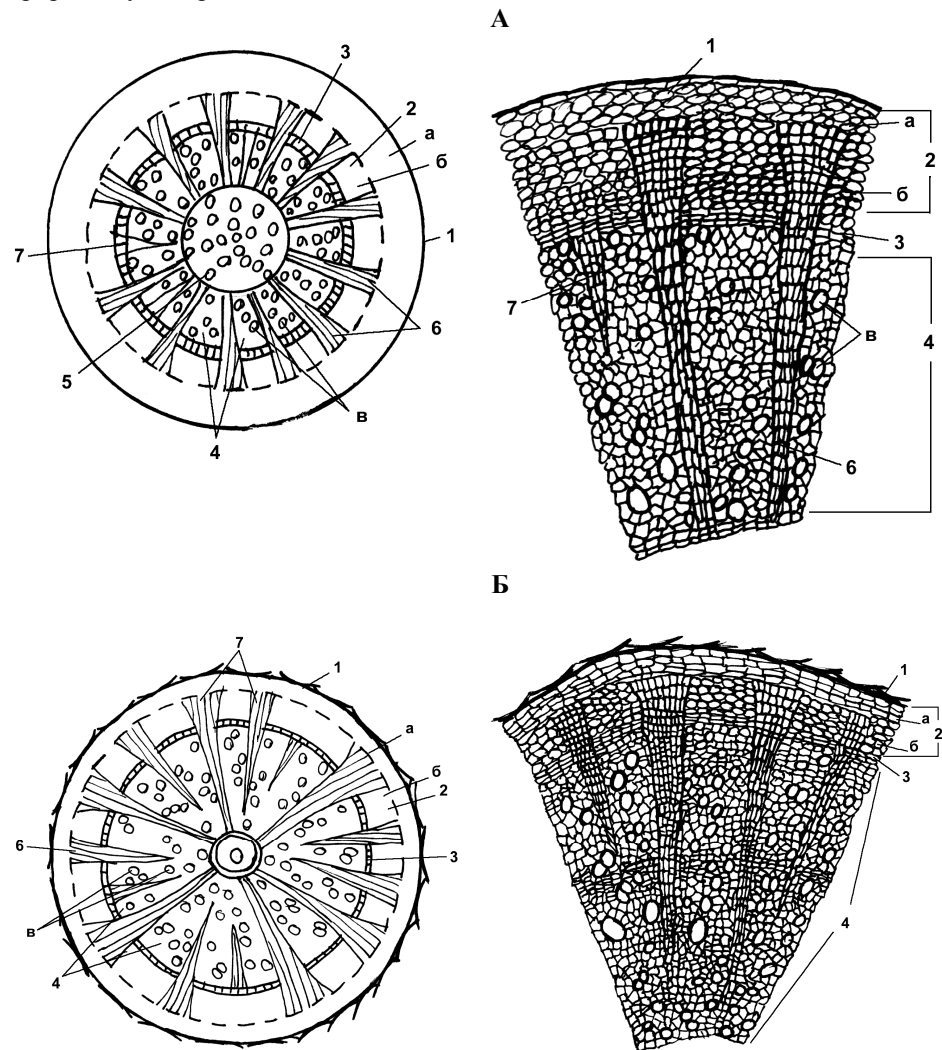


Рис. 3. Поперечний переріз кореня дорослої вегетативної особини *Verbascum thapsiforme*(А) та кореня генеративної особини *Verbascum thapsiforme* (Б). Умовні позначення ті ж, що на рис. 1.

Такий характер внутрішньої будови є характерним для м'ясистих коренів трав'яних багаторічних рослин. Розподіл і розвиток запасуючої тканини в них, як відмічає О.Н. Радкевич [8], залежить від віку рослини та від її видових особливостей.

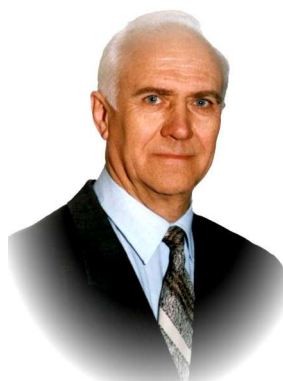
Висновки

Типовою рисою анатомічної будови кореня *Verbascum nigrum* і *Verbascum thapsiforme* є його вторинне потовщення, в основному, за рахунок розвитку вторинної ксилеми. Наявність в ній широких первинних і вторинних дилатованих радіальних променів спричиняє значне розчленування центрального циліндра на окремі радіальні частки, що є характерним для м'ясистих коренів трав'яних рослин.

Виявлені у будові коренів обох видів анатомічні ознаки є достатньо відмінними, і тому можуть бути використані для діагностування їх лікарської сировини.

1. Берко Й.М., Грицина М.Р. До біохімічної характеристики роду Дивина (*Verbascum* L.) флори Львівщини // Наук. вісн. ЛДАВМ ім. С.З. Гжицького. – 2000. – Т. 2, № 2. – Ч. 2. – С. 3-6.
2. Гриценко Н.В. Види Коровяка (*Verbascum* L.) секции *Isandra* Franch. в СССР (критический обзор): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Л., 1972. – 24 с.
3. Каримова С.Г. и др. Фармакологические свойства, химический состав и распространение некоторых растений из семейства норичниковых произрастающих в Башкирии // Дикорастущие и интродуцируемые полезные растения в Башкирии. – Уфа, 1971. – Вып. 3. – С. 117-129.
4. Лікарські рослини Енциклопедичний довідник / За ред. А.М. Гродзинського. – Київ: УРЕ, 1991. – 543 с.
5. Эсау К. Анатомия растений. – М.: Мир, 1969. – С. 80-85.
6. Рабинович М. И. Лекарственные растения в ветеринарной практике: Справочник. – М.: Агропромиздат, 1987. – 288 с.
7. Растительные ресурсы России и сопредельных государств / Отв. ред. А.Л. Буданцев. – С.-Пб.: Мир и семья. – 1996. – 95. – С. 168-169.
8. Радкевич О.Н. Развитие склеренхимы в осевых органах среднеазиатских гелиофитов // Бюл. Среднеаз. гос. ун-та. – Ташкент, 1926. – Вып. 14. – С. 145-160.

Львівська національна академія ветеринарної медицини імені С.З. Гжицького



Сердечно вітаємо !

З 75-річчям з дня народження академіка Національної академії наук України, професора, доктора біологічних наук, дійсного члена Наукового товариства ім. Шевченка, Лісівничої академії наук України директора Інституту екології Карпат НАН України

Михайла Андрійовича Голубця

Ваш творчий шлях, дорогий та вельмишановний Михайле Андрійовичу, проліг крізь смерекові ліси та полонини Карпат, а далі біогеоценотичним покривом Бескид до таємниць біосфери і ноосфери. Дякуючи Вашій творчій праці, маємо сьогодні визнані основи вчення про екосистеми та їх структурно-функціональну організацію. Під Вашим керівництвом виросла ціла плеяда докторів та кандидатів наук широкої наукової спеціалізації. Як активний суспільно-громадський діяч Ви не тільки залишили вагомий вклад у формування української державності, але й у збереження історичної, етнокультурної та природної спадщини, поширення екологічних знань.

З нагоди славного ювілею бажаємо Вам довгих літ життя, реалізації творчих намірів, чекаємо від Вас нових фундаментальних наукових праць.

Редакційна колегія

УДК 598.422 (282.247.31)

Зоологія

Н.В. Дзюбенко

ОСОБЛИВОСТІ ЧАСОВОЇ СТРУКТУРИ ПОСЕЛЕНЬ КРЯЧКІВ У БАСЕЙНІ ВЕРХНЬОГО ДНІСТРА

Дзюбенко Н.В. Особенности временной структуры поселений крачек в бассейне верхнего Днестра // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 65-76.

Временная структура колоний крачек является важной характеристикой их пространственно-функциональной организации. В статье рассматриваются общая хронология гнездового периода, хронология формирования колоний и показатели синхронизации размножения в колониях. Проанализировано влияние на временную структуру колоний погодных условий, выбора разных биотопов или стаций для гнездования, а так же влияние других видов птиц в поливидовых колониях.

Dzyubenko, N. Peculiarities of the temporal structure of Tern settlements in the Upper Dniester basin // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 65-76.

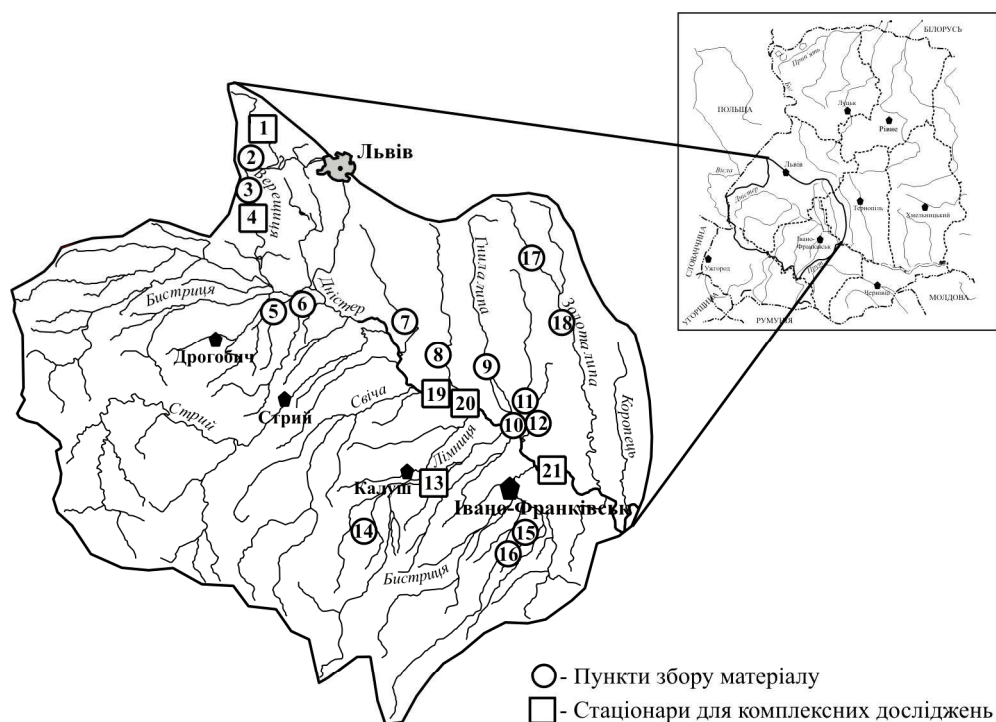
The temporal structure of Tern colonies is an important characteristic of their spatial and functional organization. In this paper we have considered the general chronology of a nesting period, colony formation and indices of breeding synchronization within colonies. The influence of climatic conditions and different habitat choice on the temporal structure of colonies as well as the impact of other bird species in polyspecies colonies have been analyzed.

Птахи родини Мартінові (*Laridae*) пристосовані до гніздування у водних або навколоводних біотопах. Переважна їх більшість, зокрема представники підродини *Sterninae*, надають перевагу морським узбережжям, де зосереджені їхні найбільші колоніальні скупчення. На заході України, особливо в басейні Дністра, вони заселяють внутрішні водойми як природного, так і штучного походження (стави, стариці, відстійники, водосховища, озера та ін.), та використовують для гніздування нечисленні острови і коси Дністра та його приток. Гніздування первинно морських птахів на континентальних водоймах накладає свій відбиток на просторово-функціональну організацію їх поселень, і на сьогодні є мало вивченим питанням. Однією з важливих характеристик колоніальних поселень птахів є їх часова структура, яка і стала предметом наших досліджень.

Матеріал і методика досліджень

Басейном верхнього Дністра (далі БВД) вважаємо територію водозбору р. Дністер – від витоків до впадіння в неї р. Коропець у Тернопільській обл., площею понад 22 тис. км² (рис. 1). Ця територія знаходиться в межах Львівської, Івано-Франківської та Тернопільської областей [8]. Більшість природних водойм БВД є заплавами і представлені старицями. Їх розміри невеликі, живлення, головним чином, від річкових паводків. У посушливий період року вони часто висихають. Досліджувана територія має велику кількість водойм штучного походження, які представлені рибозплідними ставами, відстійниками ДРЕС і промислових підприємств, кар'єрами, водосховищами тощо. З усіх перелічених типів водойм найбільше значення для гніздування болотяних крячків мають стави. Вони

переважно розміщені в долинах малих річок (другорядних і третьорядних приток), і використовуються здебільшого для промислового розведення риби [5]. Від природних водойм стави відрізняються головно розподілом глибин, які є більшими в передгреблевій ділянці, а не в центрі водойми (як в озерах). Крім цього, стави в порівнянні з природними озерами є значно мілкішими, з середніми глибинами до 2 м. Внаслідок цього рослинність розвивається по всій площі водойми [5], що створює оптимальні умови для гніздування болотяних крячків.



- | | |
|---|---|
| 1 - Дільниці "Янів" і "Лелехівка" рибгоспу Янів | 12 - Дільниця "Кукільники" рибгоспу "Медуха" |
| 2 - Дільниця "Городок-Дроздовичі" рибгоспу "Городок" | 13 - Рибгосп "Бабин-Середній" |
| 3 - Дільниця "Великий Любін-Черляни" рибгоспу "Городок" | 14 - Стави УТМР "Рожнятів" |
| 4 - Дільниця "Катериничі" рибгоспу "Комарно" | 15 - Дільниця "Хом'яківка" рибгоспу "Тисмениця" |
| 5 - Дільниця "Меденичі" рибгоспу "Рудники" | 16 - Дільниця "Марківці" рибгоспу "Тисмениця" |
| 6 - Дільниця "Рудники" рибгоспу "Рудники" | 17 - Дільниця "Урмань" рибгоспу "Бережани" |
| 7 - Дільниця "Отиневичі" рибгоспу "Ходорів" | 18 - Дільниця "Бережани" рибгоспу "Бережани" |
| 8 - Дільниця "Княгиничі" рибгоспу "Княгиничі" | 19 - Острів Тенетники |
| 9 - Дільниця "Бурштин" рибгоспу "Бурштин" | 20 - Острів Старий Мартинів |
| 10 - Дільниця "Більшовці-Слобідка" рибгоспу "Більшовці" | 21 - Острів Єзупіль |
| 11 - Дільниця "Більшовці" рибгоспу "Більшовці" | |

Стави БВД переважно є зарослими вищою водною рослинністю. Основу гелофітів складають ро́гіз вузьколистий (*Typha angustifolia*), очерет (*Phragmites communis*), лепешняк великий (*Glyceria aquatica*), рідше трапляються куга озерна (*Schoenoplectus lacustris*), аїр (*Acorus calamus*), осоки (*Carex sp.*), ро́гіз широколистий (*T. latifolia*), омег водяний (*Oenanthe aquatica*). Серед занурених і плаваючих рослин

гідрофітів переважають рдести (*Potamogeton lucens*, *P. natans*, *P. pectinatus*), різак водяний (*Stratiotes aloides*), гірчак земноводний (*Polygonum amphibium*) і жовтець водяний (*Ranunculus polyphyllus*); відмічені також жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae*), плавун щитolistий (*Nymphoides peltata*), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*). Склад рослинності та характер заростання на окремих ставах відрізняються. Основу надводної рослинності на всіх ставах складають угруповання очерету і рогозу вузьколистого.

Для справжніх крячків основним місцем гніздування є острови річища Дністра. Завдяки розташуванню, рельєфу та незначному заростанню, вони замінюють справжнім крячкам їх типові гніздові біотопи (морські острови та узбережжя). Крім того, острови Дністра є єдиним місцем гніздування малого крячка на території БВД. Переважна більшість островів Дністра алювіального походження. Їх обриси змінюються з кожним роком, в залежності від руслових процесів ріки. Переважаючою рослинністю є різні види верб, з яких домінують верба біла (*Salix alba*) та пурпурова (*S. purpurea*), трапляються також прутівидна (*S. viminalis*) та тритичинкова (*S. triandra*). Серед злакових поширені мітлиця повзуча (*Agrostis stolonifera*) та очеретянка звичайна (*Phalaroides arundinacea*). У невеликій кількості трапляються водяний хрін лісовий (*Rorippa sylvestris*), полин звичайний (*Artemisia vulgaris*) та королиця звичайна (*Leucanthemum vulgare*). Проективне покриття островів рослинністю змінюється з року в рік під впливом гідрологічного режиму Дністра.

Дослідження проводили у 1992-2001 рр. Матеріал збирали, головним чином, на 6 дослідних ділянках: рибних господарствах “Янів-Лелехівка”, “Катериничі-Поріччя”, “Бабин Середній” та островах Дністра – Єзупіль, Старий Мартинів, Тенетники; а також в різні роки і на інших водоймах. Загалом матеріал збирали в 21 пункті БВД (рис. 1).

За згодою вкладників, використані анкетні матеріали Банку гнізд та кладок птахів України і Перепису колоніальних птахів заходу України. Всього обстежено: 25 колоній річкового (*Sterna hirundo*), 12 – малого (*S. albifrons*), 28 – білощокого (*Chlidonias hybrida*) та 30 – чорного (*Ch. niger*) крячків.

Часову структуру поселень крячків БВД аналізували на двох рівнях – популяційному та колоніальному. Для характеристики часової структури локальних популяцій до уваги брали загальну хронологію гніздового періоду, а часової структури окремих поселень та колоній – хронологію їх утворення та синхронізацію розмноження. Для дослідження хронології гніздування визначали першу й останню дати початку кладок, їх середнє значення, а також тривалість MLP (main laying period) – найкоротшого терміну, протягом якого було розпочато 80% усіх кладок [10, 11]. За часовий інтервал приймали пентаду (п'ять днів). Як показники синхронності гніздування у колоніях визначали: 1) максимальну різницю в термінах відкладання яєць у колонії загалом; 2) середню різницю в термінах відкладання яєць між сусідніми гніздами. Ці параметри обчислювалися для гнізд, знайдених одночасно (під час одного обстеження). Індекс щільності гніздування розраховували за В.А. Зубакіним: $K=L/R$, де K – індекс щільності, L – середній діаметр лотка гнізда, R – середня мінімальна відстань між центрами сусідніх гнізд [3].

Терміни початку кладок розраховували за ступенем насидженості яєць. Насидженість визначали методом водного тесту [1, 12] з мінімальною похибкою –

1-2 дні. Кладку вважали повною, коли в усіх яйцях кут нахилу до горизонтальної поверхні перевищував 30° . Тривалість насиджування приймали за 20 днів [2, 9].

Статистична обробка результатів проведена за стандартною методикою [6] за допомогою пакету програм StatSoft, Inc. (2001). STATISTICA, версія 6.

Результати досліджень

Гніздовий період річкового крячка в БВД є доволі розтягнутим. Початок яйцекладення припадає на другу пентаду травня і триває до останньої декади червня. Максимум розпочатих кладок припадає на останню пентаду травня (43 %). У наступну пентаду інтенсивність початку кладок різко падає (8 % від їх загального числа). Розрив у яйцекладенні від 16 до 21 червня (рис. 2) пояснюється повторними кладками у несприятливі роки.

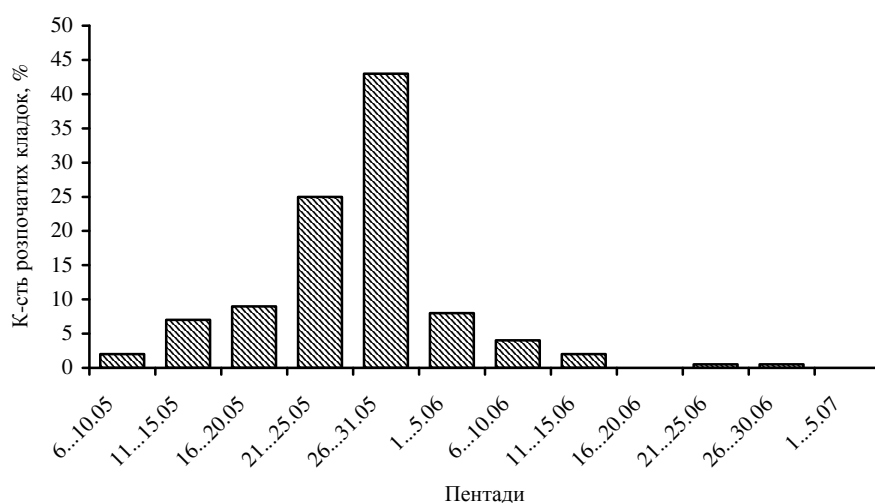


Рис. 2. Хронологія гніздування річкового крячка в басейні верхнього Дністра у 1992-2000 рр.

У білошого крячка в БВД період початку кладок розтягнутий на 2 місяці – від 6 травня до 10 липня. Причому, плавного зростання і зниження інтенсивності відкладання нових кладок не спостерігається. Можна визначити два часові інтервали: від 6 травня до 15 червня і від 21 червня по 10 липня (рис. 3). Перший інтервал ділиться на два відтинки, які зумовлені різницею фенології гніздування в різних стаціях, а другий – повторними (відновленими) кладками.

Найбільш стислий період відкладання кладок відмічений у малого крячка (від 11 травня по 15 червня). В нього спостерігається поступове зростання інтенсивності яйцекладення з піком в останню пентаду травня (понад 60 %), а потім – поступове зниження активності (рис. 4).

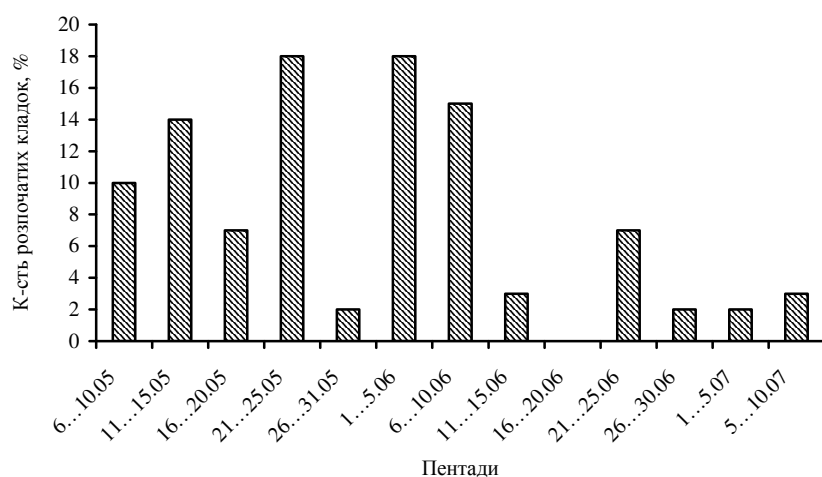


Рис. 3. Хронологія гніздування білощокого крячка в басейні верхнього Дністра у 1992-2000 рр.

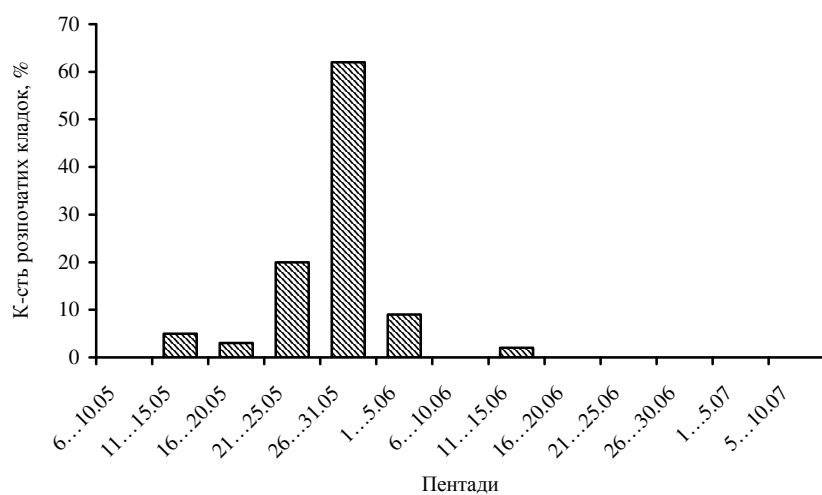


Рис. 4. Хронологія гніздування малого крячка в басейні верхнього Дністра у 1992-2000 рр.

На часову структуру локальних популяцій крячків мають вплив як біотичні, так і абіотичні чинники. У річкового крячка є різниця в термінах початку кладок в залежності від вибору біотопу для гніздування. На ставах він розпочинає кладки в середньому на декаду пізніше, ніж на островах (рис. 5). Але процес яйцекладення на

ставах проходить у стислі терміни (триває в загальному 5 пентад), а на суходолі він більш розтягнутий – 7 пентад. Яскраво виражений період повторних кладок з розривом у загальному періоді є характерним тільки для колоній на ставах. На суходолі інтенсивність яйцекладення зростає поступово від другої пентади травня до останньої, а потім різко скорочується протягом однієї пентади від 43 % до 6 %. На ставах перебіг інтенсивності яйцекладення відбувається навпаки – протягом однієї пентади розпочинається від 2 % до 36 % кладок, а потім поволі спадає.

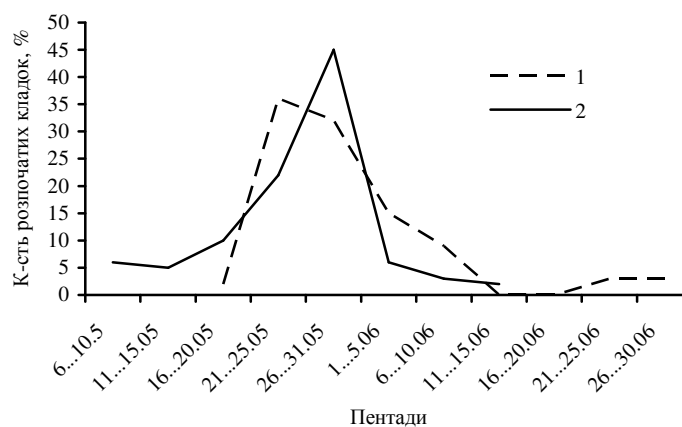


Рис. 5. Хронологія гніздування річкового крячка в басейні верхнього Дністра в різних біотопах.

Умовні позначення: 1 – колонії розміщені на ставах; 2 – на суходолі.

Така різниця у часовій структурі між колоніями на ставах і суходолі пояснюється тим, що острови Дністра є більш типовим місцем гніздування річкового крячка та формування колоній і поява кладок в них відбувається плавніше. Стави в БВД слугують для річкового крячка резервними біотопами гніздування. Колонії на них утворюються не щороку, а лише в несприятливі роки для гніздування на островах річок. Цим же пояснюється стисліший термін формування колоній на ставах.

У білощого крячка відмічена різниця в хронології гніздового періоду в залежності від вибору різних стацій для гніздування в однотипних біотопах (риборозплідних ставах). Цей вид у БВД надає перевагу гніздам двох типів – вільноплаваючим серед заростей водної рослинності і збудованим на розетках різаку. У колоніях, розміщених на різаку, період яйцекладення дуже стислий, триває в середньому від 6 до 31 травня, а в колоніях, де птахи будують плавучі гнізда, він також розпочинається з 6 травня, але розтягується до 10 липня (включаючи поновлені кладки) (рис. 6). На нашу думку, це пов'язане з тим, що птахи в колоніях на різаку витрачають мало часу на побудову гнізда. Окрім того, в таких колоніях завжди існує проблема нестачі місць для гніздування, і формування колонії проходить у стислі терміни, внаслідок обмежених площ, зайнятих різаком. В

колоніях, які складаються з плавучих гнізд, птахи можуть долучатись до колонії і добудовувати гнізда протягом усього гніздового періоду.

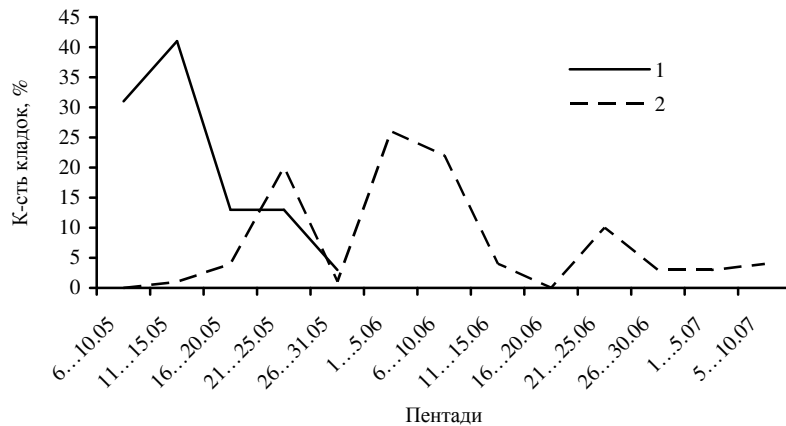


Рис. 6. Хронологія гніздування білощокого крячка в залежності від типів гнізд. Умовні позначення: 1 – гнізда на різаку; 2 – плавучі гнізда.

Для малого крячка, у змішаних колоніях з річковим, характерне зміщення початку гніздування, відносно річкового крячка. Малий крячок, в середньому, розпочинає кладки на 3 доби пізніше за річкового, а в окремі роки ця різниця може досягати 8 діб. Малий крячок очікує доки не сформується колонія річкового, а потім підселяється на вільні стації в її межах.

Прямої залежності впливу погодних умов на хронологію гніздового періоду нами не виявлено. Наприклад, річковий крячок у 1992 р. розпочав гніздування у III пентаді травня (середня температура повітря $+13,1^{\circ}\text{C}$). Пік яйцекладення припав на V пентаду (середня температура повітря $+13^{\circ}\text{C}$). У 1996 р. перші кладки з'явилися у III пентаді травня (середня температура повітря $+17,9^{\circ}\text{C}$) з піком у IV пентаді (середня температура $+10,9^{\circ}\text{C}$). У 1998 р. поява перших кладок припала на IV пентаду травня з середньою температурою $+10,9^{\circ}\text{C}$, причому у II та III пентадах середні температури повітря – $+15,2^{\circ}\text{C}$ та $+14,4^{\circ}\text{C}$ відповідно. У 1998 р., внаслідок сильних злив наприкінці квітня та початку травня і підняття води у Дністрі, більшість островів були затоплені, що призвело до зсувів у термінах гніздування. Подібна ситуація склалась і у 1999 р. (рис. 7). Як видно з графіків, перші кладки з'являються незалежно від температурного режиму, але пік початку нових кладок зазвичай припадає на час підвищення температури.

Прямої залежності хронології гніздування від кількості опадів, сум добових температур та різниці між максимальною та мінімальною добовими температурами також не виявлено. На наш погляд, погодні умови впливають на терміни початку нових кладок опосередковано, через стан гніздових стацій. Для справжніх крячків це, в першу чергу, рівень води у Дністрі та доступність придатних стацій для гніздування. Для болотяних крячків – вегетація рослинності. На графіку загальної

хронології початку нових кладок білошочим крячком у БВД видно розрив у яйцекладенні між останньою пентадою травня і першою червня, який пояснюється саме тим, що птахи в колоніях на різаку раніше починають гніздування, а у плавучих колоніях пізніше (рис. 3). Прямий вплив погодні умови мають лише на успішність насиджування та елімінацію кладок.

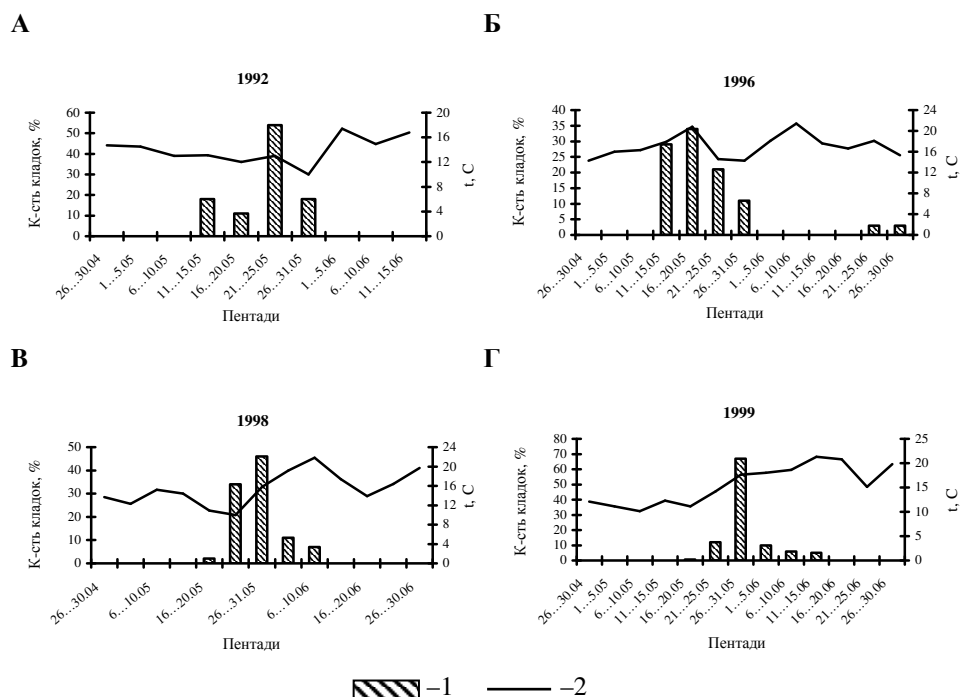


Рис. 7. Залежність хронології гніздування річкового крячка від перебігу середньопентадних температур.

Умовні позначення: 1 – кількість розпочатих кладок у % від загального числа гнізд; 2 – зміни середньопентадних температур.

В цілому, поява кладок відбувається у такі терміни, щоб період вилуплювання у гніздах пташенят і їх вигодовування припадав на період найдовшого світлового дня – червень і липень.

Важливим показником часової структури поселень та колоній є хронологія їх утворення та синхронізація розмноження. Синхронізація розмноження – одна з невід'ємних адаптацій колоніального способу гніздування, що дозволяє використовувати сприятливу ситуацію великою групою птахів у достатньо оптимальний термін [7]. Еволюційну необхідність синхронізації підтверджує і той факт, що вона притаманна не лише моновидовим, а й полівидовим колоніям. У такій колонії різні види крячків прилітають на гніздування у різний час, але токування і початок гніздування в них проходить одночасно [4]. Зазвичай, у колоніальних птахів межі синхронної групи співпадають з просторовими межами мікроколонії

(субколонії). Але колонії справжніх крячків у БВД формуються в умовах нестачі місць для гніздування, і просторова структура колоній або взагалі не виражена, або виражена слабо. Незважаючи на це, у колоніях річкового крячка існує чітка тенденція зсуву термінів гніздування від центру до периферії колонії. Оскільки центр колонії заселяється особинами, які займають вище ієрархічне становище, вони швидше приступають до гніздування і раніше розпочинають кладки; далі колонія розростається, утворюючи градієнт термінів появи першого яйця у гніздах. Середня різниця появи першого яйця між найближчими гніздами може становити у річкового крячка від 1,5 до 5 діб. При цьому хронологія формування колонії не залежить від обраного біотопу і щільності гніздування. Так, у колонії річкового крячка на сплавині у Ратищах з індексом щільності гніздування 0,3 і у колонії на острові поблизу смт. Єзупіль з індексом 0,03 спостерігається практично однакова середня різниця початку кладки між сусідніми гніздами – 4,4 та 5 діб відповідно.

Таблиця
Показники часової структури колоній річкового крячка в басейні верхнього Дністра

Місце розташування колонії	Рік	К	Різниця в термінах яйцекладення, доби	
			Середня між сусідніми гніздами	Максимальна для колонії
Янів	1998	0.15	1.5 ± 1.0 (n=6)	6
Ратищі	1998	0.30	4.4 ± 0.8 (n=33)	16
Єзупіль	1998	0.05	3 ± 0.5 (n=29)	12
Єзупіль	1999	0.03	5 ± 0.6 (n=88)	17
Бабин-Середній	2000	0.04	3 ± 0.7 (n=23)	9

У малого крячка розміри колоній в БВД не сягають більше 20 пар, найчастіше 7-10. У такому випадку практично вся колонія мала б являти собою одну або дві-три мікрогрупи із синхронним розмноженням, але цього не відбувається. Різниця у термінах гніздування в межах однієї колонії малого крячка може коливатись від 0 до 18 діб. Зауважимо, що вона не пов'язана з розмірами колоній.

Вплив на хронологію формування колоній справжніх крячків мають як біотичні, так і абіотичні чинники. Наприклад, у 1998 р. колонії річкового крячка на Дністрі вирізнялися високими показниками синхронізації розмноження, а всі кладки малого крячка на острові Єзупіль були розпочаті 29 травня. Це майже на 2 декади пізніше за середню дату початку гніздування малого крячка в БВД. До таких зсувів у термінах гніздування і такої надзвичайно жорсткої синхронізації призвели несприятливі погодні умови. Острови до початку другої декади травня були залиті водою і недоступні для гніздування справжніх крячків. Окрім того, малий крячок зазвичай гніздиться на островах у змішаних колоніях з річковим і виявляє залежність у термінах гніздування від нього. Роль виду-організатора колонії безперечно належить річковому крячку. Виявилось, що середні дати появи кладок малого крячка у змішаних колоніях з річковим збігаються у часі з MLP періодом річкового крячка у цій колонії (рис. 8).

Для болотяних крячків у БВД, на відміну від справжніх, характерне утворення складних топологічних структур колоній. Розміри риборозплідних ставів дозволяють болотяним крячкам утворювати колонії середніх і великих розмірів, у яких

реалізуються соціально-екологічні видові стереотипи. Часова структура поселень болотяних крячків також доволі різноманітна і залежить від різних чинників. Наприклад, поселення білощогого крячка на ділянці “Катериничі” рибгоспу “Комарно”, у 1998 р. мало надзвичайно високі показники синхронізації розмноження, пов’язані з тим, що це друга спроба гніздування білощогого крячка на цьому риборозплідному комплексі, бо всі перші кладки загинули під час сильної зливи зі шквальним вітром. Вдруге птахи загніздилися у третій декаді червня, створивши на одному ставі поселення з двох колоній. В колонії № 1, 30 червня вже були гнізда з повними кладками і менша кількість гнізд з нерозпочатими кладками (14 %), на відміну від колонії № 2, де 44 % становили гнізда з непочатими кладками, а більшість птахів ще добудовували гніздові платформи. В колонії № 1 середня різниця в даті початку яйцекладення між сусідніми гніздами становила $2,2 \pm 0,3$ діб (max – 6 діб, min – 0 діб). Для колонії № 2 – середня різниця в даті початку яйцекладення між сусідніми гніздами становила $1,5 \pm 0,3$ діб (max – 3 доби, min – 0 діб).

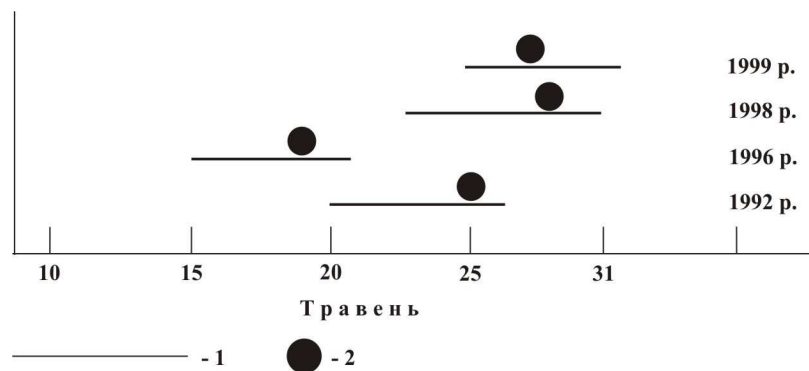


Рис. 8. Співвідношення середніх дат появи кладок малого крячка з інтенсивністю яйцекладення річкового крячка у змішаних колоніях на островах р. Дністер. Умовні позначення: 1 – MLP період річкового крячка у змішаних колоніях з малим крячком; 2 – середня дата появи кладок малого крячка у змішаних колоніях з річковим крячком.

У випадку, коли колонія білощогого крячка складається з декількох субколоній, їх часова структура зазвичай різниться і залежить від хронології заселення гніздових стацій. Наприклад, колонія білощогого крячка у Поріччі, у 1999 р. складалася з 4 субколоній (мікроколоній). Перша субколонія нараховувала 114 гнізд, друга – 51 гніздо. В цих субколоніях був дуже розтягнутий період гніздування: виявлені гнізда з кладками як на ранніх стадіях насиджування А-В, так і з льотними пташенятами. Не виключено, що кладки на ранніх стадіях насиджування були повторними. Третя субколонія складалась з 4 гнізд з одноденними пташенятами, четверта – з 5 свіжих гнізд, одне з яких було зі свіжою кладкою.

У випадку, коли колонія заселена рівномірно і структурні одиниці колонії не відокремлені одна від одної, у білощогого крячка спостерігається градієнт хронології гніздування від центру до периферії колонії. Прикладом часової організації “центр-

периферія” є колонія білощокого крячка на ставі риборозплідного господарства “Бабин Середній”. Середня різниця в даті початку яйцекладення між сусідніми гніздами всієї колонії становить $4,9 \pm 1,2$ доби (max – 16 діб, min – 0 діб). Колонія складається з чітко вираженого ядра з 10 гнізд, відстань між якими коливається від 1 до 4 м, яке є одночасно просторовим і фізіологічним центром колонії і дифузно розміщеною навколо нього рештою гнізд, відстань між якими коливається від 5 до 10 м. У гніздах “ядра” колонії були повні кладки з високим ступенем насидженості (С – D). Від ядра до периферії спостерігався чіткий градієнт запізнення гніздування – від кладок на ранніх стадіях насидженості до незавершених кладок по краю колонії.

Загалом, на нашу думку, тісніша синхронізація розмноження у крячків характерна для повторного гніздування. Особливо у випадках, коли перші кладки однієї колонії гинуть одночасно. Колонії, що сформовані птахами, які приступили до основного гніздування, характеризуються значно меншими показниками синхронності. Це пов’язане з тим, що синхронні мікрогрупи утворюються особинами, які знаходяться на однакових стадіях репродуктивного циклу, що в свою чергу пов’язане з віком особини та з її ієрархічним положенням у колонії. Старші особини зазвичай прилітають раніше за молодих, і відповідно вони й починають формувати колонію. Таким чином, часова структура колоній першого гніздування відображає хронологію і напрямки формування колонії, а відтак і особливості її просторово-вікової структури. У випадках, коли загибель кладок має не поодинокий характер, а катастрофічний, наприклад, внаслідок погодних явищ, нормальна хронологія формування колонії порушується. Птахи, що приступають до повторного гніздування, знаходяться приблизно на однаковій стадії репродуктивного циклу, тобто відразу приступають до відновлення кладок. Це призводить до зростання показників синхронності гніздування.

Висновки

Просторово-часова і функціональна структура поселень крячків відображають історію розвитку і змін екосистем та динаміку антропогенних чинників в умовах басейну верхньої течії р. Дністер.

Основний вплив на часову структуру чинять антропогенний пресинг, гідрологічний режим Дністра і його допливів та погодні умови. Окрім того, часова структура поселень тісно пов’язана з просторовою структурою, яка у басейні верхнього Дністра значно відрізняється від структури колоній морських узбереж. Для справжніх крячків це низька ємність репродуктивного середовища і нестача біотопів для гніздування, для болотяних – використання для гніздування водойм антропогенного походження, де постійно ведеться господарська діяльність.

В умовах басейну верхнього Дністра крячки відіграють детермінуючу роль у формуванні орнітокомплексів своїх гніздових біотопів та вступають у тісні біоценотичні зв’язки з фітоценозами цих біотопів. Наслідком таких зв’язків є синхронізація репродуктивного періоду птахів з вегетативним розвитком рослин.

1. Блум П.Н. Лысуха в Латвии. – Рига: Зинатне, 1973. – 148 с.
2. Дементьев Г.П., Гладков Н.А., Спангенберг Е.П. Птицы Советского Союза. – М.: Советская наука, 1951. – Т. 3. – 680 с.

3. Зубакин В.А. Индекс плотности гнездования некоторых видов чайковых птиц и способ его вычисления // Зоол. журн. – 1975. – Т. 54. – Вып. 9. – С. 1386-1389.
4. Каверкина Н.П. Гнездование настоящих крачек на о. Караминском (Камчатка) // Экологические исследования и охрана птиц Прибалтийских республик. – Каунас, 1982. – С. 86-88.
5. Кононенко Г.Д., Підгайко М.Л., Радзимовський Д.О. Ставки лісостепових, степових та гірських районів України. – Київ, 1965. – 216 с.
6. Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высшая школа, 1990. – 351 с.
7. Мельников Ю.И. Колония и ее критерии // Научные основы обследования колониальных гнездовой околотовных птиц. – М., 1981. – С. 88-90.
8. Муха Б.П. Фізико-географічні умови та ландшафтна структура басейну верхів'я р. Дністер // Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра. – Львів, 2000. – С. 7 – 21.
9. Птицы СССР. Чайковые. / Авданин В.О., Вискне Я.А., Зубакин В.А., Кишинский А.А., Литвиненко Н.М., Лобков Е.Г., Нечаев В.А., Фирсова Л.В., Флинт В.Е., Юдин К.А. – М.: Наука, 1988. – 416 с.
10. Goc M. Colonial versus territorial breeding of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* on Lake Druzno // Acta Ornithologica. – 1986. – Vol. 22. – № 2. – P. 95-145.
11. Ulfvens J. Nest characteristic and nest survival in the Horned Grebe *Podiceps auritus* and Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* in a Finnish archipelago // Ann. Zool. Fennici. – 1988. – 25. – P. 293-298.
12. Wesołowski T. Kartoteka gniazd i lęgów (instrukcja dla współpracowników). – Warszawa, 1986. – 28 s.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 594.38

Н.В. Сверлова

**ДИНАМІКА ФЕНЕТИЧНОЇ СТРУКТУРИ КОЛОНІЙ *CEPAEA HORTENSIS*
(GASTROPODA, PULMONATA, HELICIDAE) У ЛЬВОВІ**

Сверлова Н.В. Динамика фенетической структуры колоний *Cepaea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) во Львове // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вып. 21. – С. 77-88.

На большом фактическом материале (более 13 тыс. особей из 56 выборок) показана относительная стабильность фенетической структуры колоний *C. hortensis* в период с 1998 по 2004 г. Это касается не только частоты полосатых раковин, суммарной частоты раковин со слившимися полосами и частоты доминирующих фенотипов со слившимися полосами. Абсолютная и относительная частота встречаемости основных типов слияния (независимо от фенотипов) также может оставаться относительно стабильной как на одном, так и на соседних участках. Предложенный метод анализа количественного распределения типов слияния позволяет выявить специфические черты фенетической структуры колоний *C. hortensis*.

Sverlova, N. Dynamics of the polymorphic structure of *Cepaea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) colonies in Lviv // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – Is. 21. – P. 77-88.

This article shows the results of a study conducted on a considerable quantitative material (more than 13,000 individuals from 56 samples) and proves the relative stability of the polymorphic structure of *C. hortensis* colonies in the period of 1998 to 2004. It concerns not only the frequency of the banded shells, total frequency of the shells with fused bands and frequency of the dominant phenotypes with fused bands. The absolute and relative frequency of the occurrence of the basic fusion types (regardless of the phenotypes) can also remain relatively stable both on one and neighbouring sites. The proposed method of the analysis of the quantitative distribution of fusion types permits to reveal specific features of the polymorphic structure of *C. hortensis* colonies.

Наземні молюски роду *Cepaea* відзначаються складним поліморфізмом у забарвленні черепашки, що дозволяє вивчати генетико-популяційні процеси методами фенетики. Проте при дослідженні фенетичної структури популяцій, її просторових або часових змін найчастіше обмежуються аналізом лише частот основних морф або груп морф (смугасті, ефективно смугасті тощо). При цьому відбувається нівелювання не лише окремих фенотипічних модифікацій, але й цілої низки ознак, спадковий характер яких на даний час можна вважати доведеним, наприклад, у випадку злиття смуг на черепашці [16] або окремих варіантів цього злиття [7]. Така методика спрощує процедуру підрахунку морф і, особливо, подальшого аналізу отриманих результатів, але знижує їх інформативність та не дає змоги оцінити реальну фенетичну і, відповідно, генетичну різноманітність досліджуваних популяцій [15].

Штучне спрощення фенетичної структури дослідником може стати особливо небезпечним при вивченні інтродукованих популяцій садової цепі *Cepaea hortensis* (Müller, 1774) на заході України [6], для яких є характерними відносно низька частота трапляння смугастих черепашок і зниження загального рівня фенетичної різноманітності порівняно з автохтонними популяціями виду [15], а відмінності між

окремими популяціями або колоніями можуть найчіткіше виявлятися лише при аналізі частот трапляння певних фенотипів зі злитими між собою смугами.

Деякі специфічні особливості львівських колоній та популяцій *C. hortensis* були відмічені автором ще у 1999-2000 рр. [3, 4, 13] і детальніше проаналізовані у наступних публікаціях [14, 15]. Проте лише детальний аналіз багаторічної динаміки фенетичної структури на чітко фіксованих ділянках може дати обґрунтовану відповідь на питання, які специфічні риси цієї структури є наслідком випадкових популяційно-генетичних процесів, пов'язаних з інтродукцією відносно невеликої кількості особин [13], а які виробилися у процесі пристосування інтродукованого виду до нових кліматичних умов [14], отже, з'ясувати можливі механізми вироблення конхологічних адаптацій в інтродукованих видів наземних молюсків.

У запропонованій роботі описані та проаналізовані результати першого етапу такого дослідження, які базуються на аналізі фенетичної структури львівських колоній модельного виду у період з 1998 до 2004 рр. Цей період можна вважати достатнім для виявлення певних закономірностей у динаміці фенетичної структури молюсків роду *Serpea*, оскільки в їх популяціях близько половини дорослих особин може щорічно заміщуватися молодими особинами, що досягають статевої зрілості [12].

Матеріал і методика досліджень

У період з 1999 до 2004 р. за стандартною методикою [3, 4, 13] досліджено кількісне співвідношення морф у колоніях *C. hortensis* на 22 дослідних ділянках, розташованих в адміністративних межах м. Львова. Ділянки не перевищували 20-30 м у довжину (близько 40 м для ділянки №15с), не містили антропогенних бар'єрів [5] і мали відносно однорідний характер рослинності. Якщо дві або більше дослідні ділянки знаходилися на площі, яка не перевищувала розміру панміктичної одиниці у молюсків роду *Serpea* (50-60 м у діаметрі), не були розділені суттєвими антропогенними бар'єрами (максимум – асфальтованими доріжками шириною до 2 м), вони були позначені однією цифрою з наступними латинськими літерами.

Вибірki збирали у весняно-літній період, коли молюски масово підіймалися на рослини. Враховували лише живі статевозрілі особини, які розрізняли за повністю сформованою губою на черепашці. Після підрахунку морф у лабораторії молюсків випускали на місце відлову, за винятком зборів 2004 р. на ділянці №1. Крім того, для ділянок №3, 6, 9, 11–15, 17 були використані підрахунки частоти трапляння смугастих черепашок, виконані у 1998 р. без детальнішого аналізу фенетичної структури колоній [5]. Загалом було проаналізовано понад 13 тис. особин з 56 вибірок.

Фенотипи (морфи) позначали за загальноновживаною методикою: наявність певних смуг на черепашці – цифрами від “1” до “5”, рахуючи від шва між останнім і передостаннім обертом у напрямку пупка; відсутність смуг – “0” замість відповідної цифри або цифр; злиття смуг – дужками. Дві сусідні смуги вважали злитими, якщо вони повністю або частково з'єднувалися між собою не пізніше, ніж за 90° до устя у дорослого молюска. При аналізі фенетичної структури часткове злиття смуг, коли проміжок між темнішими смугами залишався світло-коричневим, вважали рівнозначним їх повному злиттю в однорідну темну стрічку. Крім фенотипів виділяли також 4 типи злиття смуг: F(12), F(23), F(34), F(45). Під частотою трапляння

F(12) розуміли сумарну частоту трапляння усіх морф зі злиттям першої та другої смуги.

Для виявлення потенційних змін у фенетичній структурі досліджених колоній, які могли відбутися протягом 1998-2004 рр., вираховували та порівнювали з першим збором на ділянці наступні показники:

1) частоту смугастих черепашок, вираховану від загальної кількості моллюсків у вибірці (N);

2) сумарну частоту морф зі злитими смугами, вираховану від кількості особин зі смугастими черепашками у вибірці (Nb);

3) частоти одного або двох фенотипів, домінуючих серед черепашок зі злитими смугами в усіх або більшості зборів на ділянці, вираховані від Nb;

4) аналогічно для одного або двох типів злиття смуг.

Для вибірок з Nb<25 та вибірок з 1998 р. вираховували лише частоту трапляння смугастих черепашок. Під час підрахунку частот основних фенотипів зі злитими смугами не враховували можливу відсутність окремих смуг на тих самих черепашках [13], наприклад, 1 черепашку з фенотипом (12)0(45) на ділянці №11а у 2000 р. вважали фенотипом (12)3(45). Не враховували також наявність на деяких черепашках додаткових смуг, незалежно від ступеня їх прояву або можливого походження.

При аналізі кількісного розподілу різних типів злиття смуг на ділянках №1, 5, 6, 11 і 14 їх частоти були вираховані від загальної кількості злитих між собою пар смуг, тобто, від загальної кількості окремих актів злиття (N_F), що спостерігалися на усіх смугастих черепашках. Так, для кожної черепашки з фенотипом (123)45 або (12)3(45) N_F дорівнює 2, для (12345) – 4. Достовірність різниці між різними зборами на одній ділянці або між сусідніми ділянками оцінювали за критерієм Фішера (для частот) або за критерієм Хі-квадрат (для розподілу типів злиття) [2]. Якщо типи злиття F(23) і F(34) траплялися на ділянках рідко, для розрахунку χ^2 їх об'єднували в один клас відповідно з F(12) і F(45).

Автор висловлює подяку В.І.Сверлову за багаторічну допомогу у зборі моллюсків.

Результати досліджень

Як було показано раніше [3, 13], для львівських колоній *C. hortensis* є характерною висока частка черепашок без смуг, яка становить у середньому для міста близько 80%. Це можна інтерпретувати як випадковий наслідок інтродукції [13], але дуже імовірно залишається й вплив кліматичних умов [14]. Оскільки світліші морфи у моллюсків роду *Cerpea* є стійкішими не лише по відношенню до екстремально високих температур, але й до різких коливань зовнішньої температури, вони повинні мати певні переваги в умовах континентальнішого порівняно з природним ареалом клімату заходу України [14]. На користь кліматичної селекції може свідчити також відносно невисока частка черепашок зі злитими смугами [3, 4, 13].

Повторні збори на дослідних ділянках лише у 3-х випадках достовірно відрізнялися за частотою смугастих черепашок від початкових зборів (табл. 1). Ще у двох випадках до аналізу були залучені сусідні ділянки, відділені від початкових неширокими асфальтованими доріжками. Оскільки у моллюсків роду *Cerpea*

фенетична структура може суттєво відрізнятися навіть у межах однієї великої колонії та без наявності природних або антропогенних бар'єрів, залучення до порівняння сусідніх ділянок могло додатково вплинути на достовірність різниці частот. Разом з тим, результати, отримані для ділянки №11b, можна розглядати як продовження тенденції певного зростання частки смугастих черепашок, яка спостерігалася на ділянці №11a протягом 1999-2001 рр. На ділянці №14 частота смугастих черепашок достовірно зросла у 1999 р., але у 2000-01 рр. повернулася до початкового рівня. Такі ненаправлені коливання частот певних морф або груп морф на фоні загальної стабільності фенетичної структури можна вважати характерними для популяцій або колоній цепей у відносно сталих умовах існування [8, 9 та ін.] порівняно з їх направленими змінами при антропогенній трансформації біотопу тощо [12]. Не виключено, що такі коливання частот у вибірках можуть бути частково обумовлені випадковими факторами збору.

Таблиця 1

Загальні риси фенетичної структури та їх динаміка у 1998-2004 рр.

Номер ділянки	Час збору	N	Частки черепашок (%) та достовірність різниці порівняно з першим збором на ділянці (F)				Домінуючі морфи серед смугастих черепашок
			смугастих	F	зі злитими смугами	F	
1	2	3	4	5	6	7	8
Стрийський парк							
1a	08.00 р.	89	29,2±4,82		19,2±7,72		12345, 1(23)45
	08.02 р.	91	23,1±4,42	0,87	<		<
	08.03 р.	146	20,5±3,34	2,26	46,7±9,11	4,98*	12345, 1(234)5 = 1(2345), 1(23)45 = 123(45) = 1(23)(45)
	07.04 р.	115	28,7±4,22	<0,01	39,4±8,51	2,94	12345, 1(23)45 = (123)45, 123(45) = 1(2345) = (12345)
	08.04 р.	50	16,0±5,18	3,26	<		<
1b	08.03 р.	146	33,6±3,91		30,6±6,58		12345, (12)345, 1(23)45
	07.04 р.	114	26,3±4,12	1,64	20,0±7,30	1,12	12345, 1(23)45
	08.04 р.	114	29,8±4,28	0,43	29,4±7,81	0,01	12345, (12)345, (123)45 = (123)(45)
2	08.00 р.	323	3,1±0,96		<		<
	05.03 р.	90	4,4±2,16	0,33	<		<
3	04.98 р.	97	10,3±3,09		–		–
	04.99 р.	450	18,2±1,82	4,15*	13,4±3,76		12345, (12)345
	08.00 р.	215	17,7±2,60	3,09	0±2,44	14,61 [■]	12345
4	04.99 р.	185	8,1±2,00		<		<
	08.00 р.	95	13,7±3,53	2,06	<		<
5a	08.00 р.	298	39,6±2,83		22,9±3,87		12345, 1(23)45
	08.01 р.	610	39,5±1,98	<0,01	19,1±2,53	0,68	12345, 1(23)45
5b	08.00 р.	425	26,3±2,13		47,3±4,72		12345, 1(23)45, (12)345, (12345)
	08.01 р.	233	31,3±3,04	1,82	42,5±5,78	0,41	12345, 1(23)45, (12345)
6	04.98 р.	101	31,7±4,63		–		–
	04.00 р.	467	39,2±2,26	2,05	13,7±2,54		12345, (12)345, 1(23)45
	08.00 р.	353	31,2±2,46	<0,01	13,6±3,27	<0,01	12345, (12)345

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8
	04.01 p.	369	34,7±2,48	0,32	14,1±3,08	0,01	12345, 1(23)45
	08.03 p.	168	34,5±3,67	0,23	20,7±5,32	1,54	12345, (12)345
7	08.00 p.	203	3,9±1,36		<		<
	08.03 p.	150	0,7±0,68	4,56*	<		<
8	08.00 p.	261	11,9±2,00		12,9±6,02		12345, (12)345
	05.03 p.	129	10,8±2,73	0,10	<		<
Парк культури та відпочинку							
9	04.98 p.	81	17,3±4,20		–		–
	04.99 p.	256	16,8±2,34	0,01	11,6±4,88		12345
	04.01 p.	337	19,0±2,14	0,13	12,5±4,13	0,11	12345
лучний парк (пр. В. Чорновола)							
10	05.99 p.	294	8,2±1,60		<		<
	05.03 p.	124	4,8±1,92	1,68	<		<
вул. Липинського							
11a	04.98 p.	124	14,5±3,16		–		–
	05.99 p.	231	14,7±2,33	<0,01	38,2±8,33		12345, (12)345, (12)3(45)
	04.00 p.	706	18,3±1,45	1,12	51,2±4,40	1,85	12345, (12)345, (12)3(45)
	04.01 p.	399	20,8±2,03	2,61	36,1±5,27	0,05	12345, (12)345, (12)3(45)
11b	03.04 p.	507	25,8±1,94	8,09 [■]	20,6±3,53	4,13*	12345, (12)345
12	04.98 p.	236	13,5±2,22		–		–
	04.99 p.	257	12,8±2,08	0,05	30,3±8,00		12345, (12)345, (123)45
	04.01 p.	355	12,7±1,77	0,07	22,2±6,19	0,65	12345, (12)345
13	04.98 p.	105	11,4±3,10		–		–
	04.99 p.	363	5,5±1,20	3,80	<		<
14	04.98 p.	114	78,9±3,82		–		–
	04.99 p.	159	89,3±2,45	5,51*	36,6±4,04		12345, (12)345
	04.00 p.	291	78,0±2,43	0,04	32,1±3,10	0,77	12345, (12)345, (123)45
	04.01 p.	292	79,8±2,35	0,04	35,2±3,13	0,07	12345, (12)345, (123)45
вул. Промислова							
15a	04.98 p.	121	47,1±4,54		–		–
	04.99 p.	266	44,0±3,04	0,32	12,0±3,00		12345, (12)345
	04.00 p.	199	51,7±3,54	0,64	15,5±3,56	0,57	12345, (12)345
15b	04.00 p.	213	42,7±3,39	0,61	12,1±3,42	<0,01	12345, (12)345
15c	04.03 p.	149	32,9±3,85	5,65*	14,3±5,00	0,16	12345, (12)345
вул. Гетьмана Мазепи							
16	04.01 p.	328	20,7±2,24		17,6±4,62		12345, (12)345, (123)45
	04.03 p.	162	16,7±2,93	1,15	37,0±9,29	3,77	12345, (12)345
вул. Тернопільська							
17	04.98 p.	154	15,6±2,92		–		–
	04.00 p.	310	12,9±1,90	0,61	5,0±3,45		12345

Примітки: частоти черепашок зі злитими смугами розраховані від кількості смугастих черепашок; N – загальна кількість черепашок; F – критерій Фішера; * – різниця достовірна при $\alpha = 0,05$; [■] – різниця достовірна при $\alpha = 0,01$; тіре – не було враховано у 1998 р.; < – недостатня кількість смугастих черепашок для кількісного аналізу; знак рівності – однакова частота двох або більше морф у вибірці. Домінуючі морфи розташовані у напрямку зменшення частоти трапляння (не менше 5%).

Якщо порівняти частоти смугастих черепашок на дослідних ділянках у 2003 р. з їх середніми значеннями для попередніх років (рис. 1), є помітною тенденція до їх невеликого зниження. Імовірно, це можна інтерпретувати як наслідок кліматичної селекції молодих моллюсків у нетипово спекотне і сухе літо 2002 р. І, навпаки, у 2000 р. частоти смугастих черепашок переважно зросли, хоча ці зміни й не були однонаправленими для усіх ділянок. На ділянці №14 різке зростання частки смугастих черепашок у вибірці було зафіксовано не у 2000 р., а у 1999 р. (табл. 1).

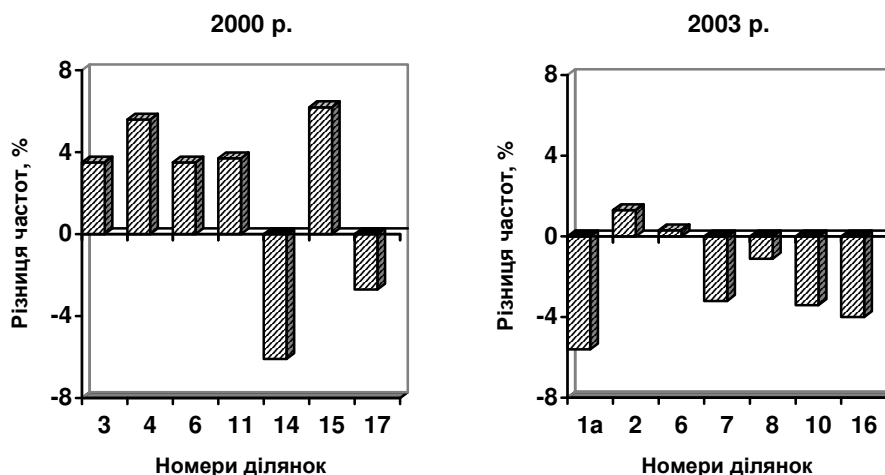


Рис. 1. Відмінності у частоті трапляння смугастих черепашок у 2000 р. і 2003 р. порівняно з її середніми значеннями для попередніх років.

Таким чином, кліматичні особливості окремих років можуть впливати на коливання частоти смугастих черепашок у колоніях *C. hortensis*. Невирішеним залишається питання, чи є вплив кліматичної селекції настільки сильним, щоби обумовити нетипово низькі частоти смугастих черепашок у більшості обстежених колоній у Львові [4, 5] і загалом на заході України [6], або ж вирішальним фактором слід вважати ефект засновника та інші випадкові популяційно-генетичні процеси, роль яких могла бути особливо значущою на початкових етапах інтродукції.

На користь останнього припущення могла б свідчити наявність у місті окремих колоній з нетипово високою частотою трапляння смугастих черепашок (особливо на ділянках №14 і №15a), яка залишалася відносно сталою протягом 1998-2001 рр. Проте у цей період часу кліматичні умови могли бути загалом сприятливішими, ніж звичайно, для смугастих морф, що й обумовило певне зростання їх сумарної частки на більшості досліджених ділянок (рис. 1). Крім того, на нетипово високу частоту смугастих черепашок в окремих колоніях *C. hortensis* могли впливати й чинники антропогенного походження, наприклад, наявність прокладених у ґрунті теплотрас. Протягом проведення даних досліджень було, зокрема, відмічено, що масовий вихід моллюсків з ґрунту після зимівлі відбувається на ділянці №14 дещо раніше, ніж у сусідніх вуличних деревно-чагарникових насадженнях.

Не слід також забувати, що поліморфне забарвлення черепашки є лише одним з факторів, які обумовлюють її фізичні властивості [14]. Тому можна припустити, що нетипово висока частка смугастих черепашок у колонії може супроводжуватися (і, певною мірою, компенсуватися) специфічністю їх метричних характеристик. При цьому маються на увазі загальні розміри та форма усіх черепашок, незалежно від їх фенотипів, що буде детальніше розглянуто в окремій роботі. Отже, для ґрунтовнішого аналізу особливостей фенетичної структури колоній *C. hortensis* та її багаторічної динаміки доцільно проводити додаткові конхіометричні дослідження зібраних вибірок.

Достовірна різниця за сумарною частотою трапляння черепашок зі злитими смугами також була зареєстрована лише у 3-х випадках (табл. 1), в одному з яких для порівняння була залучена сусідня ділянка (№11b – див. вище). Аналогічно змінювалися й частоти окремих фенотипів зі злитими смугами або окремих типів злиття (табл. 2).

Таблиця 2

Частоти основних фенотипів зі злитими смугами та основних типів злиття

Номер ділянки	Час збору	№	Фенотип-1		Фенотип-2		Тип злиття-1		Тип злиття-2	
			частка, %	F	частка, %	F	частка, %	F	частка, %	F
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1a			1(23)45		–		F(23)		F(45)	
	08.00 р.	26	15,4±7,08		–		19,2±7,72		3,8±3,75	
	08.03 р.	30	6,7±4,56	1,11	–		40,0±8,94	2,97	26,7±8,08	6,71*
	07.04 р.	33	9,1±5,01	0,55	–		30,3±8,00	0,97	18,2±6,72	3,48
1b			(12)345		–		F(12)		F(23)	
	08.03 р.	49	16,3±5,28		–		22,4±5,96		12,2±4,67	
	07.04 р.	30	3,3±3,26	4,04*	–		10,0±5,48	2,18	10,0±5,48	0,09
	08.04 р.	34	11,8±5,53	0,34	–		26,5±7,57	0,18	14,7±6,07	0,11
3			(12)345		–		F(12)		–	
	04.99 р.	82	12,2±3,61		–		12,2±3,61		–	
	08.00 р.	38	0±2,44	13,24 [■]	–		0±2,44	13,24 [■]	–	
5a			1(23)45		(12)345		F(23)		F(12)	
	08.00 р.	118	8,5±2,57		3,4±1,67		18,6±3,58		10,2±2,79	
	08.01 р.	241	7,0±1,64	0,25	3,7±1,21	0,02	12,4±2,12	2,34	8,7±1,81	0,21
5b			1(23)45		–		F(23)		F(12)	
	08.00 р.	112	15,2±3,39		–		30,3±4,34		22,3±3,93	
	08.01 р.	73	19,2±4,06	0,50	–		32,9±5,50	0,14	17,8±4,48	0,56
6			(12)345		1(23)45		F(12)		F(23)	
	04.00 р.	183	6,5±1,82		5,5±1,68		7,6±1,96		6,6±1,83	
	08.00 р.	110	8,2±2,61	0,29	1,8±1,27	2,86	11,8±3,07	1,38	2,7±1,54	2,48
	04.01 р.	128	3,9±1,71	1,05	5,5±2,01	0	7,0±2,25	0,04	8,6±2,48	0,42
	08.03 р.	58	10,3±3,99	0,83	3,4±2,38	0,46	13,8±4,53	1,80	5,2±2,91	0,16
9			(12)345		–		F(12)		F(23)	
	04.99 р.	43	4,6±3,19		–		9,3±4,43		4,6±3,19	
	04.01 р.	64	4,7±2,64	<0,01	–		9,4±3,65	<0,01	6,2±3,01	0,13

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
11a			(12)345		(12)3(45)		F(12)		F(45)	
	05.99 p.	34	23,5±7,27		14,7±6,07		38,2±8,33		14,7±6,07	
	04.00 p.	129	37,2±4,25	2,42	10,1±2,65	0,73	50,4±4,40	1,63	13,2±2,98	0,05
	04.01 p.	83	22,9±4,61	<0,01	8,4±3,04	0,95	34,9±5,23	0,11	13,2±3,71	0,04
11b	03.04 p.	131	13,7±3,00	1,74	4,6±1,83	3,40	19,1±3,43	4,94*	6,1±2,09	2,24
12			(12)345		–		F(12)		–	
	04.99 p.	33	18,2±6,72		–		27,3±7,75		–	
	04.01 p.	45	20,0±5,96	0,04	–		22,2±6,19	0,27	–	
14			(12)345		(123)45		F(12)		F(23)	
	04.99 p.	142	28,9±3,80		3,5±1,54		34,5±3,99		7,0±2,14	
	04.00 p.	227	19,4±2,62	4,34*	6,6±1,65	1,81	30,4±3,05	0,68	11,4±2,11	2,04
	04.01 p.	233	21,0±2,67	2,95	7,3±1,70	2,58	31,7±3,05	0,32	11,1±2,06	1,80
15a			(12)345		–		F(12)		F(23)	
	04.99 p.	117	8,5±2,58		–		10,2±2,80		2,6±1,47	
	04.00 p.	103	9,7±2,92	0,09	–		13,6±3,38	0,60	4,8±2,11	0,76
15b	04.00 p.	91	11,0±3,28	0,36	–		11,0±3,28	0,03	1,1±1,09	0,66
15c	04.03 p.	49	8,2±3,92	<0,01	–		12,2±4,67	0,14	4,1±2,83	0,24
16			(12)345		(123)45		F(12)		F(23)	
	04.01 p.	68	7,3±3,15		5,9±2,86		14,7±4,29		7,3±3,15	
	04.03 p.	27	33,3±9,07	9,01 [■]	0±3,31	4,66*	33,3±9,07	3,79	3,7±3,63	0,49

Примітки: частоти розраховані від кількості смугастих черепашок (Nb), достовірність їх різниці – порівняно з першим збором на ділянці; F – критерій Фішера; * – різниця достовірна при $\alpha = 0,05$; [■] – різниця достовірна при $\alpha = 0,01$; тире – немає чітко вираженого домінування другого фенотипу (типу злиття).

Серед черепашок зі злитими смугами на дослідних ділянках домінували переважно фенотипи (12)345 і 1(23)45 (табл. 2), причому останній – виключно у паркових біотопах. У вуличних деревно-чагарникових насадженнях другою домінуючою морфою була (123)45 або (12)3(45). За підрахунками 1999-2000 рр. згадані вище фенотипи становили у Львові відповідно 56,2%, 15,2%, 10,1% і 7,0% від загальної кількості черепашок зі злитими смугами [13], що дорівнює у перерахунку 13,5%, 3,6%, 2,4% і 1,7% від загальної кількості смугастих черепашок. Проте на окремих дослідних ділянках частоти цих морф залишалися значно вищими (табл. 2), що, імовірно, можна розглядати як зачатки генетичної диференціації окремих колоній та популяцій *C. hortensis* у Львові. Аналогічна картина спостерігається при аналізі абсолютних (табл. 2) або відносних (табл. 3) частот окремих типів злиття смуг.

Хоча комбінація окремих типів злиття смуг в одному фенотипі не є випадковою, що наочно демонструє узагальнююча таблиця у монографії Ф.А. Шільдера і М. Шільдер [11], частоти відповідних типів злиття у колоніях *C. hortensis* можуть залишатися сталішими, ніж частоти домінуючих фенотипів зі злитими смугами (табл. 2, рис. 2). Так, на ділянці №11а деяке зниження частоти трапляння морфи (12)3(45) у 2000-2001 рр. частково компенсувалося зростанням частки інших фенотипів, які містили тип злиття F(45): (123)(45) і 123(45). Подібна закономірність спостерігалася у той самий період часу на ділянці №14 для морфи (12)345 і типу

злиття F(12). Своєрідна компенсація відбувалася переважно за рахунок фенотипів, які містили крім F(12) також F(23), що призводило до об'єднання усіх трьох верхніх смуг: (123)45, (123)(45). Ц.Р. Бетгер [7] встановив наступний ряд домінування спадкових форм у *C. hortensis*:

$$(12345) > (123)(45) > (12)3(45) > (12)345 > 12345.$$

Хоча дослідник не зміг з'ясувати положення фенотипів (123)45 і 123(45) у цьому ряді, можна припустити, що морфа (123)45 також є домінантною по відношенню до (12)345. Тоді на обох проаналізованих ділянках протягом 1999-2001 рр. відбувалося деяке зростання частки домінантних спадкових форм.

Таблиця 3

Розподіл типів злиття смуг в окремих досліджених колоніях

Номер ділянки	Час збору	N _F	N _F / N _v b	Типи злиття, %				Достовірність різниці (χ^2)
				F(12)	F(23)	F(34)	F(45)	
1a	сумарно (2000-04 рр.)	82	1,82	13,4	47,6	17,1	21,9	
1b	сумарно (2003-04 рр.)	46	1,48	50,0	30,4	0	19,6	20,42 [■] (v = 2)
5a	08.00 р.	47	1,74	25,5	46,8	8,5	19,1	
	08.01 р.	67	1,46	31,3	44,8	4,5	19,4	0,50 (v = 2)
5b	08.00 р.	93	1,75	26,9	36,5	11,8	24,7	
	08.01 р.	54	1,74	24,1	44,4	11,1	20,4	0,94 (v = 3)
5a	сумарно (2000-01 рр.)	114	1,56	28,9	45,6	6,1	19,3	
5b	сумарно (2000-01 рр.)	147	1,75	25,8	39,4	11,6	23,1	3,30 (v = 3)
6	весняні збори (2000 і 2001 рр.)	53	1,23	43,4	43,4	3,8	9,4	
	літні збори (2000 і 2003 рр.)	35	1,30	60,0	17,1	2,8	20,0	6,72* (v = 2)
11a	04.00 р.	86	1,30	75,6	4,6	0	19,8	
	04.01 р.	43	1,43	67,4	7,0	0	25,6	0,26 (v = 1)
11b	03.04 р.	34	1,26	73,5	2,9	0	23,5	0,26 (v = 1)
14	04.99 р.	63	1,21	77,8	15,9	0	6,3	
	04.00 р.	106	1,45	65,1	24,5	0	10,4	3,02 (v = 2)
	04.01 р.	110	1,34	67,3	23,6	0	9,1	2,15 (v = 2)

Примітки: N_F – кількість пар смуг, з'єднаних між собою, на усіх черепашках; N_vb – кількість черепашок зі злитими смугами; v – кількість ступенів вільності; * – різниця достовірна при $\alpha = 0,05$; [■] – різниця достовірна при $\alpha = 0,01$.

На відміну від описаних вище прикладів, на ділянці №6 протягом 2000-03 рр. спостерігалися сезонні коливання частот не лише морф (12)345 і 1(23)45, але й відповідних типів злиття F(12) і F(23) (рис. 2, табл. 3). Можливо, причина зареєстрованих відмінностей між квітневими та серпневими зборами полягає у різній активності відповідних морф. Це явище вимагає подальшого і комплексного вивчення, можливо, із проведенням додаткових конхіометричних досліджень.

Показник подібності популяцій r [1] часто застосовується у фенетичних дослідженнях і може бути використаний також для аналізу динаміки фенетичної структури на одній ділянці. Проте високі частки морфи 00000 серед усіх черепашок і морфи 12345 серед смугастих черепашок, характерні для переважної більшості львівських колоній *C. hortensis*, обумовлюють високі значення r навіть для вибірок з різних ділянок міста [4] і не дають змоги детальніше оцінити інші особливості їх фенетичної структури.

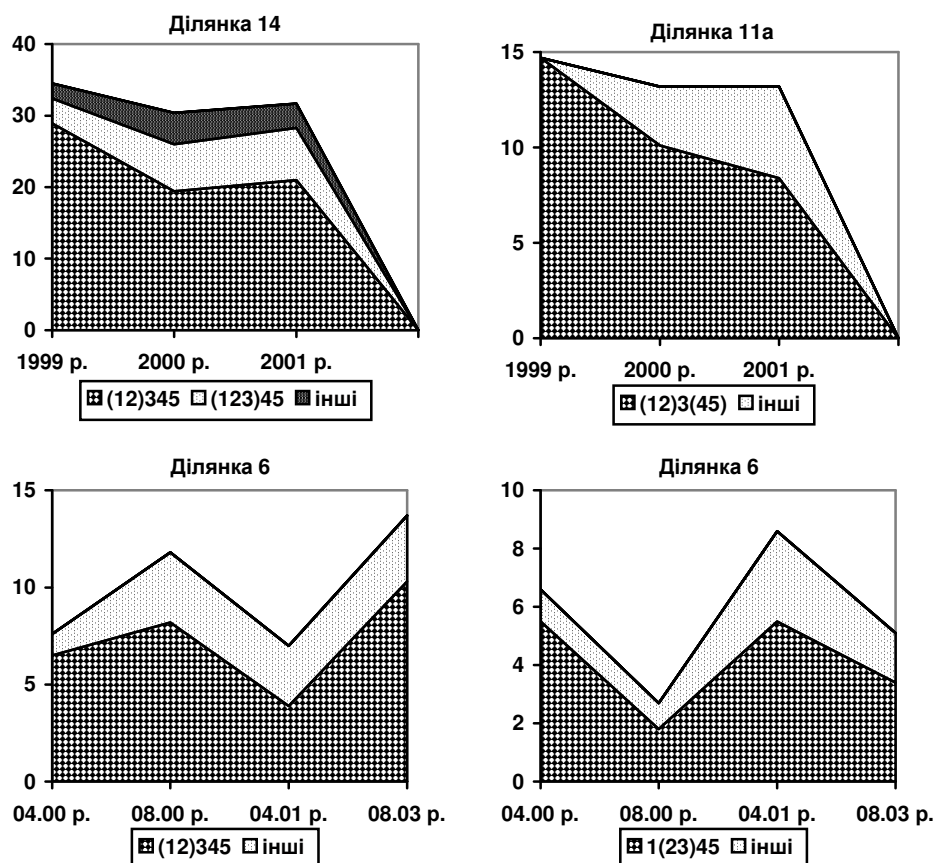


Рис. 2. Динаміка частот (%) усіх фенотипів з типом злиття F(12) для ділянки №14, F(45) для ділянки №11a, F(12) (зліва) і F(23) (справа) для ділянки №6.

На відміну від показника подібності r , кількісний розподіл типів злиття (табл. 3) не залежить від частоти трапляння смугастих черепашок або черепашок зі злитими смугами та дозволяє виявити спільні риси фенетичної структури навіть у випадку достовірних відмінностей цих частот на сусідніх ділянках. Так, ділянки №5a (відкритий біотоп з високою трав'яною рослинністю) і №5b (деревно-чагарникові насадження на відстані 15 м від №5a, без природних або антропогенних бар'єрів),

заселені однією великою колонією *C. hortensis*, протягом двох років демонстрували достовірні відмінності у частотах трапляння смугастих черепашок і черепашок зі злитими смугами [15], проте мають багато спільного у розподілі типів злиття смуг (табл. 3). І, навпаки, сусідні ділянки №1а і №1б чітко відрізняються за цим розподілом. Відмінності між даними ділянками стосуються також форми черепашки, що буде проаналізовано в окремій роботі.

Недоліком порівняння розподілів через χ^2 , застосованого у таблиці 3, можна вважати необхідність поєднання рідкісних типів злиття смуг в один клас зі звичайними типами (див. методичку), що не є цілком доречним при якісному, а не кількісному характері аналізованих ознак [10]. Проте це має суттєво впливати на отримані результати лише у випадку значних розбіжностей порівнюваних розподілів, наприклад, коли з двох об'єднаних в один клас типів злиття один є рідкісним у першій вибірці, а інший – у другій. Екологічною (а не генетичною) підставою об'єднання F(34) з F(45) та рідше F(23) з F(12) на окремих ділянках можна вважати те, що їх наявність робить темнішою відповідно нижню або верхню частину черепашки.

Однією з проблем дослідження багаторічної динаміки фенетичної структури у колоніях *C. hortensis*, яка передбачає чітко фіксовані межі дослідних ділянок, є значні коливання щільності популяцій. Ці коливання не дають змоги зібрати репрезентативні вибірки на деяких ділянках у певні роки. Так, у 2002-2004 рр. спостерігалось різке зниження чисельності молюсків на ділянках №5, 11, 14. На ділянці №14 це супроводжувалося значним антропогенним (техногенним) впливом під час прокладання поблизу ділянки трамвайної колії, на ділянках №5 і №11 могло бути зумовлено лише природними чинниками. Термін проведення досліджень не дозволив порівняти фенетичну структуру на одній ділянці до та після різкого зниження чисельності молюсків.

Висновки

Дослідження, проведені у Львові протягом 1998-2002 рр., довели значну стабільність фенетичної структури міських колоній *C. hortensis* і дозволили виявити специфічні риси цієї структури на окремих дослідних ділянках, які можна інтерпретувати як зачатки генетичної і фенотипічної диференціації. Стабільність фенетичної структури у досліджених колоніях *C. hortensis* виявляється не лише на рівні абсолютних частот окремих морф або груп морф, але й у кількісному розподілі типів злиття смуг. Цей розподіл не залежить від абсолютних частот фенотипів і дозволяє виявити спільні риси фенетичної структури навіть у випадку достовірних відмінностей цих частот. Перспективними напрямками подальших фенетичних досліджень колоній *C. hortensis* у Львові є виявлення та обґрунтування можливих сезонних змін у складі вибірок, аналіз змін фенетичної структури при різких коливаннях популяційної щільності, проведення комплексних фенетико-конхіометричних досліджень.

1. Животовский Л.А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам // Фенетика популяций: Сб. ст. – М.: Наука, 1982. – С. 38-44.
2. Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. – М.: Наука, 1984. – 424 с.

3. Сверлова Н.В. Полиморфизм интродуцированного вида *Cepaea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) во Львове. 1. Общие закономерности полиморфизма // Зоол. журн. – 2001. – Т. **80**, № 5. – С. 520-524.
4. Сверлова Н.В. Полиморфизм интродуцированного вида *Cepaea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) во Львове. 2. Изменчивость фенетической структуры в пределах города // Зоол. журн. – 2001. – Т. **80**, № 6. – С. 643-649.
5. Сверлова Н.В. Влияние антропогенных барьеров на фенотипическую структуру популяций *Cepaea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata) в условиях города // Вестн. зоологии. – 2002. – Т. **36**, № 5. – С. 61-64.
6. Сверлова Н.В., Кирпан С.П. Роль великих міст у розселенні деяких видів наземних молюсків (Gastropoda, Pulmonata) // Наукові основи збереження біотичної різноманітності: 36. наук. праць. – Львів: Ліґа-Прес, 2004. – Вип. 5. – С. 247-252.
7. Boettger C.R. Analyse einer bemerkenswerten Population der Schnirkelschnecke *Cepaea hortensis* Müller // Abh. braunsch. wiss. Ges. – 1950. – B. **2**. – S. 1-12.
8. van Heurn W.C. Stabiliteit van populaties van *Cepaea nemoralis* (L.), vervolg // Basteria. – 1945. – Vol. **9**, N 3/4. – P. 39-43.
9. Schilder F.A. Sechsjährige Konstanz einer Population von *Cepaea nemoralis* // Arch. Moll. – 1957. – B. **86**, N 1/3. – S. 33-36.
10. Schilder F.A., Schilder M. Rechenmethoden bei Populationsforschungen // Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. – 1954. – B. **3**, H. 3. – S. 665-674.
11. Schilder F.A., Schilder M. Die Bänderschnecken. Eine Studie zur Evolution der Tiere. Schluß: Die Bänderschnecken Europas. – Jena: G.Fischer Verlag, 1957. – S. 93-206.
12. Schnetter M. Veränderungen der genetischen Konstitution in natürlichen Populationen von polymorphen Bänderschnecken // Verh. Deutsch. Zool. Marburg. – 1950. – S. 192-206.
13. Sverlova N. Einschleppung und Polymorphismus der *Cepaea*-Arten am Beispiel von Lwow in der Westukraine (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae) // Malak. Abh. Mus. Tierkde. Dresden. – 2002 – B. **20**, Nr. 2. – S. 267-274.
14. Sverlova N. Landschnecken-Farbpolyorphismus aus physikalischen Gründen (Gastropoda: Pulmonata: Stylommatophora) // Malak. Abh. Mus. Tierkde. Dresden. – 2004. – B. **22**. – S. 131-145.
15. Sverlova N. Zur Auswertung der Diversität und Struktur des Polymorphismus bei den Bänderschnecken *Cepaea hortensis* (Müller 1774) und *C. nemoralis* (Linné 1758) am Beispiel isolierter Populationen // Mitt. Mus. Nat.kd. Berl., Zool. Reihe. – 2004. – B. **80**, H. 2. – S. 159-179.
16. Wolda H. Genetics of polymorphism in the land snail, *Cepaea nemoralis* // Genetica. – 1969. – Vol. **40**. – P. 475-502.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 594.1: 591.5 (477)

Р.К. Мельниченко, О.В. Павлюченко¹, Р.І. Гураль²

**РОЗПОВСЮДЖЕННЯ, ЕКОЛОГІЯ І МОРФОЛОГІЯ *PSEUDANODONTA*
(MOLLUSCA, BIVALVIA, UNIONIDAE) ФАУНИ УКРАЇНИ**

Мельниченко Р.К., Павлюченко О.В., Гураль Р.І. **Распространение, экология и морфология *Pseudanodonta* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) фауны Украины** Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 89-100.

Представлены результаты обработки собственных материалов и музейных коллекций по видах рода *Pseudanodonta* фауны Украины. Приведены данные о фауне, распространении, экологии, морфометрии раковин моллюсков. Кратко обсуждаются вопросы таксономии данной группы перловицевых. Показано, что псевданодонты являются редкими видами моллюсков на территории Украины и нуждаются в охране.

Melnychenko, R., Pavlyuchenko, O., Gural, R. **Distribution, ecology and morphology of *Pseudanodonta* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) in the fauna of Ukraine** // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 89-100.

The results of the processing both of the authors' materials and the museum collections of species of the genus *Pseudanodonta* in the Ukrainian fauna are presented in the article. Data on the fauna, distribution, ecology and morphometry of the shells of this group are summarized. Taxonomy of this group of Unionidae is briefly discussed. *Pseudanodonta* proved to be rare on the territory of Ukraine and needs protection.

Двостулкові молюски родини Unionidae широко розповсюджені у водоймах України. Вони відіграють важливу роль у прісноводних екосистемах, де становлять значну частину біомаси бентосу, беруть участь у процесах самоочищення природних вод, є невід'ємним компонентом харчових ланцюгів. Різноманітні аспекти їх фауни, екології, біології та поширення, безсумнівно, представляють науковий інтерес і давно привертають увагу дослідників. Вивченню перлівницевих України присвячена низка монографій і оглядових статей [9, 20, 21 та ін.]. Проте представники роду *Pseudanodonta* Bourguignat, 1876 дотепер залишаються маловивченими, а систематика цього таксону – дискусійною. Проблеми систематики перлівницевих, пошук нових підходів до їх вирішення, дослідження сучасного стану популяцій цих тварин у зв'язку з антропоїчним впливом на гідроценози і стали об'єктом наших досліджень.

У відповідності до системи, прийнятої більшістю малакологів колишнього СРСР [20, 21], у водоймах України трапляються 3 види несправжніх беззубок: *Pseudanodonta complanata* (Ziegler in Rossmassler, 1835), *P. kletti* (Rossmassler, 1835), *P. elongata* Bourguignat, 1880. Згідно з літературними даними, ще до 70-80-х років ХХ ст. псевданодонти були широко розповсюджені у водоймах різних природно-географічних зон України (рис. 1).

Зокрема, *P. complanata* була досить поширена у басейні Дністра, Серета та Західного Бугу [5, 19, 24, 25 та ін.], у водах Південного Бугу [2, 8], на півдні степової зони України [15, 21], на Поліссі у межах Чернігівської [15], Рівненської та Житомирської областей [21], у руслі середньої течії Дніпра та його водосховищах [6, 7, 10, 13, 21]. *P. kletti* була відмічена у нижній течії Дніпра [21], у Південному Бузі

поблизу Вінниці [8], водоймах західних областей України [17, 23], Житомирського Полісся [21]. *P. elongata* було знайдено у басейні р. Серет [17]. В.В. Іванців [6, 7] відзначив цей вид у нижній течії Дніпра та Кременчуцькому водосховищі, а А.П. Стадниченко [21] описала його для річок Тетерев і Уж Житомирської області.

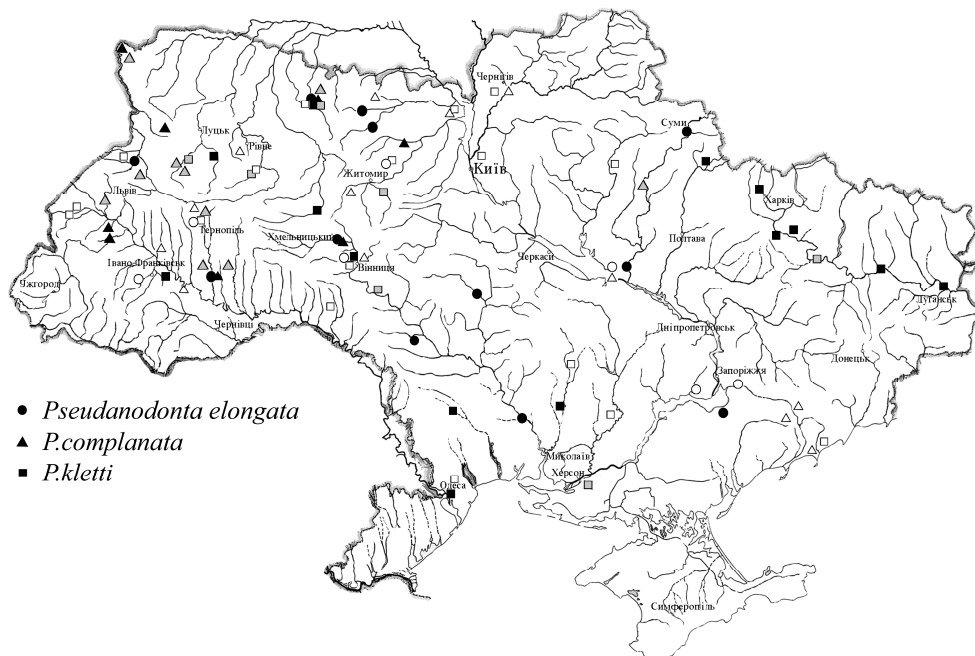


Рис. 1. Розповсюдження моллюсків роду *Pseudanodonta* на території України.

Примітка: білі позначки – літературні дані, сірі – музейні фонди, чорні – польові збори авторів.

Слід зазначити, що більшість західноєвропейських дослідників рід *Pseudanodonta* розглядають як монотиповий, а описані вище три форми розглядаються як різновидності *P. complanata* s. lato. При цьому деякі дослідники [26, 28] розглядають їх як географічні підвиди, інші [27] взагалі не надають їм ніякого таксономічного статусу, об'єднуючи у вид *Anodonta complanata* Rossmassler, 1835 з вираженою мінливістю мушлі. Нарешті, в останньому анотованому списку двостулкових прісноводних моллюсків України [9] дана група описана як єдиний вид *P. complanata* Rossmassler, 1835, проте автор не заперечує наявності на Україні кількох форм або морфотипів, таксономічний статус яких залишається дискусійним.

У монографії А.П. Стадниченко [21], а також у кількох пізніших роботах [11, 12] узагальнено відомості про морфологію, розповсюдження, деякі особливості екології *Pseudanodonta* в Україні. Проте ця характеристика залишається неповною і дотепер. Зокрема, майже відсутні дані про морфометричні ознаки та індекси мушель моллюсків, про біотопічну приуроченість багатьох українських популяцій псевданодонт. Крім того, за останні роки внаслідок антропогенного забруднення гідромережі у річкових екосистемах регіону відбулися серйозні зрушення, що

спровокували збіднення малакофауни як в якісному, так і в кількісному відношеннях. Саме тому нові дані про розповсюдження, чисельність і екологію українських популяцій *Pseudanodonta* за останнє десятиліття є актуальними і послужили предметом наших досліджень. Адаже відносно невелика чисельність, невисоке трапляння і спорадичне розповсюдження псевданодонт призвели до того, що у багатьох європейських країнах їм надано охоронного статусу [26, 29]. Зроблено спробу розробити стратегію їх охорони і в Україні [9, 27].

Основними завданнями авторів статті було дослідження розповсюдження молюсків роду *Pseudanodonta* в Україні і аналіз сучасного стану їх популяцій; здійснення морфометрії мушель псевданодонт з різних річкових басейнів України і аналіз можливості використання конхіологічних ознак у таксономії цієї групи молюсків; вивчення біотопічної приуроченості *Pseudanodonta*, їх відношення до багатьох чинників навколишнього середовища. Ця робота є продовженням розпочатих нами досліджень цієї групи перлівницевих [12].

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом послужили переважно власні збори авторів за період 1997-2000 рр. (збори Р.К. Мельниченко) та 2002-2004 рр. (збори О.В. Павлюченко та Р.І. Гуралю) з басейнів верхів'я та нижньої течії Дністра, Західного Бугу, Прип'яті, Середньої течії Дніпра (ліві та праві притоки), Південного Бугу, Сіверського Дінця (рис. 1). Всього досліджено 434 пункти збору на території 17 областей України: Вінницької, Волинської, Житомирської, Запорізької, Івано-Франківської, Київської, Луганської, Львівської, Миколаївської, Одеської, Полтавської, Рівненської, Сумської, Тернопільської, Харківської, Хмельницької та Черкаської. Трапляння молюсків досліджуваного роду *Pseudanodonta* визначали як частку проб, в яких вони були зафіксовані, від загальної кількості проб перлівницевих.

Крім того, використано матеріали з колекцій Державного природознавчого музею НАН України (м. Львів) і Національного науково-природничого музею НАН України (м. Київ) (рис. 1). Частина власних зборів авторів передана на зберігання до малакологічної колекції ННПМ НАНУ, решта – зберігається у музейних фондах природничого факультету Житомирського державного університету ім. Івана Франка.

Для дослідження морфометрії мушель було використано 166 екз. молюсків з 11 пунктів збору, де популяції псевданодонт були найбільш численними (табл. 1).

Визначення молюсків роду *Pseudanodonta* проводили згідно ознак, запропонованих у монографії А.П. Стадниченко [20]: форми нижнього краю мушлі, співвідношення її довжини і висоти. Як допоміжний інколи використовували компараторний метод Я.І. Старобогатова – форму фронтального перерізу стулки [21].

Молюсків збирали у весняно-літній період. У місцях збору визначали щільність поселення, характер донних відкладів, швидкість течії, глибину знаходження тварин. Градацію абіотичних чинників прийнято за В.І. Жадіним [4]. Гідрохімічні показники води наведено за літературними даними [1, 16, 18, 22]. Для статистичного аналізу використано пакет комп'ютерних програм STATISTICA V5.5A.

Автори дякують науковому співробітнику ДПМ НАНУ Н.В. Сверловій за сприяння у роботі з фондами музею, студентам Н. Гайченя і В. Чернишу за допомогу у систематизації і первинній обробці матеріалу малакологічної колекції Житомирського державного університету.

Результати досліджень

Розповсюдження. За даними власних польових зборів, молюски роду *Pseudanodonta* спорадично розповсюджені на всій території України (рис. 1). Несправжніх беззубок виявили у лісостеповій, степовій зоні та зоні мішаних лісів. У переважній більшості водойм щільність їх поселення невисока, становить 0,1–0,4 екз./м². Лише подекуди у басейнах пониззя Дністра (Одеська обл., м. Троїцьке), верхів'я Дністра (піщано-гравійні кар'єри Стрийського району Львівської обл.), Сіверського Дінця (Харківська обл., с. Ч. Донець) та північних приток Прип'яті (Житомирська обл., с. Ушомир, с. Кишин) цей показник досягає 2–10 екз./м². У 14 місцях збору на території Львівської, Тернопільської, Рівненської, Житомирської, Черкаської, Вінницької, Запорізької, Сумської, Харківської, Миколаївської та Одеської обл. у біотопах знайдено лише поодинокі *Pseudanodonta* (1–2 екземпляри).

Первинний аналіз виявив на території України 3 групи несправжніх беззубок, позначених нами як *f. complanata*, *f. elongata* і *f. kletti*.

Незважаючи на велику площу регіону, охоплену нашими польовими дослідженнями і значну кількість обстежених водойм, частка псевданодонт серед зборів перлівницевих незначна. Трапляння різних форм цієї групи (або видів згідно поглядів Я.І. Старобогатова та А.П. Стадніченко [20, 21]) не перевищує 4 % і становить 3,9 % для *f. complanata*, 2,8 % – *f. elongata* та 0,9 % для *f. kletti*.

У музеях України частка проб псевданодонт у фондах малакологічних колекцій також не висока (рис. 1). Зокрема, колекція прісноводних молюсків В.І. Здуна, яка зберігається у Зоологічному музеї Львівського національного університету ім. Івана Франка, не містить представників цієї групи.

У колекції ННПМ НАНУ (м. Київ) молюски роду *Pseudanodonta* представлені 14 пробами (10 знахідок *f. complanata* і 4 – *f. kletti*). Серед зборів після 1985 р. представлені мушлі з Житомирської, Харківської, Вінницької, Рівненської, Волинської областей (рис. 1, сірі позначки). Список знахідок цих перлівницевих було наведено у попередній нашій роботі, присвяченій *Pseudanodonta* [12].

У фондах ДПМ НАНУ (м. Львів) зберігається *f. complanata* з 6 пунктів збору, переважно з колекції Й. Бонковського [25]:

1) с. П'ятничани, р. Південний Буг, 1 стулка; визначено Й. Бонковським [25] як *Anodonta complanata*;

2) Львівська обл., Городоцький р-н, м. Городок, р. Верещиця, 7 стулок; визначено Й. Бонковським [25] як *Anodonta mutabilis* var. *anatina*;

3) Львівська обл., Кам'янсько-Бузький р-н, с. Руда, р. Західний Буг, 2 стулки; визначено Й. Бонковським [25] як *A. mutabilis* var. *anatina*;

4) Тернопільська обл., Борщівський р-н, с. Кудринці, р. Збруч, 1879 р., 1 стулка, зібрав та визначив Й. Бонковський [24, 25] як *A. complanata*;

5) Тернопільська обл., Бучацький р-н, ок. с. Миколаївка (Губин), р. Дністер, 2 стулки;

6) Тернопільська обл., Тернопільський р-н, с. Підгородне, р. Серет, 3 стулки; визначив Й. Бонковський [25] як *A. complanata*.

Морфометрія. Для можливості подальшого статистичного аналізу конхіологічних ознак проведено морфометрію мушель молюсків з найчисленніших популяцій *Pseudanodonta*. Основні мірні ознаки мушель і найважливіші індекси

наведено у таблиці 1. Статистична обробка морфометричних даних (дисперсійний аналіз, ANOVA, LSD test) виявила достовірні відмінності між трьома формами псевданодонт за кількома ознаками: висотою (H) і довжиною (L) мушлі; співвідношенням опуклості і висоти (S/H), висоти і довжини (H/L), опуклості і довжини (S/L) (табл. 2). Положення верхівки і опуклості мушлі виявилися ненадійними діагностичними ознаками, без достовірних відмінностей.

Як зазначалось вище, первинний аналіз виявив на території України 3 групи несправжніх беззубок, позначених нами як *f. complanata*, *f. elongata* і *f. kletti*.

Перша форма псевданодонт відповідає *P. complanata* у розумінні А.П. Стадниченко [20], вона найбільш розповсюджена на території України (рис. 1). Ця форма характеризується найбільшими розмірами, видовжено-овальною мушлею з рівномірно заокругленим нижнім краєм (рис. 2 а, б). До важливих конхіологічних ознак *f. complanata* належить досить плоска мушля, співвідношення опуклості якої до висоти і довжини є найнижчим серед псевданодонт. Індeksi S/L та S/H можуть слугувати додатковими діагностичними ознаками, хоча і з деякими обмеженнями. Так, середні значення цих показників достовірно вирізняються від таких у *f. elongata* і *f. kletti* (табл. 2), однак у багатьох популяціях мінімум і максимум зазначених індексів перекриваються (табл. 1). До наймінливіших ознак мушлі *f. complanata* слід віднести положення верхівки і забарвлення мушлі, яке варіює від яскраво-зеленого до світло-коричневого. Нами зафіксовані максимальні розміри мушель цих молюсків, що перевищують літературні дані [4, 20, 28, 29]: довжина – до 95,7, висота – до 52 мм. Найкрупніші форми населяють водойми Львівської, Одеської та Харківської областей (табл. 1).

Друга форма відповідає опису *P. elongata* [20]. До характерних конхіологічних ознак її належить випрямлений нижній край і видовженість мушлі (рис. 2 д, е). Від *f. complanata*, як зазначалось, цей різновид відрізняється формою нижнього краю, більшою опуклістю і, відповідно, індексами S/L та S/H. Від *f. kletti* він відрізняється більшою довжиною та індексом H/L (табл. 1, 2). До наймінливіших конхіологічних ознак належать положення верхівки, ступінь видовженості мушлі, співвідношення її висоти і довжини. Індекс H/L коливається від 0,44 до 0,53. Для порівняння, у *f. kletti* цей показник знаходиться у межах 0,47-0,54 (табл. 1), тому розрізнити ці дві форми дуже важко. Популяції молюсків, що населяють Уж і Південний Буг, мають мушлі найбільшого розміру (табл. 1), їхні верхні межі перевищують відомі літературні дані [20]: довжина – до 91,2, висота – до 44,5, опуклість – 23,7 мм.

Третя форма синонімічна *P. kletti* у розумінні А.П. Стадниченко [20]. Мушля її ромбічна або чотирикутна, нижній край випрямлений, часто з виразним вгинанням (рис. 2 в, г). Як зазначалось, ця форма дуже близька до *f. elongata*, від якої відрізняється дещо вищим крилом, більшою висотою і меншою видовженістю мушлі, тобто індексом H/L (табл. 1, 2). У популяціях, де була виявлена ця форма *Pseudanodonta*, мушлі молюсків мали темно-коричневий або зеленкувато-бурий колір. Конхіологічна мінливість виявляється у ступені випрямленості нижнього краю, висоті крила, формі дзьоба. Для молюсків з Південного Бугу (м. Хмільник Вінницької обл.) характерні розміри мушель, що перевищують відомі у літературі дані [20, 28]: довжина – до 88,7, висота – до 44,0, опуклість – 23,7 мм (табл. 1).

Дискримінантний аналіз об'єднаних виборок трьох форм *Pseudanodonta* з усіх досліджених популяцій здійснювали за трьома індексами (H/L, S/L, S/H) (рис. 3 а) та

мірними ознаками мушель молюсків (довжиною, висотою, опуклістю) (рис. 3 б). Цей аналіз дозволяє частково розмежувати f. *complanata* і f. *elongata* (достовірність визначення в межах 80-94 %), хоча області, зайняті цими формами у просторі канонічних змінних, широко перекриваються (табл. 3, рис. 3). Третя форма (*kletti*) достовірно не виділяється (табл. 3, рис. 3). Крім того, дискримінантний аналіз не дозволив достовірно розділити угруповання, що об'єднуються морфологічно за приналежністю до одного регіону чи річкового басейну, тобто розмежувати географічні форми *Pseudanodonta* на території України.

Особливу увагу було приділено двом пробам, де було виявлено кілька конхіологічно різних форм (р. Уборть, с. Кишин і р. Південний Буг, м. Хмільники). Вони відрізняються середніми значеннями таких показників, як довжина, висота, індекси Н/Л, S/H, однак межі усіх показників широко перекриваються. Крім того, розподіл цих параметрів у загальній вибірці з пунктів збору залишається близьким до нормального, не носить чіткого бімодального характеру, що свідчить про морфологічну однорідність форм (пакет комп'ютерних програм STATISTICA V5.5A, K-S and Lilliefors test for normality, Shapiro-Wilk's W test).

Екологія. Як правило, псевданодонти населяють біотопи з піщаними, піщано-мулистими, мулистими донними відкладами. Іноді дно водойм місцями – кам'янисте. Слід зазначити, що несправжні беззубки дуже глибоко занурюються у донні відклади водойм, залишаючи на поверхні приблизно $\frac{1}{4}$ висоти мушель, вирізняючись цим від інших видів перлівницевих, знайдених у біотопах разом з ними. У весняно-літній період молюски трапляються на глибині 0,5–1 м, восени з пониженням температури мігрують глибше, до 1,5-2 м.

Представників роду *Pseudanodonta* можна охарактеризувати як реофілів, що мешкають у водоймах з чистою проточною водою при оліготипі та мезотипі фактора швидкості течії. У притоках Прип'яті (Уборть, Уж), Південному Бузі, лівих притоках Дніпра та нижній його течії їх виявлено у ріпалі на тихоплинних ділянках річок, затоках. У Дністрі і Сіверському Дінці знайдено псевданодонт при швидкості течії 0,5–1 м/с. Виявлено *P. complanata* у піщано-гравійних кар'єрах Львівщини [3]. Це стоячі постійні водойми середньою площею від 1,7 до 4 га, що виникли внаслідок вибирання породи та подальшого затоплення котлованів водами р. Стрий. Вони з'єднані між собою та з р. Стрий розгалуженою системою каналів.

Несправжні беззубки належать до оксифільних тварин. Вони трапляються, як правило, в умовах політипу фактора насичення води киснем (понад 50, найчастіше – 100-110 % насичення). В біотопах, де мешкають *Pseudanodonta*, вміст кисню коливається від 6,6 (р. Ворскла) до 13,6 мг/л (р. Рата), вміст вуглекислого газу змінюється від 0 до 52 мг/л, найбільші концентрації спостерігаються при весняних паводках річок [1, 22 та ін.]. Можливо, саме вміст кисню є ключовим чинником, з яким пов'язані вразливість цих молюсків, скорочення їх ареалу і чисельності.

Pseudanodonta, як і Unionidae загалом, віддають перевагу нейтрально-лужним водам у межах мезотипу чинника активної реакції середовища (pH 7–9). Саме такий рівень кислотності характерний для більшості місць збору матеріалу. Зрідка несправжні беззубки трапляються у межах оліготипу (слабокислі води малих річок Північного Полісся з болотним водозбором) та політипу рН (слабколужні води Каховського водосховища).

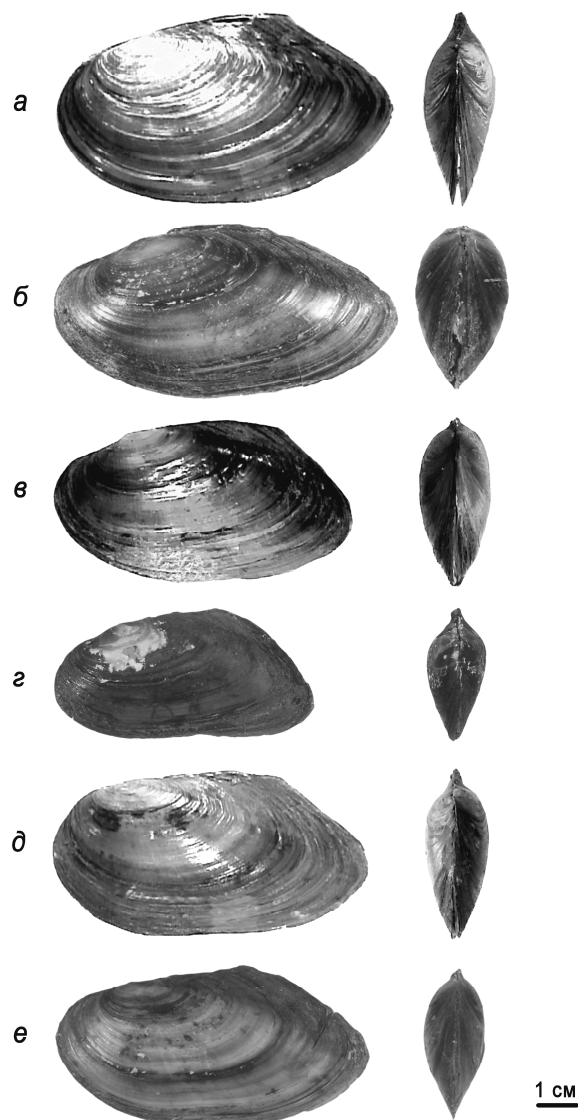


Рис. 2. Мушлі *Pseudanodonta* з різних водойм України.

Умовні позначення: а - *f. complanata*, р. Таранчук, м. Троїцьке, Одеська обл.;
б - *f. complanata*, р. Південний Буг, Вінниця;
в - *f. kletti*, р. Південний Буг, м. Хмільник, Вінницька обл.;
г - *f. kletti*, р. Уборть, с. Кишин, Житомирська обл.;
д - *f. elongata*, р. Псел, Суми;
е - *f. elongata*, р. Уди, с. Нова Баварія, Харківська обл.

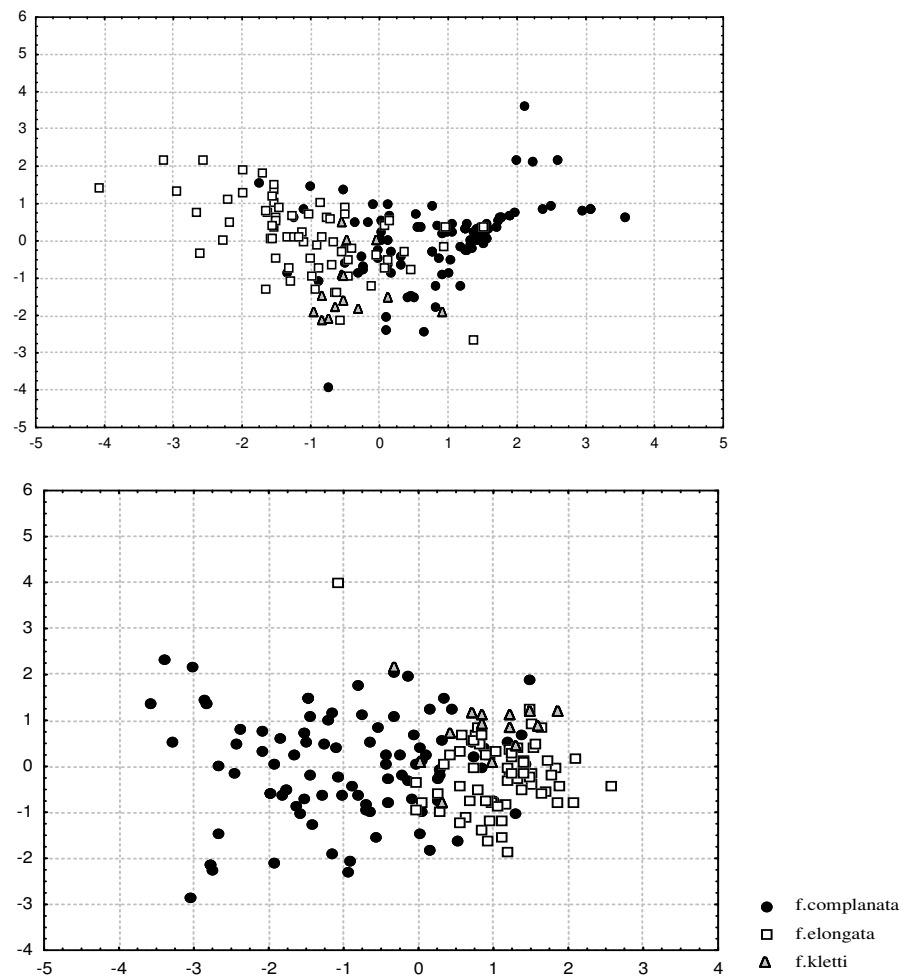


Рис. 3. Результати дискримінантного аналізу форм *Pseudanodonta* за сукупністю індексів (а) та мірних ознак (б) мушель.

Твердість води та її іонний склад суттєво впливають на темпи росту мушель молюсків і їх забарвлення. Так, псевданодонти із заболочених річок басейну Прип'яті (Уборть, Уж) невеликі, тонкостінні, з корокованими верхівками, вкриті бурим "іржавим" нальотом внаслідок відкладів солей заліза чи марганцю. Води цих водойм характеризуються підвищеним вмістом заліза (2–5,5 мг/л) і кремнію (3,4–50 мг/л) та низьким вмістом кальцію [16]. Мушлі молюсків з Дністра, Південного Бугу, Псла, Ворскли, Шацьких озер мають переважно середні розміри, зеленкувате забарвлення, верхівки у більшості особин не короковані. Вміст кальцію у названих водоймах знаходиться у межах мезотипу (25–100 мг/л), загальна мінералізація – у межах 210–616 мг/л [14]. Води Сіверського Дінця та Інгулу характеризуються високим вмістом

кальцію (100–173 мг/л), натрію, нітритів, нітратів, сульфат-іонів, їх загальна мінералізація становить 700–1400 мг/л [1, 14]. Мушлі моллюсків з цих біотопів в 1,5–2 рази більші, ніж в інших місцях збору, товстостінні, яскраво-зеленого кольору, мають яскраво виражену верхівкову скульптуру.

Висновки

1. Моллюски роду *Pseudanodonta* поширені по всій території України спорадично. Їх трапляння низьке, чисельність і щільність поселення невисокі, в окремих регіонах – псевданодонти знаходяться на межі зникнення. Це підтверджено аналізом власних польових зборів і фондів музеїв України.

2. Несправжні беззубки належать до оксифільних та реофільних моллюсків, мають широку екологічну валентність щодо донних відкладів, кислотності і мінералізації водойм.

3. Результати морфометричного аналізу мушель підтверджують наявність на території України кількох морфологічних форм *Pseudanodonta*. Найнадійнішими конхіологічними ознаками, що дозволяють їх діагностувати, є форма нижнього краю, довжина, висота мушлі та індексні співвідношення довжини, опуклості, висоти.

3. Дискримінантний аналіз мірних ознак та індексів мушель виділив на дослідженій території дві форми псевданодонт з широкою зоною перекриття морфологічних ознак. Ці форми конхіологічно найбільш відповідні видам *P. complanata* і *P. elongata* згідно поглядів колишньої радянської малакологічної школи [20, 21] або географічним підвидам *P. c. complanata* Rossm., 1835 і *P. c. küsteri* Naas, 1913 чи *P. c. kletti* Rossm., 1835, описаним для заходу і півночі Європи німецькими авторами [26, 28].

4. Розділити угруповання *Pseudanodonta*, що об'єднуються морфологічно за приналежністю до певного географічного регіону чи річкового басейну України не вдалося. Це дозволяє висунути два припущення. Або ми маємо справу з окремими алопатричними видами, чії ареали перекриваються і на їх межах особини гібридизуються, утворюють перехідні форми, або на території України мешкає один монотиповий вид з широкою мінливістю ознак мушлі, що залежить від умов навколишнього середовища. Можливо, допомогти у вирішенні цих питань зможуть популяційно-генетичні дослідження *Pseudanodonta*.

1. Горев Л. Н., Никоноров А. М., Пелешенко В. И. Региональная гидрохимия. – К.: Вища шк., 1989. – 302 с.
2. Григорьев Б.Ф. О составе и количественном распределении моллюсков в низовьях Южного Буга / Моллюски. Вопр. теорет. и прикл. малакологии. – М.-Л.: Наука, 1965. – С. 86-89.
3. Гураль Р.І. Особливості екології прісноводних моллюсків у кар'єрах Львівської області // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2004. – Т. 19. – С. 115-122.
4. Жадин В. И. Моллюски семейства Unionidae. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1938. – 167 с.
5. Иванчик Г. С. Распространение и темп роста унионид в верховье бассейнов рек Днестр, Прут и Сирет / Моллюски и их роль в экосистемах. – Л.: Наука, 1968. – С. 56-57.
6. Иванцев В. В. К видовому составу и распределению Unionidae в низовьях Днепра // Моллюски. Их система, эволюция и роль в природе. – Л.: Наука, 1975. – С. 71- 73.
7. Иванцев В. В. Особенности распространения моллюсков семейства Unionidae в Кременчугском водохранилище // Вест. зоол. – 1975. – № 6. – С. 82-84.

8. Кирпиченко М. Дно і бентичне тваринне населення ріки Південного Бугу в районі міста Вінниці // Тр. гідробіол. ст. АН УРСР. – 1937. – №14. – С. 177-224.
9. Корнюшин А. В. О видовом составе пресноводных двустворчатых моллюсков Украины и стратегии их охраны // Вестн. зоол. – 2002. – № 36 (1). – С. 9-23.
10. Марковский Ю. М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины. – Киев: Изд-во АН УССР, 1953- 1955. – Ч. 1-3. – 640 с.
11. Мельниченко Р. К., Янович Л. М. Вплив чинників середовища на формування малакоценозів // Вісн. ДААУ. – 2000 – №1. – С. 234-239.
12. Мельниченко Р. К., Янович Л. М., Корнюшин А.В. Особенности экологии и морфологии *Pseudanodonta* (Bivalvia, Unionidae) фауны Украины // Вестн. зоол. – 2001. – № 35 (3) – С. 61-70.
13. Оливари Г.А. Закономерности изменения бентоса Днепра в связи с зарегулированием его стока / Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока. – К.: Наук. думка, 1967. – С. 291-311.
14. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Загальна гідрохімія: Підручник. – К.: Либідь, 1997. – 384 с.
15. Полищук В.В. Донная фауна реки Десны и ее изменения под влиянием загрязнения: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Кишинев, 1964. – 17 с.
16. Поліщук В.В., Трав'янюк В.С., Коненко Г.Д., Гарасевич І.Г. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я. – К.: Наук. думка, 1978. – 271 с.
17. Путь А. Л. Порівняльна колекція сучасних молюсків відділу палеозоології Інституту зоології АН УРСР // Зб. праць зоол. музею АН УРСР. – 1954. – № 26. – С. 97-118.
18. Сиренко А.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов / Отв. ред. Л.П. Брагинский. – К.: Наук. думка, 1992. – 325 с.
19. Слободяник А. Я. Матеріали до вивчення молюсків Нижнього Дністра і Дністровського лиману // Праці Одес. ун-ту. Сер. біол. наук. – 1957. – Т. 147. – № 8. – С. 181-185.
20. Стадниченко А. П. Перлівниці. Кулькові. – К.: Наук. думка, 1984. – 384 с. (Фауна України; Т. 29, вип. 9).
21. Старобогатов Я. И. Класс двустворчатые моллюски // Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометеониздат, 1977. – С. 123-152.
22. Яцик А.В., Бишовец Л.Б., Богатов С.О. Малі річки України: довідник / Ред. А.В. Яцик. – К.: Урожай, 1991. – 296 с.
23. Adamowicz J. Materiały do fauny mięczaków (Mollusca) Polesia. – *Fragm. Faun. Mus. Zool. pol.* – 1939. – Vol. 4. – № 3. – S. 13-89.
24. Bąkowski J. Mięczaki zebrane na Podolu w Lipcu i Sierpniu r. 1879 // *Spraw. Kom. Fiz.* – 1880. – T. 14. – S. 62-76.
25. Bąkowski J. Mięczaki (Mollusca) – *Lwów: Wyd-wo Muzeum im. Dzieduszyckich*, 1891. – 264 s.
26. Glöer P., Meir-Brook C. Süßwassermollusken. – Hamburg : DJN, 1998. – 136 s.
27. Korniushev A.V., Janovich L.N., Melnichenko R.K. Artenliste der Süßwassermuscheln der Ukraine. Mit Bemerkungen über taxonomischen Status, Verbreitung und Gefährdungskategorien einiger Arten und Formen // *Collectanea malacologica. Festschrift für Gerhard Falkner.* – Hackenheim: ConchBooks, 2002. – S. 463-478.
28. Nesemann H. Zoogeographie und Taxonomie der Muschel-Gattungen *Unio* Philipsson, 1788, *Pseudanodonta* Bourguignat 1877 und *Pseudunio* Haas 1910 im oberen und mittleren Donausystem (Bivalvia, Unionidae, Margaritiferidae) // *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft.* – 1993. – B. 1. – S. 20-40.
29. Piechocki A., Dyduch-Falniowska A. Mięczaki. Małże. – Warszawa: Naukowa PWN, 1993. – 204 s.

¹ Житомирський державний університет ім. Івана Франка

² Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 595.44

А.Я. Гірна

**ФАУНА ПАВУКІВ (*ARACHNIDA*, *ARANEI*) ЯСЕНЕВИХ ДІБРОВ
ВЕРХНЬОДНІСТРОВСЬКОЇ РІВНИНИ**

Гірна А.Я. Фауна пауков (Arachnida, Aranei) ясеневых дубрав Верхнеднестровской равнины // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вып. 21. – С. 101-108.

Приведены данные видового разнообразия пауков природных и антропогенно-трансформированных экосистем ясеневых дубрав Верхнеднестровской равнины. Показаны особенности формирования аранеофауны в лесах с измененным гидрологическим режимом, лесонасаждениях, обезлесенных территориях. Проведен кластерный анализ фаунистического сходства участков с различной степенью трансформации растительного покрова.

Hirna, A. Fauna of spiders (Arachnida, Aranei) in the ashen oak groves of the Verkhniodniestrovskia plain // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 101-108.

This article presents data on a species variety of spiders of the natural and transformed ecosystems in the ashen oak groves of the Verkhniodniestrovskia plain. It shows the main features of the formation of the araneofauna of the woods with a changed hydrological mode, in the afforestations and on the territories deprived of woods. The cluster analysis of the faunistic similarity of sites with a various degree of the transformation of a vegetative cover has been conducted.

Завдяки своїй чисельності, широкому розповсюдженню та особливостям живлення павуки відіграють важливу роль у функціонуванні наземних екосистем. Аналіз літературних джерел свідчить про недостатню вивченість видового складу павуків Передкарпаття, зокрема Верхньодністровської рівнини. Особливо актуальна ця проблема для лісових екосистем, дані про аранеофауну яких мають фрагментарний характер [1, 5].

З огляду на те, що ландшафтний заказник “Кошів” є однією з небагатьох територій де залишились ділянки з первинною структурою рослинних угруповань, проведені тут дослідження дають змогу оцінити й порівняти видовий склад аранеокомплексів заплавних дібров, що колись займали значні площі Верхньодністровської рівнини, та вторинних екосистем, сформованих на місці цих заплавних дібров.

Матеріал, методика та об’єкти досліджень

Відбір проб із підстилки та трав’яно-чагарникового ярусу проведено протягом вегетаційних періодів 2001-03 рр. за стандартними методиками [8, 9]. Дослідний матеріал містить понад 12 тис. екземплярів, серед яких 5872 – статевозрілі особини.

Найменування таксонів подано за К.Г. Михайловим [6], поширення видів – за К.Г. Михайловим [6], Н. Платніком [10] та ін. Статистична обробка результатів виконана за допомогою пакету програм StatSoft, Statistica, версія 6.

Дослідження проводили у ясенево-дубових лісах (за класифікацією М.А. Голубця, К.А. Малиновського, [3]) урочища “Кошів”. За геоботанічним районуванням територія досліджень належить до Меденицького району дубових лісів, боліт і лук Східноєвропейської гірської підпровінції Центральноєвропейської

провінції, за фізико-географічним – до Самбірського ландшафту Верхньодністровської алювіальної рівнини Передкарпаття [2, 7]. Для дослідження були підібрані ділянки, відмінні за рівнем антропогенної трансформації рослинного покриву:

№1 – сира евтрофна ясенева діброва, відповідно до режиму запливи заливається повеневими водами. Для ділянки характерний природний тип деревостану, густий підлісок (зімкнутість деревостану – 0,6), розріджений травостій (проективне покриття трав – 5%). Підстилка двошарова, потужністю до 2,5 см;

№2 – волога евтрофна ясенева діброва, захищена дамбою від заливання. Зімкнутість чагарникового ярусу до 0,4. Проективне покриття трав до 80%. Підстилка двошарова, потужністю до 3 см;

№3 – ясенняк вологої евтрофної ясеневі діброви. Зімкнутість чагарникового ярусу до 0,4. Проективне покриття трав до 80%. Підстилка одношарова, розкладається за осінньо-весняний період;

№4 – післялісова заплавна різнотравна лука. Проективне покриття трав – 100%. Локальні зміни у динаміці рослинності спричинені випасом худоби та косінням трав;

№5 – зруб тополі, сформований у 2001 році. Поросль тополі сягає 2,5 – 3 м. Проективне покриття трав – 90%. Підстилка одношарова, потужністю до 1 см.

Результати досліджень

В результаті досліджень виявлено 153 види павуків із 16-ти родин. Найбільшим видовим різноманіттям характеризуються *Linyphiidae* (66 видів; 43,1% фауни), *Araneidae* (22 види; 14,4 %), *Theridiidae* (13 видів; 8,5 %). Інші родини представлені 1 – 10 видами.

Значну частку фауністичного різноманіття ясеневих дібров формують види, які широко розповсюджені у межах Голарктики (47 видів; 30,7% фауни) і Палеарктики (67; 43,8%). Менше виявлено представників європейсько-сибірського (17 видів; 11,1%), європейського (12; 7,8%) та західнопалеарктичного (8; 5,2%) зоогеографічних комплексів. Один вид - *Achaearanea tepidariorum* – є космополітом. Для одного виду, визначеного лише до роду, тип ареалу не встановлений (табл.).

Таблиця
Видовий склад павуків первинних і вторинних екосистем урочища “Кошів”

Родина / Вид	Дослідна ділянка					Тип ареалу
	№1	№2	№3	№4	№5	
I	2	3	4	5	6	7
Mimetidae						
* <i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	+		+			ПА
Theridiidae						
<i>Achaearanea simulans</i> (Thorell, 1875)	+					Є-С
<i>A. tepidariorum</i> (C.L.Koch, 1841)	+	+	+			Косм
* <i>Anelosimus vittatus</i> (C.L.Koch, 1836)	+	+		+	+	ЄВР

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7
* <i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834)			+			ПА
<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1758)	+	+	+		+	ГА
* <i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	+	+	+			ГА
* <i>R. neglectus</i> (O.Pickard-Cambr., 1871)		+	+			Є-С
* <i>Rugathodes bellicosus</i> (Simon, 1873)		+	+			Є-С
* <i>Theridion bimaculatum</i> (L., 1767)		+		+	+	ГА
* <i>Th. blackwalli</i> (O.Pickard-Cambr., 1871)	+	+		+		3хПА
* <i>Th. impressum</i> L.Koch, 1881		+	+	+	+	ГА
* <i>Th. tinctum</i> (Walckenaer, 1802)		+				ГА
<i>Th. varians</i> (Hahn, 1833)	+	+	+	+		ГА
Theridiosomatidae						
* <i>Theridiosoma gemmosum</i> (L.Koch, 1878)	+					ГА
Linyphiidae						
* <i>Agyseta rurestris</i> (C.L.Koch, 1836)	+	+	+	+		ПА
* <i>A. subtilis</i> (O.Pickard-Cambr., 1863)		+	+	+		ПА
* <i>A. tenera</i> (Menge, 1869)				+		ЄВР
* <i>Allomengea vidua</i> (O.Pickard-Cambr., 1889)				+		ГА
* <i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)			+	+		ПА
* <i>Bathypantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	+	+	+	+		ГА
* <i>B. nigrinus</i> (Westring, 1851)	+	+	+	+	+	Є-С
* <i>Centromerus arcanus</i> (O.Pickard-Cambr., 1873)				+		Є-С
* <i>C. sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	+	+	+	+	+	ГА
* <i>Ceratinella scabrosa</i> (O.Pickard-Cambr., 1871)		+				ПА
<i>Dicymbium tibiale</i> (Blackwall, 1836)			+	+		ЄВР
<i>Diplocephalus cristatus</i> (Blackwall, 1833)	+	+	+	+	+	ГА
* <i>D. latifrons</i> (O.Pickard-Cambr., 1863)	+		+			ЄВР
* <i>D. picinus</i> (Blackwall, 1841)	+	+		+		3хПА
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	+	+	+	+	+	ГА
<i>Drapetisca socialis</i> (Sundevall, 1832)		+		+		ПА
* <i>Entelecara acuminata</i> (Wider, 1834)		+	+			ГА
* <i>E. erythropus</i> (Westring, 1851)		+				ПА
* <i>E. flavipes</i> (Blackwall, 1834)	+	+				ЄВР
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	+					ГА
* <i>E. dentipalpis</i> (Wider, 1834)		+	+	+		ГА
<i>Erigonidium graminicola</i> (Sundevall, 1830)	+	+	+	+		Є-С
<i>Floronia bucculenta</i> (Clerck, 1758)		+				Є-С
<i>Glyphesis servulus</i> (C.L.Koch, 1836)		+			+	ЄВР
* <i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	+	+	+			ПА
* <i>Gonatium rubellum</i> (Blackwall, 1841)		+	+		+	ПА
* <i>Gongylidiellum murcidum</i> Simon, 1884		+				3хПА
* <i>Gongylidium rufipes</i> (Linnaeus, 1841)	+	+	+			ПА
* <i>Helophora insignis</i> (Blackwall, 1841)	+	+	+		+	ГА
* <i>Hypomma cornutum</i> (Blackwall, 1833)	+	+		+		Є-С
* <i>Kaestneria dorsalis</i> (Wider, 1834)	+	+	+			Є-С
* <i>K. pullata</i> (O.Pickard-Cambr., 1871)				+		ГА
* <i>Lepthyphantes cristatus</i> (Menge, 1866)			+			Є-С
* <i>L. flavipes</i> (Blackwall, 1854)			+			ЄВР
<i>L. tenebricola</i> (Wider, 1834)	+	+	+			ЄВР
* <i>Leptorhoptrum robustum</i> (Westring, 1851)	+			+		ГА

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7
* <i>Linyphia hortensis</i> (Sundevall, 1830)	+	+				ПА
<i>L. triangularis</i> (Clerck, 1758)	+	+	+		+	ПА
* <i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	+	+	+			ПА
<i>Microlinyphia pusilla</i> (Sundevall, 1830)				+		ГА
* <i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	+	+		+		ГА
<i>Nerienne clathrata</i> (Sundevall, 1830)	+	+	+			ГА
<i>N. emfana</i> (Walckenaer, 1841)	+	+	+			ПА
<i>N. montana</i> (Clerck, 1758)	+	+	+			ГА
<i>N. peltata</i> (Wider, 1834)		+				ЗхПА
<i>N. radiata</i> (Walckenaer, 1841)	+					ГА
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)				+		Є-С
<i>Oe. gibbosus</i> (Blackwall, 1841)				+		Є-С
<i>Oe. retusus</i> (Westring, 1851)	+	+	+	+	+	ПА
* <i>Pelecopsis paralella</i> (Wider, 1834)				+		ПА
* <i>Porrhomma convexum</i> (Westring, 1851)	+	+	+	+		Є-С
* <i>P. fagei</i> Miller et Kratochvil, 1940			+	+		ЄВР
<i>P. microphthalmum</i> (O. P.-Cambr., 1878)	+		+			ЗхПА
* <i>P. pygmaeum</i> (Blackwall, 1834)	+	+	+	+	+	ПА
<i>Porrhomma</i> sp.	+					?
* <i>Tallusia experta</i> (O.Pickard-Cambr., 1871)				+		ПА
* <i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869)	+					ЄВР
* <i>Thyreosthenius parasiticus</i> (Westring, 1851)		+				ГА
* <i>Trematocephalus cristatus</i> (Wider, 1834)					+	ПА
* <i>Troxochrus scabriculus</i> (Westring, 1851)	+					Є-С
* <i>Walkenaeria alticeps</i> (Denis, 1952)	+	+	+			ЄВР
* <i>W. atrotibialis</i> O.Pickard-Cambr., 1878		+				ГА
* <i>W. dysderoides</i> (Wider, 1834)	+	+	+			ПА
* <i>W. nudipalpis</i> (Westring, 1851)	+	+	+	+	+	ПА
<i>W. obtusa</i> Blackwall, 1836	+		+			ПА
* <i>W. vigilax</i> (Blackwall, 1853)				+		ГА
Tetragnathidae						
* <i>Metellina menzei</i> (Blackwall, 1869)		+				ЄВР
<i>M. segmentata</i> (Clerck, 1758)	+	+	+	+	+	ПА
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	+	+		+	+	ГА
<i>P. listeri</i> Sundevall, 1830	+	+	+	+	+	ПА
<i>Tetragnatha extensa</i> (L., 1758)				+		ГА
<i>T. obtusa</i> C.L.Koch, 1837	+	+	+	+	+	ПА
<i>T. pinicola</i> L.Koch, 1870	+	+	+	+	+	ПА
Araneidae						
<i>Aculepeira ceropegia</i> (Walckenaer, 1802)				+		ПА
<i>Agalenatea redii</i> (Scopoli, 1763)				+		ПА
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1758	+	+	+	+	+	ГА
<i>A. marmoreus</i> (Clerck, 1758)				+		ГА
<i>A. quadratus</i> Clerck, 1758				+		ПА
* <i>A. sturmi</i> (Hahn, 1831)			+			ПА
<i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1758)	+	+	+	+	+	ПА
<i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli, 1772)				+		ПА
* <i>Cercida prominens</i> (Westring, 1851)				+		ГА
<i>Cyclosa conica</i> (Pallas, 1772)	+	+	+	+	+	ГА

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7
* <i>Cyclosa oculata</i> (Walckenaer, 1802)			+			ПА
* <i>Gibbaranea bituberculata</i> (Walckenaer, 1802)		+				ПА
* <i>Hypsosinga pygmaea</i> (Sundevall, 1831)				+		ГА
<i>Larinioides cornutus</i> Clerck, 1758					+	ГА
* <i>L. folium</i> (Schranck, 1803)				+		ПА
<i>L. ixobolus</i> (Thorell, 1873)	+	+				ПА
<i>L. patagiatus</i> (Clerck, 1758)	+		+	+		ГА
<i>L. sericatus</i> (Clerck, 1758)				+		ГА
<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	+		+	+	+	ПА
* <i>Neoscona adianta</i> (Walckenaer, 1802)				+		ПА
<i>Singa hamata</i> (Clerck, 1758)				+	+	ПА
<i>S. nitidula</i> C.L. Koch, 1844				+		ПА
Lycosidae						
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)				+		ПА
<i>P. amentata</i> (Clerck, 1758)	+	+	+	+	+	Є-С
<i>P. lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	+			+	+	ПА
<i>P. palustris</i> (Linnaeus, 1758)				+		ГА
<i>P. prativaga</i> (L.Koch, 1870)	+			+	+	ПА
<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872	+	+	+	+	+	ПА
<i>P. piraticus</i> (Clerck, 1758)	+	+				ГА
* <i>Tarentula pulverulenta</i> (Clerck, 1758)				+	+	ПА
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	+	+		+		ГА
<i>T. terricola</i> Thorell, 1856	+	+			+	ГА
Pisauridae						
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1758)				+	+	ПА
Dictynidae						
<i>Dictyna arundinacea</i> (Linnaeus, 1758)					+	ГА
<i>D. uncinata</i> Thorell, 1856	+	+	+	+	+	ПА
* <i>Nigma flavescens</i> (Walckenaer, 1830)	+	+	+		+	3хПА
Anyphaenidae						
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	+	+	+		+	ПА
Liocranidae						
* <i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	+					ПА
Clubionidae						
<i>Clubiona coerulescens</i> L.Koch, 1867	+	+	+			ПА
<i>C. comta</i> C.L.Koch, 1839			+			3хПА
<i>C. germanica</i> Thorell, 1870	+					ПА
<i>C. lutescens</i> Westring, 1851	+	+				ГА
<i>C. neglecta</i> O.Pickard-Cambr., 1862	+	+	+	+	+	ПА
<i>C. pallidula</i> (Clerck, 1758)	+					ГА
* <i>C. reclusa</i> O.Pickard-Cambr., 1863					+	Є-С
* <i>C. subtilis</i> L.Koch, 1867	+					ПА
* <i>C. subsultans</i> Thorell, 1875			+			ПА
Gnaphosidae						
* <i>Drassylus pusillus</i> (C.L.Koch, 1833)			+		+	ПА
Philodromidae						
* <i>Philodromus praedatus</i> O.Pickard-Cambr., 1871		+		+		Є-С
* <i>Ph. rufus</i> Walckenaer, 1826	+	+	+	+	+	ГА
* <i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)				+		ГА

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5	6	7
Thomisidae						
<i>Diaea dorsata</i> (Fabricius, 1777)	+	+	+	+	+	ПА
* <i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1758)				+		ГА
<i>Misumenops tricuspidata</i> (Fabricius, 1775)	+	+	+	+	+	ПА
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L.Koch, 1837)	+	+	+		+	ГА
* <i>O. trux</i> (Blackwall, 1836)	+			+		ПА
* <i>Pistius truncatus</i> (Pallas, 1772)		+				ПА
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1758)		+	+	+		ПА
* <i>X. kochi</i> Thorell, 1872				+		ПА
* <i>X. lanio</i> C.L.Koch, 1845		+			+	ПА
* <i>X. ulmi</i> (Hahn, 1832)	+	+	+	+	+	ПА
Salticidae						
* <i>Ballus depressus</i> (Walckenaer, 1802)		+	+		+	ЗхПА
<i>Evarcha laetabunda</i> (C.L.Koch, 1846)					+	ПА
<i>Heliophanus auratus</i> (C.L.Koch, 1835)		+		+	+	ПА
* <i>H. dubius</i> C.L.Koch, 1835					+	ПА
Разом:	80	85	72	81	51	

Умовні позначення: * – види, вперше зазначені для Передкарпаття; тип ареалу: ГА – голарктичний, ПА – транспалеарктичний, Є-С – європейсько-сибірський, ЄВР – європейський, ЗхПА – західнопалеарктичний, Косм – космополіт.

Вперше для Передкарпаття (на території Львівської й Івано-Франківської областей) виявлено 81 вид павуків, із яких три – *Rugathodes bellicosus*, *Porrhomma fagei*, *Philodromus praedatus* – є новими у фауністичному списку України.

Населенню павуків досліджених лісових екосистем урочища притаманна висока подібність видового складу, що зумовлено спільною фауною в минулому (до будівництва дамби і створення штучних насаджень). Серед виявлених видів – 23 (14, 9% фауни) трапляються на усіх дослідних ділянках, ще 19 (12,8%) – на усіх ділянках лісових екосистем.

Таксономічний склад павуків заплявної ясеневі діброви налічує 80 видів. Характерною особливістю фауни є відносно висока представленість родини *Clubionidae* (6 видів), присутність представників родин *Theridiosomatidae*, *Liocranidae* та відсутність *Salticidae*.

Незначне зростання видового різноманіття у незатоплюваній діброві (від 80 до 85 видів), порівняно із попередньою, відбувається, насамперед, за рахунок збільшення кількості видів у родині *Theridiidae* (від 8,8 % до 11,9%) і *Linyphiidae* (від 46,3 до 48,2%). Родина *Salticidae* представлена тут двома видами. Коефіцієнт фауністичної подібності дослідних ділянок №1 і №2 є найвищий і становить 71,5 %.

Культура ясеня є найбіднішою за видовим різноманіттям павуків серед досліджених лісових екосистем (72 види). У підстилці тут виявлено лише 30 видів (на ділянках №1 і №2 – 42 і 39 відповідно). Цьому сприяє незначна потужність підстилки та її швидка деструкція. Особливістю фауни є найнижча серед досліджених екосистем представленість родини *Lycosidae* (2 види) та присутність одного виду *Gnaphosidae*, який виявлено також на ділянці №5. Значний вплив на формування аранеокомплексів насаджень ясеня має сусідство вологої ясеневі

діброви. Міграції видів із однієї екосистеми в іншу, зокрема гербофілів, сприяють однаковій умові зволоження та схожа структура рослинних угруповань.

Фауна післялісової заплавної різнотравної луки налічує 81 вид і найбільше вирізняється з-поміж досліджених екосистем. Характерною особливістю є порівняно високе видове різноманіття родин *Araneidae* (17 видів) та *Lycosidae* (9 видів). Поряд із збагаченням фауни лучними видами, зникають типово лісові.

На зрубі тополі видове багатство павуків низьке – 51 вид. Характерною особливістю фауни є мінімальна з-поміж досліджених екосистем частка родин *Linyphiidae* (23,5 %), *Theridiidae* (7,8 %) та найвища частка *Salticidae* (7,8 %). Це можна пояснити зменшенням вологості повітря на зрубі, порівняно із сусідніми лісовими територіями.

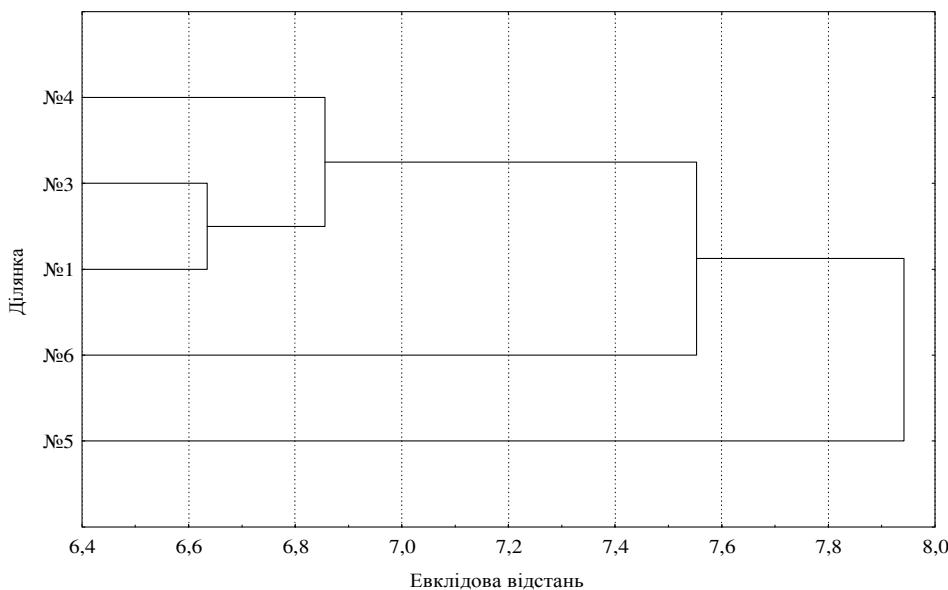


Рис. Дендрограма фауністичної подібності дослідних ділянок за видовим складом павуків

Уявлення про формування аранеокомплексів урочища дає кластерний аналіз видових композицій дослідних ділянок (рис.), що підтверджує незначну відмінність між аранеокомплексами природної та антропогенно-трансформованих лісових екосистем, найбільшу подібність аранеокомплексів сирії та вологої ясеневих дібров, що мають природний тип деревостану, оригінальність фауністичного складу павуків післялісової заплавної різнотравної луки як результат кардинальної зміни освітленості, перехідний між лучною і лісовими екосистемами склад павуків тополевого зрубу.

Висновки

На території урочища “Кошів” виявлено 153 види павуків із 16-ти родин. Найбільшою кількістю видів представлені *Linyphiidae* (43,1%), *Araneidae* (14,4 %), *Theridiidae* (8,5 %). Вперше для Передкарпаття зазначено 81 вид.

Три види – *Rugathodes bellicosus*, *Porrhomma fagei*, *Philodromus praedatus* – вперше відмічені для України.

Найбільш подібними за таксономічним складом павуків є сира евтрофна ясенева діброва та волога евтрофна ясенева діброва, де зберігся природний тип деревостану.

Осушення заплявної лісової екосистеми веде до незначного зростання видового різноманіття павуків, у той час як формування монодомінантних насаджень та подальше знеліснення територій зумовлюють його збіднення.

1. Бублик І. М. До екології павуків (*Aranei*) екосистем Передкарпаття // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. – 1981. – **12**. – С. 86-90.
2. Геоботанічне районування Української ССР / За ред. Барбарича. – Київ: Наук. думка, 1977. – С. 47-49.
3. Голубец М.А., Малиновский К.А. Классификация растительности Украинских Карпат // Вопросы ценологии, географии, экологии и использования растительного покрова СССР. Проблемы ботаники. – Л.: Наука, Лен. отд., 1969. – Т. 9. – С. 237.
4. Есюнин С.Л. Пауки (Aranei) в дубравах Русской равнины: геоэкологический анализ: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – М., 1992. – 20 с.
5. Леготай М.В., Тарасюк Г.Д. Экологическое распределение арахнофауны Прикарпатья // Экол. насекомых и др. наземных беспозвоночных Сов. Карпат: Материалы межвуз. конф. – Ужгород, 1964. – С. 54-59.
6. Михайлов К.Г. Каталог пауков (Arachnida, Aranei) территорий бывшего Советского Союза. – М.: Зоол. музей МГУ, 1997. – 415 с.
7. Муха Б.П. Фізико-географічні умови та ландшафтна структура басейну верхів'я р. Дністер // Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра. – Львів, 2000. – С. 7-21.
8. Тихомирова А.Л. Учет напочвенных беспозвоночных // Методы почвенно-зоологических исследований. – М.: Наука, 1975. – С. 73-85.
9. Dunger W. & H.J. Fiedler. Methoden der Bodenbiologie. – Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 1989. – 432 s.
10. Platnick N.I. The world spider canflog, version 5.0 / American Museum of Natural History Online. Date of access: 2004. – Available on URL: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>>

Інститут екології Карпат НАН України, Львів

УДК 595.799 (477.8)

І.Б. Коновалова

**УГРУПОВАННЯ ДЖМЕЛІВ (HYMENOPTERA: APIDAE: BOMBINI)
ТИПОВОГО ЛУЧНОГО БІОЦЕНОЗУ В СЕРЕДНЬОГІР'І УКРАЇНСЬКИХ
КАРПАТ**

Коновалова И. Б. Сообщество шмелей (Hymenoptera: Apidae: Bombini) типичного лугового биоценоза в средневысотном поясе Украинских Карпат // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 109-118.

Изучали структуру и функционирование сообщества шмелей в луговом биоценозе Украинских Карпат, расположенном на высоте 600-800 м н. у. м. Сообщество состояло из 15 видов шмелей, в период исследований фуражировавших, либо питавшихся (шмели-кукушки) на 21 виде цветковых растений. Высокое фаунистическое разнообразие и разветвленная структура сообщества свидетельствуют о благоприятных условиях его существования.

Konovalova, I. A bumblebee (Hymenoptera: Apidae: Bombini) community of a meadow ecosystem typical of the middle-height forest belt in the Ukrainian Carpathians // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 109-118.

A structure and functions of a bumblebee community in meadow habitats situated at the altitude of 600-800 m above sea level have been studied. The community under consideration consisted of 15 bumblebee species which were foraging or feeding (cuckoo-bumblebees) on 21 species of plants flowering in the studied period. A high species diversity and a complex structure of the community are indicative of the availability of favorable conditions for its existence.

Протягом декількох останніх десятиліть джмелі стали привабливими об'єктами досліджень в екології угруповань, стосовно різних аспектів біології фуражування, співвідношення ніш, які вони займають у біоценозі, і конкурентних стосунків між видами. Всі джмелі живляться переважно нектаром і пилком, і їх живлення в великій мірі залежить від довжини хоботка і морфології нектароносних квітів [4, 7, 13]. Квіткові види і види джмелів, які їх відвідують, становлять систему високої коадаптації, яка, очевидно, є наслідком тривалого періоду коеволюції рослин і джмелів [7, 19]. Багато авторів вказують на позитивну кореляцію між довжиною хоботка джмеля і глибиною трубочки віночка квітки, яку вони відвідують [6, 11, 18, 21, 22]. Причина цього є ергономічною, оскільки довгохоботкові бджоли витрачають менше часу на кожній квітці з глибоким віночком, ніж короткохоботкові, в той час як останні найбільш ефективні у добуванні нектару з квітів з неглибоким віночком [18, 21]. Згідно з теорією оптимального фуражування [19], яка полягає в тому, що джмелі завжди максимізують ефективність свого фуражування, мінімізуючи енергетичні витрати, існують певні моделі утилізації ресурсів, спільні для подібних біоценозів. Визначальними факторами такої моделі є перш за все видова структура угруповання та багатство і різноманітність наявних кормових ресурсів. Ці фактори, в свою чергу, обумовлені багатьма іншими, як наприклад: структурою мікроландшафту біотопу, його величиною і висотним розташуванням, наявністю деревної рослинності, місць для гніздування, експозицією, мікрокліматичними умовами, наявністю чи відсутністю антропогенного пресингу тощо.

Порівняно з багатьма іншими комахами, джмелі існують у складному середовищі, оскільки, по-перше, гніздові і фуражувальні локалітети можуть знаходитись далеко один від одного, і, по-друге, фуражувальні локалітети можуть змінюватись протягом сезону [15].

Вивчення угруповань джмелів як правило проводиться у біотопах, що знаходяться під сильним антропогенним впливом. Однак, еволюція запилювачів не відбувалася в таких біотопах, з часто надлишковими кормовими ресурсами. У природних біотопах відбувається більш збалансована і ефективна експлуатація трофічних ресурсів, конкуренція за корм і чіткіша приуроченість до певних оселищ. Однак, більш-менш визначений вибір біотопу є очевидним в усіх середовищах, і на думку А. Пеккарінен [18], біотопічні преференції є суттєвою частиною відповіді на питання: чому так багато співіснуючих видів джмелів?

Метою дослідження було з'ясування структури і функціонування угруповання джмелів у вторинному лучному біоценозі поясу букових лісів (середньогір'я) Українських Карпат, який характеризується багатою флористичною різноманітністю і помірним антропогенним навантаженням (локальне викошування). В роботі використовували також дані, що збирали протягом кількох останніх років на території Горганського і Чорногірського масивів [2, 3].

Автор висловлює щирі подяку О.Т. Кузяріну за допомогу у визначенні рослин.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на початку серпня 2004 р. в околицях м. Яремче (Івано-Франківська обл.) на території Карпатського національного природного парку (КНПП). Досліджували деякі еколого-фауністичні параметри угруповання джмелів в біоценозі великої вторинної луки складної конфігурації, площею близько 25 га, яка понад 100 років використовується як сіножать, що знаходиться в урочищі "Явір'я" на південному схилі г. Ковпака (Чорногориця). З огляду на велику площу луки, косіння проводиться поетапно, що не призводить до суцільного знищення генеративних пагонів квітучих медоносних рослин. Отже, протягом цілого вегетативного сезону антофільні комахи мають достатньо кормових ресурсів для існування. Урочище вирізняється багатством мікробіотопів, таких як заболочені ділянки у невеликих котловинах вздовж струмків, окремі ксеротермічні ділянки на підвищеннях, зарості чагарників на стрімких мікросхилах під смугою лісу.

Спостереження проводили в межах 600-800 м н.р.м. Комах збирали ручним методом за допомогою ентомологічного сачка, одночасно збираючи гербарій фуражної флори джмелів. Джмелі-зозулі (рід *Psithyrus* Lepeletier, 1832 за традиційною класифікацією) в даній статті наводяться у підвидовому ранзі роду *Bombus* Latreille, 1802 [17]. Всього в біоценозі було виявлено 15 видів джмелів, а саме: *Bombus lucorum* (Linnaeus, 1761), *B. lapidarius* (Linnaeus, 1758), *B. pratorum* (Linnaeus, 1761), *B. hypnorum* (Linnaeus, 1758), *B. rudarius* (Muller, 1776), *B. pascuorum* (Scopoli, 1763), *B. hortorum* (Linnaeus, 1761), *B. gerstaeckeri* Morawitz, 1881, *B. distinguendus* Morawitz, 1869, *B. subterraneus* (Linnaeus, 1758), *B. soroensis* (Fabricius, 1776), *B. (Ps.) campestris* (Panzer, 1801), *B. (Ps.) barbutellus* (Kirby, 1802), *B. (Ps.) bohemicus* Seidl, 1837, *B. (Ps.) rupestris* (Fabricius, 1793). Фауністичний склад

даного угруповання виявився найбагатшим серед усіх досліджених нами в попередні роки аналогічних угруповань джмелів в Українських Карпатах.

Фуражні ресурси джмелів на час дослідження були представлені 21 видом рослин з 9 родин (табл. 1).

Результати досліджень та їх обговорення

Фуражування джмелів (за винятком джмелів-зозуль) спостерігалось на 18 видах рослин (табл. 1), серед яких чітко виділялась група рослин, найчастіше відвідуваних (в англійській літературі “major flowers” – першорядні квіти): *Betonica officinalis*, яку відвідували 11 видів джмелів; *Centaurea jacea* – 4 види джмелів; *Trifolium medium* і *T. pratense* – 3 види джмелів. Вказані рослини в подібних біоценозах цвітуть протягом двох місяців [1], і на час дослідження домінували серед квітучих лучних медоносів.

Найчисленнішими виявились 4 види джмелів: *B. hortorum* (самки-засновниці і робочі), *B. lucorum* (робочі і поодинокі самці), *B. ruderarius* (переважно робочі), *B. pascuorum* (робочі). За довжиною хоботка ці види є представниками трьох морфологічних груп (табл. 2), що є підтвердженням спостережень багатьох дослідників і детально розглядається нижче.

B. hortorum, довгохоботковий джміль, в своїй трофіці обмежений квітками з глибокотрубчастими віночками і фізіологічно неадаптований як до збирання пилку без нектару, так і до “грабування” нектару [6, 22]. В даному біоценозі відвідував 5 видів рослин (табл. 1), причому лише він використовував рідкісний вид конюшини *Trifolium pannonicum* (лише самки), один з найкращих лучних медоносів (4,5-4,8 мг нектару/квіт.) з глибиною віночка 20-25 мм [1]. Розподіл *B. hortorum* у біотопі обмежувався узліссями з обох боків досліджуваної луки. У першому локалітеті перевага при фуражуванні надавалась рослині *Betonica officinalis*, де вона домінувала серед медоносів, а у другому – всім наявним видам конюшини (за відсутністю попередньо згаданого виду).

B. lucorum, короткохоботковий вид, надає перевагу відкритому типу суцвіть, характеризується спеціалізованою поведінкою, що нагадує поведінку медоносних бджіл, і може збирати пилок з квітів, що не продукують нектару; толерантний до присутності інших видів, здатний прогризати глибокі трубочки віночків квітів, добуваючи нектар нетрадиційним шляхом (так званий “грабіжник” нектару), фуражує на відкритих ділянках [6]. Завдяки своїй спеціалізованості, як правило, відвідує більше видів рослин протягом сезону, ніж інші види джмелів, і в будь-якому угрупованні характеризується високою здатністю до конкуренції. В даному біоценозі фуражував на 9 видах рослин (табл. 1), “грабуючи” нектар з квіток конюшини, причому лише він збирав пилок з квіток звіробою і пилок та нектар з рослин *Ononis arvensis* і *Telekia speciosa*. Загальна чисельність (майже виключно каста робочих) була найвищою у порівнянні з іншими видами угруповання.

B. ruderarius, середньохоботковий вид, приурочений до відкритих просторів, які добре прогріваються сонцем і де трапляються зарості чагарників. Фуражує на квітках з різними глибинами віночків. В досліджуваному біоценозі фуражував на 6 видах рослин (табл. 1), його загальна чисельність (10% самки, решта – каста робочих і поодинокі самці) була трохи нижчою, ніж у попереднього виду.

Таблиця 1
Фуражні преференції джмелів в угрупованні лучного біоценозу середньогір'я
Українських Карпат (початок серпня)

Фуражні рослини	Види джмелів
I. Бобові - Fabaceae	
1. <i>Trifolium pratense</i> L.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. hortorum</i> , <i>B. ruderarius</i>
2. <i>T. repens</i> L.	<i>B. pascuorum</i>
3. <i>T. medium</i> L.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. hortorum</i> , <i>B. ruderarius</i>
4. <i>T. pannonicum</i> Jacq.	<i>B. hortorum</i>
5. <i>Lotus corniculatus</i> L.	<i>B. pascuorum</i>
6. <i>Vicia cracca</i> L.	<i>B. ruderarius</i>
7. <i>Lathyrus pratensis</i> L.	<i>B. pascuorum</i>
8. <i>Ononis arvensis</i> L.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. lapidarius</i> , <i>B. bohemicus</i>
II. Складноцвіті – Compositae	
9. <i>Centaurea jacea</i> L.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. ruderarius</i> , <i>B. soroeensis</i> , <i>B. bohemicus</i>
10. <i>C. carpatica</i> (Porc.) Porc.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. ruderarius</i> , <i>B. soroeensis</i>
11. <i>Cirsium oleraceum</i> (L.).	<i>B. campestris</i>
12. <i>Telekia speciosa</i> (Schreb.) Baumg.	<i>B. lucorum</i>
III. Губоцвіті – Lamiaceae	
13. <i>Prunella vulgaris</i> L.	<i>B. pascuorum</i>
14. <i>Galeopsis speciosa</i> Mil.	<i>B. pascuorum</i>
15. <i>Betonica officinalis</i> L.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. hortorum</i> , <i>B. ruderarius</i> , <i>B. pascuorum</i> , <i>B. subterraneus</i> , <i>B. distinguendus</i> , <i>B. lapidarius</i> , <i>B. soroeensis</i> , <i>B. pratorum</i> , <i>B. campestris</i> , <i>B. barbutellus</i>
IV. Розові – Rosaceae	
16. <i>Rubus</i> sp.	<i>B. pascuorum</i>
V. Зонтичні – Apiaceae	
17. <i>Astrantia major</i> L.	<i>B. bohemicus</i>
VI. Черсакові - Dipsacaceae	
18. <i>Succisa pratensis</i> Moench	<i>B. campestris</i> , <i>B. barbutellus</i>
VII. Ранникові – Scrophulariaceae	
19. <i>Rhinanthus minor</i> L.	<i>B. lucorum</i> , <i>B. hortorum</i>
VIII. Жовтецеві – Ranunculaceae	
20. <i>Aconitum moldavicum</i> Hacq.	<i>B. gerstaeckeri</i>
VIII. Звіробійні – Hypericaceae	
21. <i>Hypericum maculatum</i> Crantz	<i>B. lucorum</i>

B. pascuorum, середньохоботковий вид, надає перевагу квіткам з середньою глибиною віночка. Поведінка досить примітивна, близька до поведінки одиночних бджіл; змушений поповнювати власні енергетичні запаси нектару впродовж фуражування за пилком, тому відвідує значну кількість рослин, які не відвідуються іншими видами джмелів через низьку продуктивність нектару; фуражує на затінених ділянках (узлісся); неагресивний, відступає перед іншими видами джмелів при відвідуванні одних і тих самих рослин [6]. В даному біоценозі відвідував 7 видів рослин, в тому числі малопродуктивні медоноси, бобові *Lathyrus pratensis* і *Lotus corniculatus*, що не створювали суцільних куртин і не відвідувались рештою видів угруповання.

Сукупна чисельність цих чотирьох видів складала 78% від загального числа особин всіх джмелів, що фуражували в даному біоценозі на час досліджень.

Таблиця 2

Середні значення довжини хоботків у різних видів джмелів

Види джмелів	Довжина хоботка (мм)					
	Самки			Робочі		
	А	Б	В	А	Б	В
<i>B. lucorum</i>	9,3	8,5	-	6,3	6,4	-
<i>B. hypnorum</i>	-	9,2	-	6,2	6,7	-
<i>B. pratorum</i>	9,5	9,3	-	6,6	7,1	-
<i>B. soroensis</i>	-	8,8	-	-	6,8	-
<i>B. lapidarius</i>	10,3	10,8	-	6,7	7,0	-
<i>B. ruderarius</i>	10,1	11,5	-	-	9,0	-
<i>B. pascuorum</i>	11,0	10,6	-	8,1	7,9	-
<i>B. distinguendus</i>	-	11,2	-	-	8,7	-
<i>B. subterraneus</i>	-	11,6	-	-	8,8	-
<i>B. hortorum</i>	14,5	14,6	-	9,9	12,2	-
<i>B. gerstaeckeri</i>	-	-	15,0	-	-	13,4

Примітки: А – J. Banaszak [5], Б – E. Ranta [21], В – дані автора.

Окремо треба відзначити наявність в угрупованні рідкісного, до цього часу невідомого з території України, виду *B. gerstaeckeri*. Перше повідомлення про його знахідку в Українських Карпатах було опубліковано в 2003 р. [3], де вид цитується як *B. consobrinus* Dahlbom, 1832, оскільки деякі автори трактують виявлений нами таксон як західно європейський підвид *B. consobrinus gerstaeckeri* Mor. [14]. В даній і подальших роботах таксон розглядатиметься нами як окремий вид. *B. gerstaeckeri* є довгохоботковим джмелем з підроду *Megabombus*, до якого належить і *B. hortorum*. Однак, на відміну від всіх інших видів джмелів української фауни, він є оліголектичним, тобто таким, що фуражує лише на одному виді рослин або на групі споріднених рослин. Як *B. consobrinus*, так і *B. gerstaeckeri* в своєму фуражуванні прив'язані до видів з роду *Aconitum* (жовтецеві). У даному біоценозі всі особини *B. gerstaeckeri* фуражували за пилком і нектаром на квітках *A. moldavicum*, який траплявся поодинокими куртинами у вологому мікробіотопі на узліссі. За твердженням багатьох дослідників джмелі є єдиними комахами, які здатні повноцінно запилювати рослини роду *Aconitum*. Внаслідок тривалого періоду

коеволюції, морфологічна будова квітки аконіту якнайкраще пристосована до запилення саме довгохоботковими джмелями, що призвело до поширення аконіту лише в тих регіонах північної півкулі, де існують джмелі [16]. В даному біоценозі жоден інший вид джмелів не відвідував квітки *A. moldavicum*, як це спостерігалось в декількох інших гірських локалітетах. Отже, *B. gerstaeckeri* був єдиним споживачем цього надзвичайно продуктивного кормового ресурсу, займаючи свою власну трофічну нішу, і чисельність якого в даному угрупованні можна вважати достатньою для підтримання локальної популяції виду. Протягом години було зареєстровано кільканадцять фуражуючих особин (в тому числі самки), що вважається рідкісним явищем для цього нечисленного виду не тільки в Українських Карпатах (дані автора), але й в межах його європейського ареалу (дані P. Rasmont, усне повідомлення).

Чисельність інших видів джмелів (за винятком джмелів-зозулів) угруповання була невисокою. Такий вид, як *B. soroeensis*, є рідкісним в регіоні досліджень, і його чисельність в аналогічних біоценозах завжди низька (нам трапилось лише декілька екземплярів). *B. lapidarius* не є типовим представником угруповання джмелів у межах досліджених висот, оскільки приурочений до рівнинних оселищ, і на луці траплявся поодинокими екземплярами робочих особин та самців. Щодо видів *B. distinguendus*, *B. subterraneus*, *B. hypnorum* і *B. pratorum*, перші два з яких є рідкісними для Карпатського регіону загалом, то цикл розвитку їх колоній на цих висотах, як правило, завершується наприкінці липня, і на час дослідження вони були представлені лише декількома самцями. Таким чином, фуражні преференції цих видів в даному біоценозі залишились нез'ясованими. Якщо взяти до уваги довжину хоботків двох каст вищезгаданих видів (табл. 2), перші два з яких є середньохоботковими, а два останніх – короткохоботковими, то можна передбачити місце, яке б вони могли займати у біоценозі (трофічні ніші) протягом розвитку своїх колоній. Як відомо, джмелі-зозулі (підрид *Psithyrus*) не фуражують для гніздових потреб, а лише годуються на квітках, обираючи зазвичай відкритий тип квітки з легким доступом до кормового ресурсу, як наприклад у складноцвітих [7]. В досліджуваному угрупованні виявлено 4 види пситирів, лише самців у незначній кількості. Чисельно переважали *B. (Ps.) barbutellus* і *B. (Ps.) campestris*, що є інквілінами *B. hortorum* і *B. pascuorum* відповідно [4, 7], причому траплялись в тих самих мікробіотопах, що і їх господарі.

Співіснування і конкуренція

Порівняльні дослідження фауни джмелів у деяких регіонах Північної і Центральної Європи і Північної Америки показали, що загальна кількість видів на кожній з територій коливалась від 8 до 15. Два або три найчисленніші види зазвичай складають більше половини всіх особин, а 4 найбільш численних – до 80%. На всіх територіях відмічена тенденція співіснування кількох численних і великої кількості нечисленних видів [8, 18].

Д. Іноуе [9], а пізніше Г. Пайк [20], вивчаючи угруповання джмелів, виявили, що співіснуючі види представлені коротко-, середньо- і довгохоботковими джмелями (хоча б одним видом з кожної групи) і в деяких випадках короткохоботковим “грабіжником” нектару. Причому в одному угрупованні можуть траплятись декілька видів з однієї хоботкової групи. В будь-якому біоценозі джмелі розподіляють

квіткові ресурси на основі співвідношення між довжиною хоботка і глибиною трубочки віночка наявних квіток. У цьому співвідношенні, на думку Д. Іноуе [11], як хоботок так і трубочка віночка квітки можуть розглядатись в одному вимірі. Приймаючи довжину хоботка як індикатор утилізації ресурсів, автор пояснює згадану вище подібність у видовій структурі угруповання конкуренцією. Багато європейських угруповань налічують 6-7 співіснуючих видів. Це, очевидно, обумовлено тим, що міжвидова конкуренція зменшується завдяки гетерогенності середовища існування джмелів, і види з мінімальною різницею, або без неї, у довжині хоботків можуть співіснувати в одному угрупованні [22, 23].

Переважає більшість видів джмелів є політрофними комахами, і протягом сезону використовують 15-20 видів рослин [7, 12, 23], в окремий період концентруючи свої фуражувальні зусилля на декількох, які в просторі або в часі є найбільш прибутковими¹ для них. Протягом окремих періодів угруповання може покладатись на добування пилку і нектару з одного виду рослин, як це трапляється на початку сезону, або кожен вид має свій власний кормовий ресурс, як це буває в середині сезону. Різниця у довжині хоботків по відношенню до глибин трубочок віночків може служити механізмом розподілу по нішах. В свою чергу, динаміка ресурсів може тимчасово сприяти видам з довгим, середнім або коротким хоботком.

А. Брайан [6] називає чотири найважливіші фактори, які можуть впливати на вибір квітки джмелями: 1) глибина трубочки віночка квітки; 2) продукування квіткою нектару одночасно з пилком; 3) перенасичення локалітету комахами; 4) взаємодія між видами. Причому, на думку цього автора, взаємодія всіх чотирьох факторів між собою є також важливою. Але основним морфологічним параметром, що визначає вибір квітки, залишається довжина хоботка джмеля.

Перекривання трофічних ніш зменшується із збільшенням різниць у довжинах хоботків [8]. Адаптивна еволюція ротового апарату джмелів по відношенню до різних квіток в різних частинах ареалів окремих видів джмелів очевидно спричинює ареальні відхилення довжин хоботків в межах виду. Особливо це виявляється в ізольованих популяціях гірських територій, проте слабка ізоляція нівелює значні відхилення [18]. Внаслідок міжвидового і кастового поліморфізму існує значна різниця в розмірах джмелів, а в межах виду довжина хоботка позитивно корелює з розмірами тіла особини. Відносні розміри робочих і самців (у порівнянні з самками) відмінні у різних видів. В крайніх випадках видові середні значення довжин хоботків у робочих і самців можуть відрізнятись на 25% від таких у самок [18]. Хоботки самців в середньому коротші, ніж у робочих.

В таблиці 2 наведено середні значення довжин хоботків джмелів за авторами, які, очевидно, досліджували географічно різні популяції окремих видів. Нами використані ці значення для морфологічної класифікації видів джмелів даного угруповання, із залученням особисто зроблених вимірів хоботків лише у пійманих екземплярів *B. gerstaeckeri*.

Біоценотичний розподіл видів визначається також біотопічними гніздовими перевагами окремих видів, які вивчались багатьма авторами. Так, німецький дослідник В. Рейніг [24] розрізняє 3 основні групи джмелів по відношенню до типів

¹ термін використовується як прийнятний переклад англійського терміну "reward" – винагорода, тобто прибуток, який фуражуючий джмель одержує з квітки з врахуванням відшкодувань на витрачену енергію.

оселищ, яким вони надають перевагу, а саме: лісову, лісової межі (або узлісся) і відкритого простору. Однак автор зауважує, що більшість видів має досить широкі біотопічні преференції, при тому, що одні види є більш стенойкними, ніж інші. Крім того, такі біотопічні преференції можуть бути різними у популяцій, існуючих в різних частинах видових ареалів. В Українських Карпатах два довгохоботкові види *B. gerstaeckeri* і *B. hortorum* оселяються на межі ліс – відкритий простір; короткохоботковий найчисленніший *B. lucorum* є еврийкним; два таксономічно близькі види *B. pratorum* і *B. hypnorum* є стенойкними стосовно лісу, фуражуючи в середньогір'ї переважно на узліссі; середньохоботковий *B. pascuorum*, який згідно деяких європейських авторів [7, 18] є еврийкним, в регіоні приурочений до узлісь і заростей чагарників; *B. ruderarius* притаманний відкритим просторам з куртинами чагарникової рослинності; середньохоботкові види *B. distinguendus* і *B. subterraneus* трапляються лише на великих відкритих просторах.

Квіткові і оселищні преферендуми очевидно є найважливішими адаптаціями, що уможливають співіснування різних видів джмелів. Добовий міжвидовий розподіл є несуттєвим, але сезонний розподіл більш чітко виражений, оскільки існує видова різниця у пробудженні з гібернації навесні. Так, найбільш ранні види з'являються на кілька тижнів швидше від найпізніших, а довгохоботкові види зазвичай з'являються пізніше за короткохоботкових [4]. Подібним чином існують видові різниці в сезонному розподілі робочих, самців та молодих самок. Зміни в кормових ресурсах, розмірах колоній та інших видових біономічних характеристик можуть спричинювати зміну фуражувального локалітету і викликати перекривання ніш.

Таким чином, біотопічні преференції, оліголектичне фуражування і сезонні зміни безперечно також впливають і на розподіл ресурсів між видами. Більш того, збір пилку, і “грабування” нектару більш-менш незалежні від довжини хоботка [6, 10, 18, 22]. Отже, довжиною хоботка не можна оперувати як єдиною екологічною характеристикою виду [10, 18].

В угрупованні джмелів, яке досліджували на початку серпня, спостерігалось зменшення міжвидової конкуренції за рахунок гетерогенності і багатства кормової флори. Як видно з таблиці 1, всі види включно з інквілінами відвідували першорядну медоносну рослину *Betonica officinalis*, яка зростала великими куртинами в багатьох мікробіотопах. Велика чисельність декількох різнохоботкових видів спостерігалась на конюшині і волошці, які також траплялись по всій площі луки. При цьому, оліголектичний вид *B. gerstaeckeri* поза конкуренцією займав свою власну трофічну нішу.

Висновки

В результаті дослідження угруповання джмелів у типовому лучному біоценозі середньогір'я Українських Карпат була виявлена наступна структурно-функціональна модель його існування: 1) угруповання складається з трьох груп морфологічно різних видів, а саме довго-, середньо- і короткохоботкової; за умови низького рівня видової різноманітності угруповання, єдиним представником першої з них, як правило, є *B. hortorum*, другої – *B. pascuorum*, а третьої – *B. lucorum*, який одночасно може бути і “грабіжником” нектару; 2) видова різноманітність угруповання позитивно корелює з розмірами території, яку займає біоценоз, її

ландшафтною гетерогенністю та з гетерогенністю кормових ресурсів. Така модель угруповання обумовлена наявністю стабільних взаємозв'язків між рослинністю, що забезпечує кормові потреби існуючих колоній джмелів для успішної репродукції генеративного покоління, і запилювачами, кількість і різноманітність яких забезпечують достатній обмін генетичним матеріалом для утворення повноцінного насіння антофільними рослинами. Важливо відмітити, що в даному біоценозі, поряд із звичайними видами, існує низка рідкісних стенобіонтів, а саме: *B. gerstaeckeri*, *B. distinguendus*, *B. subterraneus*. Помірне антропогенне навантаження, яке виявляється в поступовому викошуванні окремих ділянок луки, сприятливо позначається на якісному і кількісному складі угруповання джмелів, що відмічають також інші дослідники в аналогічних біоценозах [12].

1. Комендар В. І., Манівчук Ю. В. Медоноси Карпат. – Ужгород: Вид-во “Карпати”. – 1975. – 175 с.
2. Коновалова І.Б. Фауна джмелів (*Hymenoptera, Apoidea, Bombinae*) Українських Карпат і Закарпаття та проблеми її збереження // Гори і люди (у контексті сталого розвитку): Матеріали міжнар. конф. 14-18 жовтня 2002 р. – Рахів, 2002. – Т.2. – С. 327-331.
3. Коновалова І. Б. Висотний розподіл джмелів (*Hymenoptera: Apidae, Bombinae*) в Українських Карпатах та нові фауністичні знахідки // VI з'їзд Укр. ент. тов. (Біла Церква, 8-11 вер., 2003 р.). – Ніжин, 2003. – С. 52-53.
4. Alford D. V. Bumblebees. - London: Davis-Poynter, 1975. – 352 p.
5. Banaszak J. Trzmiel Polski. – Bydgoszcz: Wyzsza Szkola Pedagogiczna, 1993. – 158 s.
6. Brian A. D. Differences in the flowers visited by four species of bumblebees and their causes // J. Animal Ecol. – 1957. – 26. – P. 71-96.
7. Dylewska M. Nasze trzmieli. – Karniowice: Ośrodek Doradz. Roln., 1996. – 256 s.
8. Hanski I. Structure in bumblebee communities // Ann. Zool. Fenn. – 1982. – 19. – P. 319-326.
9. Inouye D. Species structure of bumblebee communities in North America and Europe // The role of arthropods in forest ecosystems. – New York, 1977. – P. 35-40.
10. Inouye D. W. Resource partitioning in bumblebees: experimental studies of foraging behavior // Ecology. – 1978. – 59. – P. 672-678.
11. Inouye D. W. The effect of proboscis and corolla tube lengths on pattern and rates of flower visitation by bumblebees // Oecologia. – 1980. – 45. – P. 197-201.
12. Kosior A., Płonka P., Witkowski Z. Zgrupowania trzmielowatych (*Bombini, Apidae*) w wybranych zbiorowiskach roślinnych Pienin // Ochrona Przyrody. – 1999. – 56. – S. 99-107.
13. Lavery T. M. The flower-visiting behavior of bumble bees: floral complexity and learning // Canadian Journal of Zoology. – 1980. – 58, №7. – P. 1324-1335.
14. Løken A. Studies on Scandinavian bumblebees (*Hymenoptera, Apidae*) // Norsk Ent. Tidskr. 1973. – 20. – P. 1-218.
15. Lundberg H., Ranta E. Habitat and food utilization in a subarctic bumblebee community // Oikos. – 1980. – 35. – P. 303-310.
16. May J. Čmeláci v ČSR, jejich bionomie, chov a hospodářský význam. – Praha: Českoslov. Akad. Zěmēdel. Věd, 1959. – 161 s.
17. Michener C. D. Tribe *Bombini* // The bees of the world. – Baltimore: The J. Hopkins Univ. Press, 2000. – P. 761-869.
18. Pekkarinen A. Resource partitioning and coexistence in bumblebees (*Hymenoptera, Bombinae*) // Annales Entomologici Fennici. - 1984. – 50. – P. 97-107.
19. Pyke G. H. Optimal foraging in bumblebees and coevolution with their plants // Oecologia. – 1978. – 36. – P. 281-293.

20. Pyke G. H. Local geographic distributions of bumblebees near Crested Butte, Colorado: competition and community structure // *Ecology*. – 1982. – 63. – P. 555-573.
21. Ranta E. Foraging differences in bumblebees // *Annales Entomologici Fennici*. – 1983. – 49. – P. 17-22.
22. Ranta E., Lundberg H. Resource partitioning in bumblebees: the significance of differences in proboscis length // *Oikos*. – 1980. – 35. – P. 298-302.
23. Ranta E., Lundberg H., Teräs I. Pattern of resource utilization in two Fennoscandian bumblebee communities // *Oikos*. – 1981. – 36. – P. 1-11.
24. Reinig W. F. Ökologische Studien an mittel- und südost-europäischen Hummeln (*Bombus* Latr., 1802) (Hym., Apidae) // *Mitt. Münchner Ent. Ges.* – 1972. – 60. – S. 1-56.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 582.288.4: 581.5

Екологія

Ю.М. Чорнобай*, О.Б. Вовк*, В.М. Борисова**

ЕКОЛОГІЧНІ СУКЦЕСІЇ МІКРОМІЦЕТНИХ УГРУПОВАНЬ В АНТРОПОГЕННИХ ҐРУНТАХ

Ю.М. Чорнобай, О.Б. Вовк, В.М. Борисова **Экологические сукцессии микромицетных сообществ в антропогенных почвах** // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вып. 21. – С. 119-128.

Проведена комплексная оценка экологических функций антропогенных почв и соответствующих им микромицетных сообществ с целью определения механизма их структурно-функциональной перестройки. Установлено, что направленность экологических сукцессий подчиняется как эндогенным закономерностям изменения численности и значимости таксонов гифомицетов, так и экзогенным факторам, например, привнесением органических субстратов.

Chornobay, Y., Vovk, O., Borysova, V. **Ecological successions of micromycetic communities in anthropogenic soils** // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 119-128.

A complex evaluation of the ecological functions of anthropogenic soils and corresponding micromycetic communities aiming at finding a mechanism of their structural and functional modification has been conducted. It has been proved that the direction of ecological successions follows both the endogenous mechanism (change in numbers and significance of the hyphomycetes taxa) and exogeneous factors (input of the organic substrata).

В неперушених природних екосистемах комплекси міцеліальних грибів (гіфоміцетів) домінують в сапротрофних блоках підстилки і гумусовому шарі ґрунту. Основною функцією цієї групи гетеротрофів є швидке заселення рослинного опаду, інтенсивне споживання неспецифічних органічних сполук і нарощування міцеліальної маси, яку споживають багаточисельні види мікроартропод і аптеригот [12]. Через тісний зв'язок гіфоміцетів з рослинним опадом їх відносять до функціональної групи децидуофілів (від грецького “децідо” – опад). Ця функція поширюється не лише на листяну, але й на кореневу відмерлу фітомасу та інші органічні рештки у ризосфері.

Поверхня антропогенних ґрунтів, як правило, позбавлена підстилки, а гумусовий шар знаходиться на початку формування або взагалі відсутній. За таких умов органічні сполуки набувають значення лімітуючого чинника і формують прості за структурою екологічні ніші, де поведінку угруповань та кореляційну спряженість з мінливими умовами відносно просто описати.

Багаторічні дослідження в різних природних екосистемах привели до встановлення невідомої раніше закономірності – спряженої структурно-функціональної перебудови децидуофільного комплексу гіфоміцетів відповідно до змін стану екосистем [4]. Ця закономірність є засадничою мотивацією інтегрального прогнозу наступних перетворень для всього ценозу на підставі синекологічних параметрів одної з обов'язкових складових детриту – міцеліальних грибів. Вони ж, очевидно, присутні всюди, де є негуміфікований органічний субстрат (листя, стебла, коріння, водорості тощо).

Метою дослідження було виявлення згаданої закономірності на девастрованих землях, де децидуофільна ніша дуже звужена, а тому індикаційні кореляції між структурою мікроміцетного населення та загальним станом біотопу мають бути детермінованими. Відповідно до таких припущень, було проведено спряжену оцінку екологічних функцій антропогенних ґрунтів та властивих для цих едафотопів мікроміцетних угруповань, як інтегруючих рецепторів кожного з етапів техногенної сукцесії.

Об'єкти та методи досліджень

Об'єктами досліджень були едафотопи техногенних комплексів відвального та безвідвального виробництва Розточчя та Опілля, які в межах кожного з кар'єрів формують трансекту за ступенем наростання техногенного пресингу. Контрольним обрано едафотоп дерново-слабопідзолистого ґрунту грабово-дубово-соснового лісу заповідника "Розточчя". Для кожної дослідної ділянки визначали водно-фізичні та фізико-хімічні властивості ґрунтового субстрату та фізіолого-функціональні властивості ґрунтової біоти (структурно-функціональні особливості угруповань гіфоміцетів, дихальна активність мікробіоти, запаси та структура фітомаси рослинних угруповань).

Ґрунтові зразки відбирали з глибини біотично активного, гумусово-аккумулятивного шару ґрунтів. Аналітичні роботи проводили згідно з методиками ґрунтових та біогеоценологічних досліджень, адаптованими до особливостей об'єкта досліджень [2, 14, 15]. Мікробіотичну активність ґрунту оцінювали за показниками швидкості базального (чистого) дихання ґрунту (V_{basal}) та субстрат-індукованого дихання ґрунту, збагаченого глюкозо-мінеральною сумішшю (V_{sir}), а також за величиною коефіцієнту мікробного дихання ($Q_r = V_{\text{basal}}/V_{\text{sir}}$). Параметри V_{basal} і V_{sir} ґрунту визначали в лабораторних умовах, наближених до природних [1, 9] із перерахунком на Q_r [3]. Мікологічні проби відбирались у вигляді стерильних ватних тампонів, протертих на свіжому зрізі досліджуваного ґрунту. Підготовку проб до визначення проводили методом "нагромадження культур" на природному субстраті за М.М. Підоплічко [1]. На основі даних мікологічних досліджень розраховано загальне заселення ґрунту міцелієм (K_{33}) та коефіцієнт значущості ($K_{\text{зн}}$) [5, 6]. Структуру та запаси фітомаси рослинних угруповань визначали методом "кубів" [7]. Статистичне опрацювання отриманого матеріалу проводили з використанням програмних пакетів "Statistica, 5" та "Excel, 2000" [10].

Результати досліджень та їх обговорення

Антропогенні ґрунти кар'єрних екосистем утворились внаслідок потужних механічних турбацій ґрунтового матеріалу в специфічних умовах ґрунтоутворення. Особливістю таких ґрунтів є, з одного боку, велике різноманіття азональних едафотопів, чим створюється значний потенціал щодо біотичного різноманіття, а з іншого – специфічні водно-фізичні та фізико-хімічні властивості ґрунтового субстрату, які в більшості випадків виступають лімітуючими чинниками виконання провідних екологічних функцій, зокрема продуктивності та кругообігу речовин.

Антропогенні ґрунти техногенних комплексів Розточчя-Опілля представлені переважно техноґрунтами, рідко техноземами та природно-антропогенними ґрунтами [8]. Порівнюючи функціональний стан кар'єрних техноґрунтів, розташованих в різних фізико-географічних районах (Розточчя та Опілля), але які зазнали однотипних техногенних трансформацій, відзначимо, що власне фізичні чинники є лімітуючими для діяльності ґрунтової біоти. Найбільше ущільнення верхнього шару спостерігається в днищі кар'єру та на ділянках постійної експлуатації з зародковим ґрунтовим субстратом (дрібнозем опоки та уламки вапняку). Значення щільності будови такого субстрату змінюється від 1,5 до 1,7 г·см⁻³.

Доволі сприятливі для ґрунтоутворення фізичні властивості техноґрунту спостерігаються на ділянках помірного використання, що спонтанно заростають, де значення щільності будови зменшується до 1,0-1,2 г·см⁻³. Зі зменшенням техногенного навантаження покращуються водно-фізичні властивості техноґрунту, на його поверхні нагромаджується первинна органічна речовина, яка за сприятливого кислотно-лужного балансу (на сьогодні рН техноґрунтів перевищує 8,0) трансформується в гумусові речовини. Намивні техноґрунти гідровідвалу та зон підземної виплавки сірки формуються на чужорідних або токсичних (рН намивного техноґрунту на місці підземної виплавки сірки – 1,6) породних субстратах, які фактично блокують відновлення первинної рослинності та мікробіотичної активності (рис. 1).

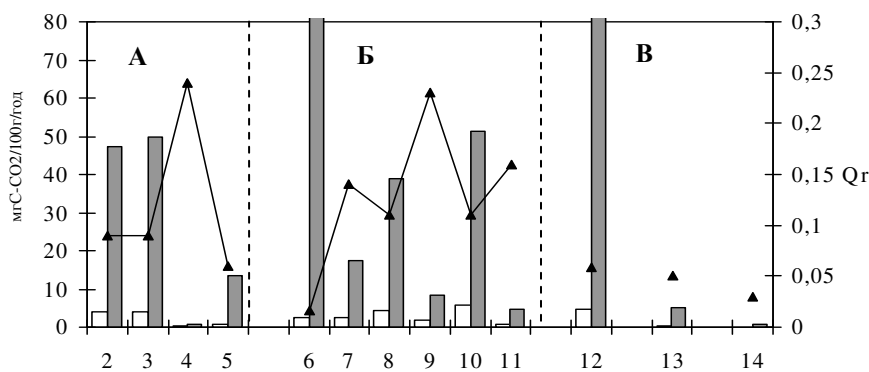


Рис. 1. Мікробіотична активність природно-антропогенних та антропогенних едафотопів в сукцесійних рядах техногенних комплексів (червень 1998 р.)

Умовні позначення: $\square$ V_{basal} $\blacksquare$ V_{sir}

—▲— Q_r – для едафотопів, об'єднаних в трансект; ▲ Q_r – для окремих техногенних едафотопів; **A** – кар'єр опоки (с. Потелич, Розточчя): 2 – днище кар'єру; 3 – тераса кар'єру; 4 – бурти родючого шару ґрунту; 5 – чагарниково-лісові зарослі поблизу кар'єру; **B** – кар'єр будівельних матеріалів (с. Суха Долина, Опілля): 6 – оголена гірська порода; 7 – дрібнозем пісковику з глинистим наповнювачем; 8 – бурти родючого шару ґрунту; 9 – рілля в зоні впливу кар'єру; 10 – пасовище в зоні впливу кар'єру; 11 – чагарниково-деревна рослинність; **V** – техногенні комплекси сірчаних

розробок: 12 – відвал сірчаного кар'єру (м. Новий Розділ, Опілля); 13 – гідровідвал сірчаного виробництва (с. Тернавиця, Розточчя); 14 – ділянка підземної виплавки сірки (с. Новий Яр, Розточчя).

Техногрунти та техноземи через свої фізико-хімічні властивості забезпечують лише мінімально можливі умови для функціонування ґрунтової біоти. Переушільнення, нестача доступної вологи через відсутність ґрунтової структури, вихідна лужна та сильно лужна реакція середовища, яка ускладнює засвоєння поживних речовин, виступають лімітуючими чинниками для розвитку біотичних угруповань. Особливості функціонування мікробних угруповань в антропогенних ґрунтах оцінювали через їхню дихальну активність, яка відображає потенційну біогенність молодих ґрунтів. Стабільність мікробних угруповань зростає в напрямку зменшення техногенного навантаження, що відповідає покращенню фізико-хімічних властивостей техногрунтів та характеризує відповідні стадії сукцесійного відновлення ґрунтового покриву (рис. 1).

Піонерні стадії розвитку рослинних угруповань, після техногенного знищення природного біогеоценозу, мають незначні запаси фітомаси (табл. 1).

Таблиця 1

Структура та запаси фітомаси рослинних угруповань кар'єрних та техногенних комплексів (повітряно-суха речовина, кг·м⁻³)

Параметри первинної продукції	Дослідні ділянки*											
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
загальна фітомаса	6,2	7,3	15,8	5,9	6,1	8,4	13,0	11,8	14,9	13,1	13,0	8,1
надземна фітомаса	3,8	5,1	6,1	1,1	0,9	1,5	5,2	5,1	0,2	6,4	4,1	4,8
підземна фітомаса (в шарі ґрунту 0–10 см)	2,4	2,2	9,7	4,8	5,2	6,9	7,8	6,7	14,7	6,7	8,9	3,3
співвідношення надземної та підземної фітомаси	1,6:1	2,3:1	1:1,6	1:4,4	1:5,7	1:4,6	1:1,5	1:1,3	1:14,5	1:1,1	1:2,2	1,5:1

* – описи дослідних ділянок подано в умовних позначеннях до рис.1.

У межах піщаного добре зволоженого гідровідвалу для структури фітомаси властиве домінування надземної частини над підземною (співвідношення 1,5:1). На ксеротизованих відвалах третинних порід та в кар'єрах співвідношення надземної та кореневої частин змінюється на користь останньої (в середньому 1:2). Такі контрастні відміни по утворенню та структурі розподілу фітомаси спричинені передусім водно-фізичними особливостями субстрату.

Першим кроком до мікоіндикації ступеня порушеності екосистем є визначення придатності ґрунту до загального заселення міцелієм. Для цього був використаний коефіцієнт загального заселення (КЗЗ), який вираховується через відношення [4]:

$$КЗЗ = \frac{\mu \cdot 100\%}{N},$$

де: μ – кількість проб, у яких виявлено певні таксони (роди); N – максимальна кількість імовірних варіантів трапляння грибів обраної групи (роду).

Через вказану формулу було оцінено ступінь заселеності ґрунтових субстратів сукупністю родів міксоміцетів (рис. 2). Міцеліальні гриби, будучи яскраво вираженими убіквістами, трапляються повсюдно, змінюючи лише співвідношення родових груп. Тому, цілком достатньо оцінювати співвідношення родів гіфоміцетів, наведених раніше [5].

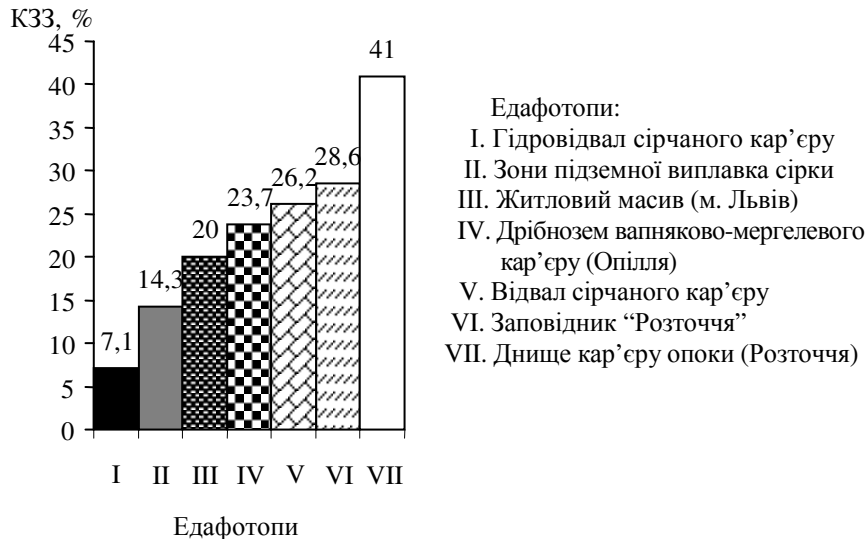


Рис. 2. Заселення техногенних едафотопів міцелієм в урботехноекосистемах Розточчя-Опілля.

Отриманий спектр величин виявився розширеним стосовно еталонної величини КЗЗ в лісових ґрунтах заповідника "Розточчя" як в напрямку пригнічення, так і стимуляції освоєння субстратів. Внаслідок стресу величина КЗЗ для мікроміцетів знижується, а в ході самовідновлення зростає, значно перевищуючи природний рівень заселення, якщо відсутні вибагливіші до середовища конкуренти (едафотоп VII, рис. 2).

Поряд з визначенням мікологічної диференціації змінених екотопів, доцільно охарактеризувати угруповання мікроміцетів, виходячи з показників значущості грибного населення (чисельність – N) та родового складу (число родів – S). Якщо просте відношення S/N свідчить про компонентне розмаїття, то зворотне відношення тих самих величин певним чином характеризує реакцію міконаселення на умови середовища, оскільки лімітовані ресурси зменшують кількість рідкісних таксонів і спричиняють ріст чисельності убіквістів, тобто відбувається "концентрація" домінування, за визначенням Ю. Одума [13]. Отже, поряд з індексом різноманіття $K_{рз} = S/N$, ми вводимо коефіцієнт чисельності, або індекс значущості $K_{зн} = N/S$, через який вдалося оцінити стан урбо- і техногенних екосистем Розточчя-Опілля. Для еталонного ґрунту заповідних лісів Розточчя властивий індекс $K_{зн} = 3,6$. Усі значення $K_{зн} < 3,6$ відносяться до екотопів, що перебувають під впливом стресу, тоді як $K_{зн} > 3,6$ притаманні екотопам, що позбавлені стресу і перебувають у стані самовідновлення.

Проте для едафотопів з невеликими відхиленнями від еталонних характеристик дуже важко визначити напрямок подальшого розвитку, чи у бік деградації, чи у бік відновлення.

Вектор змін вдалося виявити в ординаційній системі “різноманіття – чисельність”, де коефіцієнти за екотопами значного стресового пригнічення зосередились у лівій нижній частині ординат, а ті, що перебувають у стані самовідновлення та флуктуаційного зростання, зосереджені у правій верхній частині ординат (рис. 3) [16]. Точкою розділу вказаних груп є ординаційне положення ґрунту лісового заповідника “Розточчя”.

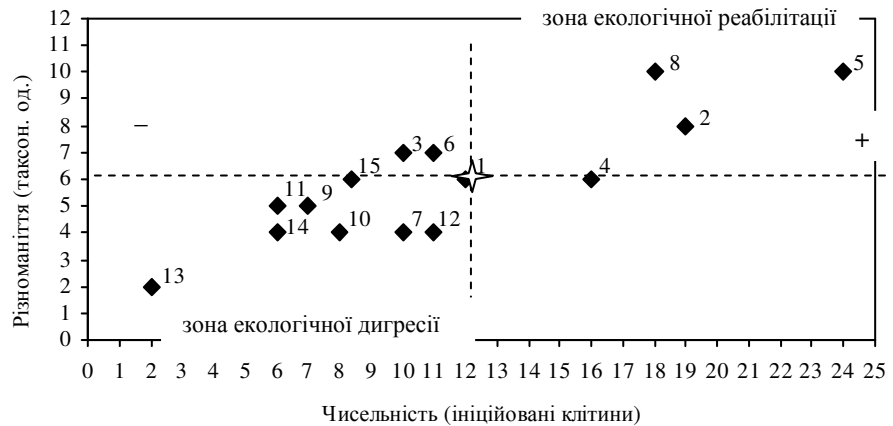


Рис. 3. Розподіл едафотопів за ступенем значущості комплексів гіфоміцетів.

Умовні позначення: 1 – заповідник “Розточчя”; 15 – сучасний житловий масив (м. Львів); решта умовних позначень на рис. 1.

Повторні дослідження підтвердили виявлені закономірності. Проте з’ясувалося, що індекси значущості K_{zn} не відбивають різниці у чисельності мікроміцетів, яка суттєво впливає на положення екотопу у системі ординат “різноманіття-чисельність”. Для посилення контрастності індексів K_{zn} (табл. 2) нами введено додатковий коефіцієнт диференціації значущості Z , який дорівнював:

$$Z = \frac{N + S}{10},$$

де N – чисельність, а S – кількість родів.

Модифікована формула індексу значущості набула вигляду:

$$K_{zn(+)} = \frac{N}{S} \cdot Z$$

Таблиця 2

Параметри різноманіття та значущості угруповань мікроміцетів техногенних комплексів

Дослідні ділянки	Червень 1998 р.			Липень 1999 р.		
	Чисельність, N	Число родів, S	Коефіцієнт значущості, $K_{zn(+)}$ *	Чисельність, N	Число родів, S	Коефіцієнт значущості, $K_{zn(+)}$ *
Розточчя				Розточчя		
2	19	8	6,4	5	3	1,3
3	10	7	2,4	7	6	1,5
4	16	6	5,7	8	4	2,4
5	24	10	8,2	8	6	1,9
13	2	2	0,4	6	4	1,5
14	6	4	1,5	12	8	3,0
1	12	6	3,6	—	—	—
Опілля				Опілля		
6	11	7	2,8	13	6	4,1
7	10	4	3,5	—	—	—
8	18	10	5,0	15	10	3,8
9	7	5	1,7	16	11	3,9
10	8	4	2,4	22	12	6,2
11	6	5	1,3	14	9	3,6
12	11	4	4,1	11	7	2,8

* $K_{zn(+)} = N/S \cdot Z$; $Z = (N+S)/10$

Процедура сепарації параметрів значущості дозволила моделювати перебіг процесу змін угруповань мікроміцетів у часі. Сама величина $K_{zn(+)}$ набула при цьому певного енергетичного змісту. Адже позитивний вектор значущості свідчить про достатнє енергозабезпечення комплексів гіфоміцетів і подолання функціональних бар'єрів у напрямку зростання біорізноманіття. Від'ємний вектор свідчить про енергетичну деградацію мікокомплексу і подальше спрощення його різноманітності.

Перебіг відновно-деградаційних процесів під час гіфоміцетних сукцесій можна представити у вигляді двоспіральної дивергентної моделі (рис. 4) переходів від стабільного стану до флуктуаційних зростань чи деградаційних редукцій. По правій частині спіралі розташувалися $K_{zn(+)}$ з позитивним енергетичним вектором. Енергетичний відновлювальний потенціал зростає до значень $K_{zn(+)} = 7,5$ та $8,5$. Відтак має місце стадійне падіння до нормального значення ($K_{zn(+)} = 2$) та ще нижчого енергетичного рівня. Але на кожному витку деградації мікроміцетний комплекс завжди має шанс до відродження. Таким пульсуючим перебігом розвитку піонерних біокомплексів характеризується весь складний процес реабілітації зруйнованої екосистеми. Початкова флуктуація за рахунок внутрішнього ресурсу мікроміцетів змінюється падінням значущості внаслідок вичерпання ендогенної енергії. Нове піднесення відбувається вже на іншому енергетичному рівні внаслідок появи додаткових субстратів.

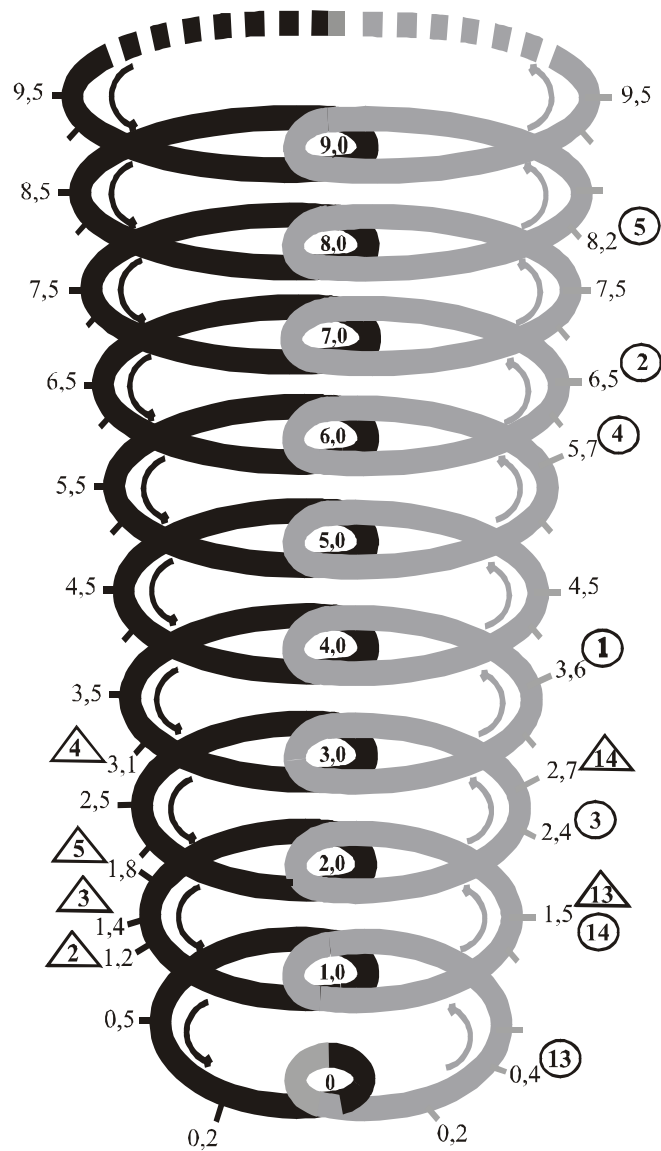


Рис. 4. Мікологічна індикація екологічних сукцесій в техногенних комплексах Розточчя (на основі коефіцієнту значущості).

Умовні позначення: ① дослідні ділянки (червень 1998 р.); △ дослідні ділянки (липень 1998 р.). Описи дослідних ділянок на рис. 1 та 3.

Поступове нагромадження у межах системи енергетичного матеріалу створює можливість розвитку розширеного спектра розмаїття мікроорганізмів, які створюють і нагромаджують новий енергетичний ресурс для більш високих рівнів розвитку ґрунтового профілю і екосистеми в цілому.

Висновки

1. Екологічні сукцесії угруповань децидуофільного комплексу мікроміцетів в антропогенних ґрунтах підпорядковані ендогенним механізмам коливальних змін чисельності і значущості таксонів нижчих грибів.
 2. Показники екологічних функцій ґрунтів є підставою для визначення ординаційного положення антропогенних едафотопів відповідно до еталонного едафотопу та векторного напрямку сукцесії.
 3. Флуктуації чисельності і значущості гіфоміцетів здатні перевищувати нормальний (актуальний) енергетичний потенціал угруповання у 3-4 рази. Число флуктуацій зумовлене екзогенними чинниками, зокрема привнесенням органічних субстратів.
 4. Індекси екологічних сукцесій мікроміцетних угруповань в системі фонового моніторингу антропогенних ґрунтів є важливим інтегральним параметром, який дає підстави для прийняття рішень щодо режиму підтримки, охорони та господарських заходів на дегазованих землях.
1. Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Орлинский Д.Б., Мякшина Т.Н. Методические аспекты определения скорости субстрат-индуцированного дыхания почвенных микроорганизмов // Почвоведение. – 1993. – № 11. – С. 72-77.
 2. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. – М.: Изд-во МГУ, 1970. – 487 с.
 3. Благодатская Е.В., Ананьева Н.Д., Мякшина Т.Н. Характеристика состояния микробного сообщества почв по величине метаболического коэффициента // Почвоведение. – 1995. – № 2. – С. 205-210.
 4. Борисова В.Н. Сукцессии гиомицетов в лесной подстилке и их значение в процессах деструкции // Разложение растительных остатков в почве. – М.: Наука, 1985. – С. 74-90.
 5. Борисова В.Н. Гиомицеты лесной подстилki в различных экосистемах. – К.: Наук. думка, 1988. – 250 с.
 6. Борисова В.Н., Чернобай Ю.Н. Микологическая индикация детритных звеньев экосистем // VIII съезд Укр. ботан. общ-ва: Тез. докл. – К.: Наук. думка, 1987. – С. 59.
 7. Быстрый В.А. О методах изучения корневых систем растений // Почвоведение. – 1974. – № 4. – С. 155-158.
 8. Вовк О.Б. Оцінка екологічного стану ґрунтів урботехноекосистем Розточчя та Опілля // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2000. – Т. 15. – С. 139-146.
 9. Иванникова Л.А. Применение абсорбционного метода для определения естественного потока CO₂ из почвы // Почвоведение. – 1992. – № 6. – С. 133-139.
 10. Комп'ютерні методи в сільському господарстві та біології / Царенко О.М., Злобін Ю.А., Скляр В.Г., Панченко С.М. – Суми: Вид-во "Університетська книга", 2000. – 203 с.
 11. Кучерявий В.П. Урбоекологія. – Львів: Світ, 1999. – 360 с.
 12. Марчик Т.Г. Почвенная микология. – М.: Изд-во МГУ, 1988. – 220 с.
 13. Одум Ю. Экология: В 2-х т. – М.: Мир, 1986. – Т. 1. – 328с.; Т. 2. – 376 с.
 14. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 304 с.
 15. Практикум по почвоведению / Под ред. И.П. Гречина. – М.: Колос, 1964. – 423 с.

16. Чорнобай Ю.М., Борисова В.М., Вовк О.Б. Мікологічна індикація стану ґрунтового середовища // Матеріали міжнар. конф. "Розточанський збір-2000". – Львів: Меркатор, 2001. – С. 176-181.

* Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів;

** Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України, м. Київ.

УДК 598.2(282.247.31).

І.М. Горбань, А.А. Бокотей

АНТРОПОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ОРНІТОКОМПЛЕКСІВ У БАСЕЙНІ ВЕРХНЬОГО ДНІСТРА

Горбань І.М., Бокотей А.А. Антропогенная трансформация орнитокомплексов в бассейне верхнего Днестра // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 129-138.

Основными трансформационными факторами окружающей среды, отрицательно влияющими на состав и распространение орнитофауны, являются: осушительная мелиорация, строительные работы, ширококомасштабные и неконтролируемые рубки леса, а также торфоразработки в долине Днестра. Влияние мелиорации привело к резкому спаду численности водоплавающих и околоводных птиц и заселению ранее переувлажненных биотопов полевыми видами. Не контролируемая рубка лесов в Карпатах поставила под угрозу существования курообразных и крупных хищных птиц. Торфоразработки привели к опустошению больших площадей прежних болот и частому возгоранию этих территорий. Процессы урбанизации приводят к вытеснению из характерных биотопов лесных и околоводных птиц, однако с другой стороны благоприятствуют увеличению численности синантропных видов.

Gorban, I., Bokotey, A. Anthropogenic transformation of avicomplexes in the Upper Dniester basin // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 129-138.

The main transformation factors of the environment which negatively influence the composition and distribution of the avifauna are the following: drainage land-reclamation, construction, large scaled and uncontrolled wood cutting as well as peatary in the Dniester valley. The influence of land-reclamation has led to a sharp decrease in numbers of waterfowl and near-water birds and to inhabitation by field species previously too moist biotopes. Uncontrolled wood cutting has threatened the existence of near-water birds in the Carpathians. Peatary has led to the devastation of large areas of the former marshes and to frequent inflammability of these areas. Although the urbanization causes the ousting of forest and near-water birds from their typical habitats, it promotes the increase in numbers of synanthropous species.

Протягом останніх десятиліть у басейні верхнього Дністра відбувається інтенсивна антропогенна трансформація природного середовища. Зникли десятки малих річок, утворились мережі меліоративних каналів, за допомогою яких осушені значні площі боліт та заплавних лук. Ці процеси суттєво вплинули на гідрологічний режим сільськогосподарських угідь та лісів. Розвиток промислового виробництва призвів до інтенсифікації використання природних ресурсів, насамперед лісових. Значно поглибилося розчленування природних угідь через зростання густоти автодоріг та залізничних колій. Такі зміни вплинули і продовжують впливати на якісний та кількісний стан біологічного різноманіття та розподіл видів по біотопах.

Метою роботи було дослідити зміни просторового розподілу окремих видів птахів, спричинені трансформаційними процесами природного середовища, на прикладі двох дослідних ділянок у басейні верхнього Дністра: Верхньодністровської низовини (530 км²) та басейну р. Опір (480 км²) у межах Львівської області. Характеристика території досліджень наведена у попередній статті [1].

За останні десятиліття в обох досліджуваних ділянках відбулись помітні зміни, що торкнулись практично усіх природних ландшафтів та середовищ важливих для тварин. Зросли об'єми заготівлі лісової сировини, збільшилися площі осушених та забудованих територій, змінились пріоритети у сільськогосподарському виробництві. Таке збільшення антропогенного навантаження спричинює суттєві трансформаційні процеси в екосистемах і впливає на розподіл та стан біологічного різноманіття у басейні верхнього Дністра.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження впливу трансформаційних процесів проводили на прикладі змін закономірностей поширення гніздової орнітофауни. Польові роботи виконували за допомогою картографічного методу у рамках програми складання Атласу поширення гніздових птахів Європи [19]. Для порівняльного аналізу використані результати робіт зі складання Атласу гніздової орнітофауни Львівської області за квадратами 100 км², отримані у 1982-86 рр., та робіт, проведених у 1997-99 рр. Створення карт поширення птахів за відносно короткий час дозволило зробити перші висновки про зміни у розподілі видів та їх зв'язок з трансформаційними процесами в регіоні.

Подібна можливість з'явилася в рамках досліджень, фінансованих Федеральним міністерством освіти, досліджень, науки і технологій українсько-німецького об'єднаного проекту БМВФ "Екологічний аналіз та фахова природоохоронна оцінка регіону верхнього Дністра як моделі розвитку річкового ландшафту в Східній Європі", номер підтримки 0339699Ф3, координованого ЮНЕСКО (Париж).

Протягом гніздових періодів (березень-липень) 1997-99 рр. на обох досліджуваних територіях здійснювали загальне вивчення розміщення гніздової орнітофауни. Обліки проводили згідно картографічного методу [11], відвідуючи рівноцінні квадрати площею 1 км² по 2-3 рази протягом гніздового періоду. Такий облік дає можливість проаналізувати біотопний розподіл видів і встановити основні екологічні параметри гніздових видів: щільність та відносну чисельність пар на території досліджень. Для обліку птахів використовували карти масштабом 1:25000. Для аналізу та відображення результатів застосовані досить поширені у Європі методики складання атласів, які детально обговорені в одному з останніх загальноєвропейських видань [19]. Отримані матеріали опрацьовані з допомогою ГІС.

Результати досліджень

В екосистемах басейну верхнього Дністра встановлено гніздування 163 видів птахів, що становить 60 % від загальної кількості гніздових видів України. У Верхньодністровській низовині гніздиться 151 вид, у басейні Опору – 113. Вздовж берегів Дністра найхарактернішими птахами є: ластівка берегова *Riparia riparia* (чисельність якої коливалася в межах 52-112, а іноді й більше гніздових нірок на 1 км берегової лінії). В чагарникових заростях переважали кропив'янка сіра *Sylvia communis* (0,34-1,85 пар/км²), соловейко східний *Luscinia luscinia* (0,66 пар/км²) та вівчарик-ковалик *Phylloscopus collybita* (0,73-2,30 пар/км²). Серед рідкісних видів занесених до національної Червоної книги, виявлені: орел-карлик *Hieraetus*

pennatus (3-4 пари), підорлик малий *Aquila pomarina* (14), лунь лучний *Circus cyaneus* (3), пугач *Bubo bubo* (2), лелека чорний *Ciconia nigra* (4), сорокопуд сірий *Lanius excubitor* (7), а також окремі пари кульона великого *Numenius arquata* у Верхньодністровській низовині. Тільки в долині Опору встановлено гніздування таких червонокнижних видів: сича волохатого *Aegolius funereus* (13 пар), сичика-горобця *Glaucidium passerinum* (8), глушця *Tetrao urogallus* (7), сови довгохвостої *Strix uralensis* (19).

Серед видів занесених до міжнародних природоохоронних списків, тільки один – деркач *Crex crex* належить до категорії SPEC – 1. До цієї категорії належать види, гніздові популяції яких за останні три десятиліття скоротились більше ніж на 50-75 %. Інші – горихвістка звичайна *Phoenicurus phoenicurus*, дрімлюга *Caprimulgus europaeus*, лелека білий *Ciconia ciconia* і жовна зелена *Picus viridis* належать до категорії SPEC – 2. Гніздові популяції цих видів скоротились майже на половину. 22 види належать до категорії SPEC – 3, у яких скорочення чисельності становить понад 25 %, і 34 види, чисельність яких скоротилася до 25 %, віднесені до категорії SPEC – 4 [20].

Найбільший вплив серед трансформаційних процесів у Верхньодністровській низовині мають гідромеліоративні осушувальні роботи. Протягом 1960-их та початку 1970-их років у Верхньодністровській низовині вирито магістральні та дрібні канали загальною довжиною в сотні кілометрів. Зміна гідрологічного режиму в першу чергу негативно вплинула на умови гніздування птахів рядів Гусеподібні *Anseriformes* та Сивкоподібні *Charadriiformes*. Скоротилась чисельність: ширококоніски *Anas clypeata*, чирянки великої *Anas querquedula*, нерозня *Anas strepera*, деркача, грищика великого *Limosa limosa*, кульона великого, коловодника звичайного *Tringa totanus*, сови болотяної *Asio flammeus*. За останні десятиліття майже повністю зникли з досліджуваної території гніздові колонії крячка чорного *Chlidonias niger* [5], який донедавна був одним з найчисленніших і широко поширених видів навколоводних птахів заходу країни [7, 9]. Однак, його екологічну нішу зайняв крячок білощокий *Chlidonias hybrida*, ареал якого протягом двох останніх століть охоплював лише південні райони Західної Палеарктики [3]. Іншим прикладом розширення гніздового ареалу в північному напрямку є трав'янка чорноголова *Saxicola torquata*, що теж пов'язане з осушувальними роботами на заплавних луках [4, 6].

Внаслідок меліорації в декілька разів зросла розораність низовини і особливо прибережної смуги ріки. Ці фактори сприяли поступовому проникненню у Верхньодністровську низовину багатьох видів, притаманних типовим агроценозам, зокрема: жайворонка польового *Alauda arvensis*, перепілки *Coturnix coturnix*, куріпки сірої *Perdix perdix*. Як наслідок меліоративних змін втрачена низка стариць і болотяних озер та порушений гідрологічний режим ріки, що в свою чергу вплинуло на фенологію та темпи збігання повеней. Найбільші повені, з довготривалим затриманням води і нанесенням значних господарських збитків, пройшли у 1980 та 1997 рр. У цей період відбулося помітне скорочення чисельності гніздових пар птахів-норників, що гніздяться вздовж річкових берегів: ластівки берегової та рибалочки *Alcedo atthis*.

Велике значення для підтримання видового різноманіття у Верхньодністровській низовині мають болотяні біотопи в межах Миколаївського та Самбірського районів. Тут гніздяться: чирянка велика, ширококоніска, чайка *Vanellus vanellus*, коловодник звичайний, баранець звичайний *Gallinago gallinago*, кульон великий, грищик великий. Усі ці види належать до регіонально рідкісних і можуть

служувати індикаторами екологічної стабільності рівнинних болотяних екосистем. Вони охороняються Бернською та Боннською конвенціями, а тому потребують спеціальних заходів зі збереження гніздових та кормових біотопів. Однак, після зміни гідрологічного режиму відбулося часткове або повне заростання окремих боліт. Особливо цьому сприяє зменшення обсягів сінокошіння на осушених землях, що в свою чергу обмежує чисельність згаданих видів. Без спеціальних природоохоронних заходів такі болота поступово переходять у суцільні чагарникові зарості зі збідненим видовим складом птахів.

Ще одним важливим фактором впливу на гніздову орнітофауну є масштабні будівельні роботи, що інтенсивно розгортаються на обох досліджуваних територіях. Це приводить до скорочення, в першу чергу, площ лук і пасовищ, внаслідок чого помітно знижується чисельність чирянки великої, чайки, коловодника звичайного, деркача, плиски жовтої *Motacilla flava* і просянки *Emberiza calandra* [16]. Зміна архітектури житлових будинків та господарських споруд, використання нових будівельних матеріалів суттєво зменшили придатність людських осель для влаштування гнізд білим лелекою, ластівкою сільською *Hirundo rustica*, горобцем хатнім *Passer domesticus*, внаслідок чого відбулось помітне скорочення їх чисельності у басейні верхнього Дністра.

Широкомасштабні промислові та неконтрольовані рубання лісу в басейні р. Опір та на суміжних територіях мають вкрай негативний вплив на чисельність популяцій таких рядів птахів, як Куроподібні *Galliformes*, Соколоподібні *Falconiformes*, Совоподібні *Strigiformes* та Дятлоподібні *Piciformes*. Аналіз стану гніздової популяції глушця в Сколівських Бескидах дає підстави пропонувати розробку спеціальної програми менеджменту тих лісових угідь, де цей вид ще зберігся. Найбільш негативний вплив рубання мають на дятла трипалого *Picoides tridactylus* у басейні Опору та дятла середнього *Dendrocopos medius* у Верхньодністровській низовині.

Як наслідок антропогенної трансформації ландшафту у басейні верхнього Дністра зазнали різкого скорочення чисельності гніздові популяції беркута *Aquila chrysaetos*, підорлика малого та орла-карлика [13-15]. У Карпатах сучасні гніздові ареали цих видів накладаються, хоча гострої трофічної конкуренції між ними не спостерігається. Причини скорочення чисельності очевидно пов'язані зі змінами у структурі ландшафтів. В Українських Карпатах чисельність гніздової популяції беркута була досить стабільною ще в першій половині XX ст. [9]. Підґрунтям цьому слугувала достатня кількість кормових об'єктів, якими є заєць-русак *Lepus europaeus* та птахи родини Тетерукових *Tetraonidae*. Однак їхня чисельність за останнє століття помітно скоротилася. Значення тетерукових у трофічних ланцюгах беркута в європейських країнах досить високе і, очевидно, відіграло історичну роль у формуванні ареалу цього орла. Наприклад, поширення беркута і тетерука *Lyrurus tetrix* цілком збігаються в Альпах Австрії, Швейцарії, горах Словаччини [12, 17, 18]. Як правило, в середині лісових масивів беркут не полює, йому потрібні значні відкриті простори, що чергуються з ділянками пралісів, які, на жаль, протягом останніх десятиліть особливо інтенсивно експлуатують лісозаготівельні організації.

Відомо, що інтенсивна експлуатація лісів в Українських Карпатах розпочалася тільки після прокладання через перевали перших залізничних колій у 1870 році [8], а за 10 післявоєнних років у Карпатах вирубано 25,3 % лісів [2]. Такі широкомасштабні лісогосподарські роботи, безперечно, негативно позначилися на чисельності популяцій рідкісних дендрофілних птахів. Негативний вплив на

гніздові популяції беркута за останні десятиліття помітно посилися завдяки вдосконаленню лісозаготівельної техніки, що сприяло проведенню лісогосподарських робіт навіть у важкодоступних гірських урочищах. Лісопозалісуючі роботи ведуться протягом репродуктивного періоду, що перешкоджає відтворенню фауни і суттєво погіршує кормову базу багатьох хижих птахів, обмежує можливості їхнього гніздування. Наприклад, на території Бескидів у Сколівському, Старосамбірському та Турківському районах Львівської області протягом квітня і першої декади травня 1999 року проводилися лісопозалісуючі роботи в найстаріших ялищевих та змішаних пралісах. Саме ці ділянки були найбільш придатними для гніздування беркута, але лісогосподарські роботи, які проводять у другій половині весни, відлякують хижаків. Можливо, це головна причина того, що за наявності дорослих особин у Сколівських Бескидах цей вид не гніздиться [10].

Значна частина птахів місцевої фауни різною мірою пов'язана з процесом випасання домашніх тварин як на рівнинних, так і на гірських пасовищах. Хоча вільне випасання свійських тварин у Українських Карпатах ще дуже поширене, все ж тут помітно скорочуються площі пасовищ. Окремі з них інтенсивно заростають лісом, інші, особливо в долинах річок, забудовуються. Ці процеси помітно впливають на перерозподіл багатьох видів тварин по території та на зміни їхньої чисельності у регіоні. Якщо спосіб використання та площі ріллі протягом останніх десятиліть не зазнали значних змін, то ці характеристики пасовищ змінилися суттєво. Поступове заростання пасовищ кущами верб, вільхи, ялівцю, ожини приваблює такі види, як: вівсьянка звичайна *Emberiza citrinella*, сорокопуд сірий, коноплянка *Acanthis cannabina*, зеленьяк *Chloris chloris*, кропив'янки сіра та прудка *Sylvia curruca*. Хоча зростання щільності заростей протягом одного десятиліття помітно погіршує придатність цього біотопу для гніздування перелічених видів.

Аналіз карт поширення гніздових птахів дозволив встановити, що трансформаційні процеси в долинних екосистемах верхнього Дністра та Опору сприяють формуванню та стабільному стану лише синантропних популяцій таких видів, як: припутень *Columba palumbus*, горлиця садова *Streptopelia decaocto*, сова сіра *Strix aluco*, серпокрилець чорний *Apus apus*, ластівка міська *Delichon urbica* (рис. 1), шпак звичайний *Sturnus vulgaris*, сорока *Pica pica*, галка *Corvus monedula*, мухоловка сіра *Muscicapa striata* (рис. 2), чикотень *Turdus pilaris*, горобець хатній, щедрик *Serinus serinus*, коноплянка. Яскравим прикладом є плиска біла *Motacilla alba*, яка завдяки населеним пунктам вздовж річкових долин, як і більшість перелічених видів, глибоко проникає в гори. Популяції цих видів у регіоні пов'язані з розвитком транспортної мережі, будівництвом дамб, мостів, технічних споруд, а також з веденням присадибних приватних господарств.

Помітне зростання обсягів будівельних робіт сприяє збільшенню чисельності та розселенню популяції таких видів, як кам'янка звичайна *Oenanthe oenanthe* та горихвістка чорна *Phoenicurus ochruros*. Їхня репродуктивна біологія тісно пов'язана з житловими будівлями, оскільки вони влаштовують гнізда у нішах новобудов, серед будівельних матеріалів тощо.

В долинних екосистемах верхнього Дністра під впливом трансформаційних процесів природного середовища відбуваються зміни структури фауністичних комплексів земноводних. При цьому у Верхньодністровській низовині, де переважають водойми антропогенного походження, представники роду Жаба *Rana* інтенсивно заміщуються родами Кумка *Bombina* та Ропуха *Bufo*. Це має негативні наслідки для лелеки білого, який охоче живиться жабами і дуже рідко кумками та

ропухами. Лелека полює на жаб виполоханих під час випасання худоби. Такий коменсалізм між лелеками та свійськими тваринами є сприятливим фактором для успішного гніздування цих птахів. Тому, зі зменшенням чисельності жаб і поголів'я свійської худоби, можливо й пов'язане помітне скорочення чисельності гніздової популяції лелеки білого.

У басейні верхнього Дністра важливе значення як для збереження біологічного різноманіття, так і для розвитку пасовищних екосистем має Верхньодністровська низовина. Цінність цієї території полягає в значній кількості болотяних угідь, лише частина з яких знаходиться під охороною. Серед болотяних птахів у досліджуваному регіоні виявлено 11 видів зі списку національної Червоної книги. У зв'язку з цим тепер особливо актуальним є питання про менеджмент сільськогосподарських угідь в межах цієї території не тільки з огляду на збереження біологічного різноманіття, але й з причин втілення в цьому районі спеціального проекту із запобігання повеням.

Внаслідок меліорації та розорювання, змиву ґрунту під час затяжних повеней та посилення водної ерозії на переважній більшості заболочених площ Верхньодністровської низовини втрачені поверхневі шари торфових відкладів. На ділянках з найбільшими запасами торфу протягом останніх 30-ти років ведеться інтенсивне його добування, особливо в районі с. Чайковичі Самбірського району. Саме тут у 1980 р. створений гідрологічний заказник загальнодержавного значення площею 119 га. Цей найбільший у Львівській області болотяний заказник заснований з великим запізненням, вже після проведення широкомасштабних осушувальних робіт по всій Верхньодністровській низовині. І хоча з того часу в його межах господарські роботи не проводились, землі деградували з високою швидкістю.

Прадавні стариці, що існували у вигляді заростаючих торфових озер, обміліли, втратили первинну якість води й обросли синантропними видами рослин. Якщо до проведення меліоративно-осушувальних робіт територія сучасного Чайковицького заказника була придатна для збереження і відтворення важливих видів мисливської фауни, то тепер він не виконує таких функцій. Внаслідок переосушення та вибирання торфу на прилеглих до Чайковицького заказника ділянках, тут щорічно існує небезпека пожеж. В особливо посушливі роки затяжні пожежі тривають упродовж кількох тижнів. Значна частина земель в межах Чайковицького заказника, через відсутність випасання, сінокосіння і періодичні пожежі, перетворились у торф'яні пустища з рудеральною надмірно високою рослинністю, в першу чергу *Urtica dioica* та *Chamaenerion angustifolium*. Це призвело до кількісних і якісних змін у складі орнітоценозів. З кінця 1970-их років відбулося різке скорочення чисельності деркача, хоча у вологі роки на багатьох ділянках Верхньодністровської низовини помічене зростання чисельності цього виду. Особливо висока чисельність виявлена в районі с. Волоща, де запропоновано створити новий ландшафтний заказник, покликаний зберігати залишки торфових боліт та біологічне різноманіття.

Добрий досвід охорони біологічного різноманіття маємо на території створеного у 1985-86 рр. гідрологічного заказника „Стариці Дністра” між селами Крупське та Верин Миколаївського району. Завдяки раціональному плану природокористування, орнітофауна цього заказника достатньо добре збереглася. Тут виявлено 172 види птахів, серед яких 134 види трапляються в гніздовий період, а 16 занесені до Червоної книги України.

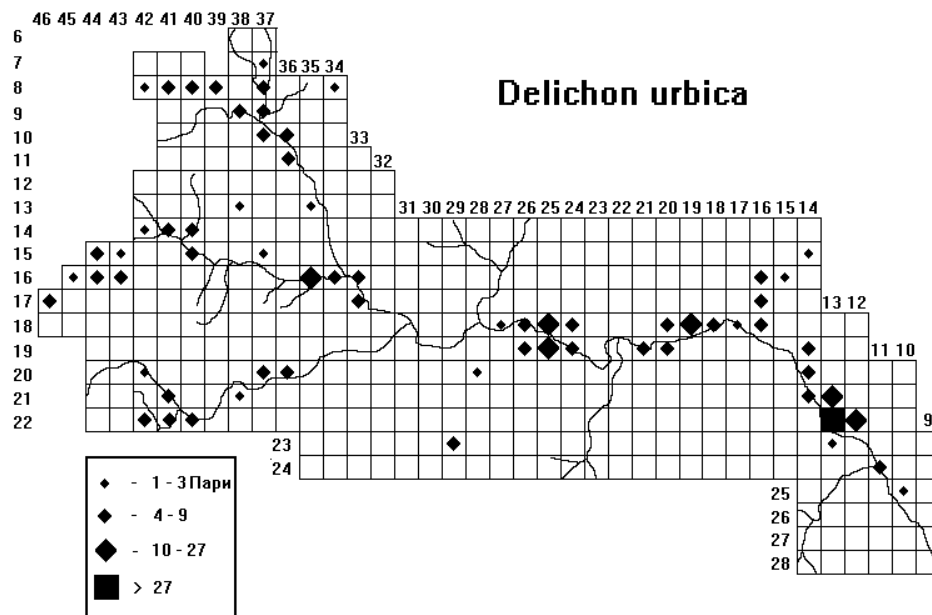
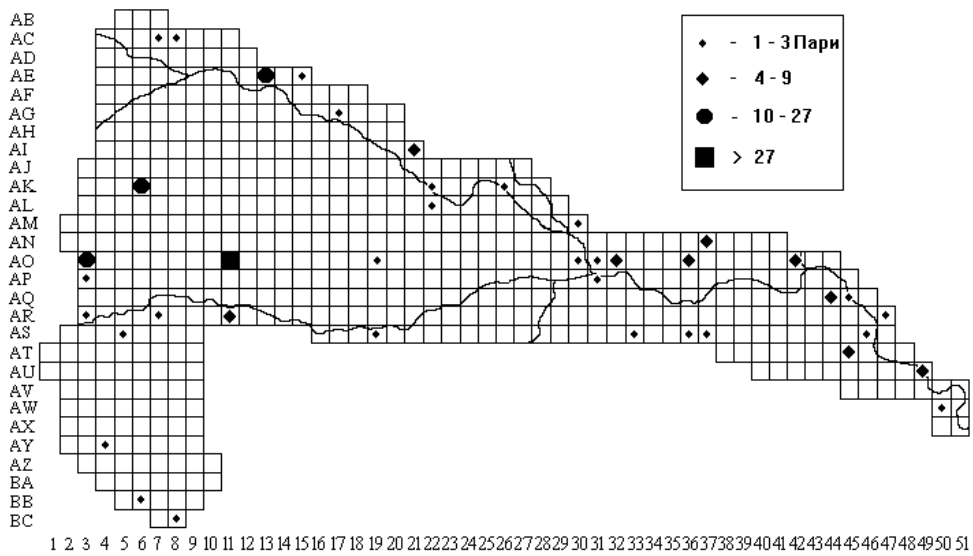


Рис. 1. Поширення та чисельність ластівки міської (*Delichon urbica*) у Верхньодністровській низовині та долині р. Опір.

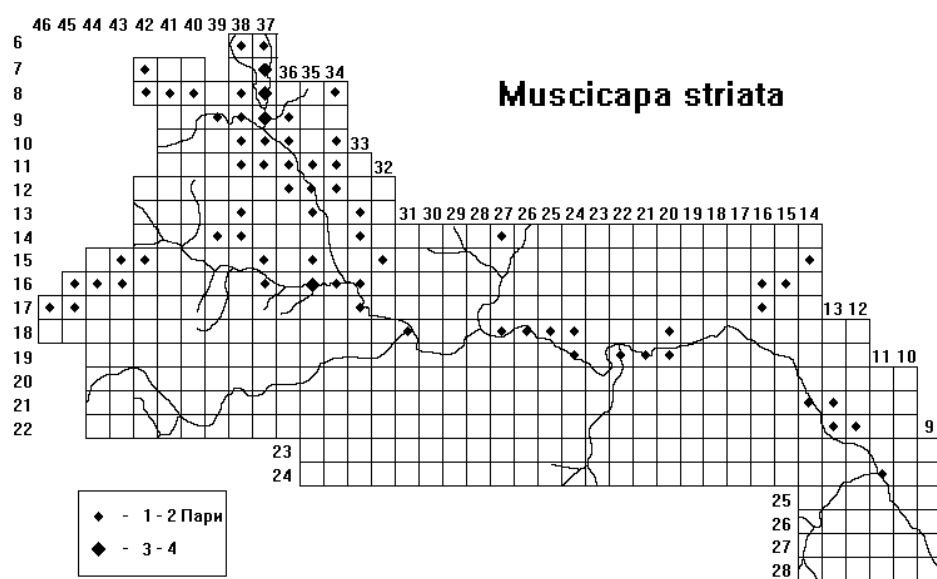
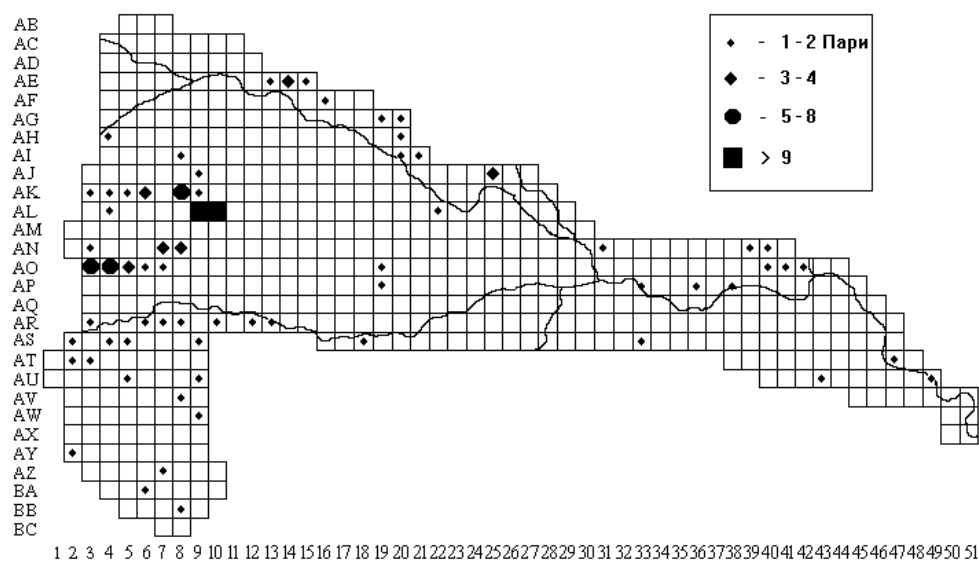


Рис. 2. Поширення та чисельність мухоловки сірої (*Muscicapa striata*) у Верхньодністровській низовині та долині р. Опір.

Висновки

Матеріали досліджень передбачається застосувати для створення мережі мікрозаказників на території Верхньодністровської низовини та впровадження еколого-економічного менеджмент-плану природокористування з пріоритетним розвитком традиційних систем випасання свійських та напівдиких тварин. В іншому випадку, як засвідчує досвід Чайковицького заказника, можна втратити і природоохоронне значення об'єктів, і навіть їх господарське значення. Згідно з останніми дослідженнями, випасання та сінокосіння можуть помітно покращити умови існування цінних болотяних і лучних екосистем. Зокрема, випасання свійських копитних максимально сприяє успішному гніздуванню лелеки білого, шпака звичайного, плиски жовтої, а сінокосіння підтримує необхідний стан гніздових біотопів для гричика великого, кульона великого, коловодника звичайного та чайки.

Аналізуючи кількісні та якісні зміни гніздової орнітофауни протягом двох останніх десятиліть, приходимо до висновку, що саме трансформаційні процеси мають вирішальний вплив на формування сучасної фауни басейну верхнього Дністра. Особливо помітний вплив на формування сучасних зооценозів мали зміни у веденні сільського господарства, що відбулись за останні півроку. Збереження біологічного різноманіття регіону, особливо видів, що перебувають під загрозою зникнення, вимагає впровадження природоощадливого землекористування. Його суть полягає у необхідності врахування аутоекології гетеротрофних тварин, що є невід'ємними компонентами стійких екосистем. Приватизаційні процеси, внаслідок розпаювання великих територій на малі, можуть призвести до зміни фауністичних комплексів, коливань чисельності низки видів, змін біотопного розподілу в популяціях наземних тварин. Тому в сучасних умовах існує гостра необхідність запровадження, вже існуючого у Європі, досвіду створення менеджмент-планів для управління заповідними територіями різного рівня та статусу, а також впровадження концепцій природоощадливого землекористування.

1. Бокотей А.А. Чинники впливу на формування гніздових орнітокомплексів населених пунктів сільського типу в басейні верхнього Дністра // // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2004. – **19**. – С. 97-106.
2. Воропай Л.І., Куниця М.О. Українські Карпати. Фізико-географічний нарис. – К.: Радянська школа, 1966. – 168 с.
3. Горбань І., Дзюбенко Н. Про сучасне поширення крячка білощокого *Chlidonias hybrida* в Україні // *Troglodytes*, 1995. – С. 44-47.
4. Горбань І.М., Бокотей А.А., Пограничний В.О., Башта Т.В., Когут І.В., Соколов Н.Ю., Бучко В.В., Дзюбенко Н.В., Шидловський І.В., Лисачук Т.І., Козловський Р.С. Гніздова орнітофауна Верхньодністровської низовини та її зміни в другій половині ХХ століття // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 1998. – Т.14. – С. 83-90.
5. Дзюбенко Н.В., Бокотей А.А. Різке зниження чисельності крячка чорного (*Chlidonias niger*) на заході України // Екологічні аспекти охорони птахів. – Львів, 1999. – С. 43-44.
6. Когут І.В., Бокотей А.А., Соколов Н.Ю. Особливості біотопічного розподілу птахів верхнього Дністра // Матеріали 2-ої конф. молод. орнітологів України. – Чернівці, 1996. – С. 86-90.
7. Козловський Р.С., Пограничний В.О., Горбань І.М. Орнітофауна ландшафтного заказника "Стариці Дністра" // Проблеми вивчення та охорони птахів: Матеріали VI наради орнітологів Зах. України. – Львів – Чернівці, 1995. – С. 76-79.

8. Стойко С.М. Ліси Українських Карпат // Ліси України: сучасний стан, збереження, збалансоване використання. – К., 1997. – С. 24-27.
9. Страутман Ф.И. Птицы западных областей УССР // Львов, 1963. – Т. 1. – 200 с.; Т. 2. – 182 с.
10. Baszta A.-T., Pogranycznyj V., Gorbań I. Rzadkie i zagrożone gatunki ptaków Bieszczadów Wschodnich // Roczniki Bieszczadzkie. – 1994. – Т. 3. – С. 89-97.
11. Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A. Bird Census Techniques. – London-SanDiego-New York-Boston-Sydney-Tokyo-Toronto, 1992. – 257 p.
12. Dvorak M., Ranner A., Berg H.-M. Atlas der Brutvogel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. – 1993. – 522 s.
13. Gorban I. Current data on Status of Eagles in the West Ukraine. USSR // World Working Group on birds of prey of the International Council for bird Preservation. – Berlin, 1985. – P. 28-29.
14. Gorban I. Riverine forests and their birds in Ukraine // Riverine forests in Europe: Status and Conservation. International Council for bird preservation. European Continental Sections. – Rapperswil, 1987. – P. 55-57.
15. Gorban I. Lesser and Greater Spotted Eagles *Aquila pomarina* and *A. clanga* in Ukraine // Eagle Studies. World Working Group on Birds of Prey. Berlin-London-Paris, 1996. – P. 301-302.
16. Gorban I. Are Corncrace *Crex crex* numbers increasing in Ukraine? Die Vogelwelt. Beitrage zur Vogelkunde // Bird Numbers 1998. Proceedings of the 14th International Conference of the European Bird Census Council (EBCC) in Cottbus, Brandenburg, 23-31 March 1998. AULA: Verlag Wiebelsheim, 1999. – P. 329-332.
17. Haller H. Der Steinadler in Graubunden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsokologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen // Der Ornithologische Beobachter. – 1996. – 9. – 167 s.
18. Kornan J. Monitoring and protection of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding population in the Slovak Republic in 1993 // Buteo. – 1995. – Vol. 7. – P. 159-162.
19. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance / Hagemajjer W. J. M., Blair M. J. eds. – London: Poyser, 1997. – 903 p.
20. Tucker G. M., Heath M. F. Birds in Europe: their conservation status. – Cambridge, 1994. – 600 p.

Львівський національний університет імені Івана Франка,
Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 591.9:577.4

Ю.Ю. Шрубович

РЕАКЦІЯ УГРУПОВАННЯ НОГОХВІСТОК (COLLEMBOLA) НА СУЦІЛЬНЕ ВИРУБУВАННЯ ЛІСУ В РОЗТОЧЧІ

Шрубович Ю.Ю. Реакция группировки ногохвосток (Collembola) на сплошную вырубку леса в Расточье // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 139-146.

Исследовали изменения структурной организации группировки почвенных ногохвосток вследствие полной вырубки леса. Зарегистрировано возрастание видового богатства и плотности населения коллембол, частичная замена доминирующих видов, перестройка спектра жизненных форм сообщества ногохвосток с резким преобладанием глубокопочвенных биоморф. В целом, отмеченные изменения структуры группировки ногохвосток в почве вырубки указывают на незначительные нарушения исходного лесного сообщества коллембол и демонстрируют высокий резерв стойкости этой модельной группы почвенной биоты.

Shrubovych, J. The response of a collembolan community to a continuous deforestation in Roztochya // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 139-146.

The changes in the structural organization of a soil collembolan community in response to a continuous deforestation have been investigated. The increase in species richness and density of a collembolan population, partial substitution of dominant species, modification of a life-form spectrum in collembolan communities with a sharp prevalence of deep-soil biomorphs have been recorded. On the whole, the changes in the collembolan community structure in the soil of a forest clearing reveal the minor disturbances of the primary forest community of springtails and demonstrate a high reserve of firmness of this model group of a soil biota.

Суцільне вирубування лісу призводить до різкої зміни мікрокліматичних умов біотопу, що зумовлює пригнічення діяльності більшості груп безхребетних-сапрофагів [1, 2, 15-17]. Загальновідомо, що порушені екосистеми заселяються адаптованими по типу r-стратегії видами рослин і тварин. Однією із таких піонерних груп тварин-детритофагів є колемболи. Високий репродуктивний потенціал у поєднанні із слабо розвинутими внутрішньопопуляційними механізмами регуляції чисельності та мутуалістичними зв'язками дозволяє ногохвісткам активно функціонувати навіть у ефемерних субстратах. Як наслідок, зростає роль колембол у підтриманні активності деструкційного комплексу антропогенно порушених біотопів. Collembola часто використовують як модельну групу для вивчення реакцій угруповань ґрунтових тварин на антропогенні зміни, оскільки їхня висока лабільність та здатність до стрімких перебудов структури угруповань дозволяють оцінити величину порушень у режимі оточуючого середовища значно раніше, ніж це можна зробити за допомогою аналізу рослинних угруповань [1, 3, 7, 8, 10, 12]. Саме зовнішні фактори визначають та зумовлюють той чи інший тип структурної організації угруповань у колембол [9]. Метою даної роботи було виявити чутливість структурних перебудов угруповання ногохвісток, як модельної групи ґрунтової біоти, до антропогенних порушень цілісності природної лісової екосистеми, викликаних суцільним вирубуванням лісу.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження угруповання ногохвісток проводили в екосистемі грабово-дубово-соснового лісу. За едафічною сіткою П.С. Погребняка цей тип лісу належить до свіжих сугрудів С₂. Ґрунт – дерново-слабопідзолистий. Шосейна дорога розділяє ліс на дві частини, одна з яких знаходиться на території Страдчанського лісництва, а друга – природного заповідника Розточчя. Взимку 1997-98 рр. у лісництві було проведене суцільне вирубування фрагменту лісу (квартал 42, виділ 5). Зруб має площу близько одного гектара і засаджений культурою сосни віком 6-7 років. Контролем відносно зрубу слугує ділянка грабово-дубово-соснового лісу на території природного заповідника Розточчя.

Збір ґрунтово-зоологічного матеріалу проводили в 2003-04 рр. у весняний, осінній та літній періоди. Загалом було відібрано 120 ґрунтових проб об'ємом 250 см³ (5×5×10 см), в яких розділяли підстилку та верхній шар ґрунту на окремі фракції. Екстракцію колембол та виготовлення мікропрепаратів проводили відповідно до стандартних методик. Видову та родову належність особин визначали за допомогою загальноживаних визначників. Поділ видів за родинami прийнятий згідно "Определитель колембол фауны СССР"[6] з урахуванням змін у групі Symphileona, запропонованих Г. Бретфельдом [13].

У роботі використані класифікація ногохвісток за морфо-екологічними групами [5] та система домінування Штекера-Бергмана [18], згідно якої виділені наступні 5 класів домінування: еудомінанти (ED: більше 31,7% від загальної чисельності угруповання), домінанти (D: 10,1-31,7%), субдомінанти (SD: 3,2-10,0%), рецеденти (R: 1,1-3,1%) та субрецеденти (SR: менше 1,1%). Фауністичну подібність угруповань ногохвісток оцінювали за допомогою коефіцієнта Жаккара [14].

Результати досліджень

За період дослідження у двох досліджених біотопах зареєстровано 57 видів ногохвісток, які належать до 9 родин і 36 родів (табл. 1). Основу фауни колембол зрубу та контролю складають переважно лісові та еврибіонтні види. Їхня частка практично однакова у досліджених угрупованнях і становить близько 50% як за кількістю видів ногохвісток, так і за їхньою численністю. Високі видове багатство та відносна чисельність еврибіонтних видів у двох угрупованнях закономірні, оскільки саме вони є резервом для підтримання стійкості угруповання при змінах екологічного режиму біотопів [7, 10]. Коефіцієнт Жаккара складає 0,46, що вказує досить низьку фауністичну подібність досліджених угруповань колембол. Детальніший аналіз складу фауни ногохвісток зрубу дав змогу виявити різке зменшення численності або повну відсутність деяких лісових видів (наприклад, *Willemia anophthalma*, *Ceratophysella silvatica*, *Pseudachorutes subcrassus*, *Hymenaphorura polonica*, *Mesaphorura tenuisensillata*, *Arrhopalites caecus* та ін.), присутніх у контролі. Натомість, з'являються лісові політопні види, такі як *Ceratophysella granulata*, *Micranurida granulata*, *Micranurida pygmaea*, *Thaumanura carolii*, *Mesaphorura sylvatica*, *Folsomia inoculata*, *Pseudanurophorus binoculatus*, лісовий гігрофільний *Xenyllodes armatus*, еврибіонтні *Hypogastrura assimilis*, *Neanura muscorum*, *Protaphorura pseudocellata*, *Protaphorura campata* та інші, як видно з таблиці 1.

Таблиця 1

Структура угруповань ногохвісток досліджених біотопів Розточчя

(М – середня чисельність виду в стандартній ґрунтовій пробі; Dom. – класи домінування)

ВИДИ	Еколо- гічні групи	Зруб		Контроль	
		М	Dom.	М	Dom.
1	2	3	4	5	6
Hypogastruridae					
<i>Ceratophysella granulata</i> Stach 1949	л	0.1	SR	-	-
<i>Ceratophysella silvatica</i> Rusek, 1964	л	-	-	0.1	SR
<i>Hypogastrura assimilis</i> (Krausbauer, 1898)	е	0.5	R	-	-
<i>Willemia anophthalma</i> Börner, 1901	л	-	-	0.1	SR
<i>Xenylla boernerii</i> Axelson, 1905	л	1.6	SD	0.1	SR
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871)	л	0.6	R	0.1	SR
Neanuridae					
<i>Friesea claviseta</i> Axelson, 1900	л	0.8	R	0.1	SR
<i>Pseudachorutes subcrassus</i> Tullberg, 1871	л	-	-	0.4	R
<i>Micranurida pygmaea</i> Börner, 1901	л	0.1	SR	-	-
<i>Micranurida granulata</i> Ågrell, 1943	л	0.1	SR	-	-
<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)	е	0.1	SR	-	-
<i>Thaumanura carolii</i> Stach, 1920	л	0.1	SR	-	-
Onychiuridae					
<i>Micraptorura absoloni</i> Börner, 1901	л	0.2	SR	0.1	SR
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)	е	0.1	SR	0.1	SR
<i>Protaphorura subarmata</i> (Gisin, 1957)	л	0.3	R	0.2	SR
<i>Protaphorura pannonica</i> (Haybach, 1960)	е	1.0	SD	0.6	SD
<i>Protaphorura pseudocellata</i> (Naglitsh, 1962)	е	0.1	SR	-	-
<i>Protaphorura campata</i> (Gisin, 1952)	е	0.1	SR	-	-
<i>Hymenaphorura polonica</i> Pomorski, 1990	л	-	-	0.1	SR
<i>Karlsteinia norvegica</i> Fjellberg, 1974	л	0.1	SR	0.1	SR
<i>Mesaphorura hylophila</i> Rusek, 1982	е	2.1	SD	0.1	SR
<i>Mesaphorura yosii</i> (Rusek, 1967)	л	2.2	SD	0.1	SR
<i>Mesaphorura macrochaeta</i> Rusek, 1976	е	1.5	SD	1.2	SD
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i> Rusek, 1974	л	-	-	0.2	SR
<i>Mesaphorura sylvatica</i> Rusek, 1971	л	1.0	SD	-	-
<i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976	е	-	-	0.1	SR
Odontellidae					
<i>Xenyllodes armatus</i> (Axelson, 1903)	л	0.1	SR	-	-
Isotomidae					
<i>Folsomia manolacei</i> Bagnall, 1932	е	4.6	D	2.9	D
<i>Folsomia martynovae</i> Martynova, 1973 sensu Potapow, 2003	л	0.7	R	0.1	SR
<i>Folsomia inoculata</i> Stach, 1947	л	0.4	R	-	-
<i>Folsomia lawrencei</i> Rusek, 1984	е	0.1	SR	-	-
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson, 1903)	луч	0.1	SR	-	-

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5	6
<i>Pseudanurophorus binoculatus</i> Kseneman, 1934	л	0.1	SR	-	-
<i>Vertagopus cinereus</i> (Nicolet, 1841)	л	1.0	SD	0.1	SR
<i>Proisotoma minima</i> Absolon, 1901	л	1.1	SD	0.1	SR
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1895)	л	0.6	R	2.2	D
<i>Desoria blekeni</i> (Leinaas, 1980)	л	0.3	R	0.1	SR
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	е	0.5	SR	2.6	D
Tomoceridae					
<i>Tomocerus minor</i> Lubbock, 1862	е	0.1	SR	1.6	SD
<i>Pogonognathelus flavescens</i> (Tullberg, 1871)	е	-	-	0.3	R
Entomobryidae					
<i>Orchesella pseudobifasciata</i> Stach, 1960	л	0.6	R	1.5	SD
<i>Orchesella cincta</i> (Linnaeus, 1758)	л	0.1	SR	-	-
<i>Entomobrya corticalis</i> (Nicolet, 1841)	л	0.1	SR	-	-
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nicolet, 1841)	л	0.2	SR	-	-
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1775)	е	0.4	R	0.5	R
<i>Lepidocyrtus violaceus</i> (Geoffroy, 1762)	е	1.7	SD	0.1	SR
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	е	0.1	SR	-	-
<i>Lepidocyrtus nigrescens</i> Sheptycki, 1967	луч	0.2	SR	-	-
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	луч	0.1	SR	-	-
<i>Pseudosinella zygophora</i> (Schille, 1912)	л	0.3	SR	1.0	SD
Neelidae					
<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900	е	0.1	SR	0.4	R
<i>Neelides minutus</i> (Folsom, 1901)	е	-	-	0.1	SR
Sminthuridae					
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg, 1871)	л	-	-	0.1	SR
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	луч	0.1	SR	0.3	R
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	е	0.5	R	0.1	SR
<i>Sminthurinus alpinus</i> Gisin, 1953	луч	0.1	SR	-	-
<i>Lipothrix lubbocki</i> (Tullberg, 1872)	л	0.1	SR	0.1	SR

Примітки: л – лісові види; луч – лучні; е – еврибонтні.

Позначення класів домінування – див. у розділі "Матеріал і методика досліджень"

Вдвічі зростає видове багатство за рахунок лісових та еврибонтних видів у родинях Neanuridae, Isotomidae і Entomobryidae. В угрупованні зрубу виявлено більше видів колембол, що тяжіють до відкритого ландшафту і в таблиці 1 позначені, як лучні. Варто зазначити, що нами не було зафіксовано проникнення на зруб нетипових для природних лісових біотопів таксонів ногохвісток, наприклад, ксерорезистентних лучно-степових видів, рудеральних або компостних. Ці групи ногохвісток можуть з'являтися у лісових біотопах при значних антропогенних порушеннях і часто є причиною збільшення фауністичного багатства угруповань [9, 10]. Таким чином, зростання видового багатства в угрупованні ногохвісток зрубу відбувається природним шляхом за рахунок типових для первинної екосистеми лісових,

еврибіонтних та лучних видів ногохвісток і без розширення спектру екологічних груп.

У результаті проведених досліджень з'ясовано, що угруповання зрубу має вищі показники видового багатства, індекси різноманітності угруповання ногохвісток та більшу щільність населення порівняно з контролем (табл. 2). За літературними даними та на підставі власних досліджень відомо [3, 9, 12], що у різко порушених біотопах угруповання ногохвісток характеризується високою щільністю населення на фоні збідненого видового багатства. У даному випадку вирубування лісу привело до збільшення гетерогенності мікрокліматичних умов біотопу зрубу і тим самим сприяло збагаченню видового спектра угруповання ногохвісток, хоча фауністична ємність середовища, яка вимірюється середньою кількістю видів у одній стандартній ґрунтовій пробі, залишається однаковою на зрубі та в контролі.

Таблиця 2

Деякі параметри розмаїття ґрунтових колембол у досліджених екосистемах

Показники	Зруб	Контроль
Чисельність		
M – середня чисельність ($\times 10^3$ екз./м ²)	13	9
Видове багатство		
S _α – середня кількість видів у стандартній ґрунтовій пробі	6	6
S _β – загальне видове багатство	48	36
DMg – індекс Маргалефа	6,1	4,2
Домінування		
d – індекс Бергера-Паркера	0,18	0,17
Організація угруповань		
D – індекс різноманітності Сімпсона	8,0	6,2
E – індекс вирівняності Сімпсона	0,8	0,8
H' – індекс різноманітності Шеннона	2,4	2,1
J – індекс вирівняності Шеннона	0,3	0,3

Загальна щільність населення ногохвісток на зрубі в середньому на третину перевищує контроль. Тренд сезонної динаміки чисельності угруповання співпадає з таким у дослідженому нами лісовому угрупованні колембол та з природним типом сезонної динаміки щільності населення ногохвісток у лісових екосистемах загалом [4, 8, 11]. У весняний та літній сезони чисельність ногохвісток приблизно однакова на зрубі та в контролі і складає близько 4 та 8 тис. ос./м² відповідно. Піки чисельності колембол у двох досліджених біотопах припадають на осінній період, але на зрубі зареєстровано різке збільшення щільності населення до 27 тисяч, що майже в два рази перевищує чисельність ногохвісток в контролі, яка складає близько 15 тис. ос./м². Висока амплітуда флуктуацій чисельності ногохвісток на зрубі, у порівнянні з контролем, може свідчити про нестабільність даного угруповання [9].

Аналіз структури домінування виявив, що угруповання ногохвісток зрубу є слабо структурованим та монодомінантним. На зрубі домінує еврибіонтний вид *Folsomia manolachei*, хоча індекс домінування в угрупованні низький і наближений до контролю (табл. 2). Коло субдомінантів угруповання ногохвісток зрубу розширене

і включає дев'ять видів, серед яких лише *Protaphorura pannonica* і *Mesaphorura macrochaeta* численні в контрольному лісовому угрупованні. Інші субдомінанти угруповання зрубу мають незначну чисельність або взагалі відсутні в контролі. Натомість, у лісовому угрупованні ногохвісток простежується чітке розмежування структури домінування: домінантне ядро включає три домінанти та п'ять субдомінантів, рецедентів теж небагато (5 порівняно з 12 в угрупованні зрубу) і велика кількість малочисельних видів ногохвісток, що забезпечують стабільність угруповання. Часто реакцією на антропогенне втручання в середовище є відсутність окремих класів, монодомінантність та високі значення індексу Бергера-Паркера в угрупованнях ногохвісток сильно порушених біотопів, таких як агроценози та урбоценози [9, 12]. Отже, вирубування лісу викликало спрощення структури домінування угруповання, зміну та розширення спектру потенційних домінантів, але без різкого збільшення чисельності окремих видів ногохвісток.

Екологічні ніші масових видів в угрупованнях непорушених біотопів досить чітко розділені і серед домінантів яскраво виражений вертикальний розподіл [4]. Саме такий чіткий просторовий розподіл домінантів у шарах ґрунту зареєстрований нами в контрольному угрупованні: перший домінант угруповання *Folsomia manolachei* належить до підстилково-ґрунтових життєвих форм, наступний *Parisotoma notabilis* – до нижньопідстилкових, а *Isotomiella minor* – до верхньогрунтових. На зрубі найчисленнішим видом залишається еврибіонтний *Folsomia manolachei*. Чисельність інших видів, які є масовими в контролі (*Parisotoma notabilis*, *Isotomiella minor*, *Orchesella pseudobifasciata*, *Pseudosinella zygophora*, *Tomocerus minor*), різко зменшується. Натомість, домінують чотири види ногохвісток з роду *Mesaphorura*, які нечисленні, як правило, в лісових угрупованнях [7, 8, 10, 11]. Вони є представниками однієї і тієї ж самої глибокоґрунтової життєвої форми і були зареєстровані разом в окремих шарах при відборі ґрунтових проб. Тому можна достовірно говорити про відсутність чіткого вертикального розподілу по едафічних горизонтах масових видів ногохвісток на зрубі.

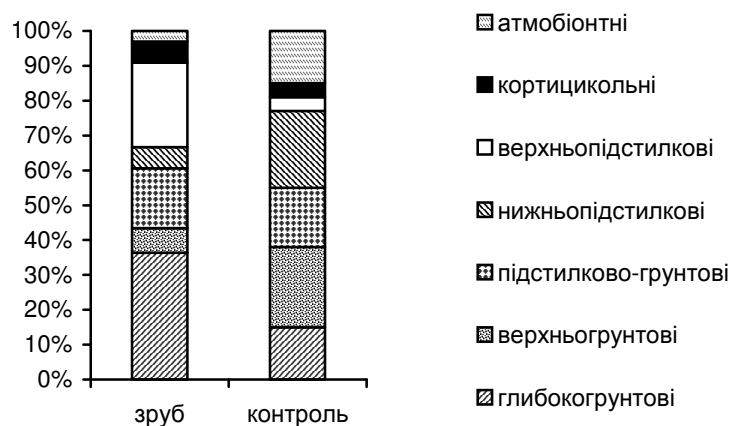


Рис. 1. Спектри життєвих форм досліджених угруповань ногохвісток (у % від загальної чисельності населення колембол)

Спектр життєвих форм угруповання ногохвісток зрубу представлений усіма групами біоморф, які беруть участь у деструкції органічних залишків. Але треба зазначити, що відбулися зміни кількісних характеристик окремих біоморф. А саме, збільшилась численність верхньопідстилкових та глибокогрунтових життєвих форм понад 20% у кожній групі (рис. 1). Натомість, зареєстровано зменшення відносної чисельності атмобіонтних, нижньопідстилкових та верхньогрунтових життєвих форм майже на 15% у кожній групі, порівняно з контролем.

Перебудова спектру життєвих форм ногохвісток наочно відображає специфіку гідротермічного режиму ґрунту біотопу. Відомо, що збільшення сухості оселища призводить до міграцій ногохвісток у нижні горизонти ґрунту, тому частка еуедафічних біоморф значно зростає. Найбільший відсоток глибокогрунтових видів характерний для агроценозів, де, крім особливостей гідротермічного режиму, присутній і значний антропогенний вплив [3, 9]. Отже, домінування глибокогрунтових життєвих форм та збільшення частки активномігруючих верхньопідстилкових видів є чіткою реакцією угруповання зрубу на специфіку едафічних умов, що склалися при вирубуванні лісу.

Висновки

У результаті проведених досліджень виявлено ряд змін у структурній організації угруповання ногохвісток, які можна розцінювати як реакцію на суцільне вирубування лісу. Зареєстровано:

- збільшення видового багатства та різноманітності колембол без залучення нетипових для лісових біотопів таксонів;
- зростання щільності населення ногохвісток, при якому зберігається природний тренд сезонної динаміки чисельності, але збільшується удвічі амплітуда сезонних коливань щільності;
- монодомінантність, слабку структурованість класів домінування і зміну масових видів в угрупованні; порушення чіткого вертикального розподілу домінантів за окремими шарами у ґрунтовому профілі;
- перебудову спектру життєвих форм угруповання, яку можна вважати найчутливішим індикатором стану ґрунтового блоку екосистеми. Скорочення відносної чисельності атмобіонтних форм та підстилкової біоморфи, збільшення частки поверхнево-підстилкових і глибокогрунтових життєвих форм вказує на порушення екологічного режиму біотопу внаслідок вирубування лісу.

Результати досліджень можуть бути використані для розроблення методик ведення регіонального моніторингу лісових екосистем.

1. Дмитриенко В.К. Комплексы почвенных беспозвоночных как показатель нарушений среды // Почвенная фауна и почвенное плодородие. Труды 9-го междунар. colloq. почв. зоол. – М.: Наука, 1987. – С. 308-309.
2. Копонен С. Влияние вырубки и перепаживания на фауну почвенных членистоногих в сосновом лесу на крайнем севере Финляндии // Биология почв северной Европы. – М.: Наука, 1988. – С. 201-205.
3. Кузнецова Н.А. Возможности диагностики состояния лесных почв по группировкам колембол // Деструкция органического вещества в почве. – Вильнюс. – 1989. – С. 82-85.

4. Кузнецова Н., Бабенко А. Многолетняя динамика численности коллембол в ельнике-зеленомошнике / Фауна и экология ногохвосток. – М.: Наука, 1984. – С. 57-67.
5. Стебаева С.К. Жизненные формы ногохвосток (*Collembola*) // Зоол. журн. – 1970. – Т. **44**, № 10. – С. 1437-1454.
6. Определитель коллембол фауны СССР. – М.: Наука, 1988. – 214 с.
7. Чернова Н.М. Экологические сукцессии при разложении растительных остатков. – М.: Наука, 1977. – 200 с.
8. Чернова Н.М., Кузнецова Н.А. Общие особенности структуры населения ногохвосток лесных почв / Экология микроартропод лесных почв. – М.: Наука, 1988. – С. 5-24.
9. Чернова Н.М., Кузнецова Н.А. Принципы организации сообществ почвообитающих коллембол (Hexapoda: Collembola) и их значение для биомониторинга почвы // Научные труды МНЭПУ. Серия: Экология. – Москва, 1999. – Вып. **1**. – С. 97-104.
10. Шрубович Ю.Ю. Порівняльний аналіз угруповань ногохвісток (*Collembola*) природних та урбанізованих букових лісів Розточчя // Природа Розточчя. Біогеоценологічні дослідження: підходи, методики, результати. – Львів: Івано-Франкове, 1999. – Вип. **1**. – С. 157-162.
11. Шрубович Ю. Структурна організація угруповань ногохвісток букових лісів заповідника “Розточчя” // Мат. Міжнар. наук.-практ. конф. “Розточанський збір – 2000”. – Львів: Меркатор, 2001. – С. 159-164.
12. Шрубович Ю.Ю. Формування населення ґрунтових ногохвісток (*Collembola*) урбанізованих екосистем м. Львова: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Чернівці, 2002. – 17 с.
13. Bretfeld G. Synopses on Palearctic Collembola. Symphypleona. // Abh. Ber. Naturkundesmus. Görlitz. – 1999. – **71**. – P. 1-318.
14. Jaccard P. Lois de distribution florae dans la zone alpine // Bull. Soc. Vaud. sci. natur. – 1902. – № 38. – P. 69-130.
15. Huhta V. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning // Ann. Zool. Fennici. – 1971. – Vol. **8**. – P. 483-542.
16. Huhta V. Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates // Ann. Zool. Fennici. – 1976. – Vol. **13**. – P. 63-80.
17. Huhta V., Karppinen E., Nurminen M., Valpas A. Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil // Ann. Zool. Fennici. – 1967. – Vol. **4**. – P. 87-143.
18. Stocker G., Bergmann A. Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung. Modellrealisierung, Dominanzklassen // Arch. Naturschutz. u. Landschaftsforschung. – 1977. – Bd. **17**, № 1. – S. 1-26.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 576.895.122

Р.І. Гураль

ЕКОЛОГО-ПАРАЗИТОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МОЛЮСКІВ РОДИНИ PLANORBIDAE З ГІДРОТОПІВ ВЕРХІВ'Я БАСЕЙНУ ДНІСТРА

Гураль Р.І. Эколого-паразитологическая характеристика моллюсков семейства Planorbidae из гидротопов верховья бассейна Днестра // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 147-156.

В статье освещается видовой состав, особенности экологии и инвазии личиночными формами трематод представителей семейства Planorbidae собранных в водоемах верховья бассейна р. Днестр. В результате проведенных малакологических исследований было выявлено 12 видов пресноводных моллюсков. Влияние условий внешней среды вызывает неравномерное их распределение в водоемах. Анализ паразитологической ситуации в обследованных водоемах выявил 13 видов личиночных форм и партенит трематод. Наиболее опасными в эпизоотическом отношении оказались мелиоративные каналы и временные биотопы. Именно они могут быть очагами возникновения парамфистоматозов и эхиностоматозов.

Hural, R. Ecological and parasitological characteristics of snails of the family Planorbidae from hydrobiotopes of the upper Dniester basin // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 147-156.

This paper deals with the species composition, peculiarities of the ecology and invasion by the larval forms of Trematoda of the family Planorbidae collected in pools of the upper Dniester basin. As a result of the conducted malacological analysis, we have found out 12 species of freshwater snails. The influence of the environmental conditions brings about their uneven distribution in pools. The analysis of the parasitological situation in the examined pools showed 13 species of the larval forms and the partenit of trematodes. Overflow channels and temporary biotopes turned out to be the most dangerous episodically and can be a center of the appearance of paramphistomatosy and echinostomatosy.

За кількістю видів, зареєстрованих на території України, родина Planorbidae займає перше місце серед прісноводних черевоногих молюсків [10]. Щільність заселення витушковими та катушковими водойм досить значна, у зв'язку з чим вони відіграють важливу роль у кругообігу речовин та енергії у гідроекосистемах, формують харчовий раціон бентосних риб і водоплавних птахів. Крім того, цих представників малакофауни можна використовувати у якості біоіндикаторів забруднення водойм іонами важких елементів та продуктами радіоактивного розпаду [9, 10].

Поряд з цими позитивними властивостями є певні негативні моменти, пов'язані з фактом присутності молюсків родини Planorbidae у водоймах. Вони є облігатними проміжними живителями трематод, які спричиняють захворювання свійських та диких тварин, а в окремих випадках можуть викликати захворювання і у людини. Ці захворювання супроводжуються значними економічними збитками для сільського господарства, а також становлять загрозу для здоров'я людини [4, 10, 14]. Для ефективної боротьби зі збудниками цих захворювань, крім звичайних профілактичних заходів, слід проводити дослідження особливостей екології

проміжних живителів першого порядку – прісноводних молюсків. Володіючи цими даними, можна розробити більш ефективні профілактичні заходи.

Перші публікації, в яких висвітлено дані щодо видового складу та особливостей екології представників родини Planorbidae на дослідженій території, датуються кінцем XIX ст. Це дослідження Й. Бонковського, який виявив 12 видів з цієї родини [11, 12]. Еколого-паразитологічні дослідження родини Planorbidae на території України загалом і досліджуваній території зокрема, були започатковані В.І. Здуном [4]. Цей напрямок набув подальшого розвитку у дослідженнях А.П. Стадніченко [7-9], М.І. Сергієнко [6] та ін.

Незважаючи на велику кількість статей, присвячених даній тематиці, у них недостатньо відображені особливості екології та інвазії витушкових та катушкових техногенних водойм, їх розмірно-вікової сприйнятливості до інвазії паразитами, сезонної динаміки щільності молюсків та інвазії тощо. Це викликало необхідність проведення даних досліджень.

Об'єктом досліджень були угруповання прісноводних молюсків з родини Planorbidae зібрані у водоймах на території басейну верхів'я р. Дністер. Предметом досліджень є особливості їх топічного розподілу, екологічних параметрів та особливості інвазії личинковими формами трематод. Метою наших досліджень було з'ясування видового складу та еколого-паразитологічної характеристики видів з цієї родини прісноводних молюсків у різних типах водойм на досліджуваній території.

Стаття продовжує серію наших публікацій щодо екології та інвазії червононогих молюсків верхів'я басейну р. Дністер [1, 2].

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили у 2002–2004 рр. у природних та антропогенно змінених гідротопах у басейні верхів'я р. Дністер у межах Львівської області. При обстеженні гідротопів збирали усіх виявлених молюсків та визначали їх щільність заселення за допомогою рамок накладання розмірами 1 м². Найчастіше використовували ручний метод збору і промивання невеликих порцій води та мулу за допомогою гідробіологічного сита. Тимчасові біотопи обстежували повністю. У постійних водоймах обстеженню підлягала лише прибережна зона, оскільки у ній спостерігаються максимальне видове різноманіття та найбільша щільність заселення. Визначення прісноводних молюсків проводили за визначниками [10, 13]. У роботі притримувалися класичної систематики прісноводних молюсків [13] на відміну від систематики, розробленої за допомогою компараторного методу [10].

Для характеристики виявлених малакоугруповань використовували наступні параметри: кількість видів прісноводних молюсків (S_g) та личинкових форм трематод (S_{tr}), індекс видового різноманіття за Шенноном (H_{sh}), оцінку видового багатства за Маргалєфом (D_m), однорідність видового розподілу за Пієлу (E) та індекс подібності видового складу Чекановського–С'юєренсена (I_{cs}) [5]. Класи домінування виділені за системою Штекера-Бергмана [15]. Градацію чинників оточуючого середовища прийнято за В.І. Жадіним [3]. Паразитологічне вивчення домінуючих видів молюсків і визначення личинок та партеніт трематод здійснювали за методикою В.І. Здуна та за його визначником [4].

Під час вивчення ураженості молюсків визначали екстенсивність (Е) та інтенсивність інвазії (І). Перший показник характеризує відсоткове співвідношення кількості інвазованих молюсків до неінвазованих, другий – кількість церкарій в організмі інвазованого молюска (церкарій/особину). Паразитологічними дослідженнями було охоплено близько 2300 екземплярів прісноводних молюсків.

Усі обстежені водойми, можна розділити за їх походженням, на наступні 6 типів: тимчасові біотопи (А), меліоративні канали (В), заплави річок (С), рибогосподарські стави (D), водойми кар'єрного типу (Е) та річки (F). Нижче наведено їх коротку характеристику.

Тимчасові біотопи (А) – 85 місць збору, обстежувались в околицях с. Оброшине та с. Ставчани Пустомитівського р-ну; смт Великий Любін, с. Поріччя, с. Дроздовичі, м. Городок Городоцького р-ну; с. Верчани Стрийського р-ну). Ця група гідротопів найчастіше розташовувалася на пасовищах. Їх середня площа від 2 до 10 м², глибина 0,1-0,3 м, дно найчастіше дернового типу, інколи мулисте або глинисте.

Меліоративні канали (В) – 70 місць збору, обстежувались в околицях наступних населених пунктів: с. Оброшине Пустомитівського р-ну; с. Поріччя Городоцького р-ну; с. Верчани Стрийського р-ну. Ці гідротопи були виділені в окрему групу, оскільки за створеними у них умовами вони займають проміжне місце між тимчасовими та постійними водоймами. Дуже часто вони займають великі за площею території, інколи до декількох гектарів. Середня глибина цих водойм до 1 м, дно переважно дернового типу, зрідка піщано-мулистого.

Заплави річок (С) – 25 місць збору, обстежувались в околицях наступних населених пунктів: заплави р. Дністер в околицях м. Самбір Самбірського р-ну; р. Верещиця – смт Великий Любін Городоцького р-ну; р. Стрий – ок. м. Стрий Стрийського р-ну). Ці водойми виникають у результаті підвищення рівня води в річках. Середня глибина цих новоутворених біотопів до 0,3 м, характер донних відкладів переважно дернового або кам'янистого типу, площа 2-10 м².

Рибогосподарські стави (D) – 56 місць збору, обстежувались в околицях смт Великий Любін та м. Городок Городоцького р-ну. Великі за площею постійні водойми, із середньою площею 2,5-3 га та глибиною 1,5-4 м. Дно переважно кам'янистого типу, інколи зі слабким намулком. Видовий склад водних рослин збіднений внаслідок щорічного очищення акваторії від макрофітів.

Водойми кар'єрного типу (Е) – 48 місць збору, обстежувались в околицях наступних населених пунктів: с. Піщани та с. Ходовичі Стрийського р-ну. Кожна з пробних ділянок складається з 5-7 водойм, площею від 1,7 до 4 га. Усі вони з'єднані між собою та з руслом р. Стрий системою каналів. Глибина водойм від 0,5 до 6 м. Характер дна змінюється від кам'янисто-піщаного до мулистого. Під час підвищення рівня води у водоймах та у р. Стрий спостерігається виникнення численних астатичних біотопів.

Річки (F) – 25 місць збору. Було обстежено р. Дністер на ділянці від м. Старий Самбір (Старо-Самбірський р-н) до м. Самбір (Самбірський р-н). Річка представляє собою каньйон з шириною русла близько 25 м та глибиною 5-7 м. Дно переважно кам'янистого типу. Притока р. Дністер – р. Верещиця обстежувалася на ділянці від смт Великий Любін до м. Городок. Річка з середньою шириною русла 6-7 м та глибиною до 5 м. Дно переважно кам'янистого типу, іноді зі слабким намулком. Було

обстежено також ділянку р. Стрий від м. Стрий до с. Ходовичі. Середня глибина р. Стрий від 0,3 до 6 м, дно переважно кам'янистого типу, інколи зі слабким намулком.

Результати досліджень

На досліджуваній території було виявлено 12 видів прісноводних молюсків з родини Planorbidae: *Planorbis planorbis* (Linnaeus, 1758), *Anisus spirorbis* (Linnaeus, 1758), *A. septemgyratus* (Rossmassler, 1835), *A. leucostoma* (Millet, 1813), *A. vortex* (Linnaeus, 1758), *Bathyomphalus contortus* (Linnaeus, 1758), *Gyraulus albus* (O.F. Müller, 1774), *G. laevis* (Alder, 1838), *G. crista* (Linnaeus, 1758), *Hippeutis complanatus* (Linnaeus, 1758), *Segmentina nitida* (O.F. Müller, 1774), *Planorbarius corneus* (Linnaeus, 1758).

У тимчасових біотопах, меліоративних каналах та у водоймах кар'єрного типу домінував *P. planorbis*. Частка цього виду у вище перелічених водоймах становила у середньому 50% від загальної кількості зареєстрованих прісноводних молюсків. У решті обстежених водойм домінував *P. corneus*. Його частка у зборах приймала значення від 15 до 30%. Найменшими частотою трапляння у досліджених водоймах характеризувалися види з роду *Gyraulus*. Згідно літературних даних, ці види надають перевагу оліготрофним водоймам з піщаним дном [10], тоді як на дослідженій території домінували мезотрофні і політрофні водойми з кам'янистим та мулистим дном.

Найоптимальніші умови для існування угруповань молюсків створені у тимчасових та постійних стоячих гідротопах. Про це свідчать насамперед значення показників S_g та індексів видового різноманіття. Найбільші їх значення спостерігаються у меліоративних каналах, де зафіксовано 10 видів молюсків. По 8 видів було зафіксовано у тимчасових біотопах та у кар'єрах. Найменшу кількість видів зареєстровано у річках та у їх заплавах (табл. 1). Мінімальні значення щільності в усіх обстежених водоймах приблизно однакові. У випадку з показником N_{max} спостерігається дещо інша картина. Найбільші його значення спостерігаються в угрупованнях Planorbidae з меліоративних каналів та тимчасових біотопів.

Таблиця 1
Параметри угруповань прісноводних молюсків з родини Planorbidae, зібраних у досліджених біотопах

Показник	Типи водойм					
	A	B	C	D	E	F
N_{min} , екз./м ²	1,5	2,0	1,0	1,5	1,2	1,3
N_{max} , екз./м ²	30,2	125,5	10,5	15,4	20,3	8,3
$N_{сер}$, екз./м ²	15,9	9,9	4,4	5,2	13,8	4,8
S_g	8	10	3	7	8	2
S_{tr}	7	9	2	5	3	2
H_{sh}	1,8	2,0	0,9	1,7	1,3	0,5
D_m	1,5	2,1	0,8	1,7	1,5	0,4
E	0,9	0,9	0,8	0,9	0,6	0,7

Примітка: А – тимчасові водойми, В – меліоративні канали, С – заплави річок, D – рибогосподарські стави, E – водойми кар'єрного типу, F – річки.

Для детальнішої характеристики видового різноманіття в угрупованнях Planorbidae використання лише показників щільності заселення гідротопів та кількості видів недостатньо для повної оцінки стану конкретного угруповання. Тому були використані індекси Шеннона (H_{sh}) та Маргалефа (D_m). Найменші значення цих показників спостерігаються в угрупованнях прісноводних молюсків, зібраних у річках та їх заплавах. Найоптимальніші умови для існування молюсків, судячи по вище наведеному індексам, створюються у меліоративних каналах та у тимчасових біотопах. Індекс вирівняності структури домінування (E) угруповань Planorbidae в обстежених водоймах приблизно однаковий, за винятком угруповань молюсків з річкових екосистем і водойм кар'єрного типу. Такі значення цього показника насамперед зумовлені домінуванням одного, зрідка двох видів. У випадку з річками це – *P. corneus*, а з кар'єрами – *P. planorbis*. Частка цих видів у зборах з вказаних гідротопів становила близько половини від усіх зареєстрованих з родини Planorbidae молюсків.

Проаналізуємо також особливості існування угруповань прісноводних молюсків у залежності від умов зовнішнього середовища. Усі чинники зовнішнього середовища, які впливають на угруповання прісноводних молюсків, розділяють на три великі групи: абіотичні, біотичні та антропогенні. З усього різноманіття абіотичних чинників найбільший вплив на угруповання молюсків мають температура, прозорість, характер донних відкладів та швидкість течії.

Температура насамперед визначає швидкість протікання фізіологічних процесів в організмі молюсків, тим самим визначаючи їх сезонну активність [10]. Так, перші поодинокі особини *P. planorbis* та *P. corneus* були зафіксовані нами у постійних водоймах та у меліоративних каналах наприкінці березня – початку квітня при температурі навколишнього середовища $+3-7^{\circ}\text{C}$. Решта видів з родини Planorbidae перші ознаки активності почали виявляти при температурі $+9-10^{\circ}\text{C}$. Максимальні значення щільності заселення молюсками гідротопів спостерігаються наприкінці квітня-початку травня, коли температура навколишнього середовища досягає значень $+10-20^{\circ}\text{C}$. Початок жовтня характеризується підготовкою молюсків до зимового анабіозу. Цей процес розпочинається зазвичай на початку або у середині жовтня, залежно від температури повітря. Саме у цей період спостерігається різке зниження чисельності у популяціях молюсків, що зумовлено загибеллю особин старших вікових категорій та значно інвазіюваних. Зрештою, наприкінці жовтня-початку листопада, коли температура тривалий час знаходиться на відмітці $+8-10^{\circ}\text{C}$, у меліоративних каналах автор спостерігав поодинокі особини *P. planorbis* та *A. vortex*.

Прозорість водного середовища визначає насамперед температурний режим у гідротопах, що у свою чергу накладає відбиток на активність молюсків. Особливо це стосується постійних водойм. Так, при оліготипі прозорості, що відповідає політипу мутності, в обстежених біотопах зафіксовані лише поодинокі особини *P. planorbis*. Водойми з мезотипом прозорості характеризуються зростанням показника щільності заселення цього виду та появою *P. corneus*. Найкращі умови для виникнення та подальшого існування угруповань прісноводних молюсків створені при політипі прозорості, що відповідає оліготипу каламутності. Найбільшими показниками щільності в таких умовах характеризувалися наступні види: *P. planorbis*, *P. corneus*, *A. septemgyratus* та *B. contortus* (табл. 2).

Структура донних відкладів та видовий склад водних рослин для видів з родини Planorbidae відіграють двояку функцію: джерела їжі та субстрату для життя [10]. У водоймах з кам'янистими донними відкладами та зі збідненим складом водних рослин траплялися лише поодинокі особини *P. planorbis* та *P. corneus* з щільністю заселення до 10 екз/м². При мезотипі цих чинників спостерігається найбільше видове різноманіття. У таких умовах домінували *P. planorbis*, *A. vortex* та *P. corneus*. У водоймах з мулистим дном та максимальним розвитком водних рослин спостерігається зменшення показника щільності прісноводних молюсків та зменшення кількості видів. У таких умовах траплялися лише *P. planorbis*, *P. corneus* та *S. nitida* (табл. 2).

Швидкість течії, поряд з температурою, часто є обмежуючим чинником для представників родини Planorbidae. На відміну від молюсків родини *Lymnaeidae*, вони не можуть активно протистояти швидкій течії, особливо це стосується катушкових. При оліготипі течії були зафіксовані представники усіх родів. Зростання швидкості течії призводить до скорочення кількості видів (при мезотипі – 2 види, оліготипі – жодного) та зниження показника щільності заселення водойм (табл. 2).

Антропогенний вплив можна розглянути на прикладі евтрофікації водойм. Скидування у водойми стічних вод підприємств та комунальних господарств викликає збільшення вмісту органічних речовин та біогенних елементів у водному середовищі. Це призводить до евтрофікації, яка супроводжується зростанням значення показника рН [10]. У водоймах з оліготипом евтрофікації траплялися усі зареєстровані види молюсків. Погіршення санітарного стану водойм призводить до зникнення видів та зниження щільності заселення. Так, при мезотипі цього чинника у водоймах траплялися 3 види прісноводних молюсків з щільністю заселення до 10 екз./м². При політіпі евтрофікації були зафіксовані лише поодинокі особини *P. planorbis* (табл. 2).

Антропопресія має подвійний вплив на угруповання прісноводних молюсків: негативний, як у випадку з евтрофікацією природних водойм, та позитивний, оскільки господарська діяльність людини може створювати передумови для виникнення і подальшого розповсюдження угруповань Planorbidae. Якнайкраще це ілюструє процес виникнення нових біотопів, таких, як меліоративні канали та водойми кар'єрного типу. Усі вони виникли внаслідок антропогенної трансформації природного ландшафту. Кількість видів у водоймах кар'єрного типу така ж, як у тимчасових біотопах (табл. 1). Умови, створені у цих гідротопах, значно різняться, проте широка екологічна валентність молюсків дозволяє їм пристосовуватися до різниці умов зовнішнього середовища у цих типах гідротопів.

Проаналізований топічний розподіл прісноводних молюсків дозволяє також прослідкувати подібність видового складу у різних типах обстежених водойм з використанням індексу подібності Чекановського-Сьоренсена. Найбільшу кількість спільних видів було зафіксовано у наступних групах: тимчасові гідротопи – меліоративні канали (7 спільних видів), тимчасові гідротопи – водойми кар'єрного типу (6 видів). Високі значення цього показника також спостерігаються у наступних групах гідротопів: меліоративні канали – водойми кар'єрного типу, рибогосподарські стави – водойми кар'єрного типу. Найменша кількість спільних видів зареєстрована у групі тимчасові водойми – річки. Високі значення показника I_{cs} свідчать про подібність умов, створених у порівнюваних групах водойм.

Таблиця 2

Екологічний спектр молюсків родини Planorbidae у досліджених водоймах

Види	Умови існування														
	Прозорість			Донні відклади			Швидкість течії			Водні рослини			Антропогенний вплив		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>P. planorbis</i>	I	II	V	I	V	IV	V	II		I	V	V	V	I	I
<i>A. spirorbis</i>			II		II		II				IV		I		
<i>A. septemgyratus</i>			III		III		I				I		I		
<i>A. leucostoma</i>			I		I		III				I		II		
<i>A. vortex</i>			II		V		II				II		II		
<i>B. contortus</i>			III		I		I				I		II		
<i>G. albus</i>			I		I		I				I		II		
<i>G. laevis</i>			I		I		I				I		I		
<i>G. crista</i>			I		III		I				I		I		
<i>H. complanatus</i>			I		II		I				I		I		
<i>S. nitida</i>			I		IV	I	I				I	III	IV	I	
<i>P. corneus</i>		II	IV	I	V	II	IV	II		I	V	V	III	I	

Примітки: I – щільність заселення біотопів 1-10 екз./м², II – 11-21 екз./м², III – 22-32 екз./м², IV – 33-43 екз./м², V – 44-54 екз./м²; 1 – оліготип, 2 – мезотип, 3 – політип.

Біотичний тип взаємовідносин розглянемо на прикладі взаємодії у системі "прісноводні молюски – личинкові форми трематод". Сукупність паразитів в організмі прісноводних молюсків можна розглядати, як існуючу короткий час мікропопуляцію, що підлягає дії чинників зовнішнього середовища опосередковано через організм живителя. Інвазія молюсків партенітами трематод супроводжується насамперед різноманітними порушеннями у метаболічних процесах в організмі молюска. Найбільші зміни спостерігаються у вуглеводному та білковому обміні [8-10].

У результаті проведених паразитологічних досліджень було виявлено 13 видів личинкових форм трематод. Найбільше видове різноманіття паразитів спостерігалось у *P. planorbis* (8 видів) та *P. corneus* (5 видів) (табл. 3).

Топічний розподіл трематод у водоймах залежить насамперед від розташування їх проміжних живителів – прісноводних молюсків. Найбільше видове різноманіття паразитів зафіксовано у тимчасових водоймах і у меліоративних каналах (7 та 8 видів відповідно). Найменша кількість личинкових форм трематод зафіксована у річках та їх заплавах і у водоймах кар'єрного типу (табл. 1). Як вже згадувалось, видове різноманіття трематод залежить насамперед від кількості видів їх проміжних живителів – прісноводних молюсків. Це властиво річковим екосистемам та їх заплавам, проте у випадку з водоймами кар'єрного типу спостерігається дещо інша ситуація. При високому значенні показників видового різноманіття молюсків з родини Planorbidae тут зафіксовано лише три види личинкових форм трематод (табл. 1). На нашу думку, причиною цього може бути те, що вказані гідротопи виникли відносно недавно. Тому взаємовідносини у системі "паразит-живитель" перебувають на стадії формування. У майбутньому ймовірно занесення нових інвазійних елементів у цей тип гідроекосистем може викликати появу нових видів паразитів. Іншою причиною ситуації, що склалася у водоймах кар'єрного типу, може бути відсутність дефінітивних живителів трематод (земноводних, птахів, ссавців), без присутності яких неможливе нормальне функціонування епізоотичного ланцюга та поява нових видів личинок трематод [8].

Таблиця 3

Інвазія личинками трематод молюсків родини Planorbidae

Види молюсків	Види паразитів	n _i	E	I	Тип гідротопу
<i>P. planorbis</i> n=1200	Група Monostomata <i>Notocotylus sp. cercaria</i>	130	11,0	10-25	A, B, E
	Група Amphistomata <i>Cercaria pigmentata</i> Sons. <i>C. diplocotylea</i> Fil.	66 11	5,5 0,9	100 10-30	B, D B
	Група Echinostomata <i>C. echinatooides</i> Fil.	14	1,3	5-8	A, B, D
	Група Xiphidocercariae <i>C. lacustris</i> Bidulina <i>C. curta</i> Zdun	8 25	0,7 2,1	20-35 30-40	B A, B
	мет. <i>Paralepoderma progenetica larvae</i> Buttner	2	0,3	1-3	B
	<i>C. sp.</i>	15	1,2	2-15	A, B, F
<i>P. corneus</i> N=600	Група Amphistomata <i>Cercaria pigmentata</i> Sons.	3	0,5	10-30	A
	Група Echinostomata <i>C. echinatooides</i> Fil.	30	5,0	20-100	C, E, F
	<i>C. echinostomi</i> Dubois	5	0,8	30-40	C, D
	<i>C. coronata</i> Fil.	20	3,3	20-25	D
	Група Xiphidocercariae <i>C. pilosa</i> Zdun	12	2,0	15-20	D, E
<i>A. spirorbis</i> N=253	Група Amphistomata <i>C. pigmentata</i> Sons.	6	2,4	2-8	A
	Група Xiphidocercariae <i>C. ornata</i> La Val.	13	5,1	13-16	A
	<i>C. sp.</i>	12	4,7	30-150	A, B

Примітка: n – кількість обстежених особин, n_i – кількість інвазійованих молюсків (екз.), мет – метацеркарії, *C. sp.* – не ідентифіковані церкарії.

У співвідношенні різних систематичних груп трематод спостерігається наступна тенденція. У тимчасових біотопах, меліоративних каналах та у ріках домінують стилетні церкарії (Xiphidocercariae). Вони є збудниками гельмінтозних захворювань земноводних та птахів. У заплавах річок, рибогосподарських ставах домінують ехіностомні церкарії, які є збудниками ехіностоматозів. Особливу небезпеку ця систематична група паразитів становить для водоплавних птахів [4].

Зібраний та проаналізований автором матеріал дозволяє прослідкувати залежність інвазії прісноводних молюсків від їх віку, а також сезонні зміни інвазії. Вплив розмірно-вікової структури угруповань прісноводних молюсків на розповсюдження гельмінтозних захворювань прослідкований на прикладі популяцій *P. planorbis* та *P. corneus*. Цей вибір можна пояснити тим, що згадані види молюсків

домінували практично у всіх типах водойм. Крім того, розміри їх черепашок дозволяють чітко виділяти окремі розмірно-вікові групи.

Перша розмірно-вікова група в обох випадках вільна від інвазії. Цю групу формує молодь молюсків, що з'явилася на початку року. Друга і третя розмірно-вікові групи сформовані з одно-, півтора- та дворічок. Саме у цих групах спостерігається зростання показника екстенсивності інвазії. Прослідковується наступна закономірність: екстенсивність інвазії II вікової категорії у 1,5 рази більша порівняно з III віковою групою. Відсутність інвазії у I розмірно-віковій групі, згідно літературних даних, пов'язана з так званою "малою площею для інвазії паразитами" [4]. На нашу думку, це можна пояснити дещо інакше. По-перше, до складу цієї групи потрапили молюски, які перебувають у гідротопі досить нетривалий час, тому ймовірність їх зустрічі з мірацидіями трематод є досить низькою. У тому ж випадку, коли процес інвазії відбувається, спостерігається масова загибель молоді, внаслідок не до кінця сформованої у їх організмах імунної відповіді. У випадку з III розмірно-віковою категорією організми молюсків настільки ослаблені масовою інвазією, що наступні інвазії викликають їх масову загибель [4, 8, 9].

Сезонна динаміка інвазії трематодами прісноводних молюсків пов'язана насамперед із сезонними змінами щільності молюсків в угрупованнях. Спостерігається загальна тенденція зростання екстенсивності інвазії молюсків від середини весни до початку літа. Це приурочено до виходу молюсків з зимового анабіозу та появи молоді. Деяке зменшення показника екстенсивності інвазії може спостерігатися влітку, при тривалій відсутності опадів. Другий пік зростання інвазії зареєстрований наприкінці літа – початку осені. Причиною цього є інвазія молюсків, що вийшли з кладок на початку весни. У зимовий період екстенсивність інвазії молюсків мінімальна. В організмі молюска переважають спороцисти та редії.

Найбільшу небезпеку для народного господарства, пов'язану з виникненням гельмінтозних захворювань, створюють угруповання витушкових і катушкових з тимчасових біотопів та меліоративних каналів. Саме у них спостерігається інвазія прісноводних молюсків збудником парамфістоматозу домашніх тварин (*C. pigmentata*). Річки та їх заплави також становлять загрозу, як вогнища ехіностоматозів.

Висновки

У результаті проведених малакологічних досліджень в гідротопах верхів'я Дністра було виявлено 12 видів прісноводних молюсків з родини Planorbidae, що становить 86% від загальної кількості видів катушкових і витушкових, зареєстрованих на дослідженій території [10-12]. Відсутність у наших зборах *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) та *Gyraulus rossmaessleri* (A. Schmidt, 1851) можна пояснити тим, що вони належать до рідкісних видів катушкових.

Паразитологічні обстеження домінуючих видів молюсків виявили 13 видів личинкових форм трематод, що відносяться до 4-х систематичних груп. На дослідженій території вони розподілені нерівномірно, що пов'язано насамперед з нерівномірним розподілом їх проміжних живителів. Незважаючи на те, що умови у тимчасових біотопах і меліоративних каналах є нестабільними, саме у цих типах гідротопів спостерігаються найбільші показники щільності заселення та видового різноманіття молюсків з родини Planorbidae.

Серед постійних водойм найбільша кількість видів зареєстрована у водоймах кар'єрного типу та у рибогосподарських ставах, хоча вони характеризуються

найбільшим антропогенним навантаженням серед усіх обстежених гідротопів. Такий топічний розподіл молюсків родини Planorbidae свідчить про їх значну екологічну валентність, яка дозволяє їм пристосовуватися до різних умов навколишнього середовища.

Серед усіх зовнішніх чинників на досліджені види найбільше впливають температура та швидкість течії. Можливо, через це для річкових угруповань витушкових і катушкових характерним є незначне видове різноманіття та невисока щільність заселення. А найбільш значні зміни в угрупованнях прісноводних молюсків спостерігаються внаслідок впливу антропогенних чинників, які у взаємодії з іншими чинниками призводять як до зникнення, так і до появи нових гідротопів, придатних для існування молюсків. Подальші дослідження молюсків з родини Planorbidae можуть бути спрямовані у напрямі вивчення історичних змін у видовому складі, біоіндикаційних властивостей домінуючих видів та впливу антропопресії.

1. Гураль Р.І. Фауна личинкових форм трематод прісноводних молюсків околиць смт. Оброшине // "Наукові основи збереження біотичної різноманітності": Зб. наук. праць. – 2001. – Львів: Ліґа-Прес. – Вип. 3. – С. 85–91.
2. Гураль Р.І. Видовий склад прісноводних червононогих молюсків басейну верхів'я Дністра // Вісн. Львів. ун-ту. – Серія біол. – 2003. – Вип. 33. – С. 104–109.
3. Жадин В.И. Сем. *Unionidae*. – Л.: АН СССР, 1938. – 169 с. – (Фауна СССР. Моллюски. Т. 4, вып. 1).
4. Здун В.І. Личинки трематод в прісноводних молюсках України. – К.: АН УРСР, 1961. – 109 с.
5. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М.: Мир, 1992. – 184 с.
6. Сергієнко М.І. Ехіностоматиди водно-болотних птахів верхньої течії Дністра // "Паразити, паразитози та шляхи їх ліквідації": Зб. наук. праць. – Київ. – 1973. – С. 72–76.
7. Стадниченко А.П. О роли брюхоногих моллюсков в бассейне Днестра в распространение инвазии среди позвоночных животных // Матеріали міжвуз. совещ. "Охрана рыбных запасов и увеличение продуктивности водоемов южной зоны СССР". – Кишинев, 1970. – С. 371–373.
8. Стадниченко А.П. О характере и направлении взаимодействия популяций трематод в паразитоценозах пресноводных моллюсков / Житом. гос. пед. ун-т. – Житомир, 1987. – 15 с. – Деп. в Укр.НИИНТИ 05.01.1987, № 157, Ук 87.
9. Стадниченко А.П. Пресноводные моллюски Украинской ССР, их биоценологические связи и воздействие на моллюсков трематод: Автореф. дис ... докт. биол. наук. – Л., 1982. – 43 с.
10. Стадниченко А.П. Прудовикообразные (пузырчиковые, витушковые, катушковые). – К.: Наук. думка, 1990. – 292 с. (Фауна Украины. Т. 29. Моллюски. Вып.4.)
11. Bąkowski J. Mięczaki z okolic Lwowa, Gródka i Szerca. //Spraw. Kom. Fiz. – 1882. – Т. 16. – S. 56–63.
12. Bąkowski J. Mięczaki Galicyjskie // Kosmos. – Lwow, 1884. – Т. 9. – S. 190–789.
13. Glöer P. Süßwassergastropoden. Mollusca I. Nord- und Mitteleuropas. – Hackenheim: ConchBooks, 2002. – 327 s.
14. Mas-Come M.S., Esteban J.G., Bargues M.D. Epidemiology of human fascioliasis: a review and proposed new classification // Bull. of the Health. Org. – 1999. – Vol. 77, № 4. – S. 340–346.
15. Stocker G., Bergmann A. Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung. Modellrealisierung. Dominanzklassen // Arch. Naturschutz. und Landschaftsforschung. – 1977. – B. 17, N 1. – S. 1–26.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів

УДК 594.38

С.С. Крамаренко¹, Н.В. Сверлова²

КОНХОЛОГІЧНІ ПАРАМЕТРИ ВІНОГРАДНОГО СЛИМАКА *HELIX POMATIA* (GASTROPODA, PULMONATA, HELICIDAE) НА ПІВДНІ УКРАЇНИ ЯК МОЖЛИВИЙ НАСЛІДОК КЛІМАТИЧНОЇ СЕЛЕКЦІЇ

Крамаренко С.С., Сверлова Н.В. Конхологические параметры виноградной улитки Helix pomatia (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) на юге Украины как возможное следствие климатической селекции // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 157-164.

Проведен сравнительный анализ конхологических признаков наземного моллюска *H. pomatia* на западе Украины и в маргинальных популяциях, распространенных на юго-восточной границе видового ареала. Показано, что в краевых популяциях происходит уменьшение размеров раковины, однако ее основные индексы при этом не изменяются. Это может быть обусловлено повышением скорости завивания раковины в южноукраинских популяциях виноградной улитки. Обсуждается возможная роль климатической селекции в формировании конхиометрической изменчивости *H. pomatia* из маргинальных популяций.

Kramarenko, S., Sverlova, N. Conchological features of the land snail Helix pomatia (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) in Southern Ukraine as a possible consequence of the climatic selection // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 157-164.

A comparative analysis of the conchology features of the land snail *H. pomatia* from Western Ukraine and marginal populations widespread on the southeast edge of the species area has been conducted. It shows the decrease in the shell size in the marginal populations, however the basic shell indexes remain unchanged. This fact may be explained by the rise in spire growth speed in the South-Ukrainian populations of *H. pomatia*. A possible role of the climatic selection in the formation of the conchiometry variability of *H. pomatia* from the marginal populations has been analyzed.

Виноградний слимак *Helix pomatia* Linnaeus, 1758 розповсюджений у багатьох європейських країнах [17, 19], використовується як об'єкт промислового розведення. На території України проходить східна межа його видового ареалу [9], дещо розширена за рахунок антропохорії [6]. На заході країни *H. pomatia* є звичайним компонентом наземних малакокомплексів у природних або антропогенно трансформованих біотопах. У Північно-Західному Причорномор'ї популяції цього виду трапляються значно рідше [2, 7], що, імовірно, пов'язане з менш сприятливими для *H. pomatia* кліматичними умовами степової зони. Літературні дані щодо розмірних характеристик черепашок виноградного слимака в Україні також стосуються її західного регіону [8, 10].

Черепашки *H. pomatia* є загалом досить мінливими стосовно розмірів і форми, що простежується у межах цілого ареалу [19] або для окремих його частин [10, 16]. Можна припустити, що ця мінливість має адаптаційне значення та дозволяє популяціям *H. pomatia* пристосовуватися, насамперед, до конкретних кліматичних і мікрокліматичних умов заселених ними біотопів. У такому випадку можливі наслідки впливу кліматичної селекции на конхологічні параметри модельного виду повинні найчіткіше виявлятися на межах його ареалу, зокрема, на південно-східній межі у Північно-Західному Причорномор'ї. Отже, конхіометричні дослідження

маргінальних популяцій *H. pomatia* на півдні України можуть зробити внесок до вирішення ширшої наукової проблеми, пов'язаної з оцінкою ступеня адаптивності внутрішньо- та міжпопуляційної мінливості конхологічних параметрів у наземних моллюсків.

Тому об'єктом проведених досліджень стали конхологічні адаптації наземних моллюсків, проаналізовані на прикладі маргінальних популяцій *H. pomatia*, а основними завданнями – виявлення відмінностей у конхологічних параметрах модельного виду на півдні та заході України, інтерпретація отриманих результатів з точки зору можливого прояву кліматичної селекції на південно-східній межі видового ареалу.

Матеріал і методика досліджень

Було обміряно 2 вибірки *H. pomatia* з півдня України: 1) Миколаївська обл., Первомайський р-н, Мігійський каньйон, ліс у заплаві р. Південний Буг; 23 черепашки живих особин, зібраних у травні 1995 р.; 2) Одеська обл., м. Ізмаїл; 20 порожніх черепашок, зібраних у листопаді 2004 р. у межах міського парку.

В якості контролю було використано черепашки з основного фонду Державного природознавчого музею НАН України (далі – ДПМ), зібрані переважно на території Львівської, Івано-Франківської та Тернопільської, рідше – Чернівецької та Закарпатської областей у часовий період від другої половини (кінця) XIX ст. до початку XXI ст. [4]. Загалом обміряно 63 черепашки з 25 одиниць зберігання (інв. №№ 140-144, 146, 148-155, 161, 163-165, 217, 218, 1935, 1962, 1963, 1994, 1995).

Для промірів використовували лише черепашки статевозрілих особин з повністю сформованими елементами устя – губою, колумелярним і палатальним відворотами. З аналізу були вилучені екземпляри, які зазнали суттєвих ушкоджень на одному з етапів формування черепашки, що могло вплинути на її кінцеві форми та розміри, а також черепашки з обламаними краями устя. Не було враховано також одну черепашку *H. pomatia*, закручену ліворуч (інв. № 143), оскільки зміна напрямку закручування черепашки призвела також до суттєвої зміни її форми.

На усіх черепашках штангенциркулем з точністю до 0,1 мм вимірювали висоту черепашки (ВЧ), її великий (ВД) і малий (МД) діаметри, висоту (ВУ) і ширину (ШУ) устя [9, 14]. МД вимірювали таким чином, що він відповідав ВД цієї самої черепашки за 0,3 оберту до її завершення. Кількість обертів (КО) вираховували з точністю до 0,05 оберту за найуживанішою для цього методикою [14]. На підставі отриманих промірів були вираховані об'єм черепашки (ОЧ) і площа устя (ПУ) за наступними формулами [1]:

$$\text{ОЧ} = \text{ВД}^2 \cdot \frac{1}{2} \text{ВЧ};$$

$$\text{ПУ} = (\pi \cdot \text{ВУ} \cdot \text{ШУ}) / 4.$$

Для усіх конхіометричних ознак, а також їх відношень, були розраховані середні значення та статистичні похибки (*SE*) на підставі загальноживаних методик [3]. Усю біометричну обробку матеріалу було проведено за допомогою пакету прикладних програм STATISTICA v.5.5.

Результати досліджень

Хоча у фондовій колекції наземних молюсків ДПМ [4] на даний час відсутні вибірки *H. pomatia*, достатньо великі для проведення конхіометричних досліджень, сукупність представлених у них черепашок досить добре відображає загальну мінливість їх форми та розмірів на заході України [10]. Тому порівняння цих матеріалів з окремими вибірками, зібраними на південно-східній межі ареалу, може виявити деякі специфічні риси останніх.

Літературні дані свідчать про значну мінливість ВЧ і ВД в усіх частинах видового ареалу *H. pomatia* (табл. 1). Найширші межі коливань цих параметрів та їх найбільші максимальні значення можна знайти в огляді Дж.Тейлора [19], який узагальнив дані різних європейських малакологів. Як найтипівіші розміри для Середньої Європи (насамперед, для Німеччини) називають 38 мм [11] або 38-40 мм [13] для обох параметрів. На заході України ці розміри є у середньому дещо більшими, а на півдні – меншими (табл. 2). Це зменшення розмірів черепашки виноградного слимака на південно-східній межі ареалу обумовлюється, насамперед, зниженням верхньої межі розмірів, тоді як нижня межа відповідає середнім її показникам для виду в цілому.

Таблиця 1

Межі коливань двох основних метричних параметрів на черепашках *H. pomatia* за даними різних авторів та результатами власних досліджень

Територія	Висота черепашки (ВЧ), мм	Великий діаметр (ВД), мм
Літературні дані		
Захід України та прилеглі р-ни Польщі [10]	34 – 56	34 – 55
Чернівецька та південь Івано-Франківської обл. [8]	28 – 51	27 – 49
Різні частини Європи [9]	38 – 45	37 – 47
Переважно Середня Європа [11; 12]	33 – 55	28 – 55
Північна і Середня Європа [17]	30 – 50	32 – 50
Для цілого ареалу [19]	28 – 70	28 – 68
Результати власних досліджень		
Захід України (фонди ДПМ)	31 – 54	34 – 53
Південь України	33 – 41	33 – 41

У таблиці 2 наведено статистичні показники щодо основних конхологічних промірів *H. pomatia* на заході України (змішана вибірка) та двох популяцій на півдні. Як видно з результатів дисперсійного аналізу Р.А.Фішера (табл. 2), для усіх конхіометричних ознак, включно з вирахуваними об'ємом черепашки та площею устя, нуль-гіпотеза відхиляється на третьому рівні значущості. При цьому аналіз гомогенності (тест Т'юкі) виявив, що для усіх ознак, за винятком кількості обертів, обидві вибірки з півдня України не відрізняються між собою, але вірогідно відрізняються від західноукраїнських черепашок *H. pomatia* (табл. 2). Відносно кількості обертів гомогенну групу формують черепашки виноградного слимака з

м. Ізмаїл та заходу України, тоді як молюски з Мігійського каньйону мають вірогідно менше значення цього показника.

Таблиця 2

Середні значення ($\pm 1 SE$) метричних параметрів черепашок *H. pomatia* на півдні та заході України

Проміри чере- пашки ¹	Південь України		3. Захід України (n = 63)	F-критерій Фішера ²	Тест на гомогенність вибірок ³ (post-hoc analysis)
	1. Мігійський каньйон (n = 23)	2. м. Ізмаїл (n = 20)			
КО	4,33 $\pm$ 0,04	4,51 $\pm$ 0,04	4,56 $\pm$ 0,02	14,07	1 – (23)
ВЧ	36,90 $\pm$ 0,39	36,09 $\pm$ 0,33	42,67 $\pm$ 0,54	39,63	(12) – 3
ВД	35,40 $\pm$ 0,29	36,22 $\pm$ 0,42	42,11 $\pm$ 0,55	41,57	(12) – 3
МД	30,11 $\pm$ 0,24	30,68 $\pm$ 0,32	35,86 $\pm$ 0,44	47,41	(12) – 3
ВУ	26,48 $\pm$ 0,26	25,90 $\pm$ 0,28	30,49 $\pm$ 0,42	32,70	(12) – 3
ШУ	23,20 $\pm$ 0,18	22,64 $\pm$ 0,30	26,36 $\pm$ 0,37	25,94	(12) – 3
ОЧ	23212,5 $\pm$ 568,5	23794,7 $\pm$ 717,0	38947,5 $\pm$ 1528,2	33,22	(12) – 3
ПУ	482,8 $\pm$ 8,2	461,2 $\pm$ 10,9	638,18 $\pm$ 18,0	26,91	(12) – 3

Примітки: 1. Скорочення ознак див. у методиці. ОЧ вказано у мм³; ПУ – в мм²; усі інші проміри, за винятком КО, – у мм; 2. Для усіх значень критерію Фішера $p < 0,001$; 3. У дужках наведено номери вибірок, середні яких вірогідно не відрізняються між собою.

На даний час можна вважати встановленим, що кінцеві розміри черепашки визначаються у наземних молюсків взаємодією спадковості з впливом зовнішнього середовища, причому генетична компонента може становити близько 50-70% [15]. Тому зменшення розмірів черепашок модельного виду на півдні України, виявлене у даному дослідженні, або, очевидно, у дещо теплішому і сухішому міському біотопі на заході України [8] не можна розглядати лише з точки зору пригнічення ростових процесів у менш сприятливих умовах навколишнього середовища. Такі умови повинні також сприяти відбору найбільш пристосованих до них генетично обумовлених модифікацій черепашки (стосовно її загальних розмірів та форми як співвідношення окремих параметрів).

З іншого боку, такі важливі специфічні для виду ознаки, як співвідношення окремих ознак (індекси), можуть бути фіксованими, незалежно від різноманітності умов існування окремих популяцій. У таблиці 3 наведено середні значення деяких індексів черепашки *H. pomatia* з різних регіонів України.

Серед розглянутих індексів найстабільнішими є відношення ВУ/ВЧ та МД/ВД, що обумовлено, насамперед, високим рівнем онтогенетичного зв'язку між ними. Не відмічається вірогідних відмінностей між південно- і західноукраїнськими черепашками виноградного слимака також стосовно пропорцій устя (індекс ВУ/ШУ).

Для інших трьох індексів черепашки нуль-гіпотеза відхиляється на другому-третьому рівні значущості (табл. 3). При цьому формування гомогенних вибірок має різний характер. Для відношення ШУ/ВД дві проаналізовані вибірки з півдня

України відрізняються вірогідно, тоді як ізмаїльські особини за цією ознакою подібніші до західноукраїнських.

Ще складніше взаємовідносини між двома південноукраїнськими та західноукраїнською вибірками *H. pomatia* у відношенні індексу глобулярності черепашки (ВЧ/ВД). Мігійська та ізмаїльська вибірки вірогідно не відрізняються за цією пропорцією від черепашок із заходу України, але між ними має місце значний хіатус (табл. 3)

Таблиця 3

Середні значення (± 1 SE) індексів черепашок *H. pomatia* на півдні та заході України

Індекси чере- пашки ¹	Південь України		3. Захід України (n = 63)	F-критерій Фішера ²	Тест на гомогенність вибірок ³ (post-hoc analysis)
	1. Мігійський каньйон (n = 23)	2. м. Ізмаїл (n = 20)			
ВУ/ВЧ	0,718 $\pm$ 0,006	0,718 $\pm$ 0,006	0,715 $\pm$ 0,004	0,15	(123)
ШУ/ВД	0,655 $\pm$ 0,004	0,625 $\pm$ 0,004	0,626 $\pm$ 0,003	22,02*	1 – (23)
ВЧ/ВД	1,043 $\pm$ 0,009	0,998 $\pm$ 0,009	1,014 $\pm$ 0,006	5,56*	(13) – (23)
МД/ВД	0,851 $\pm$ 0,005	0,847 $\pm$ 0,004	0,852 $\pm$ 0,003	0,27	(123)
ВУ/ШУ	1,142 $\pm$ 0,007	1,145 $\pm$ 0,007	1,158 $\pm$ 0,004	2,69	(123)
ОЧ/ПУ	48,02 $\pm$ 0,66	51,51 $\pm$ 0,72	60,10 $\pm$ 0,79	53,21*	(12) – 3

Примітки: 1. Скорочення ознак див. у методиці; 2. Зірочкою (*) позначено значення критерію Фішера, за якими $p < 0,01$; 3. Аналогічно до таблиці 2.

Із зменшенням розмірів черепашки зменшується й відношення її об'єму до площі устя (табл. 3). Якщо використати показник ОЧ для оцінки кількості вологи, накопиченої в організмі, а ПУ – для швидкості її втрати внаслідок випаровування через устя, з підвищенням середніх температур можна було б очікувати збільшення відношення ОЧ/ПУ, отже, збільшення загальних розмірів черепашки. Проте для маргінальних популяцій *H. pomatia* на півдні України спостерігається протилежна тенденція. Із зменшенням розмірів при збереженні відносно сталої форми повинно також збільшуватися відношення поверхні черепашки до її об'єму. Це мало б бути несприятливим для південних популяцій, оскільки збільшувало б ризик поглинання надлишкової кількості теплової енергії. Не виключено, однак, що інші фізичні процеси, пов'язані з тепловим обміном у наземних молюсків (випромінювання теплової енергії черепашкою, теплопередача між різними частинами черепашки та між черепашкою і тілом молюска) компенсують цей недолік і, навпаки, стимулюють відбір дрібніших форм у ксеротермніших біотопах.

Під час проведення комплексних фенетико-конхіометричних досліджень *Serpaes hortensis* (Müller, 1774) у Львові [5] було встановлено, що у сусідніх колоніях або у частинах однієї великої колонії за відсутності суттєвих біотопічних відмінностей спостерігається зменшення середніх розмірів черепашок при зростанні частки темніших фенотипів. Оскільки при цьому аналогічно зменшуються й розміри світлих фенотипів (жовті та білі черепашки без смуг), цю тенденцію не можна інтерпретувати як наслідок пригнічення росту молюсків з темнішими черепашками. Для пояснення такої закономірності потрібно припустити:

1) що у колоніях *C. hortensis* постійно відбувається відбір особин з оптимальним співвідношенням розмірів черепашки та її забарвлення, які разом утворюють оптимальні фізичні властивості черепашки у конкретних умовах зовнішнього середовища [18];

2) що розміри черепашки успадковуються незалежно або відносно незалежно від забарвлення.

Оскільки ефект темнішого забарвлення черепашки можна порівняти з дією підвищених зовнішніх температур з точки зору можливості поглинання більшої кількості теплової енергії, зменшення розмірів черепашок *H. pomatia* на півдні України та загалом у ксеротермних біотопах може мати однакову функціональну основу зі зменшенням розмірів черепашок у “темніших” колоніях *C. hortensis* у Львові. Ці явища, безумовно, вимагають подальшого дослідження та аналізу.

Хоча існує певна залежність між КО і ВД (рисунок), зменшення розмірів черепашки *H. pomatia* на півдні України не є обумовленим лише зменшенням кількості обертів. Це можна продемонструвати наступним чином. Згідно з методикою проведених досліджень, середнє значення МД можна приблизно вважати середнім значенням ВД у випадку, якби процес формування усіх черепашок завершився на 0,3 обертів раніше. Це значення є навіть дещо заниженим, оскільки ВД у повністю сформованих черепашок трохи збільшується завдяки палатальному відвороту устя. Таким чином, при середній кількості обертів 4,26 середнє значення ВД у досліджених західноукраїнських черепашок *H. pomatia* дещо перевищувало би 35,86 мм. А черепашки з Мігійського каньйону були меншими навіть при більшій кількості обертів (у середньому – 4,33).

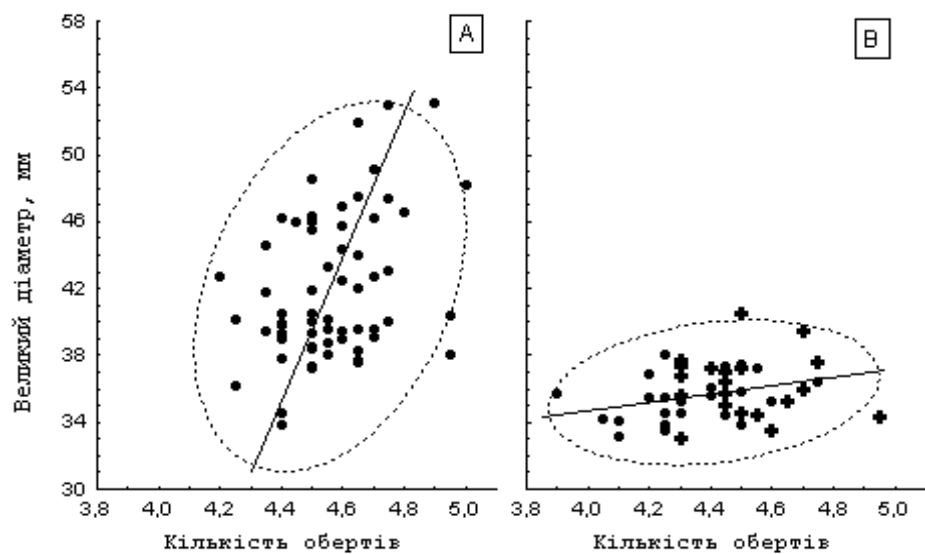


Рис. Залежність між ВД та КО у моллюсків *H. pomatia* із заходу (А) та півдня (В) України. Хрестиками відмічені особини з ізмаїльської вибірки.

Було також встановлено, що характер залежності між КО та ВД серед південно-та західноукраїнських *H. pomatia* має значні відмінності (рисунок). При цьому можна відмітити, що серед обох популяцій з півдня України має місце подібна залежність ВД від КО. Тому крупніші ізмаїльські черепашки можна розглядати як мігійські, кількість обертів яких збільшена у середньому приблизно на 0,2 оберти. А черепашки виноградного слимака із західного регіону України відрізняються, насамперед, швидкістю наростання черепашки в ширину. Хоча в останньому випадку не виключено, що така картина залежності ВД від КО (рисунок, А) обумовлена також частково збірним характером матеріалу, який об'єднував черепашки з багатьох популяцій.

Висновки

У популяціях виноградного слимака *H. pomatia*, які мешкають на південно-східній межі видового ареалу у Північно-Західному Причорномор'ї, спостерігається зменшення загальних розмірів черепашки при збереженні відносної сталості її форми. Остання проявляється у подібних значеннях більшості індексів – відношень метричних ознак черепашки. Зменшення розмірів у досліджених маргінальних популяціях *H. pomatia* може бути обумовлено підвищенням швидкості завивання їх черепашки, про що свідчить також різний характер залежності між КО і ВД на півдні та заході України. Проте для точнішої інтерпретації цих особливостей з точки зору можливої кліматичної селекції на межі видового ареалу необхідним є обстеження більшої кількості вибірок з різних регіонів України та з різних типів біотопів, а також порівняння отриманих даних з результатами конхіометричних досліджень інших представників надроду *Helicoidea*.

1. Крамаренко С.С. Некоторые методы популяционной биологии наземных моллюсков. – Николаев, 1995. – 40 с.
2. Крамаренко С.С., Сверлова Н.В. Наземная малакофауна (Gastropoda, Pulmonata) Николаевской области // Вестн. зоологии. – 2001. – Т. 35, № 2. – С. 75-78.
3. Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высш.школа, 1980. – 293 с.
4. Сверлова Н.В. Наземні молюски. – Львів, 2004. – 200 с. (Наукові колекції Державного природознавчого музею. Вип. 1).
5. Сверлова Н.В. Изменчивость конхологических параметров в городских колониях *Cerpea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) // Еколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища: Зб. наук. праць. – Житомир: Волинь, 2004. – С.168-171.
6. Сверлова Н.В., Кирпан С.П. Роль великих міст у розселенні деяких видів наземних молюсків (Gastropoda, Pulmonata) // Наукові основи збереження біотичної різноманітності: Зб. наук. праць. – Львів: Ліга-Прес, 2004. – Вип. 5. – С. 247-252.
7. Сверлова Н.В., Крамаренко С.С., Шклярчук А.Н. Наземная малакофауна Северо-Западного Причерноморья: основные результаты и перспективы исследований // Материалы конф. "Чтения памяти А.А. Браунера". – Одесса: АстроПринт, 2000. – С. 29-34.
8. Хлус Л.М., Хлус К.М., Грицюк С.Б. Мінливість конхологічних ознак *Helix pomatia* L. у зв'язку з рівнем антропогенного навантаження // Наук. вісник УжНУ. Серія: Біологія. – 2001. – Вип. 10. – С. 90-93.
9. Шилейко А.А. Наземные моллюски надсемейства *Helicoidea*. – Л.: Наука, 1978. – 384 с. (Фауна СССР. Моллюски; Т. 3, вып. 6. Нов. сер., № 117).
10. Bąkowski J. Mięczaki (Mollusca). – Lwów: Wyd-wo Muzeum im. Dzieduszyckich, 1891. – 264 s.

11. Clessin S. Deutsche Excursions-Mollusken-Fauna. – 2. Aufl. – Nürnberg: Bauer & Raspe, 1884. – 658 s.
12. Clessin S. Molluskenfauna Oesterreich-Ungarns und der Schweiz. – Nürnberg: Bauer & Raspe, 1887. – 858 s.
13. Frömming E. Biologie der mitteleuropäischen Landgastropoden. – Berlin: Duncker & Humblot, 1954. – 404 s.
14. Glöer P., Meier-Brook C. Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. – 12. Aufl. – Neustadt, 1998. – 136 s.
15. Goodfriend G.A. Variation in land-snails shell form and size its causes: a review // Syst. Zool. – 1986. – Vol. **35**. – P. 204-223.
16. Hazay J. Die Molluskenfauna von Budapest // Malakozool. Bl., Neue Folge. – 1881. – B. **3**. – S. 1-69.
17. Kerney M.P., Cameron R.A.D., Jungbluth J.H. Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. – Hamburg; Berlin: Parey, 1983. – 384 s.
18. Sverlova N. Landschnecken-Farbpolyorphismus aus physikalischen Gründen (Gastropoda: Pulmonata: Stylommatophora) // Malak. Abh. Mus. Tierkde. Dresden. – 2004. – B. **22**. – S. 131-145.
19. Taylor J.W. Monograph of the land & freshwater Mollusca of British Isles. – Leeds, 1914. – Vol. **3**. – 522 p.

¹Миколаївський державний аграрний університет,

²Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 594.38:576.89

О.І. Уваєва

**ВЗАЄМОЗАЛЕЖНІСТЬ ХОРОЛОГІЧНИХ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ
ОСОБЛИВОСТЕЙ МОЛЮСКІВ ПІДРОДИНИ PLANORBINAE
(GASTROPODA: PULMONATA) ТА ТРЕМАТОД РОДИНИ
PARAMPHISTOMATIDAE**

Уваєва Е.И. Взаимозависимость хорологических и экологических особенностей моллюсков подсемейства Planorbinae (Gastropoda: Pulmonata) и трематод семейства Paramphistomatidae // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 165-174.

Фауна моллюсков подсемейства Planorbinae в Украине насчитывает 25 видов, которые встречаются в различных типах водных объектов (проточные и слабо проточные водотоки, постоянные, полупериодические и периодические водоемы). Приведены видовой состав, встречаемость и плотность поселения мелких катушковых в различных биотопах. Выяснено, что промежуточными хозяевами *Liorchis scotiae* и *Paramphistomum ichikawai* являются соответственно 16 и 6 видов планорбид. Наибольшие показатели экстенсивности инвазии Planorbinae отмечены в полупериодических, несколько меньшие – в периодических и постоянных водоемах, наименьшие – в слабо проточных водотоках. Проточные водотоки лишены парамфистомид.

Uvayeva, O. Interdependence of chorological and ecological peculiarities of molluscs of the Planorbinae subfamily (Gastropoda: Pulmonata) and trematodes of the Paramphistomatidae family // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 165-174.

The molluscs fauna of the Planorbinae subfamily in Ukraine counts up to 25 species, which can be met in various types of water bodies (flowing and poorly flowing water-currents, constant, half-periodic and periodic ponds). The species composition, occurrence and density of small snails in various water bodies are analyzed in this article. It is ascertained that intermediate hosts of *Liorchis scotiae* and *Paramphistomum ichikawai* are 16 and 6 species of small snails accordingly. The highest parameters of the invasion extensiveness of Planorbinae are marked in half-periodic water-currents, a little smaller – in periodic and constant reservoirs, the least – in poorly flowing water-currents. Flowing water-currents are deprived of paramphistomids.

Проблема парамфістоматидозу жуйних тварин на сьогодні є досить актуальною для України. Хоча для боротьби з цим трематодозом розроблено комплекс різних заходів (дегельмінтизація тварин, знезараження гною, меліорація пасовищ, використання моллюскоцидів), проте випадки гострих і хронічних форм захворювання реєструються у декількох її областях. Усі методи боротьби з парамфістоматидозом ефективні лише тоді, коли вони здійснюються з урахуванням екологічних та біологічних особливостей дрібних катушкових – проміжних хазяїв цих паразитів у місцевих умовах. Дуже важливе значення має з'ясування особливостей біотопів та розповсюдження моллюсків в Україні. У наш час у науковій літературі знаходимо нечисленні фрагментарні дані такого плану [7, 15], проте ґрунтовні дослідження з цього питання дотепер не проводились. Об'єктом дослідження є екологічна паразитологія, предметом – екологічні аспекти фауни дрібних планорбід у нормі і за інвазії їх парамфістомідами.

Перед нами було поставлено такі завдання: з'ясувати видовий склад та частоти трапляння моллюсків підродини Planorbinae у водних об'єктах різних типів; встановити

щільність поселення молюсків у різних типах водних об'єктів; виявити найбільш патогенно-небезпечні біотопи планорбід щодо ураження парамфістоматидозом великої рогатої худоби і овець.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для роботи слугували власні збори автора, добуті протягом 2002–2004 рр. з усіх типів водних об'єктів у межах басейнів Дунаю, Дністра, Південного та Західного Бугу, Дніпра, Сіверського Дінця, Салгиру. Всього опрацьовано 1557 якісних і кількісних проб. Збір молюсків проводили згідно загальноновживаних методик [4, 5]. Щільність поселення тварин визначали методом площадок (1x1 м). Встановлення видової належності планорбід проводили за визначниками Я.І. Старобогатова [16] та А.П. Стадниченко [14]. При діагностиці видів враховували як абсолютні розміри черепашок, так і їх основні індекси [8]. Дрібні види вивчали за допомогою мікроскопу МБС-9. Для порівняння фауни Planorbinae різних типів водних об'єктів використано індекс Чекановського-Сьоренсена [11].

Паразитологічні розтини молюсків проводили згідно з методикою В.І. Здуна [6]. Видову належність парамфістомід визначали, керуючись працею В.Ф. Нікітіна [10]. Статистичну обробку матеріалів, які стосуються екстенсивності інвазії дрібних планорбід, здійснювали за Г.К. Петрушевським [12].

Результати досліджень

Дрібні катушкові поширені у різноманітних типах водних об'єктів, які розташовані у різних природно-географічних зонах України і характеризуються різними умовами. Згідно класифікації В.Д. Романенка [13], континентальні водні об'єкти щодо швидкості течії діляться на водотоки (водні об'єкти прискореного стоку) і водойми (водні об'єкти уповільненого стоку). Водотоки, у свою чергу, нами поділено на проточні і слабо проточні. Водойми щодо тривалості їх існування розподілено на постійні, напівперіодичні і періодичні. Наведемо коротку характеристику цих типів водних об'єктів.

До **проточних водотоків** належать водні об'єкти, швидкість течії яких більше 0,1 м/с. Це лимани, водосховища, річки, канали, струмки, джерела. До **слабко проточних водотоків** належать такі ж водні об'єкти, як і до проточних, зі швидкістю течії менше 0,1 м/с.

У **постійних водоймах** вода зберігається протягом довгого часу (не менше двох років), хоча б у невеликій кількості. Це озера, ставки, болота, заплави річок, ільмені. Постійні водойми стійкіші до зовнішнього впливу, мають великі розміри і глибину, слабо прогріваються. **Напівперіодичні водойми** у спекотні періоди зменшують свої розміри і тільки у посушливі роки повністю пересихають. До них слід віднести невеличкі болітця, меліоративні та зрошувальні канали, старики, заглиблення після викопування торфу, рисові чеки у степовій зоні та у Криму. **Періодичні (тимчасові, астатичні) водойми** з'являються навесні, а влітку, як правило, пересихають. Сюди входять полої (тимчасові водойми, розташовані біля постійних, які заповнюються водою у період весняних повеней), весняні калюжі (утворюються на пониженнях рельєфу, коли туди потрапляє тала вода, а у подальшому – річкові води), подорожні

та стічні канами, осушувальні канали, поди (невеличкі весняні водойми, розташовані від р. Інгул до р. Молочної), калюжі, які утворилися в ямках від ратиць жуйних тварин на перезволожених пасовищах. Атмосферні опади сприяють тривалішому існуванню періодичних водойм. Напівперіодичні і періодичні водойми мають невеликі розміри і глибину, завдяки чому добре прогріваються.

Звичайно, у природі трапляються такі водні об'єкти, які важко віднести до якогось одного їх типу. Часто спостерігаються переходи від одного типу водних об'єктів до іншого, а іноді в одній і тій самій водоймі різні її ділянки можуть належати до різних типів. Проте наведена класифікація дозволяє певним чином розділити біотопи планорбід і охарактеризувати їх.

Фауна дрібних катушкових у водних об'єктах України, за літературними даними [14], нараховує 31 вид. Усі ці види або внутрішньовидові форми були зареєстровані й нами. Проте, враховуючи суперечності між західноєвропейськими і вітчизняними авторами щодо кількості видів у під родині Planorbinae, було проведено кореляційний, дискримінантний і кластерний аналізи сукупності лінійних морфометричних показників черепашок і статеві системи молюсків [17, 18]. За цими аналізами статистично вірогідно розмежовується дещо менша кількість видів молюсків – 25. Види дрібних катушкових, які добре ідентифікуються за проведеними аналізами, було взято для подальших екологічних і паразитологічних досліджень.

Нашими дослідженнями з'ясовано видовий склад дрібних катушкових у водних об'єктах п'яти типів, а також розраховано частоту трапляння кожного виду молюсків у них (табл. 1). Отримані результати свідчать про те, що деякі види катушкових є досить стенобіонтними, надаючи перевагу лише певним типам водних об'єктів. Так, *P. carinatus*, *A. stelmachotius*, *S. distinguenda*, *S. clessini* зареєстровано лише у водотоках і великих постійних водоймах. Частина катушкових (*A. albus*, *A. acronicus*, *A. laevis*, *A. crista*, *A. bielzi*) найсприятливіші умови знаходить у постійних водоймах. Значна кількість Planorbinae (*P. planorbis*, *A. spirorbis*, *A. dazuri*, *A. leucostoma*, *A. perezi*, *A. septemgyratus*, *Ch. rossmaessleri*, *S. nitida*, *H. fontana*) часто трапляється у напівперіодичних і періодичних водоймах. У таких типах водних об'єктів можуть жити лише ті планорбіди, в яких у процесі еволюції виробилась низка пристосувань до періодичного пересихання їхніх біотопів (утворення епіфрагми, зосередження серед рослинності, алохтонного матеріалу, на поверхні та у товщі донних відкладів). Найменшу частоту трапляння Planorbinae відмічено у проточних водотоках. Це пояснюється тим, що катушкові мають невеликі розміри і досить слабку ногу, а життя у водотоках пов'язане з необхідністю протистояти течії. Тому молюски найчастіше поселяються у рипалі річок, де течія не справляє на них великого впливу, або на камінні. Одинадцять видів планорбід (табл. 1) є еврибіонтами, які оселяються у різноманітних водних об'єктах.

Таблиця 1

Частота трапляння (%) і видове багатство молюсків під родини Planorbinae у різних типах водних об'єктів України

Види молюсків	Водні об'єкти				
	I	II	III	IV	V
1	2	3	4	5	6
<i>Planorbis planorbis</i> (Linné, 1758)	1,6	13,2	18,2	31,8	35,2

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5	6
<i>P. philippianus</i> Locard, 1897	6,2	12,5	18,8	37,5	25,0
<i>P. carinatus</i> (O. F. Müller, 1774)	9,2	45,4	45,4		
<i>Anisus vortex</i> (Linné, 1758)	3,8	52,8	30,2	9,4	3,8
<i>A. vorticulus</i> (Troschel, 1834)		31,6	63,2	5,2	
<i>A. contortus</i> (Linné, 1758)	1,8	21,4	53,6	17,8	5,4
<i>A. dispar</i> Westerlund, 1871		4,6	31,8	63,6	
<i>A. spirorbis</i> (Linné, 1758)		6,3	20,0	34,0	39,7
<i>A. dazuri</i> (Mörch, 1868)			15,4	31,6	53,0
<i>A. leucostoma</i> (Millet, 1813)	1,5	16,4	16,4	35,8	29,9
<i>A. perezi</i> (Graells in Dupuy, 1854)		7,1	7,1	50,0	35,8
<i>A. septemgyratus</i> (Rossmassler, 1835)	1,9	11,3	22,6	34,0	30,2
<i>A. strauchianus</i> (Clessin, 1886)		12,5	12,5	50,0	25,0
<i>A. albus</i> (O. F. Müller, 1774)	4,4	31,1	57,8	6,7	
<i>A. stelmachotius</i> (Bourguignat, 1860)		50,0	50,0		
<i>A. acronicus</i> (Férussac, 1807)		34,8	56,5	8,7	
<i>A. laevis</i> (Alder, 1838)	2,1	25,5	44,8	25,5	2,1
<i>Armiger crista</i> (Linné, 1758)		17,4	52,2	26,1	4,3
<i>A. bielzi</i> (Kimakowicz, 1884)		10,0	60,0	30,0	
<i>Choanomphalus riparius</i> (Westerlund, 1865)	5,6	22,2	27,8	44,4	
<i>Ch. rosmaessleri</i> (A. Schmidt, 1851)		15,4	23,0	30,8	30,8
<i>Segmentina nitida</i> (O. F. Müller, 1774)	3,3	13,1	26,2	32,8	24,6
<i>S. distinguenda</i> (Gredler, 1859)		62,5	37,5		
<i>S. clessini</i> (Westerlund, 1873)		63,6	36,4		
<i>Hippeutis fontana</i> (Lightfoot, 1786)	2,6	10,3	25,6	41,0	20,5
Загальна кількість видів, S	12	24	25	21	15

Примітка: I – проточні водотоки; II – слабо проточні водотоки; III – постійні водойми; IV – напівперіодичні водойми; V – періодичні водойми.

Найбільше видове багатство планорбід відмічено у постійних водоймах. Тут живуть усі зареєстровані нами представники підродини Planorbinae (25 видів). Умови у постійних водоймах не піддаються таким різким змінам, як у тимчасових біотопах. Постійні та слабо проточні водні об'єкти є джерелом заселення астатичних біотопів прісноводними молюсками. Під час повені і сильних злив катушкові з течією води пасивно мігрують в інші ділянки, які стають для них тимчасовими біотопами. З паводковими водами молюски можуть переселятися на значні відстані, що сприяє розселенню тварин на нові території. Не дивлячись на короткочасність існування періодичних водойм і їхню віддаленість від постійних, тут розвивається досить різноманітна фауна дрібних катушкових. Видовий склад Planorbinae у тимчасових

біотопах у 1,6 разів менший, ніж у постійних, проте фауна періодичних водойм виявилася багатою у кількісному відношенні. Найменше видове різноманіття планорбід спостерігається у проточних водотоках (12 видів).

Проведено оцінку подібності різних типів водних об'єктів за видовим складом дрібних катушкових із використанням індексу Чекановського-Сьоренсена (I_{CS}) (табл. 2). Найвищий ступінь подібності фауни планорбід виявлено у слабо проточних і постійних водних об'єктах (I_{CS} становить 98%), що пояснюється подібністю гідрологічних і гідрохімічних характеристик їхніх вод. А загалом I_{CS} має високі значення, що зумовлено широкою екологічною валентністю катушкових. Останні мають велике коло адаптацій, які дозволяють їм розповсюджуватись у найрізноманітніших водних об'єктах.

Густина поселення планорбід у різних біотопах представлена у таблиці 3. Вона залежить від різних чинників: виду молюсків, типу біотопу, сезону, клімато-географічної зони та інших умов, які впливають на розвиток, розмноження і збереження тварин. У водоймах щільність поселення дрібних катушкових набагато більша, ніж у водотоках. У водотоках рідко коли планорбіді досягають великої чисельності. У водоймах, порівняно з водотоками, молюски мають змогу краще прикріплюватися до субстрату, тут краще прогривається вода, багатша рослинність. Все це позитивно впливає на розвиток молюсків, що підтверджується показниками їх чисельності. Найбільшу чисельність молюсків відмічено у напівперіодичних, а особливо у деяких періодичних водоймах. Так, у калюжах поблизу озер Шацької групи щільність поселення планорбід становить 13–28000 екз./м², а в самих озерах – 0,5–3 екз./м². Особливо велику щільність поселення катушкових зареєстровано у напівпересохлих біотопах літку. Площа багатьох водойм у спекотний період зменшується у десятки разів, внаслідок чого молюски скупчуються на невеличких вологих ділянках, досягаючи високої чисельності.

Таблиця 2

Індекси подібності Чекановського-Сьоренсена фауни дрібних катушкових різних типів водних об'єктів України

	I	II	III	IV	V
I	12				
II	67	74			
III	65	98	25		
IV	67	89	91	21	
V	67	72	75	83	15

Примітка: тут і далі позначення водних об'єктів як у таблиці 1. По діагоналі – загальна кількість видів, виявлених у біотопах.

Одночасне поєднання великого видового різноманіття і чисельності Planorbinae відмічено у заплавах і полоях річок та озер. Так, 8–16 видів планорбід (щільність поселення 12–437 екз./м²) зареєстровано у полоях Дунаю (сmt Вилкове Одеської обл.), Дністра (с. Маяки Одеської обл.), Південного Бугу (м. Нова Одеса Миколаївської обл.), Західного Бугу (с. Рівне Волинської обл.), Дніпра (сmt Остер Чернігівської обл.), Сіверського Дінця (м. Ізюм Харківської обл.).

На території України найкращі умови Planorbinae знаходять у Поліській лісовій зоні. Природно-кліматичні умови Полісся (наявність великої кількості невеличких водойм, надлишкова кількість опадів у весняно-літньо-осінній період, які їй запобігають висиханню цих водних об'єктів) створюють сприятливі умови для життя дрібних катушкових. У дещо меншій мірі ці молюски трапляються у лісостеповій зоні, хоча й тут вони часто досягають великої чисельності. У степовій зоні та у Криму місця поселення планорбід обмежуються невисихаючими великими водними об'єктами (водосховища, лимани, річки, озера, ставки), оскільки невеликі водні об'єкти повністю пересихають, а на їх дні з часом утворюється щільна суха потріскана кірка.

Таблиця 3

Щільність поселення, (екз./м²; min-max) молюсків підродини Planorbinae у різних типах водних об'єктів України

Види молюсків	Водні об'єкти				
	I	II	III	IV	V
<i>P. planorbis</i>	1–2	1–6	3–120	1–175	0,5–12000
<i>P. philippianus</i>	0,5	1	1–3	6–8	3–5
<i>P. carinatus</i>	1–3	1–5	1–8		
<i>A. vortex</i>	1	2–32	0,5–31	8–30	17–12
<i>A. vorticulus</i>		1–2	0,5–13	19–321	
<i>A. contortus</i>	0,5–2	1–12	1–63	1–164	1–21
<i>A. dispar</i>		0,5	0,5–5	2–6	
<i>A. spirorbis</i>		1–2	0,5–14	12–262	9–327
<i>A. dazuri</i>			1–7	2–28	7–21
<i>A. leucostoma</i>	0,5–1	1–3	2–27	2–104	3–121
<i>A. perezi</i>		1	0,5–3	4–9	3–22
<i>A. septemgyratus</i>	1	2–23	1–27	7–88	3–92
<i>A. strauchianus</i>		0,5	4	3–11	2–6
<i>A. albus</i>	1–3	1–27	0,5–30	0,5–2	
<i>A. stelmachotius</i>		1	2		
<i>A. acronicus</i>		0,5–11	1–21	1–12	
<i>A. laevis</i>	1–2	1–2	0,5–9	1–4	1
<i>A. crista</i>		0,5–2	1–171	1–19	1–3
<i>A. bielzi</i>		1–7	4–271	2–61	
<i>Ch. riparius</i>	0,5	1–3	0,5–7	2–9	
<i>Ch. rossmaessleri</i>		0,5	2–17	1–32	1–20
<i>S. nitida</i>	1	0,5–2	1–40	7–542	1–162
<i>S. distinguenda</i>		2–30	1–36		
<i>S. clessini</i>		0,05–13	1–11		
<i>H. fontana</i>	0,05	0,5–2	2–21	1–13	0,5–14

Далеко не всі водні об'єкти, заселені Planorbinae, є несприятливими щодо парамфістомід. Наявність партеніт і личинок цих трематод у молюсків визначається географічним положенням біотопу, наявністю дефінітивних живителів, їхньою

кількістю та інтенсивністю інвазії паразитами, присутністю певних видів дрібних катушкових – проміжних хазяїв парамфістомід. Важливе значення для розвитку паразитів мають гідрологічні та гідрохімічні умови водних об'єктів.

Не всі представники підродини Planorbinae беруть участь у циклі розвитку парамфістомід. З'ясовано, що проміжними живителями *Liorchis scotiae* Willmott, 1950 Velichko, 1966 і *Paramphistomum ichikawai* Fukui, 1922 є відповідно 16 і 6 видів дрібних катушкових (табл. 4, 5). Провідну роль в епізоотії парамфістоматидозу в Україні, за нашими даними, відіграє *P. planorbis*. Для цього виду характерні як найбільші показники екстенсивності інвазії (до 50%), так і найбільша частота трапляння інвазованих молюсків.

Таблиця 4

Екстенсивність інвазії (%; min-max) молюсків підродини Planorbinae партенітами і личинками *L. scotiae* у різних типах водних об'єктів України

Види молюсків	Водні об'єкти			
	II	III	IV	V
<i>P. planorbis</i>	0,9–2,0	0,8–7,0	2,0–50,0	1,5–19,0
<i>P. carinatus</i>		3,2–8,0		
<i>A. vortex</i>	0,8–1,5	2,3–8,0		
<i>A. vorticulus</i>		1,9–2,9		
<i>A. contortus</i>	1,0–1,5	1,2–4,0	2,1–15,3	
<i>A. spirorbis</i>			2,0–12,2	1,2–12,0
<i>A. dazuri</i>			1,2–4,0	1,3–8,0
<i>A. leucostoma</i>		0,7–2,0	1,8–9,9	1,1–6,2
<i>A. perezi</i>			2,1–3,5	
<i>A. septemgyratus</i>			2,0–6,0	1,4–4,2
<i>A. albus</i>		2,4–7,0		
<i>A. acronicus</i>		2,4–4,3		
<i>A. crista</i>			1,0–1,3	
<i>A. bielzi</i>		2,0–3,8	2,1	
<i>Ch. rossmaessleri</i>		1,2–3,0	3,0–6,2	
<i>H. fontana</i>		0,8–2,0	3,0–8,1	

Таблиця 5

Екстенсивність інвазії (%; min-max) молюсків підродини Planorbinae партенітами і личинками *P. ichikawai* у різних типах водних об'єктів України

Види молюсків	Водні об'єкти			
	II	III	IV	V
<i>P. planorbis</i>		0,7–2,0	1,3–5,6	2,0–4,3
<i>A. vortex</i>		1,2–3,0		
<i>A. contortus</i>			2,1–4,7	
<i>A. spirorbis</i>			1,0–4,5	0,8–3,4
<i>S. nitida</i>	0,8–1,7	1,9–7,0	4,0–15,1	2,7–7,1
<i>H. fontana</i>			2,3–3,0	

Вісім видів дрібних катушкових (*P. philippianus*, *A. dispar*, *A. strauchianus*, *A. stelmachotius*, *A. laevis*, *Ch. riparius*, *S. distinguenda*, *S. clessini*) виявились позбавленими парамфістомід. На нашу думку, це можна пояснити хорологічними та екологічними особливостями цієї групи планорбід. Частина з них трапляється лише у степовій зоні (*A. dispar*, *A. strauchianus*) та у Криму (*P. philippianus*). Ці регіони України є більш-менш безпечними щодо парамфістоматидозу, тому і молюски позбавлені цих паразитів. Біотопи, в яких оселяються представники роду *Segmentina* (*S. distinguenda*, *S. clessini*) і *A. stelmachotius*, є несприятливими для парамфістомід. Загалом у проточних та постійних водних об'єктах інвазованість катушкових невелика. Надає перевагу таким біотопам і *A. laevis*, хоча цей вид трапляється і в інших типах водних об'єктів. Слід відмітити, що *A. stelmachotius*, *A. laevis* і *Ch. riparius* є досить рідкісними в Україні, рідко коли досягають високої чисельності, але все ж таки існує ймовірність того, що ці види планорбід є проміжними живителями парамфістомід.

У водоймах екстенсивність інвазії дрібних катушкових парамфістомідами має набагато більше значення, ніж у водотоках. Такі результати можна пояснити такими причинами. По-перше, стояча вода краще прогривається, а для парамфістомід одним з вирішальних чинників є температурний режим біотопу. Високі температури стимулюють розвиток паразита на всіх стадіях. За температури 10–13°C розпочинається розвиток зародка мірацидія в їхніх яйцях [2, 10]. Швидкий розвиток нового покоління церкарій з перезимувавших редій і подальший вихід личинок з молюсків відбувається лише за температури 19–20°C [3, 9]. По-друге, у водоймах яйця парамфістомід залишаються на місці, не змиваються течією, що збільшує ймовірність контакту молюсків з яйцями та мірацидіями паразитів. По-третє, у стоячій воді мірацидіям легше проникнути у тіло молюска, ніж у воді проточній, де течія, безперечно, цьому заважатиме.

У водотоках з великою швидкістю течії партеніт і личинок парамфістомід у дрібних катушкових не знайдено. У слабо проточних водотоках екстенсивність зараження молюсків незначна (0,8–2,0%), до того ж інвазованість відмічено не у всіх видів планорбід. Якщо порівняти екстенсивність інвазії дрібних катушкових у різних типах водойм, то найбільші показники відмічено у напівперіодичних (до 50,0%), дещо менші – у періодичних (до 19,0%), найменші – у постійних водоймах (до 8,0%). Напівперіодичні і періодичні водойми, як правило, мілководні, добре прогриваються, що створює сприятливі умови не лише для поселення молюсків, але й для їх паразитів.

З'ясовано, що особливо небезпечними щодо парамфістоматидозу є такі типи водних об'єктів: водойми, які систематично використовуються для водопою худоби (ставки, боліття, полої і заплави річок), а також водойми, розташовані на пасовищах та біля місць утримання жуйних тварин (меліоративні канали, придорожні канали, калюжі).

Залежності між екстенсивністю інвазії молюсків та щільністю їх поселення не відмічено. Траплялися проби з невеликою щільністю поселення планорбід і високими показниками екстенсивності зараження. Були і зворотні результати: за досить великої чисельності дрібних катушкових їх зараженість виявлялася незначною. Екстенсивність інвазії молюсків, як і їх щільність поселення, відзначається сезонною динамікою. В останні роки пік їх інвазії припадає на серпень–вересень [1].

В Україні найбільшу зараженість планорбід парамфістомідами відмічено у Поліській лісовій зоні, особливо у її північних районах. Саме у цьому регіоні частота трапляння і чисельність молюсків велика. Значно менша інвазованість планорбід у лісостеповій зоні та на Закарпатті, відсутня – у степовій зоні та у Криму. Отже, показники екстенсивності зараження *Planorbinae* у різних регіонах України прямо пропорційно залежать від чисельності молюсків.

Висновки

1. У постійних водоймах трапляються усі представники підродини *Planorbinae* (25 видів). Слабко проточні, напівперіодичні і періодичні водні об'єкти населяє відповідно 24, 21 і 15 видів дрібних катушкових. Найменшу кількість видів планорбід відмічено у проточних водотоках (12 видів). Частина молюсків (14 видів) виявляє вибірковість щодо своїх біотопів, оселяючись лише у певних водних об'єктах, решта є еврибіонтами.

2. Для більшості видів дрібних катушкових показники щільності поселення зменшуються у ряді: періодичні водойми – напівперіодичні водойми – постійні водойми – слабо проточні водотоки – проточні водотоки.

3. Серед планорбід виявлено проміжних живителів *L. scotiae* і *P. ichikawai* – це відповідно 16 і 6 видів. Найбільші показники екстенсивності інвазії планорбід відмічено у напівперіодичних, дещо менші – у періодичних і постійних водоймах, найменші – у слабо проточних водотоках. Проточні водотоки позбавлені парамфістомід.

У подальшому, на нашу думку, доцільним є детальне дослідження взаємовідносин між паразитом, хазяїном і навколишнім середовищем, а також визначення чинників, які впливають на чисельність молюсків і зараженість їх парентитами та личинками трематод.

1. Гарбар Д.А., Поповичук О.І., Куницький В.М. Роль дрібних катушкових (Mollusca: Pulmonata: Planorbinae) Українського Полісся в поширенні парамфістоматодозу жуйних тварин // Вісн. Житомир. пед. ун-ту. – 2002. – № 10. – С. 83-85.
2. Глузман І.Я. Морфологія і біологія *Liorchis scotiae* (Willmott, 1950; Velichko, 1966) на стадії яйця і мірацидію // Ветеринарія. – 1969. – № 23. – С. 28-33.
3. Глузман І.Я. Вплив природно-кліматичних факторів на емісію церкарій *Liorchis scotiae* (Trematoda, Paramphistomatidae) з молюсків *Planorbis planorbis* // Ветеринарія. – 1969. – № 23. – С. 34-40.
4. Жадин В.И. Методы гидробиологических исследований // Жизнь пресных вод СССР. – М. – Л.: Изд-во АН СРСР, 1956. – Т. 4. – С. 279-382.
5. Жадин В.И. Методы гидробиологических исследований. – М.: Высш. школа, 1960. – 189 с.
6. Здун В.И. Обследование моллюсков на зараженность личинками дигенетических трематод // Методы изучения паразитологической ситуации и борьба с паразитами сельскохозяйственных животных. – К.: Изд-во АН УССР, 1961. – С. 96-135.
7. Куницький В.М., Антонюк Д.А., Василенко О.М., Першко І.О. Фауна та екологія дрібних катушкових (*Planorbinae*) Центрального Полісся // Вісн. Житомир. пед. ун-ту. – 2001. – № 8. – С. 232-234.
8. Круглов Н.Д., Солдатенко Е.В. Ревизия рода *Segmentina* (Planorbidae) // Ruthenica. – 1997. – Т. 7. – № 2. – С. 111-132.
9. Меремінський А.Й. Деякі особливості епізоотології фасціольозу та парамфістоматидозу жуйних тварин // Ветеринарія. – 1969. – №23. – С. 18-23.

10. Никитин В.Ф. Желудочно-кишечные трематодозы жвачных.– М.: Агропромиздат, 1985. – 240 с.
11. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 285 с.
12. Петрушевский Г.К., Петрушевская М.Г. Достоверность химических показателей при изучении паразитофауны рыб // Паразитол. сб. Зоол. ин-та АН СССР. – Т. **19**. – 1960. – С. 333-344.
13. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Підручник. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.
14. Стадниченко А.П. Прудовикообразные (пузырчиковые, витушковые, катушковые).– Киев: Наук. думка, 1990. – 292 с. – (Фауна Украины; Т. **29**, вып. 4).
15. Стадниченко А.П., Куницький В.М., Сластенко М.М. Роль моллюсків родини катушкових Великої Волині у поширенні парамфістоматидозної інвазії серед жуйних тварин // Вісн. Житомир. пед. ун-ту. – 2000. – № 5. – С. 98-100.
16. Старобогатов Я.И. Класс брюхоногие моллюски – Gastropoda // Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 165-174.
17. Уваєва О.І. Комплексний аналіз конхіологічних ознак черепашок підроду *Anisus* s. str. (Mollusca: Pulmonata: Planorbinae) // Вісн. ДАУ. – 2003. – №1. – С. 336-342.
18. Уваєва О.І. Комплексний аналіз конхіологічних ознак черепашок видів триби *Segmentinini* (Mollusca: Pulmonata: Planorbinae) // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2003. – **18**.– С. 115-122.

Житомирський державний університет ім. Івана Франка

УДК 581.9:581.526.53:502

В.М.Скробала¹, Р.М.Данилик¹, І.М.Данилик²

ЕКОЛОГІЧНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ПОШИРЕННЯ ГІДРОФІТІВ В УМОВАХ ЗЕЛЕНОЇ ЗОНИ МІСТА ЛЬВОВА

Скробала В.М., Данылык Р.Н., Данылык И.Н. Экологические закономерности распространения гидрофитов в условиях зеленой зоны города Львова // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 175-182.

На основании математического моделирования с использованием методов добычи данных установлена иерархия значимости экологических факторов для распространения гидрофитов в условиях зеленой зоны города Львова.

Skrobala, V., Danylyk, R., Danylyk, I. Ecological mechanisms of the distribution of hydrophytes in the green zone of Lviv // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 175-182.

Based on the mathematical modeling with the use of data finding methods, a hierarchy of the significance of ecological factors to the distribution of hydrophytes in the green zone of Lviv has been ascertained.

За своїми фізико-хімічними властивостями вода є значно одноріднішим середовищем, аніж найрізноманітніші поєднання наземних умов. Завдяки високій питомій теплоємності води згладжується вплив таких важливих екологічних чинників як температурний режим і континентальність клімату. Екологічні умови формування угруповань водної рослинності майже не залежать від зональних чи регіональних співвідношень вологості і тепла [2]. У зв'язку з цим, водні рослини характеризуються досить широкими географічними ареалами. Таким чином, екологічні закономірності поширення гідрофітів і рослин суходолу істотно відрізняються, що необхідно враховувати в ефективному керуванні водними екосистемами.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження флори гідрофітів проводили на території зеленої зони м. Львова на прикладі 47 водних екосистем (озера, стави, річки, канали, кар'єри тощо), упродовж 1994-2003 рр. Збір матеріалу проводили згідно із загальноприйнятими методиками досліджень водних рослин [8], назви і автори видів відповідають наведеним в „Определителе...” [13].

Екологічні закономірності поширення водних рослин вивчали методами добування даних [5-7, 9-11, 14]. Дослідження склалися з трьох основних етапів: вивчення структури взаємного розташування видів у багатовимірному просторі екологічних параметрів, математичне моделювання структури та перевірку математичної моделі.

Еколого-ботанічна інформація представлена у вигляді матриці вимірністю $p \times r$, де p – кількість видів, r – екологічні параметри за фітоіндикаційними шкалами Г. Еленберга (освітленість, термічний режим, континентальність, режим

зволоженості, кислотність, вміст азоту) [17]. Приведення екологічних параметрів до спільного мірила здійснювали в рамках процедури стандартизації [6, 12]. З позицій багатовимірного статистичного аналізу, кожний вид можна представити у вигляді точки у багатовимірному просторі ознак [12]. У цьому випадку подібність видів за сукупністю екологічних параметрів можна визначити на основі відстаней між точками.

Оцінку взаємного розташування точок (видів) здійснювали шляхом багатовимірного масштабування (цілеспрямованої проєкції точок на площину із максимальним збереженням інформації про їх структуру) [1, 3, 6, 15]. Виявлення максимально віддалених об'єктів-видів і комбінації екологічних чинників, яка ділить вибірку на більш-менш однорідні групи, може слугувати основою для визначення максимальної осі варіювання рослинності та прогнозування екологічних закономірностей поширення видів [6]. Основні методи аналізу – кореляційний, кластерний і дискримінантний. В рамках кластерного аналізу, на основі інформації про найбільш віддалені у багатовимірному просторі ознак, сукупність видів розбивали на дві частини. Відмінності між ними, імовірно, визначають механізм формування потенційних фітоценоструктур. Для виявлення комбінації екологічних чинників, які відрізняють дві групи видів, використовували дискримінантний аналіз. Щодо площини поділу, то кожен вид характеризується координатою, яка визначає його положення на осі максимального варіювання. Перевірку математичних моделей здійснювали шляхом оцінки поширення видів залежно від екологічного стану водойм.

Результати досліджень

В результаті маршрутних обстежень на території зеленої зони м. Львова виявлено 39 видів водної флори, які відзначаються великою різноманітністю екологічних параметрів (табл.) Найпоширенішими видами є *Lemna minor*, *L. trisulca*, *Spirodela polyrhiza*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Polygonum amphibium*, *Potamogeton natans*, *P. pectinatus*. Окремі види рідше трапляються у водоймах міста та його околиць: *Batrachium aquatile*, *Ceratophyllum submersum*, *Lemna gibba*, *Myriophyllum verticillatum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton pusillus*, *Salvinia natans*, *Utricularia minor*.

Аналіз залежностей між різними екологічними параметрами видів вказує на відсутність тісного зв'язку між змінними (рис. 1). Коефіцієнти кореляції характеризуються низькими значеннями, і тільки для параметрів кислотність – вміст азоту та режим освітленості – водний режим цей показник дещо перевищує 0,5. У більшості випадків зв'язок між змінними носить криволінійний характер. Значні відхилення точок від кривої регресії свідчать про відсутність впорядкованої структури в розташуванні видів у багатовимірному просторі ознак екологічних параметрів. Унаслідок цього двовимірні діаграми розсіювання не дозволили виявити чітких закономірностей, на основі яких можна було б пояснити особливості поширення видів водної флори.

Сучасні уявлення про екологічну нішу видів як гіперпростір, на нашу думку, вимагають перегляду традиційних підходів в еколого-ботанічних дослідженнях [4].

Таблиця

Екологічні параметри видів водної флори, результати кластерного та дискримінантного аналізів

№ з/п	Вид	Екологічні параметри						Кластер	Канонічні відмітки
		L	T	K	F	R	N		
1	<i>Batrachium aquatile</i>	7	5	2	11	6	6	1	-3,42
2	<i>Batrachium foeniculaceum</i>	6	6	5	12	7	8	2	2,31
3	<i>Batrachium trichophyllum</i>	7	5	4	12	8	7	2	1,36
4	<i>Callitriche cophocarpa</i>	8	6	3	10	8	5	1	-3,05
5	<i>Callitriche hermaphrodita</i>	7	6	5	12	4	3	1	-1,78
6	<i>Callitriche verna</i>	6	5	4	11	5	4	1	-2,78
7	<i>Caulinia minor</i>	6	7	4	12	8	4	2	1,48
8	<i>Ceratophyllum demersum</i>	6	7	5	12	8	8	2	3,33
9	<i>Ceratophyllum submersum</i>	5	8	5	12	8	7	2	3,74
10	<i>Elodea canadensis</i>	7	6	5	12	7	7	2	1,61
11	<i>Hippuris lanceolata</i>	7	5	4	10	8	6	1	-1,84
12	<i>Hottonia palustris</i>	7	6	5	12	5	4	1	-0,74
13	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	7	6	4	11	7	6	1	-0,89
14	<i>Lemna gibba</i>	8	6	3	11	8	8	1	-0,77
15	<i>Lemna minor</i>	7	5	3	11	7	6	1	-1,90
16	<i>Lemna trisulca</i>	7	6	3	12	7	5	1	-0,46
17	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	7	5	2	12	6	3	1	-2,78
18	<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	6	4	12	9	7	2	3,24
19	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	5	6	5	12	7	8	2	2,74
20	<i>Najas major</i>	5	6	4	12	8	5	2	1,93
21	<i>Nuphar lutea</i>	8	6	4	11	7	6	1	-1,32
22	<i>Nymphaea alba</i>	8	6	3	11	7	5	1	-2,35
23	<i>Nymphaea candida</i>	8	6	6	11	4	4	1	-2,64
24	<i>Polygonum amphibium</i>	7	6	5	11	6	4	1	-1,44
25	<i>Potamogeton acutifolius</i>	7	6	4	11	5	6	1	-2,41
26	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	6	5	5	12	6	6	2	0,75
27	<i>Potamogeton compressus</i>	6	5	5	12	8	4	2	1,73
28	<i>Potamogeton crispus</i>	6	5	3	12	7	5	1	-0,28
29	<i>Potamogeton lucens</i>	6	6	4	12	6	7	2	0,51
30	<i>Potamogeton natans</i>	6	5	5	11	7	5	1	-0,22
31	<i>Potamogeton pectinatus</i>	6	5	5	12	8	8	2	2,82
32	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	6	6	5	12	7	6	2	1,76
33	<i>Potamogeton pusillus</i>	6	6	5	12	7	5	2	1,49
34	<i>Salvinia natans</i>	7	8	5	11	7	7	2	0,65
35	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	7	6	5	11	6	6	1	-0,89
36	<i>Stratiotes aloides</i>	7	6	5	11	8	6	2	0,64
37	<i>Utricularia minor</i>	8	6	3	12	6	2	1	-2,47
38	<i>Utricularia vulgaris</i>	7	6	5	12	5	4	1	-0,74
39	<i>Zannichellia palustris</i>	6	6	5	12	8	8	2	3,07

Умовні позначення: L – освітленість, T – термічний режим, K – континентальність, F – режим зволоженості, R – кислотність, N – вміст азоту, бали [17]

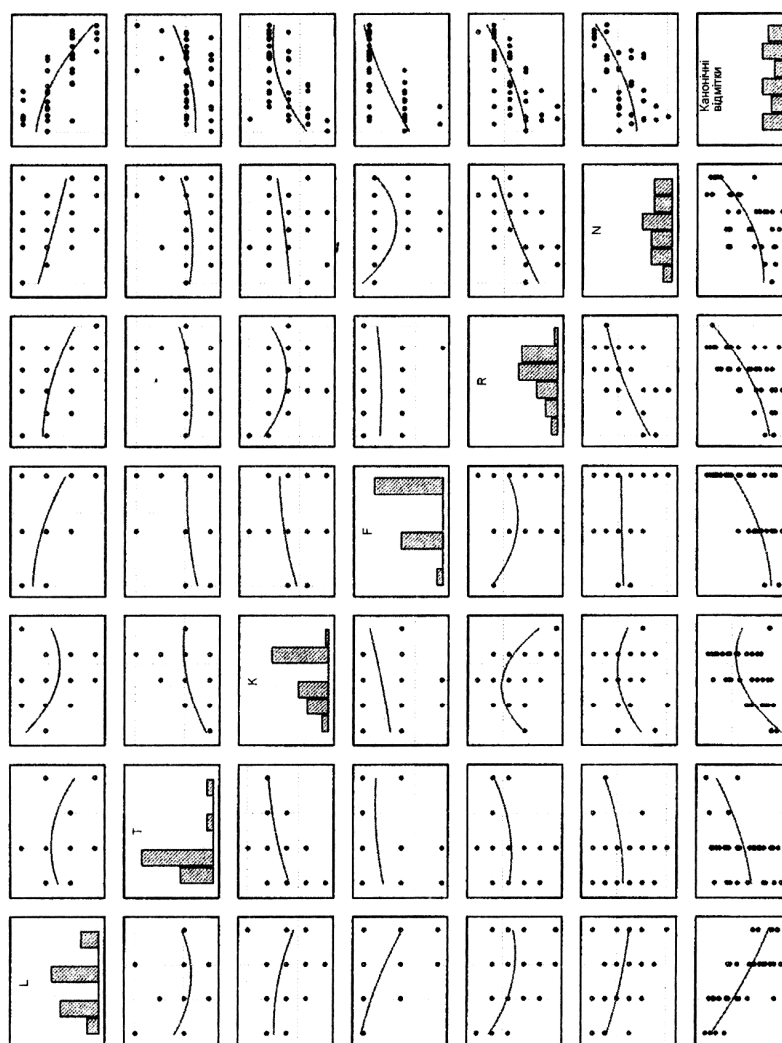


Рис. 1. Діаграма залежності між екологічними параметрами та канонічними відмітками видів водної флори.

Примітки: стовпчикові діаграми відображають емпіричні ряди розподілу екологічних параметрів, точки – положення видів; позначення екологічних параметрів наведені в таблиці.

Так, на двовимірній діаграмі розсіювання види можуть займати близьке положення, водночас сильно відрізнятися за набором інших екологічних параметрів. Ідея наших досліджень полягала у математичному моделюванні структури розташування видів у гіперпросторі ознак. Оскільки візуально неможливо розпізнати структуру в багатовимірному просторі, основну увагу приділяли графічному відображенню результатів досліджень на основі критерію [3, 15]:

$$C = \sum (d_{ij} - \delta_{ij})^2 \rightarrow \min, \quad (1)$$

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^p (I_k - J_k)^2}, \quad (2)$$

де d_{ij} – відстань Евкліда між видами у гіперпросторі p ознак; δ_{ij} – відстань Евкліда між видами у трансформованому двовимірному просторі; i, j – порядкові номери видів; I_k, J_k – стандартизовані значення екологічних параметрів видів.

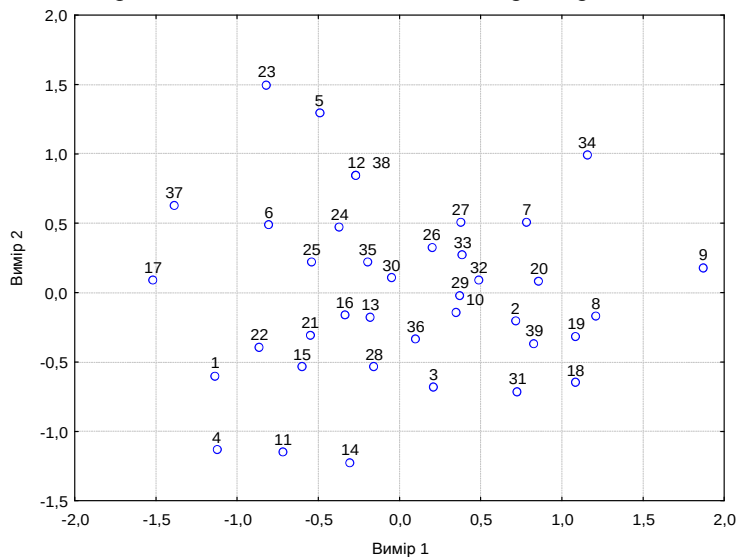


Рис. 2. Двовимірна ординація видів за результатами багатовимірного масштабування.

Примітка: цифрова нумерація видів відповідає їх порядковому номеру у таблиці.

Апроксимація відстаней d_{ij} значеннями δ_{ij} дала змогу графічно відобразити структуру розташування видів у гіперпросторі ознак (рис. 2). Безладний масив чисел замінено на двовимірну діаграму розсіювання, яка виявляє структуру у вигляді кластерів, колінеарностей, трендів та інших характерних властивостей вибірки. Так, великою подібністю екологічних параметрів відзначаються види *Hottonia palustris* і *Utricularia vulgaris* (рис. 2, точки 12, 38). Екологічною специфічністю характеризуються види, яким відповідають точки, віддалені від просторового центру: *Salvinia natans*, *Ceratophyllum submersum*, *Nymphaea candida*, *Utricularia minor*, *Myriophyllum alterniflorum*. Відсутність тісного зв'язку між екологічними параметрами видів водної флори можна пояснити великою неоднорідністю вибірки.

Так, у структурі значень екологічних параметрів досить чітко виділяються дві групи видів, які характеризуються наявністю залежності між їх координатами (колінеарності). Перший напрям задають види *Nymphaea candida* і *Myriophyllum spicatum*, (рис. 2, точки 23→18). Цей напрям є відображенням залежності, коли високим значенням освітленості у ценозі відповідають низькі показники кислотності середовища і вмісту азоту, і навпаки. У цьому випадку роль температурного режиму і континентальності клімату є малозначущою. Другий напрям характеризують види *Callitriche hermaphroditica* і *Salvinia natans* (рис. 2, точки 4→34). Він визначає практично ту саму залежність між екологічними параметрами, за винятком достовірного впливу показника температурного режиму, від'ємно корельованого із фактором освітленості.

Для математичного моделювання загальних екологічних закономірностей поширення видів водної флори ми вибрали найбільшу відстань між точками (рис. 2, точки 17→9), яка, на нашу думку, є відображенням максимальної осі варіювання рослинності. Подальша процедура математичних обчислень полягала у виділенні двох груп видів, максимально віддалених у багатовимірному просторі ознак (табл.). Цей метод можна розглядати як аналог дисперсійного аналізу в розумінні, що внутрішньогрупова змінюваність об'єктів-видів порівнювалася із міжгруповою, щоб досягти максимально можливої різниці між середніми значеннями екологічних параметрів [6]. Виділені групи видів істотно відрізняються за всіма екологічними параметрами (рис. 3).

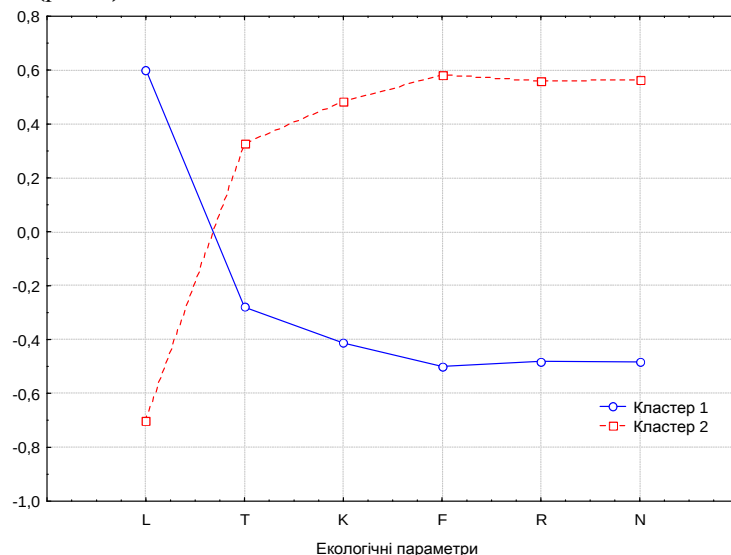


Рис. 3. Відмінності між групами видів за екологічними параметрами.

Для прийняття рішення про те, які екологічні чинники вносять найбільший вклад у відмінність отриманих груп видів, було проведено канонічний дискримінантний аналіз. Основне завдання досліджень полягало у наближеному визначенні положення кожного виду на осі максимального варіювання рослинності. Функція для обчислення координат (канонічних відміток) видів відносно площини поділу в гіперпросторі ознак екологічних параметрів має вигляд:

$$f = -0,377*L + 0,186*T + 0,733*K + 0,878*F + 0,925*R + 0,431*N, \quad (3)$$

де L – освітленість, T – термічний режим, K – континентальність, F – режим зволоженості, R – кислотність, N – вміст азоту (в обчисленнях використовували стандартизовані значення екологічних параметрів).

Результати обчислень канонічних відміток для кожного виду водної флори наведені в таблиці. За положенням на осі максимального варіювання найбільш віддаленими видами є *Batrachium aquatile* і *Ceratophyllum submersum*. Низькими значеннями канонічних відміток характеризуються види, які індикують малий вміст мінерального азоту та високу освітленість: *Utricularia minor*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche cophocarpa*, *Nymphaea candida*. Високі значення канонічних відміток властиві видам із максимальними величинами екологічних індексів R і N: *Ceratophyllum submersum*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Myriophyllum spicatum*, *Zannichellia palustris*, *Batrachium foeniculaceum*. Проте залежність між екологічними параметрами видів і їх положенням на осі максимального варіювання є набагато складнішою (рис. 1). На основі кореляційного аналізу вдалося встановити таку ієрархію значущості екологічних параметрів: освітленість (коефіцієнт кореляції із величинами канонічних відміток становить $r = -0,75$), фактор зволоження ($r = 0,62$), кислотність ($r = 0,60$), вміст мінерального азоту ($r = 0,60$), континентальність ($r = 0,51$), термічний режим ($r = 0,35$).

Аналіз літературних джерел свідчить, що поширення рослин суходільних місцезростань у першу чергу визначається кліматичними чинниками (термічний режим і континентальність) [16]. Едафічні чинники, які більшою мірою пов'язані із геоморфологічними, гідрологічними умовами регіонального характеру, займають друге місце за своєю значущістю. Найменш значущим екологічним чинником у тричленній ієрархії (після кліматопу і едафотопу) є режим освітленості, ценотично обумовлений складом, структурою і станом рослинного покриву конкретної ділянки місцевості. Для видів водної флори нами отримана протилежна ієрархія значущості екологічних чинників. Саме тому рослинні угруповання і екотопи водойм часто не враховуються у дослідженнях зональних екологічних градієнтів [4].

Відсутність розвинутої методології оцінювання різноманітних форм антропогенного впливу не дозволила використати цей чинник у процесі математичного моделювання. Проте аналіз екологічної еквівалентності чинників виробничої діяльності щодо їх впливу на природні процеси дає змогу прогнозувати наслідки антропогенного впливу. Так, режим освітленості у водних угрупованнях значною мірою залежить від прозорості води. В умовах евтрофікації водойм зростає фітоценотична значущість видів, менш вибагливих до освітленості: *Ceratophyllum submersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas major* та ін.

Істотну роль у поширенні гідрофітів відіграють показники кислотності й азотного режиму. У водоймах з відносно задовільним екологічним станом (Янівський Став, Глинна Наварія, Піщані озера та ін.) трапляються *Batrachium aquatile*, *Callitriche verna*, *Nymphaea alba*, *N. candida*, *Potamogeton acutifolius*, *Utricularia minor*. Згідно з математичним моделюванням, ці види характеризуються від'ємними значеннями канонічних відміток (табл.). Незадовільний екологічний стан водойм (озера в районі вул. Зелена, Дж. Вашингтона, с. Сокільники, с. Дубляни та ін.)

індикують такі види: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Zannichellia palustris*.

Висновки

Отримані результати свідчать про значну відмінність екологічних закономірностей поширення видів водної флори в порівнянні із представниками зонального рослинного покриву суходільних екосистем. Залежність між положенням виду на осі максимального варіювання (значення канонічних відміток) і екологічними параметрами дозволяє сформулювати таку гіпотезу: у порівнянні з суходільними видами закономірності поширення видів водної флори характеризуються протилежною ієрархією значущості екологічних чинників: ценотичні → едафічні → кліматичні.

1. Айвазян С.А., Бухштабер В.М., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. Прикладная статистика: Классификация и снижение размерности. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 607 с.
2. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта. – М.: Мир, 1988. – 348 с.
3. Дейвисон М. Многомерное шкалирование: Методы наглядного представления данных. – М.: Финансы и статистика, 1988. – 254 с.
4. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних чинників. – К.: Наук. думка, 1994. – 280 с.
5. Дюк В., Самойленко А. Data Mining: учебный курс. – СПб: Питер, 2001. – 368 с.
6. Енюков И.С. Методы, алгоритмы, программы многомерного статистического анализа. – М.: Финансы и статистика, 1986. – 232 с.
7. Зайцев Г.Н. Математика в экспериментальной ботанике. – М.: Наука, 1990. – 296 с.
8. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
9. Киселев М., Соломатин Е. Средства добычи знаний в бизнесе и финансах // Открытые системы. – 1997. – № 4. – С. 41-44.
10. Лапач С.Н., Чубенко А.В., Бабич П.Н. Статистика в науке и бизнесе. – К.: Морион, 2002. – 640 с.
11. Методы добычи данных // Электронный учебник по статистике. – Москва, StatSoft. WEB: <http://www.statsoft.ru/home/textbook/default.htm>. (2001).
12. Миркин Б.Г. Анализ качественных признаков и структур. – М.: Статистика, 1980. – 349с.
13. Определитель высших растений Украины / Доброчаева Д.Н., Котов М. И., Прокудин Ю.Н. и др. – Киев: Наук. думка, 1987. – 548 с.
14. Поллард Дж. Справочник по вычислительным методам статистики. – М.: Финансы и статистика, 1982. – 344 с.
15. Терехина А.Ю. Анализ данных методами многомерного шкалирования. – М.: Наука, 1986. – 168 с.
16. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических факторов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. – М.: Наука, 1983. – 198 с.
17. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., et al. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa // Scripta Geobot. – 1992. – Vol. 18. – 258 S.

¹ Український державний лісотехнічний університет, Львів;

² Інститут екології Карпат НАН України, Львів

УДК 641.417.2(282.247.31)

О.Л. Орлов

ГУМУСОВИЙ СТАН ҐРУНТІВ ЯК ВІДОБРАЖЕННЯ БІОГЕОЦЕНОТИЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ

Орлов О.Л. Гумусное состояние почв как отражение биогеоценотического разнообразия // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – 21. – С. 183-190.

Изучены содержание и состав органического вещества бурых горно-лесных, дерново-подзолистых, подзолисто-дерновых, серых оподзоленных и луговых почв первичных экосистем бассейна верховья Днестра. Проанализировано разнообразие формирования гумуса в различных природных биогеоценозах. В результате исследований выделены 3 типа гумусного состояния почв.

Orlov, O. The humus condition of soils as a reflection of the biocoenotical variety // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 183-190.

The contents and composition of the organic substance of brown mountain-forest, turf-podzolic, podzolic-turf, grey podzolic and meadow soils of the primary ecosystems of the Upper Dniester basin have been learnt. The variety of humus formation in different natural environments has been analysed. As a result of the investigation, 3 types of the humus state of soils have been differentiated.

Гумус є найхарактернішою та індикаційною складовою ґрунту. Кількість та якісний склад гумусу відображають екологічні умови його формування. Основними чинниками, що правлять вплив на формування органічної речовини ґрунтів, виступають гідротермічні умови території, склад та продуктивність біоценозів. Для окремих екосистем притаманне своєрідне поєднання чинник ґрунтоутворення, що призводить до формування різних за генезою та властивостями ґрунтів, які різняться й за параметрами їх гумусового стану. Таким чином, кількісні та якісні параметри гумусу ґрунтів є відображенням біогеоценотичного різноманіття регіону.

В наш час, дослідження процесів гумусоутворення охоплює переважно типові ґрунти певних природних зон, які суттєво відрізняються за кліматичними умовами та характером рослинності [1, 7, 14]. На нашу думку, досить цікавим, з огляду на регіональні особливості формування гумусу, виглядають невеликі за площею території, які характеризуються незначними відмінностями гідротермічних умов на фоні значного біотичного різноманіття. За умови нівелювання гідротермічного режиму на перший план виступають біотичні чинники ґрунтоутворення (склад та продуктивність рослинних угруповань), що дає змогу дослідити вплив рослинності на формування органічної речовини ґрунту. Одним із таких регіонів є басейн верхів'я Дністра – цілісна природна система, яка охоплює фрагменти гірських біогеоценозів Карпат, передгірних, рівнинних та заплавних комплексів Передкарпаття. В цьому регіоні на досить компактній території спостерігається значна різноманітність рослинних угруповань, спричинена вертикальною поясністю, яка визначає строкатість кількісних та якісних параметрів органічної речовини ґрунтів природних біогеоценозів.

З метою виявлення взаємозв'язку гумусового стану ґрунтів та біогеоценотичного покриття басейну верхів'я Дністра нами проведено дослідження гумусового стану ґрунтів у різних умовах ґрунтоутворення.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводились у корінних екосистемах гірських (Верхньодністерські Бескиди), передгірних (Дрогобицьке передгір'я), рівнинних (Сянсько-Дністерська височина) та долинних (Верхньодністровська рівнина) природних комплексах басейну верхів'я Дністра.

Досліджували органічну речовину бурих гірсько-лісових середньоглибоких ґрунтів смерекової бучини квасеницевої Верхньодністерських Бескидів, дерново-середньопідзолистих та підзолисто-дернових ґрунтів грабової діброви ліщиново-зеленчукової Дрогобицького передгір'я, сірих опідзолених ґрунтів діброви ліщиново-зеленчукової Сянсько-Дністерської височини та лучних ґрунтів злаково-різнотравних заплавлених лук Верхньодністровської рівнини.

Під час проведення лабораторно-аналітичних досліджень основна увага була приділена вивченню кількісних та якісних параметрів гумусу ґрунтів басейну верхів'я Дністра, які характеризують їх сучасний стан.

У відібраних ґрунтових зразках визначались: рН, гідролітична кислотність, сума ввібраних основ – загальноприйнятими методами [5], гумус – за методом І.В. Тюріна в модифікації Нікітіна [2]; груповий та фракційний склад гумусу за методом І.В. Тюріна в модифікації В.В. Пономарьової і Т.О. Плотнікової [14].

Для узагальнюючої характеристики органічної речовини ґрунту і систематизації отриманих даних використовувались показники гумусового стану ґрунтів, розроблені Л.А. Грішиною, Д.С. Орловим [7].

Результати та обговорення

Ґрунтовий покрив гірської частини басейну верхів'я Дністра представлений переважно бурими гірсько-лісовими ґрунтами. Сформувалися дані ґрунти під смерековими і буковими лісами в умовах прохолодного і вологого клімату [11]. В результаті низьких сум активних температур та високої кількості опадів спостерігається повільна трансформація органічних решток, що призводить до формування в буроземах малопотужного дерново-гумусового горизонту з дуже високим вмістом гумусу (табл. 1.).

Рівень запасів органічної речовини в шарі ґрунту 0-20 см, за параметрами гумусового стану ґрунтів, розглядається як середній, за рахунок значного зниження кількості гумусу з глибиною та низької щільності будови ґрунту. Головними біогеохімічно обумовленими ознаками бурих гірсько-лісових ґрунтів є переважання в складі гумусу верхньої частини ґрунтового профілю фульвокислот і бурих гумінових кислот при низькому вмісті чорних гумінових кислот, що обумовлено складом рослинних решток, кислою реакцією середовища та низькою сумою ввібраних основ (табл. 2.).

Проведені дослідження показали, що в складі гумусових речовин бурих гірсько-лісових ґрунтів дещо переважають фульвокислоти. Це дає підстави стверджувати про формування в них гуматно-фульватного типу гумусу. Висока гідролітична кислотність і низький вміст ввібраних основ в обстежених ґрунтах (табл. 2.) спричиняють акумуляцію в гумусовому горизонті «вільних» гумінових кислот та вимивання чорних, здатних зв'язуватись з Са. Такий розподіл гумусових кислот призводить до формування бурого забарвлення бурих гірсько-лісових ґрунтів.

Таблиця 1.

Кількісна та якісна характеристика гумусу ґрунтів басейну верхів'я Дністра

Індекси генетичних горизонтів	Вміст гумусу, шарі ґрунту 0-20 см, г-га ⁻¹	Групи та фракції гумусових речовин, % Сзаг.										СГК. 100%		
		ГК-1	ГК-2	ГК-3	ΣГК	ФК-1a	ФК-1	ФК-2	ФК-3	ΣФК	Гумін	Сзаг	СГК СФк	
Бурий гірсько-лісовий середньоглибокий ґрунт смерекової бучини квасеницевої														
Nd	15,1	148,0	21,2	6,3	14,2	41,7	5,0	22,1	4,8	15,7	47,6	10,7	41,7	0,9
Дерново-середньопідзолистий поверхнево-огієсний ґрунт грабової діброви ліщиново-зеленчукової														
NEgl	4,0	92,7	11,7	12,2	11,3	35,2	3,9	9,6	9,1	4,8	27,4	37,4	35,2	1,3
Дерново-середньопідзолистий глейовий ґрунт грабової діброви ліщиново-зеленчукової														
NEgl	3,6	83,7	12,8	12,3	12,3	37,4	4,3	6,6	7,6	7,6	26,1	36,5	37,4	1,4
Підзолисто-дерновий ґрунт грабової діброви ліщиново-зеленчукової														
NE	4,9	110,3	19,4	4,9	7,1	31,4	6,4	13,4	3,9	5,7	29,4	39,2	31,4	1,1
Сірий опідзолений ґрунт діброви ліщиново-зеленчукової														
Ne	4,2	88,4	30,3	7,8	10,7	48,8	6,6	15,6	0,8	8,2	31,2	20,0	48,8	1,5
Лучний ґрунт злаково-різнотравної заплавної луки														
H	6,7	161,0	10,1	30,3	17,2	57,6	4,4	5,7	11,2	9,0	30,3	12,1	57,6	1,9
Лучний глейовий ґрунт злаково-різнотравної заплавної луки														
Hgl	6,6	149,8	8,6	20,5	21,3	50,4	4,6	5,3	0,8	10,5	21,2	28,2	50,4	2,4

Таблиця 2.
Фізико-хімічні властивості верхніх горизонтів ґрунтів басейну верхів'я Дністра

Потужність генетичних горизонтів, см	Індекси генетичних горизонтів	рН сольове	Гідролітична кислотність	Сума ввібраних основ	Ступінь насичення основами, %
			мг.екв.на 100 г ґрунту		
Бурий гірсько-лісовий ґрунт смерекової бучини					
8	Nd	3,3	32,2	4,2	12,0
Дерново-підзолистий поверхнево-оглеєний ґрунт грабової діброви					
26	NEgl	4,4	5,4	5,8	56,0
Підзолисто-дерновий ґрунт грабової діброви					
32	NE	4,8	3,9	9,4	69,0
Темно-сірий опідзолений ґрунт діброви					
34	Ne	5,3	4,2	6,6	61,1
Лучний ґрунт злаково-різнотравних заплавних лук					
34	H	6.7	0.9	36.8	90

Таким чином, у гірській частині басейну верхів'я Дністра в умовах мішаних лісів формуються едафотопи з дуже високим вмістом гумусу, кількість якого різко знижується з глибиною. Хвойно-листяний опад впливає на формування гуматно-фульватного типу гумусу, з середнім вмістом «вільних» гумінових кислот, дуже низьким – гумінових кислот зв'язаних з кальцієм, високим – міцнозв'язаних гумінових кислот та низьким вмістом гуміну.

Провідне місце в процесах ґрунтоутворення дерново-підзолистих ґрунтів передгір'я належить деревній широколистяній формації у поєднанні з трав'яною рослинністю. Формування гумусового профілю спричиняється не стільки запасами мертвої органічної маси, скільки гідротермічними умовами гуміфікації продуктів її розкладу та інтенсивністю прижиттєвих кореневих виділень.

В умовах періодично промивного водного режиму лісова рослинність за допомогою поверхневої кореневої системи перехоплює елементи-біофіли ще у лісовій підстилці. Недоотримуючи органічних основ, мінеральний верхній горизонт ґрунту під дією розчинів агресивних органічних кислот піддається глибокому хімічному розкладу, опідзоленню. Гумусові кислоти, розкладаючи мінерали, взаємодіють з півтораоксидами і утворюють з ними рухомі комплексні сполуки, які осаджуються в ілювіальному горизонті [14]. Внаслідок цього відбувається формування гумусово-елювіального горизонту з набагато нижчим вмістом гумусу, в порівнянні з бурими гірсько-лісовими ґрунтами.

Обстежені дерново-середньопідзолисті поверхнево-оглеєні та глейові ґрунти первинних угруповань (волога мезотрофна грабова діброва ліщиново-зеленчукова) характеризуються низьким вмістом гумусу (табл. 1.). Вміст гумусу в межах 3,6-4,0 %, на фоні значної продуктивності дібровного біогеоценозу, свідчить про високу інтенсивність мінералізації органічної речовини в даних ґрунтах. Домінування мінералізації органіки над процесами її акумуляції зумовлює незначні запаси гумусу в шарі ґрунту 0-20 см, які не перевищують 84-93 т·га⁻¹. Вміст гумінових кислот у дерново-середньопідзолистих ґрунтах вищий від фульвокислот, співвідношення С_{гк} до С_{фк} становить 1,3-1,4, що ілюструє формування характерного для них фульватно-

гуматного типу гумусу [10]. Дерново-підзолисті ґрунти, які сформувались в межах передгірних біогеоценозів, характеризуються дещо нижчим ступенем гуміфікації органічної речовини, ніж бурі гірсько-лісові. Хоча значення цього показника у дерново-середньопідзолистих поверхнево-оглеєних ґрунтах становить 35,2%, а у дерново-середньопідзолистих глейових ґрунтах – 37,4%, що дозволяє віднести їх до категорії ґрунтів з високим ступенем гуміфікації органічної речовини. В складі органічної речовини дерново-середньопідзолистих ґрунтів первинних лісових угруповань переважають гумінові кислоти та гумін. Розподіл гумінових кислот за фракціями досить рівномірний, як у глейових, так і у поверхнево-оглеєних відмінах.

Підзолисто-дернові ґрунти відрізняються від дерново-підзолистих вищим вмістом гумусу в горизонті НЕ та більшими його запасами в шарі 0-20 см, що пояснюється переважанням дернового процесу ґрунтоутворення над підзолистим [12], за рахунок кращого розвитку трав'яного покриву. В обстежених підзолисто-дернових ґрунтах спостерігається незначне переважання гумінових кислот над фульвокислотами, що зумовлює формування фульватно-гуматного типу гумусу. Вони характеризуються високим вмістом «вільних» гумінових кислот, дуже низьким – гумінових кислот, зв'язаних з кальцієм, та високим – міцнозв'язаних гумінових кислот.

Отримані дані свідчать про те, що ґрунти передгірних біогеоценозів характеризуються досить близькими за значенням параметрами органічної речовини ґрунту. В порівнянні з бурими гірсько-лісовими ґрунтами, обстежені дерново-підзолисті та підзолисто-дернові ґрунти відрізняються значно нижчими вмістом та запасами гумусу, нижчим ступенем гуміфікації органічної речовини, підвищенням відношення С_{гк} до С_{фк}, нижчим вмістом «вільних» гумінових кислот, вищим вмістом гумінових кислот, зв'язаних з кальцієм, та дещо вищим вмістом гуміну.

Сірі опідзолені ґрунти є першим після чорноземів лісовим типом ґрунту, для якого характерний промивний тип водного режиму. Хоча проявляється він своєрідно, не так як у дерново-підзолистих ґрунтах. За проявом цих властивостей сірі опідзолені ґрунти можна розглядати як перехідні між чорноземними та підзолистими ґрунтами [14].

Отримані матеріали свідчать, що сірі опідзолені ґрунти вологої евтрофної діброви ліщиново-зеленчукової, як і ґрунти передгірних біогеоценозів, характеризуються невисоким вмістом та запасами гумусу в гумусово-елювіальному горизонті. Гуміфікованість органічної речовини значна (48,8%), про що можна стверджувати з огляду на переважання в гумусі сірих опідзолених ґрунтів гумінових кислот. В зв'язку з цим, даним ґрунтам притаманний фульватно-гуматний тип гумусу, з відношенням вуглецю гумінових кислот до вуглецю фульвокислот, яке становить 1,5. У фракційно-груповому складі гумусу сірих опідзолених ґрунтів під первинною лісовою рослинністю серед гумінових кислот суттєво переважають бурі гумінові кислоти (фракція Гк-1). Чорні гумінові кислоти (фракція Гк-2), через низький вміст кальцію та добре виражений промивний водний режим, вимиваються в нижні генетичні горизонти, тому їх вміст у гумусово-елювіальному горизонті дуже низький. Вміст міцнозв'язаних гумінових кислот високий, що може бути пов'язано зі значним вмістом у даних ґрунтах глинистих мінералів та стійких півтораоксидів заліза та алюмінію. Вміст нерозчинного залишку (гуміну) у всіх обстежених ґрунтах низький і не перевищує в середньому 20% від вмісту загального вуглецю.

Наведені дані свідчать про те, що за показниками гумусового стану сірі опідзолені ґрунти під вологою евтрофною дібровою ліщиново-зеленчуковою відносяться до ґрунтів із середнім вмістом гумусу та низькими його запасами, дуже високим ступенем гуміфікації органічної речовини, фульватно-гуматним типом гумусу, високим вмістом «вільних» гумінових кислот, дуже низьким – зв'язаних з кальцієм, високим – міцнозв'язаних гумінових кислот та низьким вмістом гуміну.

Лучні ґрунти є продуктом дернового процесу ґрунтоутворення. Вони формуються під лучною рослинністю в умовах місцевого підвищеного зволоження, що накладає свій відбиток на формування гумусу цих ґрунтів. Акумуляція значної кількості гумусу в лучних ґрунтах пов'язана з розкладом переважної більшості кореневих залишків трав'яної рослинності в умовах весняного максимуму вологи, після чого настає відносно сухий період, зі зниженою життєдіяльністю мікроорганізмів, що сприяє закріпленню новоутворених гумусових речовин у верхніх генетичних горизонтах лучних ґрунтів [8].

Порівняно з лісовими ґрунтами рівнинної частини басейну верхів'я Дністра, лучні ґрунти та їх глейові відміни під незміненою лучною рослинністю заплавлених лук характеризуються вищим вмістом гумусу та його запасами (табл. 1.), що пояснюється акумуляцією та трансформацією більшої частини органічних решток саме в гумусовому горизонті. В складі гумусу лучних ґрунтів переважають гумінові кислоти, що зумовлює досягнення в них дуже високого ступеня гуміфікації органічної речовини. Суттєва перевага гумінових кислот над фульвокислотами, в складі органічної речовини, визначає формування добре вираженого гуматного типу гумусу. За даними аналізу фракційно-групового складу в лучних ґрунтах, переважають чорні гумінові кислоти (фракція Гк-2), що дозволяє віднести їх до ґрунтів із середнім вмістом гумінових кислот, зв'язаних з кальцієм. Бурих гумінових кислот (фракція Гк-1) в даних ґрунтах утворюється значно менше, ніж чорних, їх частка становить лише 17,2-17,4%. Тому всі обстежені відміни відносяться до категорії ґрунтів з дуже низьким вмістом «вільних» гумінових кислот. Значна кількість стійких півтораоксидів зумовлює високий вміст міцнозв'язаних гумінових кислот. Хоча слід відмітити, що у глейових відмінах їх вміст дещо вищий, ніж у неоглеєних. Як і всі обстежені ґрунти природних біогеоценозів басейну верхів'я Дністра, лучні ґрунти характеризуються низьким вмістом гуміну.

Отже, лучним ґрунтам басейну верхів'я Дністра, які не зазнають постійного антропогенного навантаження, притаманні такі характеристики гумусового стану: високий вміст гумусу, високі його запаси, дуже високий ступінь гуміфікації органічної речовини, гуматний тип гумусу, дуже низький вміст фракції Гк-1, середній – Гк-2, високий – Гк-3 та низький вміст гуміну. Глейові відміни відрізняються від неоглеєних лише нижчими запасами гумусу (середні) у шарі ґрунту 0-20 см.

Отримані дані кількісно-якісного складу гумусу ґрунтів природних комплексів підтверджують домінуючий вплив рослинних угруповань та гідротермічного режиму на процеси гумусонагромадження. Кількість та якість гумусу різняться між гірськими і рівнинними екосистемами, між мішаними і широколистяними лісами, а особливо між лісами і луками. Враховуючи ці взаємозв'язки, нами виділено 3 типи гумусового стану ґрунтів корінних екосистем басейну верхів'я Дністра.

Перший тип – об'єднує ґрунти з незначним вмістом гумусу (< 5%), в складі якого дещо переважають гумінові кислоти, співвідношення С_{гк} до С_{фк} становить

1,1-1,5. До цього типу відносимо дерново-підзолисті, підзолисто-дернові та сірі опідзолені ґрунти широколистяних лісів передгірних та рівнинних біогеоценозів басейну верхів'я Дністра.

Другий тип – об'єднує ґрунти з високим вмістом гумусу ($> 5\%$), в складі якого значно переважають гумінові кислоти ($\text{Сгк/Сфк} > 1,5$). До цього типу відносимо лучні ґрунти різного ступеня оглеєння природних лук, які притаманні заплавному комплексам басейну верхів'я Дністра.

Третій тип – об'єднує ґрунти з високим вмістом гумусу ($> 5\%$), в складі якого дещо переважають фульвокислоти ($\text{Сгк/Сфк} < 1,0$). До цього типу відносимо бурі гірсько-лісові ґрунти первинних лісових екосистем Верхньодністерських Бескидів.

Отже, у відмінних за складом автотрофного блоку біогеоценозах формуються ґрунти з різним вмістом та складом гумусу, що свідчить про суттєві відміни у матеріально-енергетичному балансі екосистем регіональних ландшафтів, і відповідно – про відміни ґрунтоутворних процесів в якісному та кількісному вимірах.

Висновки

1. Формування органічної речовини ґрунту у первинних екосистемах басейну верхів'я Дністра відбувається в широкому діапазоні різноманіття, відповідно до значних коливань характеристик чинників ґрунтоутворення.

2. Мішані лісові екосистеми гірської частини басейну зумовлюють формування едафотопів зі значним вмістом гумусу гуматно-фульватного типу, широколистяні ліси передгірних біогеоценозів сприяють утворенню едафотопів з невисоким вмістом гумусу фульватно-гуматного типу, заплавні луки характеризуються формуванням едафотопів з високим вмістом гумусу, в складі якого значно переважають гумінові кислоти.

3. На основі кількісних та якісних параметрів органічної речовини ґрунтів виділено 3 типи їх гумусового стану, що відображають різноманіття автотрофного блоку досліджених біогеоценозів.

4. На основі даних про склад рослинних угруповань виникає можливість проводити оцінку гумусового стану ґрунтів.

1. Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. – Л.: Наука, 1980. – 288 с.
2. Александрова Л.Н., Найденова О.А. Лабораторно-практические занятия по почвоведению: 4-е изд., перераб. и доп. – Л.: Агропромиздат, 1986. – 295 с.
3. Андрущенко Г.О. Ґрунти західних областей УРСР. Львів-Дубляни: Вільна Україна, 1970. – 114 с.
4. Андрущенко Г.О. Некоторые данные к познанию процесса образования и условий плодородия бурых лесных почв западных и Закарпатской областей УССР // Науч. зап. Львов. с.-х. ин-та, 1952. – Т. 3. – С. 192-223.
5. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. – М.: Изд-во МГУ, 1970. – 310 с.
6. Гоголев И.Н. К вопросу о генезисе бурых лесных почв Карпат // Географ. сб. Львов. ун-та. – 1961. – Вып. 6. – С.103-122.
7. Гришина Л.А. Гумусообразование и гумусное состояние почв. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 242 с.

8. Дмитраков Л.М., Самойлова Е.М. Гумус луговых почв лесостепи // Почвоведение. – 1973. – №9. – С. 56-63.
9. Кононова М.М. Проблема почвенного гумуса и современные задачи его изучения. – М.: Изд-во АН СССР, 1951. – 390 с.
10. Кульчицька Л.А. Гумусовий стан дерново-підзолистих ґрунтів легкого гранулометричного складу Малого Полісся // Генезис, географія і екологія ґрунтів. – Вісн. Львів. ун-ту. Сер. географ. – Львів: Простір М, 1998. – Вип. 23. – С. 332-337.
11. Муха Б.П. Фізико-географічні умови та ландшафтна структура басейну верхів'я р. Дністер // Дослідження басейнової екосистеми верхнього Дністра. – Львів, 2000. – С.7-22.
12. Оленчук Я., Николин А. Ґрунти Львівської області. – Львів: Каменяр, 1969. – 83 с.
13. Пастернак П.С., Скиба В.В. Содержание и состав гумуса бурых лесных почв Карпат // Почвоведение. – 1962. – №12. – С.74-79.
14. Пономарёва В.В., Плотникова Т.А. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения). – Л.: Наука, 1980. – 221 с.
15. Тюрин И.В. Органическое вещество почвы и его роль в плодородии. – М.: Наука, 1965. – 319 с.
16. Чуков С.Н. Структурно-функциональные параметры органического вещества почв в условиях антропогенного воздействия. – С.-Пб.: Изд-во С.-Пб. ун-та, 2001. – 216 с.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 595.7 + 595.734 + 595.765 + 595.799 (477.8)

Р.Й. Годунько, І.Б. Коновалова, Ю.Ю. Шрубович, Т.П. Яницький

**МОНІТОРИНГ ТАКСОНОМІЧНОЇ РІЗНОМАНІТНОСТІ ДЕЯКИХ РЯДІВ
КОМАХ ЛЬВОВА (INSECTA: COLLEMBOLA, EPHEMEROPTERA,
COLEOPTERA, HYMENOPTERA)**

Годунько Р.И., Коновалова И.Б., Шрубович Ю.Е., Яницкий Т.П. Мониторинг таксономического разнообразия некоторых отрядов насекомых Львова (Insecta: Collembola, Ephemeroptera, Coleoptera, Hymenoptera) // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 191-196.

Кратко изложены основные этапы изучения некоторых отрядов насекомых г. Львов, а также проанализированы количественные и качественные изменения энтомофауны на урбанизированной территории за последние 140 лет.

Godunko, R., Konovalova, I., Shrubovych, Y., Yanytsky, T. Monitoring of taxonomical diversity of some insect orders in Lviv City (Insecta: Collembola, Ephemeroptera, Coleoptera, Hymenoptera) // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 191-196.

The main stages of study of some insect orders in Lviv City are briefly stated. Some quantitative and qualitative changes in entomological faunas in urban environment during the last 140 years have been analyzed.

Збереження біотичного різноманіття – актуальне завдання сьогодення. В Україні питання дослідження та збереження біотичного потенціалу закріплені на законодавчому рівні. Кабінет Міністрів України видав постанову “Про концепцію збереження біологічної різноманітності України” (Постанова КМУ № 391 від 30.03.1998 р.), в якій окреслено основні напрями природоохоронної політики держави. Концепція переходу до сталого розвитку розглядає проблематику збереження біотичної різноманітності як єдино можливий спосіб збереження біосфери і людства.

Незважаючи на значні природоохоронні зусилля, упродовж останніх 20 років спостерігається прогресуюча втрата біотичної різноманітності через знищення місць проживання живих організмів, надмірної експлуатації та забруднення довкілля, згубної інтродукції деяких тварин та рослин. Особливих змін зазнає ентомобіота урбанізованих екосистем. З огляду на ключову роль, яку відіграють комахи у функціонуванні прісноводних та наземних ценозів, вивчення сучасного рівня їх біотичної різноманітності, історичних змін у фауні та структурній організації угруповань та з’ясування причин цих змін – актуальне завдання ентомологічних досліджень.

Оскільки фауна комах Львова та його найближчих околиць вивчається вже понад 140 років, вона є зручним об’єктом для моніторингових досліджень зміни якісних та кількісних параметрів угруповань ентомобіоти в умовах урбанізованого середовища. Значна кількість зібраного протягом цього часу матеріалу поповнювала приватні колекції, а згодом була передана до Природничого музею ім. Дідушицьких (нині Державний природознавчий музей НАН України) та, частково, до Зоологічного музею ім. Б. Дибовського Львівського національного університету ім. І. Франка і Природничого музею Інституту систематики та еволюції тварин ПАН (Краків,

Польща). Таким чином, були створені передумови, що уможливають на даному етапі досліджень глибокий аналіз змін таксономічної структури угруповань, окремих таксонів комах, верифікацію сумнівних визначень та деталізацію місць знахідок.

У представлений роботі висвітлено основні етапи та сучасний стан вивченості деяких груп комах Львова. Дослідженням охоплено представників рядів Ephemeroptera, Collembola, Coleoptera: Vuprestidae і Hymenoptera: Bombini. Згадані таксономічні групи, завдяки особливостям їх екології та специфіці історичного розвитку, є зручними об'єктами моніторингових досліджень, спрямованих на встановлення ступеня антропопресії на наземні та прісноводні екосистеми. Використання таксонів згаданих рядів (наприклад, одноденок та ногохвісток) покладено в основу багатьох біотичних індексів.

Матеріал і методика досліджень

З метою встановлення стану вивченості деяких таксонів комах Львова проаналізовано літературні відомості, що містять інформацію про якісні та кількісні параметри угруповань ентомобіоти. Проведено критичний аналіз наведених даних та уточнено синонімію видів. Верифіковано колекції відповідних груп комах у фондах Державного природознавчого музею НАН України і Природничого музею Інституту систематики та еволюції тварин ПАН. Значну частину матеріалу становлять власні збори авторів даної роботи, здійснені протягом останніх 10 років на теренах Львова та його найближчих околиць.

Результати дослідження

Дослідження фауни ногохвісток (Collembola) Львова розпочалися в останньому десятиріччі 20 ст. з ґрунтового вивчення колемболофауни фруктового саду у центрі міста І. Я. Капрусем, який зареєстрував 29 видів цих безхребетних педобіонтів [3]. Пізніше була досліджена фауна ногохвісток у бучині лісопарку Погулянка на території міста [4, 7]. Результати досліджень фауни та синекологічних параметрів угруповань ногохвісток у різних за ступенем антропогенного навантаження урбоекосистемах Львова викладені в циклі робіт Ю. Ю. Шрубович [8-12, 31]. У публікаціях автора дано цілісну оцінку населення ногохвісток міста, яке характеризується великою різноманітністю урботопів (лісопарки, парки, газони, поодинокі дерева у „вікнах” асфальту, квітники, квіткові горщики та оранжереї, підвали, техногенні звалища і кар'єри, будівельні майданчики), і вказано 119 видів ногохвісток, з яких 58 видів зареєстровані для міста Львова вперше. Сучасна колемболофауна Львова разом із літературними даними нараховує 139 видів ногохвісток, які належать до 15 родин і 63 родів.

Вивчення одноденок (Ephemeroptera) Львова розпочалось в 1867 р. з публікації Й. Дзендзелевича, в якій вперше для досліджуваної території вказано три види. Протягом наступних 50 років, цим автором, а також Е. Маєвським, Й. Верхратським та Й. Мікульським для міста і найближчих околиць (Погулянка, Вульки та Білогорща, котрі тепер належать до міської зони) віднотовано 11 видів: *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761) [14, 16, 17, 19, 27, 28]; *Baetis muticus* (Linnaeus, 1758) [19]; *Baetis rhodani rhodani* Pictet, 1843 [17]; *Ecdyonurus venosus* (Fabricius, 1775) [14, 16, 27, 28]; *Caenis horaria* (Linnaeus, 1758) [19]; *C. macrura* Stephens, 1835 [17, 18];

C. robusta Eaton, 1884 [19]; *Leptophlebia marginata* (Linnaeus, 1767) [19]; *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791) [18, 19, 29]; *Epheron virgo* (Olivier, 1791) [15, 17, 18, 35]; *Ephemera vulgata* Linnaeus, 1758 [14, 16, 19, 27].

Заслужують на увагу знахідки видів родин Palingeniidae Jakobson & Bianki, 1905 та Polymitarcyidae Banks, 1900. Ареали та чисельність популяцій цих видів скорочуються в Європі. Передовсім це стосується *P. longicauda*, виду, що внесений у Червоні списки та книги всіх країн Європейського союзу, де має статус „Ex” (extinct – зниклий), а також *E. virgo*, який віднесений переважно до категорії „CR” або „EN” (вид, що знаходиться під критичною загрозою або під загрозою). Можливість поширення першого виду у Львові у 19-20 ст. сумнівна, оскільки жоден з водотоків на території міста чи околиць не має відповідних біотопів для його проживання. Вірогідно, що згадані екземпляри, частина яких представлена у фондах Державного природознавчого музею НАН України [20], були занесені вітром з басейну р. Стрива в околицях м. Самбір, де *P. longicauda* відзначались Й. Дзендзелевичем та Е. Маєвським [18, 19, 27, 28]. Чисельність популяції *E. virgo* у р. Полтва, очевидно, була значною. Підтвердженням цього є масові вильоти цих комах в центральній частині міста ще на початку 20 ст. [18]. У фондах Державного природознавчого музею НАН України, окрім дорослих особин двох самців і самки *P. longicauda*, зберігаються екземпляри імаго *C. dipterum*, *B. muticus*, *C. robusta* і *E. virgo*, зібрані Й. Дзендзелевичем між 1898 та 1906 рр. на території Львова [20]. Станом на початок 2003 р. у місті повторно вдалось віднайти тільки два види одноденок, а саме *C. dipterum* і *C. macrura*.

Фауна жуків-златок (Coleoptera: Buprestidae) Львова та його околиць налічує 36 видів [1, 2, 5, 6, 13, 21-26, 38]. Серед кормових рослин личинок переважають дуб, верба, береза і сосна. За типом живлення личинок більшість видів (58%) належать до олігофагів. Зоогеографічний аналіз показує, що, порівняно з бупрестідофауною заходу України, зменшується кількість видів з середземноморсько-європейським ареалом (48% і 28% відповідно).

Джмелів (Hymenoptera: Bombini: Bombus) Львова та його околиць вивчали у другій половині 19 і на початку 20 ст. А. Вежейський [36, 37], Я. Снежек [32-34] та Я. Носкевич [30]. Відповідно до опублікованих результатів досліджень цих авторів, та з долученням матеріалів ентомологічної колекції Державного природознавчого музею НАН України, що формувалась переважно в першій третині 20 ст., фауна джмелів Львова та його найближчих околиць становила 22 види (рід *Bombus*, включно з підродом *Psithyrus*). Цікаво відзначити наявність у той час рідкісних видів *B. muscorum* (Linnaeus, 1758), *B. pomorum* (Panzer, 1805), *B. ruderatus* (Fabricius, 1775), *B. confusus* Schenck, 1859, *B. mesomelas* Gerstaecker, 1869, *B. soroeensis* (Fabricius, 1777), *B. veteranus* (Fabricius, 1793), *B. humilis* Illiger, 1806, три перші з яких включено до Червоної Книги України [30, 34, 35, 36]. З підроду *Psithyrus* вищевказані автори цитують лише 3 види.

На даний час фауна джмелів Львова і околиць представлена 17 видами, серед яких відсутні 8 зазначених рідкісних видів, натомість наявні 3 види джмелів-зозул (підрід *Psithyrus*), які не згадувались попередніми авторами. Найчисленнішими є джмелі: земляний, лучний, польовий і садовий.

Висновки

Фрагментація урбосередовища та присутність численних антропогенних екотонів сприяє формуванню багатогаті та різноманітної фауни *Collembola* міського середовища, що відмінна від такої в природних екосистемах регіону. Стійка ксерофілізація урботопів забезпечує проникнення та велику чисельність популяцій багатьох видів ногохвісток з південними ареалами (*Axenylloides baueri* Kseneman, 1935, *Neonaphorura adulta* (Gisin, 1944), *Cryptopygus orientalis* (Stach, 1947), *C. thermophilus* (Axelson, 1900), *Folsomides marchicus* (Frenzel, 1941), *Heteromurus major* (Moniez, 1889), *Orchesella xerothermica* (Stach, 1960). В урботопах оранжерей та підвалів поселяються адвентивні для регіональної колемболофауни види із специфічними вимогами до середовища існування, наприклад *Paranurophorus simplex* Denis, 1929, і троглофіли *Mesogastrura libyca* (Caroli, 1914) та *Acherontiella cassagnai* Thibaud, 1967. Таким чином, в урбосередовищі успішно співіснують лісові, лучні, лучно-степові та еврибіонтні за біотопними преферендами види ногохвісток, розширюються екологічні ніші синантропних та рудеральних видів.

Ретроспективний аналіз показує, що фауна златок Львова і його околиць протягом останніх 130 років змінювалась за рахунок: 1) збільшення кількості видів, личинки яких потенційно здатні розвиватися на березі та вербах; 2) зростання кількості видів з широкоолігофагічним типом живлення личинок і зменшення кількості видів з вузькоолігофагічним типом живлення личинок; 3) скорочення кількості видів з середземноморсько-європейським ареалом у відсотковому відношенні.

Зміни у фауні одноденок та джмелів Львова та його околиць спричинені, безперечно, зростанням антропогенного навантаження на міські біотопи. Основним фактором, що призвів до катастрофічного зменшення числа видів *Ephemeroptera* на території міста та кількості водойм, які заселені представниками цього ряду, є значний рівень органічного та неорганічного забруднення поверхневих вод Львова. Забрудненню підлягають як руслові ділянки струмків, дрібних річок та літораль ставків і озер, так і джерела. Серед факторів, що вплинули на зміну фауни джмелів Львова варто назвати наступні: забудова міста, зменшення зелених насаджень, зміна рослинного покриву внаслідок вирубування приміських лісів та парків, інтродукція нових видів, розорювання земель та меліоративні заходи. Так, у місті та околицях зникли види, приурочені до ксеротермних і болотяних ділянок, а щільність популяцій окремих нечисленних видів значно знизилась.

Подяка

Представлена стаття є частиною наукової роботи за темою “Біологічний та хімічний контроль стану поверхневих вод м. Львова як основа моніторингу водних екосистем урбанізованого середовища”. Дослідження здійснені за фінансової підтримки Міністерства освіти і науки України в рамках гранту Президента України для підтримки наукових досліджень молодих учених № GP/S8/31.

1. Загайкевич І. К. Комахи – шкідники деревних і чагарникових порід західних областей України. – Київ: Вид-во АН УРСР, 1958. – 132 с.
2. Загайкевич І. К. До вивчення поширення і біології вузькотілих златок роду *Agrilus* Curtis в УРСР // Наук. зап. Наук.-природозн. музею АН УРСР. – 1962. – Т. 10. – С. 101-111.

3. Капрусь І. Я. Ногохвістки (*Collembola*) міського саду // Матеріали конф. Львів - Яремча "Урбанізація як фактор змін біогеоценологічного покриву". – Львів, 1994. – С. 34-35.
4. Капрусь І. Я. Ногохвістки (*Collembola*) Волино-Подолія // Екологія і фауна ґрунтових беспозвоночних Західного Волино-Подолія. – Київ: Наук. думка, 2003. – С. 100-172.
5. Лазорко В. Причинки до фауни хрущів [українських] земель // Зб. Фізіограф. Комісії. – 1938. – Вип. 7. – С. 33-44.
6. Лазорко В. Матеріали до систематики і фауністики жуків України. – Ванкувер: Вид-во НТШ, 1963. – 123 с.
7. Шрубівич Ю. Ю. Фауна і населення ногохвісток (*Collembola*) вибраних урбоєкосистем м. Львова // Наук. вісн.: Проблеми та перспективи розвитку лісового господарства. – Львів: УкрДЛТУ. – 1998а. – Вип. 9.1. – С. 87-92.
8. Шрубівич Ю. Ю. Особливості угруповань ногохвісток (*Collembola*) на різних стадіях гемеробності // Тези Міжнар. конф. "Питання біоіндикації і екології". – Запоріжжя, 1998б. – С. 72.
9. Шрубівич Ю. Ю. Порівняльний аналіз угруповань ногохвісток (*Collembola*) природних та урбанізованих букових лісів Розточчя // Природа Розточчя. Біогеоценологічні дослідження: підходи, методики, результати. – Львів – Івано-Франкове, 1999а. – Вип. 1. – С. 157-162.
10. Шрубівич Ю. Особливості структури і динаміки мікроугруповань *Collembola* під поодинокими деревами у "вікнах" асфальту // Наук. вісн.: Сучасна екологія і проблеми сталого розвитку суспільства. – Львів: УкрДЛТУ. – 1999б. – Вип. 9.7. – С. 184-188.
11. Шрубівич Ю. Населення ґрунтових ногохвісток паркових екосистем міста Львова // Наукові основи збереження біотичної різноманітності. – Львів: "Ліга-Прес". – 2000. – Вип. 1. – С. 107-112.
12. Шрубівич Ю. Е. Изменение разнообразия почвенных коллембол по градиенту урбопресса // Материалы Междунар. симпози. "Функции почв в биосферно-геосферных системах". – М.: МАКСПресс, 2001. – С. 333-334.
13. Яницький Т. П. Фауна златок (Coleoptera, Buprestidae) Розточчя // Наук. зап. Держ. природозн. музею НАН України. – Львів, 1994. – Т. 11. – С. 47-50.
14. Dziedzielewicz J. Wykaz owadów żyłkoskrzydłych // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1867. – Т. 1. – С. 161.
15. Dziedzielewicz J. Jętki i Małozylka nadreńska (*Oligoneuria Rhenana* Imhff.) // Czas. Tow. Aptekarskiego we Lwowie. – Lwów, 1875. – Т. 4. – С. 302-308.
16. Dziedzielewicz J. Przegląd fauny krajowej owadów siatkoskrzydłych (*Neuroptera*, *Pseudoneuroptera*) // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1891. – Т. 26. – С. 26-151.
17. Dziedzielewicz J. Sieciarki (*Neuroptera genuia*) i Prasiatnice (*Archiptera*) zebrane w ciągu lat 1902 i 1903 // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1905. – Т. 38. – С. 104-128.
18. Dziedzielewicz J. O niektórych jętkach krajowych (*Sur les Ephemeridae*) // Kosmos. – 1906. – Т. 30, № 10-12. – С. 387-390.
19. Dziedzielewicz J. Owady siatkoskrzydłowe ziem Polski // Rozpr. i Wiad. z Muzeum im. Dzieduszyckich. – Lwów, 1919. – Т. 3, zes. 3-4. – С. 105-169.
20. Goduńko R. Mayflies collection of J. Dziedzielewicz in the State Museum of Natural History of National Academy of Sciences of Ukraine (Lviv). 1. Baetidae, Oligoneuriidae, Caenidae, Ephemerellidae, Leptophlebiidae, Palingeniidae, Polymitarcyidae, Ephemeridae, Potamanthidae // Roczniki Bieszczadzkie. – 1998. – 7. – P. 417-422.
21. Łomnicki M. Przyczynek do fauny chrząszczów galicyjskich. – Kraków, 1866. – 9 s.
22. Łomnicki M. Wykaz dodatkowy chrząszczów galicyjskich // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1874. – Т. 8. – С. 12-18.
23. Łomnicki M. Katalogus coleopterorum Haliciae. – Leopoli, 1884. – 43 p.
24. Łomnicki M. Wykaz chrząszczów nowych dla fauny Galicyi // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1891. – Т. 26. – С. 16-25.

25. Łomnicki M. Fauna Lwowa i okolicy. I. Chrząszcze (Coleoptera). Cz.2 // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1903. – T. **37**. – S. 31-56.
26. Łomnicki M. Chrząszcze nowe dla fauny galicyjskiej // Kosmos. – 1904. – T. **29**. – S. 367-373.
27. Majewski E. Systematyczny wykaz owadów żyłkoskrzydłych polskich. Insecta Neuroptera Polonica. – Warszawa: Gebethner i Wolff, 1882. – 42 s.
28. Majewski E. Owady żyłkoskrzydłe (Neuroptera Polonica). Systematyczny wykaz krajowych sieciarek i prasiatnic // Materiały do fauny krajowej. – Warszawa, 1885. – S. 1-38.
29. Mikulski J. Jętki (Ephemeroptera). Fauna słodkowodna Polski. – Warszawa: Kasa im. Mianowskiego, 1936. – T. **15**. – 178 s.
30. Noskiewicz J. Pszczółowate (Apidae) okolic Lwowa // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1922. – T. **55-56**. – S. 157-179.
31. Shrubovych J. The fauna of springtails (Collembola) in Lviv City // Вісн. зоол. – 2002. – T. **36**, № 2. – С. 63-67.
32. Śnieżek J. O krajowych gatunkach trzmieli // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1894. – T. **29**. – S. 1-22.
33. Śnieżek J. O krajowych gatunkach trzmielców (Psithyrus) // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1899. – T. **34**. – S. 86-95.
34. Śnieżek J. Błonkówki pszczółowate (Apidae), zebrane w Galicyi // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1910. – T. **44**. – S. 31-35.
35. Werchratski J. Jętka (Ephemera albipennis?) // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1869. – T. **3**. – S. 153.
36. Wierzejski A. Przyczynek do fauny owadów błonkoskrzydłych (Hymenoptera) // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1868. – T. **2**. – S. 108-127.
37. Wierzejski A. Dodatek do fauny błonkówek // Spraw. Kom. Fizjogr. Acad. Umiej. – Kraków, 1874. – T. **8**. – S. 253-273.
38. Yanytsky T. P. Buprestidae (Coleoptera) of Roztocze // Fragmenta Faunistica. – 1998. – T. **41**, cz. 4. – S. 29-32.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

УДК 595.762.12(477)

В.Б. Різун

РІДКІСНІ ТА ЗНИКАЮЧІ ВИДИ ЖУКІВ-ТУРУНІВ (COLEOPTERA, CARABIDAE) ЗАКАРПАТТЯ

Різун В.Б. Редкие и исчезающие виды жуков-жужелиц (*Coleoptera*, *Carabidae*) Закарпатья // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 197-206.

Предлагается для охраны 75 видов жуков-жужелиц (*Coleoptera*, *Carabidae*), из Закарпатья среди которых: 2 – внесены в Европейский красный список (1991), 1 – в Красную книгу Украины (1994) и 25 – в Красный список жесткокрылых Польши (2002).

Rizun, V. Rare and threatened with extinction species of ground beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) in Zakarpattia region // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 197-206.

75 species of ground beetles in Zakarpattia region are suggested for protection, from which: 2 – are included in the European Red List (1991), 1 – in the Red Book of Ukraine (1994) and 25 – in the Red List of Beetles of Poland (2002).

Охорона комах, як і будь яких інших живих організмів, повинна базуватися на певних положеннях (спільних, загально визнаних засадах), які б забезпечували єдність методичних підходів і ґрунтовну наукову основу. В Україні такими вихідними документами є: Закон України "Про охорону навколишнього природного середовища" (1991 р.), на підставі якого розроблене "Положення про Червону книгу України", затверджене Постановою Верховної Ради України від 29 жовтня 1992 р., Закон України "Про тваринний світ", на підставі якого прийнята Постанова Кабінету Міністрів України "Про порядок ведення державного кадастру тваринного світу" від 15 листопада 1994 р. № 772; Постанова Кабінету Міністрів України "Про Концепцію збереження біологічного різноманіття України" від 12 травня 1997 р. №439.

Згідно із згаданим Положенням, Червона книга України [3] є основним державним документом, у якому містяться узагальнені відомості про сучасний стан видів тварин і рослин України, що перебувають під загрозою зникнення, та заходи щодо їх збереження та науково обґрунтованого відтворення. До Червоної книги України заносяться види тварин і рослин, які постійно або тимчасово перебувають чи зростають у природних умовах на території України, в межах її територіальних вод, континентального шельфу та виключної (морської) економічної зони, і знаходяться під загрозою зникнення.

Організація збереження видів тварин і рослин, занесених до Червоної книги України, поліпшення середовища їх перебування чи зростання, створення належних умов для розмноження у природних умовах, розведення та розселення покладається в межах їх компетенції на Кабінет Міністрів України, Ради народних депутатів, місцеві державні адміністрації, виконавчі органи місцевого самоврядування, Міністерство охорони навколишнього природного середовища України та інші державні органи, на які законодавством України та Автономної республіки Крим покладено здійснення функцій у цій сфері.

Охорона та відтворення видів тварин і рослин, занесених до Червоної книги України, забезпечується шляхом: встановлення особливого правового статусу видів тварин і рослин, що знаходяться під загрозою зникнення, врахування вимог щодо їх

охорони під час розробки законодавчих та інших нормативних актів; систематичної роботи щодо виявлення місць їх перебування та зростання, проведення постійного спостереження (моніторингу) за станом популяцій та необхідних наукових досліджень з метою розробки наукових основ їх охорони та відтворення; створення на територіях, де вони оселені (зростають), та на шляхах міграції системи заповідних та інших об'єктів, що особливо охороняються. Постійне чи тимчасове у процесі міграції перебування або зростання на певній території видів тварин чи рослин, занесених до Червоної книги України, є підставою для оголошення її об'єктом природно-заповідного фонду України загальнодержавного значення.

Види тварин і рослин, занесені до Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи та природних ресурсів і Європейського Червоного списку, які трапляються на території України, заносяться до Червоної книги України або одержують інший особливий статус відповідно до законодавства України про охорону та використання тваринного і рослинного світу.

Пропозиції про занесення до Червоної книги України (або до регіональних "червоних списків") видів тварин або рослин можуть вносити відповідні науково-дослідні установи, державні і громадські організації, окремі фахівці, науковці. Пропозиції повинні включати наукове обґрунтування необхідності занесення виду тварин чи рослин до Червоної книги України (або регіонального "червоного списку"), відомості про його поширення, необхідні заходи щодо збереження і відтворення у природних чи спеціально створених умовах.

Одним із кроків, які б забезпечували комплексність і необхідний рівень даних, які збирає Національна Комісія, повинно бути створення на державному і регіональному рівнях (поряд із Червоною книгою України) наукових "червоних списків" тварин, зокрема різних таксономічних груп комах, як це вже зроблено для твердокрилих Польщі [4], до яких увійшли б усі загрожені види організмів з їх розподілом на категорії уразливості. Для різних таксономічних груп комах критерії відбору видів до "червоних списків" могли б дещо відрізнятися. Червоний список видів комах України, Червоний список видів комах Українських Карпат чи Червоний список видів комах Закарпаття, створені із залученням ентомологів із різних регіонів країни, були б науковою основою для відбору видів до Червоної книги України.

"Червоні списки" і "червоні книги" становлять основу знань про зникнення таксонів у світовій і локальних фаунах, а також дозволяють слідкувати за ефективністю охорони біорізноманіття. "Червоні списки" є спрощеною формою "червоних книг" чи інших наукових опрацювань, які мають за мету реєстрацію, класифікацію і оцінку стану популяцій рідкісних видів. І хоч "червоні книги" є більш інформативними ніж "червоні списки", але останні мають незаперечну практичну перевагу, а саме, для їхньої підготовки і публікації необхідно менше коштів і часу, а тому вони можуть піддаватися частішій верифікації і поновленню.

Останнє видання Червоної книги України з'явилося в 1994 р.¹ До нього занесено 173 види комах, що становить 45% від усіх червонокнижних видів (382) тварин України. Із комах, занесених до Червоної книги України, 94 види (54%) трапляються чи траплялися в західному регіоні України. Як і в Україні в цілому, в її західних областях найбільшу кількість "червонокнижних" видів мають ряди

¹ У даний час триває підготовка нового видання Червоної книги України і кількість занесених до неї видів комах суттєво збільшиться.

перетинчастокрилих (37 видів, або 39,3%), лускокрилих (відповідно 34 і 36,1%) і твердокрилих (12 і 12,8%).

Спектр систематичних груп комах, охоплених Червоною книгою України, не відбиває всієї їхньої різноманітності. А інформація про розповсюдження окремих видів вимагає доповнення. Тому не дивно, що "...основною перешкодою, яка стримує розробку розумних стратегій в області охорони природи і управління її ресурсами, – є трудність отримання надійної інформації" [2]. Відсутні сучасні відомості і про сучасний стан популяцій багатьох видів комах Закарпаття, занесених до Червоної книги України [3].

Оскільки значна частина рідкісних, ендемічних видів комах, особливо тих, які характерні для Карпатського регіону, не увійшла до останнього видання Червоної книги України і не увійде до наступного, вкрай необхідне розширення списку рідкісних видів – потенційних кандидатів до наступних видань Червоної книги України, розроблення й уніфікація критеріїв їхнього відбору тощо. Адже відомо, що рідкісність свідчить про вразливість виду, яка веде до його вимирання.

Матеріал і методика досліджень

На підставі опрацювання літератури і регіональних колекцій та за результатами особистих зборів і спостережень нами складено "червоний список" видів жуків-турунів (*Coleoptera*, *Carabidae*), які пропонуються для охорони на території Закарпатської області. Критеріями включення видів до цього списку і присвоєння їм категорій уразливості обрано: 1) розміри ареалу виду і його представленість в Закарпатті; 2) загальна чисельність виду і його чисельність в Закарпатті; 3) ступінь біотопічної загроженості; 4) міграційні здатності виду. Виходячи із цих критеріїв, специфіки ентомологічних об'єктів, регіональних особливостей Закарпаття, а також із урахуванням міжнародного досвіду і з метою уніфікації підходів у пропонованому "червоному списку" жуків-турунів (*Coleoptera*, *Carabidae*) Закарпаття (табл. 1) приймаємо 6 категорій уразливості² окремих видів:

EX (extinct, disappeared) – вимерлі і зниклі: добре помітні види, що легко ідентифікуються, які були вказані для Закарпаття наприкінці 19 – початку 20 ст., але пізніше не виявлені; **EX?** – можливо зниклі: види, що були вказані для Закарпаття наприкінці 19 – початку 20 ст., а пізніше не виявлені, популяції яких, зважаючи на незначну чисельність, невеликі розміри або прихований спосіб життя, можуть залишатися невідомими спеціалістам;

CR (critically endangered) – у критичній небезпеці: види з низькою чисельністю по усьому ареалу, які живуть у сильно загроженому середовищі, відомі в регіоні за декількома локальними популяціями;

EN (endangered) – у небезпеці: переважно стенотопні види з низькою чисельністю, відомі з нечисленних острівних становищ на невеликій території (наприклад, високогірні східнокарпатські ендеміки), що не мають тенденції (і перспектив) до заселення нових заміщаючих біотопів;

VU (vulnerable) – уразливі: види з відносно високою чисельністю, відомі з нечисленних становищ розміщених на великій території, але які живуть в потенційно загрозованих середовищах;

² Категорії уразливості максимально адаптовані до прийнятих, зокрема, в Червоному списку твердокрилих Польщі [4].

LC (least concern) – низької турботи: види як з низькою, так і з високою чисельністю, які трапляються в стабільних середовищах, відомі в регіоні з нечисленних становищ на межі ареалу, а також види для яких основна частина ареалу знаходиться в Закарпатті;

DD (data deficient, indeterminate, poorly known) – недостатньо вивчені: переважно рідкісні види з низькою чисельністю, з недостатньо вивченими розповсюдженням, екологією і факторами ризику.

Результати досліджень

Для охорони в Закарпатській області України пропонуються 75 видів жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) (табл. 1).

Таблиця 1

Червоний список жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) Закарпаття

№	Види	Підстава для охорони	Категорія уразливості
1	2	3	4
1	<i>Omophron limbatum</i> (Fabricius 1776)	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік, переважно піщані).	PL – NT ¹ ZKP – VU
2	<i>Leistus baenningeri</i> Roubal 1926	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат, рідкісний вид. Ареал виду знаходиться в межах Закарпаття, ?Румунії.	ZKP – EN
3	<i>Nebria fuscipes</i> Fuss 1850	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат.	ZKP – LC
4	<i>Nebria picicornis</i> (Fabricius 1801)	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги передгірських рік).	PL – VU
5	<i>Nebria reitteri</i> Rybiński 1902	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат, у Закарпатті проходить західна межа ареалу виду.	ZKP – LC
6	<i>Calosoma sycophanta</i> (Linnaeus 1758)	Червона книга України (1994), рідкісний, красивий, корисний вид.	EU PL – NT ZKP – VU
7	<i>Carabus auronitens escheri</i> Palliardi 1825	Раритет для України. Підвид ендемічний для Карпат, красивий вид.	ZKP – LC
8	<i>Carabus clathratus</i> Linnaeus 1761	Раритет для України. Рідкісний, реліктовий вид. Живе в загрозованих біотопах (болота, заплавні ліси). В Закарпатті крайнє південне місце знаходження виду.	PL – EN ZKP – CR
9	<i>Carabus fabricii</i> Panzer 1812	Раритет для України. Рідкісний високогірний вид. Представлений в ізольованих високогірних районах Українських Карпат окремими підвидами.	PL – EN ZKP – EN
10	<i>Carabus hampei</i> Küster 1846	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. Переважаюча частина ареалу виду знаходиться в межах Закарпаття.	ZKP – LC
11	<i>Carabus intricatus</i> Linnaeus 1761	Раритет для України. Рідкісний, красивий вид рівнинних і передгірських теплих лісів.	EU PL – LC ZKP – LC

¹ Категорія уразливості (NT) прийнята в Червоному списку твердокрилих Польщі [4] і дуже близька до категорії уразливості (LC).

Продовження таблиці

1	2	3	4
12	<i>Carabus irregularis</i> Fabricius 1792	Раритет для України. Рідкісний вид характерний для пралісів.	PL – NT ZKP – LC
13	<i>Carabus nitens</i> Linnaeus 1758	Раритет для України. Рідкісний, реліктовий вид. У Закарпатті крайнє південне місце знаходження виду.	PL – VU ZKP – EX?
14	<i>Carabus obsoletus</i> Sturm 1815	Раритет для України. Ендемік Зх. і Сх. Карпат.	PL – LC ZKP – LC
15	<i>Carabus scheidleri preysleri</i> Duftschmid 1812	Раритет для України. В Закарпатті проходить східна межа ареалу виду.	PL – LC ZKP – LC
16	<i>Carabus zawadzki</i> Kraatz 1854	Раритет для України. Ендемік Східних Карпат. Переважаюча частина ареалу виду знаходиться в межах Українських Карпат.	PL – DD ZKP – LC
17	<i>Cychrus attenuatus</i> Fabricius 1792	Раритет для України. В Закарпатті проходить східна межа ареалу виду.	ZKP – LC
18	<i>Blethisa multipunctata</i> (Linnaeus 1758)	Раритет для України. Рідкісний вид. Живе в загроженому біотопі (береги рік).	PL – VU ZKP – EN
19	<i>Clivina ypsilon</i> Dejean 1829	Раритет для Закарпаття. В Закарпатті ізольоване, одне з найпівнічніших місць знаходжень виду.	ZKP – EX?
20	<i>Dyschiriodes roubali</i> Mařan 1938	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. Ареал виду знаходиться в межах Закарпаття.	ZKP – DD
21	<i>Perileptus areolatus</i> (Creutzer 1799)	Раритет для України. Живе в загроженому біотопі (береги передгірських рік).	PL – DD ZKP – VU
22	<i>Thalassophilus longicornis</i> (Sturm 1825)	Раритет для України. Живе в загроженому біотопі (береги передгірських рік).	ZKP – VU
23	<i>Pseudanophthalmus pilosellus</i> (Miller 1868)	Раритет для України. Ендемік Зх. і Сх. Карпат. Рідкісний ендегейний вид, представник реліктового роду.	PL – NT ZKP – EN
24	<i>Blemus discus</i> (Fabricius 1792)	Раритет для України. Живе в загроженому біотопі (береги передгірських рік).	ZKP – VU
25	<i>Duvalius corpulentus</i> Weise 1875	Раритет для України. Ендемік Східних Карпат. Рідкісний вид. Основна частина ареалу виду знаходиться в Закарпатті.	ZKP – EN
26	<i>Duvalius roubali</i> Jeannel 1926	Раритет для України. Ендемік Східних Карпат. Рідкісний, ендегейний вид. Основна частина ареалу виду знаходиться в Закарпатті.	ZKP – EN
27	<i>Duvalius ruthenus</i> Reitter 1878	Раритет для України. Ендемік Східних Карпат. Рідкісний, ендегейний вид. Основна частина ареалу виду знаходиться в Закарпатті.	ZKP – EN
28	<i>Duvalius subterraneus</i> Miller 1868	Раритет для України. Ендемік Зх. і Сх. Карпат.	PL – NT ZKP – LC
29	<i>Duvalius transcarpaticus</i> Shilenkov et Rizun 1989	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. Реліктовий вид, троглобіонт. Ареал виду повністю знаходиться в Закарпатті.	ZKP – EN
30	<i>Trechus carpaticus</i> Rybiński 1902	Раритет для України. Ендемік Пд. і Сх. Карпат. В Українських Карпатах проходить західна межа ареалу виду.	ZKP – LC
31	<i>Trechus fontinalis</i> Rybiński 1901	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. Рідкісний, високогірний, вузькоареальний вид.	ZKP – EN
32	<i>Trechus latus</i> Putzeys 1847	Ендемік Карпат.	ZKP – LC
33	<i>Trechus plicatulus</i> Miller 1868	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. Рідкісний, високогірний, вузькоареальний вид.	ZKP – EN
34	<i>Trechus pseudomontanellus</i> Rizun 1994	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. Ареал виду повністю знаходиться в Закарпатті.	ZKP – LC

Продовження таблиці

1	2	3	4
35	<i>Trechus pulpani</i> Reška 1965	Ендемік Зх. і Сх. Карпат.	ZKP – LC
36	<i>Bembidion starki</i> Schaum 1860	Раритет для України. В Закарпатті знаходиться крайнє північне місцезнаходження виду.	ZKP – VU
37	<i>Patrobus quadricollis</i> Miller 1868	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат. В Українських Карпатах проходить західна межа ареалу виду.	ZKP – EN
38	<i>Deltomerus carpathicus</i> (Miller 1868)	Раритет для України. Ендемік Сх. Карпат.	PL – LC ZKP – LC
39	<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer 1841	Раритет для України. Рідкісний вид. У Закарпатті проходить східна межа ареалу виду.	ZKP – LC
40	<i>Pterostichus chamaeleon</i> Motschulsky 1865	Раритет для Закарпаття. В Закарпатті знаходиться крайнє північне місцезнаходження виду.	ZKP – LC
41	<i>Pterostichus foveolatus</i> Duftschmid 1812	Ендемік Карпат.	ZKP – LC
42	<i>Pterostichus inquinatus</i> (Sturm 1824)	Раритет для Закарпаття. У Закарпатті знаходиться крайнє північне місцезнаходження виду.	ZKP – LC
43	<i>Pterostichus pilosus</i> (Host 1789)	Раритет для України. Ендемік Карпат.	ZKP – LC
44	<i>Abax ovalis</i> (Duftschmid 1812)	Раритет для України. Рідкісний вид. У Закарпатті проходить східна межа ареалу виду.	ZKP – LC
45	<i>Abax schueppeli</i> Palliardi 1827	Раритет для України. Рідкісний вид, характерний для буково-ялицевих пралісів.	ZKP – LC
46	<i>Platynus krynickii</i> Sperk 1835	Раритет для України. Рідкісний вид, можливо, характерний для непорушених заплавних екосистем.	ZKP – VU
47	<i>Laemostenus terricola</i> (Herbst 1783)	Раритет для Закарпаття. Рідкісний ендегейний вид.	PL – CR ZKP – LC
48	<i>Platyderus rufus</i> (Duftschmid 1812)	Раритет для України. Рідкісний вид.	ZKP – LC
49	<i>Amara misella</i> Miller 1868	Раритет для України. Ендемік Пд. і Сх. Карпат.	ZKP – EN
50	<i>Amara rufipes</i> Dejean 1828	Раритет для Закарпаття. В Закарпатті знаходиться крайнє північне місцезнаходження виду.	ZKP – LC
51	<i>Amara saphyrea</i> Dejean 1828	Раритет для Закарпаття. В Закарпатті знаходиться крайнє північне місцезнаходження виду.	ZKP – LC
52	<i>Stenolophus discophorus</i> (Fischer von Waldheim 1823)	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік). У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
53	<i>Stenolophus persicus</i> Mannerheim 1844	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік). У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
54	<i>Parophonus maculicornis</i> (Duftschmid 1812)	Раритет для України. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
55	<i>Parophonus mendax</i> (Rossi 1790)	Раритет для України. В Закарпатті єдине місцезнаходження виду в Україні.	ZKP – LC
56	<i>Harpalus albanicus</i> Reitter 1900	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
57	<i>Harpalus cupreus fastuosus</i> Faldermann 1836	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC

Закінчення таблиці

1	2	3	4
58	<i>Harpalus flavicornis</i> Dejean 1829	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
59	<i>Harpalus marginellus</i> Dejean 1829	Раритет для України. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – DD
60	<i>Harpalus pygmaeus</i> Dejean 1829	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
61	<i>Ophonus diffinis</i> (Dejean 1829)	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
62	<i>Amblystomus metallescens</i> (Dejean 1829)	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
63	<i>Callistus lunatus</i> (Fabricius 1775)	Раритет для України. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	PL – NT ZKP – VU
64	<i>Dinodes cruralis</i> Fischer von Waldheim 1829	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік). Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – VU
65	<i>Dinodes decipiens</i> (Dufour 1820)	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік). Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – VU
66	<i>Chlaenius spoliatus</i> (Rossi 1790)	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік). Рідкісний вид.	PL – EX? ZKP – VU
67	<i>Oodes gracilis</i> A. Villa et G.B. Villa 1833	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (заболочені береги рік). Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	PL – EN ZKP – LC
68	<i>Odacantha melanura</i> (Linnaeus 1767)	Раритет для України. Живе в загроженому біотопі (зарослі береги рік). Рідкісний вид.	PL – VU ZKP – VU
69	<i>Lebia humeralis</i> Dejean 1825	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
70	<i>Lebia marginata</i> (Fourcroy 1785)	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	PL – NT ZKP – LC
71	<i>Lebia scapularis</i> (Fourcroy 1785)	Раритет для Закарпаття. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	ZKP – LC
72	<i>Lionychus quadrillum</i> (Duftschmid 1812)	Раритет для України. Живе в загроженому біотопі (береги рік). Рідкісний вид.	PL – NT ZKP – VU
73	<i>Drypta dentata</i> (Rossi 1790)	Раритет для Закарпаття. Живе в загроженому біотопі (береги рік). Рідкісний вид.	PL – LC ZKP – VU
74	<i>Polystichus connexus</i> (Fourcroy 1785)	Раритет для України. Рідкісний вид. У Закарпатті – одне з крайніх північних місцезнаходжень виду.	PL – EN ZKP – LC
75	<i>Artinus bombardia</i> (Illiger 1800)	Раритет для України. Рідкісний вид. Можлива знахідка в Закарпатті.	ZKP – EX?

Примітки: EU – види включені до Європейського Червоного списку тварин, що знаходяться під загрозою зникнення у світовому масштабі (1991); PL – види включені до Червоного списку твердокрилих Польщі [4]; ZKP – види запропоновані для охорони на території Закарпаття; Сх. – східні; Зх. – західні; пд. – південні.

До найвищих категорій уразливості належать: можливо зниклих (**EX?**) – 3 і у критичній небезпеці (**CR**) – 1 вид (табл. 2). Згадані дві категорії уразливості дуже близькі і, якби не знахідка 28.06.2004 р. в урочищі Оток 1 екз. *Carabus clathratus* L. (не реєструвався в Закарпатті понад 70 років), цей вид також довелося б віднести до категорії, можливо зниклих (**EX?**).

Таблиця 2

Розподіл видів жуків-турунів (*Coleoptera*, *Carabidae*) з Червоного списку
Закарпаття за категоріями уразливості

Категорія уразливості	Кількість видів	Види
EX?	3	<i>Carabus nitens</i> L., <i>Clivina ypsilon</i> Dej., <i>Aptinus bombarda</i> (Ill.)
CR	1	<i>Carabus clathratus</i> L.
EN	12	<i>Leistus baenningeri</i> Roub., <i>Carabus fabricii</i> Panz., <i>Blethisa multipunctata</i> (L.), <i>Pseudanophthalmus pilosellus</i> (Mill.), <i>Duvalius corpulentus</i> Weise, <i>D. roubali</i> Jeann., <i>D. ruthenus</i> Reitt., <i>D. transcarpaticus</i> Shil. et Riz., <i>Trechus fontinalis</i> Ryb., <i>T. plicatulus</i> Mil., <i>Patrobis quadricollis</i> Mill., <i>Amara misella</i> Mill.
VU	15	<i>Omophron limbatum</i> (F.), <i>Nebria picicornis</i> (F.), <i>Calosoma sycophanta</i> (L.), <i>Perileptus areolatus</i> (Creutz.), <i>Thalassophilus longicornis</i> (Sturm), <i>Blemus discus</i> (F.), <i>Bembidion starki</i> Schaum, <i>Platynus krynickii</i> Sperk., <i>Callistus lunatus</i> (F.), <i>Dinodes cruralis</i> Fisch. von Waldh., <i>D. decipiens</i> (Dufour), <i>Chlaenius spoliatus</i> (Rossi), <i>Odacantha melanura</i> (L.), <i>Lionychus quadrillum</i> (Duft.), <i>Drypta dentata</i> (Rossi)
LC	42	<i>Nebria fuscipes</i> Fuss, <i>N. reitteri</i> Ryb., <i>Carabus auronitens escheri</i> Pall., <i>C. hampei</i> Küst., <i>C. intricatus</i> L., <i>C. irregularis</i> F., <i>C. obsoletus</i> Sturm, <i>C. scheidleri preysleri</i> Duft., <i>C. zawadzki</i> Kraatz, <i>Cychrus attenuatus</i> F., <i>Duvalius subterraneus</i> Mill., <i>Trechus carpathicus</i> Ryb., <i>T. latus</i> Putz., <i>T. pseudomontanellus</i> Riz., <i>T. pulpani</i> Reš., <i>Deltomerus carpathicus</i> (Mill.), <i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, <i>P. chamaeleon</i> Motsch., <i>P. foveolatus</i> Duft., <i>P. inquinatus</i> (Sturm), <i>P. pilosus</i> (Host), <i>Abax ovalis</i> (Duft.), <i>A. schueppeli</i> Pallrd., <i>Laemostenus terricola</i> (Herbst), <i>Platyderus rufus</i> (Duft.), <i>Amara rufipes</i> Dej., <i>A. saphyrea</i> Dej., <i>Stenolophus discophorus</i> (Fisch. von Waldh.), <i>S. persicus</i> Mann., <i>Parophonus maculicornis</i> (Duft.), <i>P. mendax</i> (Rossi), <i>Harpalus albanicus</i> Reitt., <i>H. cupreus fastuosus</i> Fald., <i>H. flavicornis</i> Dej., <i>H. pygmaeus</i> Dej., <i>Ophonus diffinis</i> (Dej.), <i>Amblystomus metallescens</i> (Dej.), <i>Oodes gracilis</i> A. Vill. et G.B. Vill., <i>Lebia humeralis</i> Dej., <i>L. marginata</i> (Fourcr.), <i>L. scapularis</i> (Fourcr.), <i>Polystichus connexus</i> (Fourcr.)
DD	2	<i>Dyschiriodes roubali</i> Mař., <i>Harpalus marginellus</i> Dej.

До категорії видів у небезпеці (**EN**) належать 12, більшість з яких – це вузькоареальні ендеміки високогір'я Східних Карпат, крім троглобіонтного *Duvalius transcarpaticus* Shil. et Riz. відомого лише з печер і інших підземних порожнин південно-західного макросхилу хребта Красна (ареал виду повністю знаходиться в Закарпатті) та гігрофільного *Blethisa multipunctata* (L.), який є стенотопним видом з низькою чисельністю по всьому ареалу, і не має тенденції (і перспектив) до заселення нових заміщаючих біотопів.

Категорія уразливих (VU) нараховує 15 видів, з яких більшість гігрофільні берегові види, крім лісового мезофіла *Calosoma sycophanta* (L.) і степового ксеротермофіла *Callistus lunatus* (F.).

До видів, які потребують низької турботи (LC), зараховуємо 42, серед яких є види, які тяжіють до лісів старшого віку (пралісів) (*Carabus auronitens escheri* Pall., *C. intricatus* L., *C. irregularis* F., *Cychrus attenuatus* F., *Trechus pulpani* Reš., *A. schueppeli* Pallrd., *Platyderus rufus* (Duft.)), і гігрофільні види берегів гірських потоків або передгірських рік (*Nebria fuscipes* Fuss, *N. reitteri* Ryb., *Duvalius subterraneus* Mill., *Trechus latus* Putz., *T. pseudomontanellus* Riz., *Deltomerus carpathicus* (Mill.), *Stenolophus discophorus* (Fisch. von Waldh.), *S. persicus* Mann.), і степові ксеротермофіли (*Amara rufipes* Dej., *A. saphyrea* Dej., *Parophonus maculicornis* (Duft.), *P. mendax* (Rossi), *Harpalus albanicus* Reitt., *H. cupreus fastuosus* Fald., *H. flavicornis* Dej., *H. pygmaeus* Dej., *Ophonus diffinis* (Dej.), *Polystichus connexus* (Fourcr.)), і ендеогейні види (*Laemostenus terricola* (Herbst)) і ін.

До категорії недостатньо вивчених (DD) нами віднесено 2 види *Dyschiriodes roubali* Mař. і *Harpalus marginellus* Dej., хоч частину видів з групи (LC), очевидно, можна було б також зарахувати до цієї категорії (DD).

Таким чином із 443 видів жуків-турунів Українських Карпат [1] для охорони на території Закарпаття пропонується 75 видів, або 16,9%.

Обговорення

Слід зауважити, що віднесення виду до тієї чи іншої категорії уразливості залежить як від об'єктивних чинників (ступінь вивченості виду), так і від суб'єктивних (думка спеціаліста, територія яку охоплює "червоний список" тощо). Крім цього, з часом, види можуть переходити з однієї категорії в іншу, що особливо актуально для таких динамічних об'єктів, як комахи.

Більшість видів запропонованих для охорони в Закарпатті на даний момент охороняються в природно-заповідних об'єктах різного рангу (Карпатський біосферний заповідник, НПП "Синевир", НПП "Ужанський", заказник Великодобронський і ін.). Проте частина видів, зокрема *Omophron limbatus* (F.), *Carabus nitens* L., *Blethisa multipunctata* (L.), *Clivina ypsilon* Dej., *Perileptus areolatus* (Creutz.), *Thalassophilus longicornis* (Sturm), *Blemus discus* (F.), *Bembidion starki* Schaum, *Dinodes cruralis* Fisch. von Waldh., *D. decipiens* (Dufour), *Chlaenius spoliatus* (Rossi) та ін., охоплені охороною недостатньо. Тобто, основні місця їхнього проживання і відтворення, а це, в основному, болотні або лучні і лісові заплавні біотопи, перебувають поза межами існуючих резерватів під сильним антропогенним пресінгом. Тому, одним із першочергових завдань повинно бути охоплення правовою охороною найбільш збережених заплавних і болотних біотопів Закарпаття або підвищення охоронного статусу вже існуючих природоохоронних територій.

Створення "червоних списків" жуків-турунів та інших груп біоти для інших адміністративних областей України, а також природних регіонів (Українські Карпати, Розточчя, Медобори тощо), і налагодження моніторингу за станом популяцій загрожених видів дозволить здійснювати оптимальну природоохоронну політику в регіонах і в державі загалом та забезпечить максимальне збереження біологічного різноманіття.

Висновки

Для охорони в Закарпатті (територія Закарпатської області) пропонуються 75 видів жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*), з яких 2 – занесені до Європейського Червоного списку (1991), 1 – до Червоної книги України (1994) і 25 – до Червоного списку твердокрилих Польщі [4].

За категоріями уразливості види розподілені наступним чином: можливо зниклих (**EX?**) – 3, у критичній небезпеці (**CR**) – 1, у небезпеці (**EN**) – 12, уразливих (**VU**) – 15, низької турботи (**LC**) – 42 і недостатньо вивчених (**DD**) – 2.

Подяка

Дослідження проведено завдяки міжнародному англійсько-австрійсько-українському проекту "Закарпатські заплавні ліси, Україна" (WWF-UK 006702P).

1. Різун В.Б. Туруни Українських Карпат. – Львів, 2003. – 210 с.
2. Тригерн Дж. Вступление // Сахара. — М.: Прогресс, 1990. — С. 7.
3. Червона книга України. Тваринний світ. — Київ: "Українська енциклопедія" ім. М. П. Бажана, 1994. — 464 с.
4. Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. Coleoptera Chrząszcze // Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. — Kraków, 2002. — S. 88-110.

Державний природознавчий музей НАН України, Львів

ЗАМІТКИ

Нові знахідки *Licinus hoffmannseggii* (Panzer) 1797 та *Cychrus semigranosus* Palliardi 1825 (*Coleoptera, Carabidae*) в Прут-Дністровському межиріччі. – *Licinus* (*Neorescius*) *hoffmannseggii* (Panzer) 1797 розповсюджений від центрального французького плато, через гори Середньої та Південно-Східної Європи до Карпат і Балкан (Burakowski et al., 1974). В Україні досі був відомий тільки з Карпат (Бескиди, Горгани, Чорногора, Красна, Боржава, Рівна, Закарпатська низовина) від поясу букових лісів до нижньої частини субальпіки (Різун, 2003). Лісовий мезо-гігрофіл, моллюскоїд. При дослідженні ландшафтного заповідника "Козакова долина", вид був вперше виявлений на Поділлі (Прут-Дністровське межиріччя: північно-східна околиця м. Івано-Франківська, ок. с. Вовчинці, Дністровське лісництво, під корою повалених дерев, 02.05.2004 р.).

***Cychrus semigranosus* Palliardi 1825** розповсюджений в північній частині Балканського півострова, Південних Карпатах (Csiki, 1946), у південно-західній частині України (Опілля, Західне Поділля, Прут-Дністровське межиріччя), околицях Києва, Канева (Різун, 2003), а також знайдений В.Б. Різун (усне повідомлення) у Передкарпатті (Івано-Франківська обл., Косівський р-н, ок. с. Кобаки, дубовий ліс). Трапляється в широколистяних лісах. Вид виявлений (02-05.05.2004 р. у лісовій підстилці) у ландшафтному заповіднику "Козакова долина" (Івано-Франківська обл., Тисменицький р-н, ок. с. Вовчинці) – **В.С. Пушкар** (Прикарпатський університет ім. В. Стефаника, Студентське наукове ентомологічне товариство "Тенакс-17", м. Івано-Франківськ).

УДК: 502.3 630*187

Л.М. Петрова

РОЛЬ ЗАПОВІДНИХ ОБ'ЄКТІВ МІСЦЕВОГО ЗНАЧЕННЯ У ЗБЕРЕЖЕННІ ФЛОРОЦЕНОТИЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ЛІСІВ

Петрова Л.М. Роль заповедных объектов местного значения в сохранении флороценотического разнообразия лесов // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 207-214.

Исследовано різноманітність лісних спільнот в ряді заповідних об'єктів на заході України. Установлено, що заповідним режимом охоплені переважно типові, достатньо стабільні, змішані спільноти ели, бука, сосни, пихти, берізи. Однак спостерігаються окремі негативні тенденції їх антропогенної трансформації. К шкоду, спільноти дуба представлені в заповідному фонді недостатньо, в основному, штучними, ціннісними насадженнями.

Petrova, L. A role of the reserves of a local rank for preservation of the variety of the forests flora and vegetation // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 207-214.

A variety of forest communities in some reserves in Western Ukraine has been investigated. It has been established that mainly stable mixed communities of fir-trees, beeches, pines, abies and birches are protected. However, some negative tendencies of their anthropogenous transformation are observed. Unfortunately, the communities of oak trees are represented in the reserved fund quite unsufficiently, mainly through artificial, valueless plantations of trees.

Актуальність питання збереження біологічного різноманіття планети окреслено вже понад 20 років резолюцією Конвенції „Про збереження біологічного різноманіття“ (Ріо-де-Жанейро, 1992). В Україні основні функції з його збереження покладені на Національну екологічну мережу, основою якої є природно-заповідний фонд (ПЗФ) України [3].

Через низку історичних і соціально-економічних умов у державі сформовано складну за структурою і мало репрезентативну мережу заповідних об'єктів та територій [1, 11, 13]. Залежно від екологічної та наукової цінності Законом „Про природно-заповідний фонд України“ (ст. 3) передбачено їх поділ на об'єкти загальнодержавного або місцевого значення [4]. Останні, станом на 1.01.2003 р., становили 49,4% площі ПЗФ України [11].

Нашими дослідженнями встановлено, що на заході України об'єкти місцевого значення становлять понад 60% площі ПЗФ регіону. Більшу частину заповідного фонду складають заказники та регіональні ландшафтні парки. В їх межах охоплено охороною близько 5% площі природних комплексів регіону. Такі заповідні об'єкти не мають спеціалізованого природоохоронного управління і належать іншим землекористувачам, діяльність яких не пов'язана із забезпеченням дотримання норм природоохоронного режиму. Їх використовують для господарських цілей з проведенням санітарних та лісовідновних рубок, що дозволено законодавством [4]. В окремих областях, наприклад Чернівецькій та Тернопільській, регіональні ландшафтні парки, заказники, пам'ятки природи та дрібні об'єкти інших категорій складають відповідно 86 % і 91 % території ПЗФ. Тому закономірно виникає

питання, яку ж роль відіграють заповідні об'єкти нижчих категорій заповідності для збереження регіонального біологічного різноманіття, зокрема флороценотичного різноманіття лісів?

Об'єкт та методика досліджень

Наші дослідження лісових заповідних об'єктів проводилися протягом 1995-2002 рр. Ними охоплено більшу частину верхів'я басейну р. Дністер (близько 440 тис. га) Львівської та Івано-Франківської областей, а також окремі об'єкти у межах Розточчя та Малого Полісся.

Детально вивчено живий надґрунтовий покрив лісів у ландшафтних заказниках "Моршинський" (3084,5 га), "Кошів" (110 га), гідрологічних заказниках "Турова дача" (255 га), ботанічному заказнику "Лешнівський" (58 га), заповідних урочищах "Журі" (29 га), "Майдан" (17 га), "Борове" (25 га), "Велико-Мостівське" (27 га), "Бутинське" (30 га), "Соснівське" (20 га), "Піски" (46 га), "Немирів" (276 га), пам'ятках природи "Болото Лютошара" (5 га), "Мшана" (6 га), "Стільська" (515 га) і "Нестеровська", Поляницькому регіональному ландшафтному парку (1070 га), а також на території проектного заказника "Бистрець" (2695 га).

Застосовано комплексну методику ландшафтно-геоботанічних досліджень та комп'ютерні засоби збереження і аналізу отриманих матеріалів, які розроблені під керівництвом доктора біологічних наук П.Р. Третьяка [7, 14, 17].

Методика досліджень передбачає уніфікацію процедури виокремлення репрезентативної множини груп фітоценозів та отримання комплексної характеристики їхнього складу, структури та умов місцезростання [14]. Зокрема, для кожного виду рослин фіксуються усереднені біометричні показники (висота, для дерев – діаметр стовбура на висоті 1,5 м), середній вік, яскравість за модифікованою шкалою Друде (Р)¹, проективне покриття (ПП, %), життєвість виду (Ж)², положення у вертикальній структурі фітоценозу тощо. Виконано 276 ландшафтно-геоботанічних описів.

Комп'ютерну обробку здійснювали, застосовуючи спеціальні інформаційно-аналітичні системи "Ботанік" та "Еколог" [6, 17]. Вони оперують з типовою табличною інформацією, з якою працюють при загальноприйнятих у ландшафтознавстві, екології, геоботаніці дослідженнях [2, 10] і дозволяють, зокрема, здійснювати систематичний аналіз множин флористичних елементів та географічний аналіз флорокомплексів.

З метою аналізу рослинності заповідних об'єктів застосовано метод побудови фітоценонів – узагальнених таблиць, що представляють безрангові типи геоботанічних описів, погрупованих за подібністю флористичного складу за [8, 9]. В цих таблицях подається усереднена характеристика фітоценозу за ярусами (деревостан, підріст, кущі, чагарнички, трав'яне вкриття, мохово-лишайниковий покрив), видами рослин тощо. Зокрема аналізується частота трапляння кожного виду

¹ Цифрові показники шкали Друде: un – 1 (трапляння одної особини); sp – 2 (поодинокі); sol – 3 (у незначній кількості); сор 1 – 4 (загальне проективне покриття виду в фітоценозі до 25%); сор 2 – 5 (до 50%); сор 3 – 6 (до 75%); сор 7 – 7 (утворює суцільний фон)

² Життєвість: 1 – не вегетує (мертві залишки); 2 – слабо вегетує; 3 – не цвіте; 4 – не плодоносить; 5 – проходить повний цикл розвитку

рослин в межах множини описів (кількість випадків, N) і клас постійності (K)³. Таксономічну класифікацію і назви видів судинних рослин подано за „Определителем“ [12], а мохів – за „Зведеним списком мохів...“ [5]. Назви рослинних угруповань подано за постійними видами за ярусами з врахуванням домінуючої ролі виду у фітоценозі.

Результати досліджень

Дослідженнями встановлено, що флористичне різноманіття досліджених заповідних об'єктів складають 493 види судинних рослин та мохів.

Проаналізовано систематичну, географічну, біоморфологічну та еколого-ценотичну структуру флори, яка відображає її суттєві риси [6, 12, 15, 16].

Систематична структура флори визначається як властивий даній флорі розподіл видів між систематичними категоріями. Систематичний аналіз флори обстежених лісових заповідних об'єктів показав, що 493 виявлені тут види належать до 274 родів, 94 родин, 8 класів, 6 відділів.

Аналіз таксономічного спектру виявив типове для сучасної флори переважання кількості родин, родів і видів покритонасінних (табл. 1). Відносно значна участь у флорі лісів ПЗФ представників мохів (14,4 % від загальної кількості видів), спорових та голонасінних (6,9 %) свідчить про сприятливі тут умови для їх збереження.

Таблиця 1

Основні систематичні показники флори лісових заповідних об'єктів

Класи	Родини		Роди		Види	
	к-ть	%	к-ть	%	к-ть	%
1. <i>Sphagnopsida</i>	1	1,1	1	0,4	8	1,6
2. <i>Bryopsida</i>	13	13,8	36	13,2	63	12,8
3. <i>Lycopodiopsida</i>	2	2,1	2	0,7	3	0,6
4. <i>Equisetopsida</i>	1	1,1	1	0,4	3	0,6
5. <i>Polypodiopsida</i>	8	8,5	12	4,4	20	4,1
6. <i>Pinopsida</i>	2	2,1	5	1,8	8	1,6
7. <i>Magnoliopsida</i>	55	58,5	174	63,5	303	61,5
8. <i>Liliopsida</i>	12	12,8	43	15,7	85	17,2
Разом:	94	100	274	100	493	100

Аналіз родинно-видового спектру показав, що провідними родинами є: *Asteraceae* (29 родів, 48 видів), *Poaceae* (22, 38), *Rosaceae* (17, 29), *Cyperaceae* (3, 18), *Apiaceae* (12, 16), *Ranunculaceae* (8, 16), *Lamiaceae* (11, 15), *Caryophyllaceae* (9, 15), *Scrophulariaceae* (7, 13), *Brachytheciaceae* (5, 13). Присутність у складі провідних родин *Brachytheciaceae* (містить переважно типові лісові види) свідчить про сприятливі умови для збереження цих мохів як

³ Клас постійності видів визначається за п'ятибальною системою: бал 5 – відповідає 100 % трапляння виду у всій множині спостережень; 4 – 80%; 3 – 60%; 2 – 40%; 1 – 20%

найбільш вразливих до денатуралізації структурних компонентів складних автохтонних лісових рослинних угруповань.

Географічна структура флори визначається як властиве їй кількісне співвідношення між групами видів, об'єднаних за подібністю ареалів сучасного поширення. В межах досліджених об'єктів ПЗФ переважають види євро-азійського (39 %), плюрирегіонального (31 %) і європейського (25 %) ареатипів. Найширше представлені голарктичні (104 види), європейські (82), євро-азійські (64) і космополітні (38) види, що складають майже 60 % видового спектру. Аналіз зонально-висотного спектру географічних елементів флори показав значну участь монтанного елементу (55,8 % видового спектру), зокрема неморально-монтанних – 124 види і бореально-неморально-монтанних – 91 вид. Ендемізм флори (4 види, або 0,8 %) низький, що є типовим для сформованих лісових рослинних угруповань. Адвентивний елемент становить лише 1,4 % дослідженої флори (7 видів), що є позитивним явищем для заповідних лісових територій.

Біоморфологічна структура визначається як властиве флорі співвідношення видів, розділених за типами біоморфологічних ознак. Аналіз спектру основних біоморф (за загальним габітусом) показав, що в межах досліджених лісових заповідних об'єктів зростають 34 види дерев, 47 – чагарників і чагарничків, 340 – трав'яних рослин і 71 вид мохів. Висока видова різноманітність мохів свідчить про сприятливі умови для їх існування і відповідний рівень розвитку лісового фітосередовища. За тривалістю життєвого циклу переважають полікарпічні рослини, що є теж типовим явищем для сформованих лісових рослинних угруповань.

Еколого-ценотична структура флори лісових заповідних об'єктів представлена як кількісне співвідношення видів рослин, згрупованих з точки зору їх здатності вступати в певні рослинні угруповання.

Переважає комплекс видів, характерних для лісових рослинних угруповань, який складає більше 60 % видового спектру. З них найбільш представленими є лісові (еdifікатори та субедифікатори деревного, чагарникового і чагарничкового ярусів, біотично залежні трави і мохи) – 141 вид, лісо-чагарникові – 96 видів і лісо-лучні – 42 види. Більше 10 % видів належать до болотного флороценокомплексу. Чагарникові, лучні, прибережні та петрофільні види представлені відносно невеликими комплексами (об'єднують по 2-6 % представників дослідженої флори). Порівняно відчутна частка рудеральних видів (5,5 %) у складі флори досліджених лісових заповідних об'єктів свідчить про негативні тенденції антропогенної трансформації лісових рослинних угруповань.

Рослинність досліджених заповідних об'єктів складають переважно лісові фітоценози. Нами досліджено найбільш характерні з них.

Виявлено, що досліджені лісові фітоценози переважно мають складну вертикальну структуру: деревостан (переважно однарусний), підріст, яруси чагарників, чагарничків, трав і мохів.

В межах досліджених заповідних об'єктів охороною охоплені деревостани, які утворені 34 видами рослин. Переважають фітоценози з участю у першому ярусі деревостанів *Picea abies* (L.) Karst. (K=3, 60% випадків). Поширені також угруповання з домінуванням *Abies alba* Mill., *Betula pendula* Roth і *Fagus sylvatica* L. (K=2). В межах досліджених заповідних об'єктів охороною охоплені також угруповання з участю *Acer platanoides* L., *A. pseudoplatanus* L., *Alnus glutinosa* (L.)

Gaertn., *A. incana* (L.) Moench, *Carpinus betulus* L., *Pinus cembra* L., *P. sylvestris* L., *Populus tremula* L., *Quercus robur* L., *Salix caprea* L., *Sorbus aucuparia* L., *Ulmus glabra* Huds. Рідкісними (1-5 випадків) є угруповання з *Acer campestre* L., *Cerasus avium* (L.) Moench, *Fraxinus excelsior* L., *Larix decidua* Mill., *L. polonica* Racib., *Malus sylvestris* (L.) Mill., *Padus avium* Mill., *Populus x canescens* (Ait.) Smith, *P. nigra* L., *Pyrus communis* L., *Quercus borealis* Michx., *Robinia pseudoacacia* L., *Tilia cordata* Mill., *Ulmus carpinifolia* Rupr. ex G.Suckow, *U. laevis* Pall.

Двохярусні деревостани трапляються рідко, в основному в угрупованнях з участю *Abies alba* та *Quercus robur*. Другий ярус переважно негустий, тут трапляються *Abies alba*, *Acer campestre* L., *Alnus glutinosa*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Malus sylvestris*, *Picea abies*, *Populus nigra*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia* і *Tilia cordata*.

Ярус підросту утворюють 33 види деревних рослин. Він переважно різновіковий і негустий, проективне покриття окремих видів у фітоценозах коливається в межах 1-3%. Найчастіше трапляється підріст у *Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Sorbus aucuparia* ($K=2-3$). Найяскріше поновлення відмічене у *Ulmus carpinifolia*, *Ulmus suberosa*, *Populus alba*, *Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Acer pseudoplatanus* ($P=3,3-2,8$). Поновлення рідкісних видів рослин, занесених до Червоної книги України – *Pinus cembra* і *Larix polonica* – спостерігається майже у всіх угрупованнях, де вони трапляються, однак воно не рясне ($P=1,9-2,0$).

До рослин чагарникового ярусу віднесено 37 чагарникових і 2 деревних види (*Betula pendula*, *Sorbus aucuparia*), що набули ознак даної життєвої форми в екстремальних умовах існування (кам'янистий едафотоп). Зокрема, *Pinus mugo* Turta переважно утворює едифікаторну синузю (проективне покриття ценопопуляцій 62,8 %), решта видів – трапляється переважно в підлеглих ярусах. Це – *Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliot; *Corylus avellana* L.; *Daphne mezereum* L.; *Euonymus europaea* L.; *Euonymus verrucosa* Scop.; *Frangula alnus* Mill.; *Genista tinctoria* L.; *Grossularia reclinata* (L.) Mill.; *Juniperus communis* L.; *Ledum palustre* L.; *Lonicera caerulea* L.; *L. nigra* L.; *L. xylosteum* L.; *Prunus stepposa* Kotov; *Rhamnus cathartica* L.; *Ribes lucidum* Kit.; *R. nigrum* L.; *Rosa canina* L.; *R. pendulina* L.; *Rubus caesius* L.; *R. hirtus* Waldst. et Kit.; *R. idaeus* L.; *R. nessensis* W.Hall; *Salix aurita* L.; *S. caprea* L.; *S. cinerea* L.; *S. fragilis* L.; *S. myrsinifolia* Salisb.; *S. silesiaca* Willd.; *Sambucus nigra* L.; *S. racemosa* L.; *Spiraea media* Franz Schmidt; *S. ulmifolia* Scop.; *Swida sanguinea* (L.) Opiz; *Viburnum lantana* L.; *V. opulus* L.

Чагарничковий ярус (24 види) більш виражений у вологіших місцезростаннях. Частіше всього досить значні за площею ценопопуляції утворює *Vaccinium myrtillus* L. ($K=2$, ПП=17,2%). У 10-20% випадків у чагарничковому ярусі трапляються групи *Rubus hirtus* Waldst. et Kit., *R. idaeus* L., *R. serpens* Weihe ex Lej. et Court. і *Rhodococcum vitis-idaea* (L.) Avror. Зрідка (1-5 випадків) трапляються: *Grossularia reclinata* (L.) Mill., *Ledum palustre* L., *Rosa canina* L., *Rubus saxatilis* L., *R. villicaulis* Koehler ex Weihe et Nees, *Sambucus nigra* L., *S. racemosa* L., *Spiraea media* Franz Schmidt і *Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr., занесена до Червоної книги України.

У трав'яному ярусі досліджених лісових угруповань нами відмічено 336 видів рослин. Відносно часто, але розсіяно, трапляються *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, *Dryopteris austriaca* (Jacq.) Woynar ex Schinz et Thell, *D. expansa* (C.Presl) Fraser-Jenkis et Jermy, *D. carthusiana* (Vill.) H.P.Fucks, *D. filix-mas* (L.) Schott, *Galeobdolon luteum*

Huds., *Majanthemum bifolium* (L.) F. W. Schmidt, *Oxalis acetosella* L., *Solidago virgaurea* L. (K=2). В поодиноких випадках трапляються значні за участю в покриві ценопопуляції *Luzula alpino-pilosa* (Chaix) Breistroffer (ПП=55%), *Carex vesicaria* L. (ПП=25%), *C. rostrata* Stokes (ПП=23%) тощо. В трав'яному ярусі зростають 11 видів рослин, що занесені до Червоної книги України: *Lunaria rediviva* L., *Lycopodium annotinum* L., *Arnica montana* L., *Gentiana punctata* L., *Silene viridiflora* L., *Leucojum vernum* L., *Huperzia selago* (L.) Bernh. ex Schrank et Mart., *Astrantia major* L., *Lilium martagon* L., *Gymnadenia conopsea* (L.) R.Br., *Platanthera bifolia* (L.) Rich., а також *Silene dubia* Herbach, яка занесена до Європейського Червоного списку.

В моховому ярусі виявлено 71 вид мохів. Найчастіше трапляються *Polytrichum formosum* Hedw., *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum scoparium* Hedw. і *Hylocomium splendens* (Hedw.) B., S. et G., які утворюють відносно невеликі щільні куртини. Натомість, в окремих випадках трапляються значні за площею ценопопуляції *Sphagnum quinquefarium* (Lindb. ex Braithw.) Warnst. (ПП=63%) і *S. magellanicum* Brid (ПП=45%).

Дослідженнями таксономічного різноманіття лісових угруповань встановлено, що в межах заповідних об'єктів місцевого значення найбільше видове і родове різноманіття рослин спостерігається в угрупованнях зі значною участю *Fagus sylvatica* (192 види і 135 родів), *Pinus sylvestris* (186 видів і 125 родів) і *Picea abies* (161 вид і 116 родів) (табл. 2). Біднішими виявилися досліджені угруповання зі значною участю *Quercus robur* (98 видів і 77 родів).

Таблиця 2

Таксономічне різноманітність типових лісових рослинних угруповань (S – кількість видів, G – кількість родів)

Родина	Разом		Угруповання зі значною участю:											
			<i>Fagus sylvatica</i>		<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Abies alba</i>		<i>Acer pseudo-platanus</i>		<i>Quercus robur</i>	
	S	G	S	G	S	G	S	G	S	G	S	G	S	G
<i>Asteraceae</i>	48	29	15	12	12	7		12	8	6	7	7	5	4
<i>Poaceae</i>	38	22	11	8	21	14	6	5	4	4	6	5	4	4
<i>Rosaceae</i>	29	17	13	7	17	13	11	7	7	5	9	4	12	8
<i>Cyperaceae</i>	18	3	4	1	9	2	4	1	4	1	1	1	3	1
<i>Apiaceae</i>	16	12	6	6	3	3	1	1	2	2	6	5	3	3
<i>Ranunculaceae</i>	16	8	7	5	3	2	7	6	5	4	5	3	3	3
<i>Lamiaceae</i>	15	11	12	8	8	6	6	5	4	4	5	5	7	5
<i>Caryophyllaceae</i>	15	9	4	2	8	6	2	1	3	2	3	2	3	2
<i>Scrophulariaceae</i>	13	7	4	3	5	3	1	1	1	1	2	2		
<i>Brachytheciaceae</i>	13	5	9	4	4	3	6	3	2	2	6	3		
Інші (84):	272	151	107	79	96	66	97	74	79	58	66	50	58	49
Разом:	493	274	192	135	186	125	161	116	119	89	116	87	98	77

Зокрема, найбагатший за видовим складом підріст характерний для угруповань з *Pinus sylvestris* (19 видів), *Picea abies* (14 видів), а також за участю *Quercus robur*

(14 видів). Найбільше видів чагарників відмічено також в угрупованнях з *Pinus sylvestris* (16 видів). Найбагатшими на трав'яні види виявилися угруповання з перевагою *Fagus sylvatica*, *Pinus sylvestris* і *Picea abies* (128, 112 і 96 видів відповідно). Вони ж характеризуються найбільшим різноманіттям мохового ярусу (29, 31 і 30 видів відповідно).

На жаль, в угрупованнях *Quercus robur* спостерігається не тільки загальне найнижче різноманіття видів рослин, також в них є найбільш чужорідні чагарничкові (4 види) і трав'яні яруси (лише 66 видів). Моховий ярус відсутній. Можливо, це пов'язано з тим, що в межах досліджених заповідних об'єктів місцевого значення в угрупованнях з *Quercus robur* деревостани переважно монодомінантні, або майже монодомінантні, ймовірно антропогенного походження.

Висновки

1. Рослинність досліджених заповідних об'єктів місцевого значення складають переважно лісові фітоценози.

2. Охороною охоплений широкий спектр лісових фітоценозів. Переважають фітоценози з участю в першому ярусі деревостанів *Picea abies*. Поширені угруповання з *Abies alba* Mill., *Betula pendula* Roth і *Fagus sylvatica*. Рідкісними є угруповання з *Acer campestre* L., *Betula pubescens* Ehrh., *Cerasus avium* (L.) Moench, *Fraxinus excelsior* L., *Larix decidua* Mill., *Larix polonica* Racib., *Malus sylvestris* (L.) Mill., *Padus avium* Mill., *Populus xcanescens* (Ait.) Smith, *Populus nigra* L., *Pyrus communis* L., *Quercus borealis* Michx., *Robinia pseudoacacia* L., *Tilia cordata* Mill., *Ulmus carpinifolia* Rupp. ex G.Suckow, *Ulmus laevis* Pall.

3. Флористичне різноманіття заповідних лісових угруповань складають 493 види судинних рослин та мохоподібних, які належать до 274 родів, 94 родин, 8 класів, 6 відділів.

3. Лісові фітоценози мають складну вертикальну структуру: деревостан, переважно одноярусний (34 види рослин), підріст (33), яруси чагарників (39), чагарничків (24), трав (336) і мохів (71 вид). Характеризуються відносно високим рівнем автохтонності та стабільності.

4. Найбільше таксономічне різноманіття рослин, а також складна фітоценотична структура спостерігається в угрупованнях зі значною участю *Fagus sylvatica* (192 види і 135 родів), *Pinus sylvestris* (186 видів і 125 родів) і *Picea abies*. Вони характеризуються найбільшим різноманіттям трав'яних видів (128, 112 і 96 видів відповідно) та видів мохового ярусу (29, 31 і 30 видів відповідно). В угрупованнях *Quercus robur* спостерігається не тільки загальне найнижче різноманіття видів рослин, також в них є найбільш чужорідні чагарничкові (4 види) і трав'яні яруси (лише 66 видів).

5. У складі досліджених лісових фітоценозів трапляються 12 видів рослин, що занесені до Червоної книги України: *Pinus cembra* L., *Lunaria rediviva* L., *Lycopodium annotinum* L., *Arnica montana* L., *Gentiana punctata* L., *Silene viridiflora* L., *Leucojum vernum* L., *Huperzia selago* (L.) Bernh. ex Schrank et Mart., *Astrantia major* L., *Lilium martagon* L., *Gymnadenia conopsea* (L.) R.Br., *Platanthera bifolia* (L.) Rich., а також *Larix polonica* Racib., яка входить до Червоних списків Світу, Європи і Червоної книги України.

1. Андрієнко Т. Рідкісні рослинні угруповання // Розбудова екомережі України. Програма розвитку ООН (UNDP). Проект „Екомережі“. – К., 1999. – С. 61-64.
2. Вальтер Г. Общая геоботаника. – М.: Мир, 1982. – 261 с.
3. Закон України “Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки”. 21 вер. 2000 р. № 1989-III // Урядовий кур’єр. – № 207. – 8 лист., 2000 р. – С. 3-16.
4. Закон України „Про природно-заповідний фонд України“ // Відом. Верх. Ради України. – К., 1992. – № 34. – С. 1130-1156.
5. Зведений список мохів України (*Sphagnopsida*, *Bryopsida*) / Данилків І.С., Третяк П.Р., Петрова Л.М., Кульчицький І.М. – Львів, 1995. – 35 с.
6. Карписонова Р.А. Травянистые растения широколиственных лесов СССР. – М.: Наука, 1985. – 204 с.
7. Кульчицький І., Третяк П. Сервісна довідково-функціональна система „Ботанік“ // Україномовне програмне забезпечення: Матеріали 4-ї та 5-ї Міжнар. наук.-практ. конф. “УКРСОФТ” (Львів, 1994, 1995). Каталог україномовних програмних засобів. – Львів: СП „БаК“, 1995. – С. 24-28.
8. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности. – М.: Логос, 2001. – 264 с.
9. Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Т. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. – М.: Наука, 1986. – 224 с.
10. Міллер Г.П. Польове ландшафтне знімання гірських територій. – К.: ІЗМН, 1996. – 170 с.
11. Національна доповідь України „Про гармонізацію життєдіяльності суспільства у навколишньому природному середовищі“. – К., 2003. – 125 с.
12. Определитель высших растений Украины / Доброчаева Д.М., Котов М.И., Прокудин Ю.А. и др. – К.: Наук. думка, 1987. – 548 с.
13. Попович С.Ю., Устименко П.М. Фітоценофонд заповідників України // Роль охоронюваних природних територій у збереженні біорізноманіття: Матеріали конф. (Канів, 8-10 вер. 1998 р.). – Канів, 1998. – С. 97-99.
14. Сидорович Я.М., Сенчина Б.В., Третяк П.Р. Методические рекомендации по подготовке и вводу информации в ЭВМ для ландшафтно-геоботанических исследований. – Львов, 1986. – 40 с.
15. Толмачёв А.И. Методы сравнительной флористики и проблемы флорогенеза. – Новосибирск: Наука, 1986. – 196 с.
16. Юрцев Б.А., Камелин Р.В. Основные понятия и термины флористики. – Пермь, 1991. – 61 с.
17. Tretjak P.R., Kul'chyckyj I.M. Informative analytical system "Ecology" for monitoring of reserved objects // ACANAP-95, "Methods of monitoring of the nature in the Carpathian National Parks and Protected Areas": International Conference of the Association of Carpathian National Parks and Protected Areas (Rachiv, Ukraine, October 1995). – Рахів: Карпатський біосферний заповідник, 1996. – С. 111-118.

Український державний лісотехнічний університет, Львів

УДК 582.594:574.3] [477.83]

І.П. Любимець

**СТАН ЦЕНОПОПУЛЯЦІЙ *PLATANATHERA CHLORANTHA* (CUST.)
REICHENB. НА ТЕРИТОРІЇ ЯВОРІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО
ПРИРОДНОГО ПАРКУ**

*Любимець І.П. Состояние ценопопуляций *Platanthera chlorantha* (Cust.) Reichenb. на территории Яворовского национального природного парка // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2005. – Вип. 21. – С. 215-220.*

В работе изложены результаты исследований популяции *Platanthera chlorantha* на территории Яворовского НПП. На данном этапе ценопопуляции вида находятся в достаточно безопасном состоянии. Об этом свидетельствует их численность, наличие четырех основных возрастных групп, нормальный, полночленный тип ценопопуляций, правосторонний возрастной базовый спектр популяции с максимумом, приходящимся на группу особей взрослого вегетативного состояния.

*Lyubynets, I. The state of *Platanthera chlorantha* (Cust.) Reichenb. coenopopulation in the Yavorivsky National Natural Park // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2005. – 21. – P. 215-220.*

This article shows the results of the investigation of the *Platanthera chlorantha* population in the Yavorivsky National Natural Park. Nowadays the state of *P. chlorantha* coenopopulation is fairly good: it is numerous, presented by four main age groups, the age spectrum is right-side with the peak at the adult vegetative group. The high rate of pre-generative plants indicates the sufficient seed reproduction.

В наш час антропогенний прес на навколишнє середовище все більш посилюється, що в першу чергу впливає на рослинний покрив й призводить до прогресуючого зменшення чисельності і навіть зникнення деяких видів. Особливо чутливими до змін умов середовища є види родини *Orchidaceae* Lind, що пояснюється їх високим рівнем спеціалізації: пристосуванням лише до певних екологічних умов та запилювачів, особливостями великого життєвого циклу, необхідністю для більшості видів ендотрофної мікоризи протягом усього їхнього життя [11]. Більшість зозулинцевих в Україні знаходяться на межі свого поширення і будь-які зміни навколишнього середовища тут діють на них більш згубно, ніж на решті площі ареалу. Всі види родини занесені до "Червоної книги України" [14]. Тому особливо актуальним є здійснення контролю за станом популяцій у місцях природного зростання, виявлення причин скорочення їхньої чисельності, розроблення системи заходів щодо збереження та відтворення природних популяцій, яке охоплювало б різні сторони їх життєдіяльності: екологію, репродуктивну біологію, біометричні особливості та ін. Одним із основних моментів дослідження динаміки та життєвості популяцій є вивчення їх щільності, чисельності та вікової структури – характеристик, які свідчать про здатність популяційної системи до самопідтримання і визначають її стійкість.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на території Яворівського національного природного

парку, який репрезентує типові та унікальні природні комплекси Українського Розточчя. Предметом дослідження вибрано один з видів родини *Orchidaceae* Lind. – любку зеленоквіткову (*Platanthera chlorantha* (Cust.) Reichenb, III категорія рідкісності) [14]. Цей вид часто виступає компонентом лісових ценозів Яворівського НПП, що дозволило зібрати достатній об'єм матеріалу під час популяційних досліджень.

Визначали чисельність і щільність ценопопуляцій *P. chlorantha* в досліджених локалітетах. За щільність приймали відношення кількості особин до одиниці площі [6]. Ми використовували також поняття абсолютної чисельності, під яким розуміють кількість особин на всю площу зростання популяції. Ця величина застосовується у випадку підрахунку нечисленних популяцій рідкісних видів рослин і для обґрунтування необхідності їх охорони [5]. Обрахунковими одиницями служили морфологічні особини, так як *P. chlorantha* вид з моноцентричною біоморфою [10, 12].

Використовували класифікацію вікових станів, яка розроблена Т.О. Работновим [8, 9], доповнена О.О. Урановим [13], а також М.Г. Вахрамєєвою і Л.В. Денисовою [1, 2] стосовно видів *Orchidaceae*. Для визначення вікових станів користувались літературними даними [2, 4, 11]. Відрізняли чотири вікові групи: ювенільні (j), іматурні (im), дорослі вегетативні (vv) та генеративні (g). Проростки, що ведуть підземний спосіб життя, не враховували з метою уникнення значного втручання у фітоценози. Виявити сенільні особини важко у зв'язку з тим, що частина особин відмирає одразу після генеративної стадії [1], тому вони теж не бралися до уваги.

Для орхідних характерна перерва у цвітінні, тобто перехід генеративних особин до стану за зовнішніми ознаками подібного до віргінільних. Тому віковий стан називають у них не віргінільним, а дорослим вегетативним (vv). Особини цього вікового стану включають рослини віргінільні та генеративні, які тимчасово не мають генеративного пагону [8,12].

Тип вікових спектрів визначали за класифікацією Л.В. Денисової, С.В. Нікітиної, Л.Б. Заугольної [7], а тип ценопопуляцій – за класифікацією Т.О. Работнова [8]. Базовий віковий спектр популяції *P. chlorantha* побудовано на основі спектрів вікових станів 7 її ценопопуляцій [13].

В місцях поширення *P. chlorantha* були закладені постійні пробні площі розміром 100×50 м, опис яких наводиться нижче.

Локалітет 1. Урочище Рибки. Янівське лісництво: квартал 4, виділ 11.

Волога грабова бучина, повнота – 0,60, склад насадження 10БкЛ+БкЛ, вік 90 р. Зона регульованої рекреації. Трав'яне вкриття: *Lonicera xylosteum* L., *Sambucus nigra* L., *Euonymus verrucosa* Scop., *Corylus avellana* L., *Daphne mezereum* L., *Viburnum opulus* L., *Platanthera chlorantha* (Cust.) Reichenb., *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott., *Actaea spicata* L., *Asarum europaeum* L., *Galium odoratum* (L.) Scop., *Hepatica nobilis* Mill., *Majanthemum bifolium* (L.) F. W. Schmidt., *Cruciata glabra* (L.) Ehrend., *Hypopitys monotropa* Crantz., *Viola mirabilis* L., *Orthilia secunda* (L.) House, *Cephalanthera damasonium* (Mill.) Druce, *Neottia nidus-avis* (L.) Rich.

Локалітет 2. Урочище Гаврилова Гора. Янівське лісництво: кв. 2, в. 13.

Свіжа грабова бучина, повнота – 0,77, склад насадження 10БкЛ+ГЗ, вік 90 р. Зона регульованої рекреації. Трав'яне вкриття: *Platanthera chlorantha*, *Dryopteris filix-mas*, *Actaea spicata*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum*, *Vinca minor* L., *Paris quadrifolia* L., *Mellitis sarmatica* Klok., *Hepatica nobilis*, *Majanthemum bifolium*, *Cruciata glabra*, *Cephalanthera damasonium*, *Neottia nidus-avis*.

Локалітет 3. Урочище Ріпки. Янівське лісництво: кв. 8, в. 1.

Свіжа грабова бучина, повнота – 0,75, склад насадження 9БкЛ1СЗ+ГЗ, вік 60 р. Зона регульованої рекреації. Трав'яне вкриття: *Platanthera chlorantha*, *Actaea spicata*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum*, *Hepatica nobilis*, *Majanthemum bifolium*, *Cruciata glabra*, *Neottia nidus-avis*, *Daphne mezereum*, *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., *Mycelis muralis* (L.) Dumort., *Epipactis heleborine* (L.) Crantz.

Локалітет 4. Урочище Малинова Гора. Янівське лісництво: кв. 11, в. 2.

Волога грабова бучина, повнота – 0,80, склад насадження 3БкЛ2КлГ1БПЗГ31Брс, вік 20 р. Господарська зона. Трав'яне вкриття: *Platanthera chlorantha*, *Paris quadrifolia*, *Dryopteris filix-mas*, *Vaccinium myrtillus* L., *Galium odoratum*, *Fragaria vesca* L., *Majanthemum bifolium*, *Cruciata glabra*, *Neottia nidus-avis*, *Aconitum moldavicum* Насц., *Lathyrus vernus*, *Viola mirabilis*, *Polygonatum multiflorum* (L.) Al.

Локалітет 5. Урочище Червоний Камінь. Янівське лісництво: кв. 33, в. 8.

Свіжий грабово-буковий сугруд, повнота – 0,55, склад насадження 8СЗ1БкЛ1ДЗ, вік 90 р. Зона регульованої рекреації. Трав'яне вкриття: *Platanthera chlorantha*, *Epipactis heleborine*, *Vaccinium myrtillus*, *Convallaria majalis* L., *Pulmonaria officinalis* L., *Glechoma hederaceae* L., *Hepatica nobilis*, *Majanthemum bifolium*.

Локалітет 6. Урочище Червоний Камінь. Янівське лісництво: кв. 33, в. 13.

Свіжий грабово-буковий субір, повнота – 0,60, склад насадження 8ГЗ1БкЛ1ДЗ, вік 55 р. Зона регульованої рекреації. Трав'яне вкриття: *Platanthera chlorantha*, *Asarum europaeum*, *Daphne mezereum*, *Vaccinium myrtillus*, *Polygonatum multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Fragaria vesca*, *Viola mirabilis*, *Solidago virgaurea* L., *Paris quadrifolia*, *Lathyrus vernus*, *Majanthemum bifolium*, *Neottia nidus-avis*.

Локалітет 7. Урочище Рибки. Янівське лісництво: кв. 4, в. 13.

Свіжа грабова бучина, повнота – 0,77, склад насадження 10 БкЛ, вік 60 р. Зона регульованої рекреації. Трав'яне вкриття: *Platanthera chlorantha*, *Epipactis heleborine*, *Actaea spicata*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum*, *Hepatica nobilis*, *Majanthemum bifolium*, *Hypopitys monotropa*, *Cephalanthera damasonium*, *Neottia nidus-avis*.

Результати досліджень

На території Яворівського НПП *P. chlorantha* поширена спорадично у грабово-букових та сосново-букових лісах в урочищах Гаврилова Гора, Ріпки, Рибки, Малинова Гора, Червоний Камінь, в районі гір Булава, Березняки.

Всі локалітети зосереджені в грабово-букових лісах. Трав'яне вкриття характерне для широколистяних лісів, тут переважають неморальні види. *P. chlorantha* також є неморальним елементом [11], тому можна стверджувати, що її зростання в цих лісах є природним.

За чисельністю досліджені ценопопуляції *P. chlorantha* можна поділити на три групи:

1. Небагаточисельні - кількість особин 50 - 100 (локалітети №№ 1, 2, 4, 5).
2. Середньочисельні - кількість особин 100 -200 (локалітети №№ 3, 7).
3. Чисельні - кількість особин більше 200 (локалітет № 6).

Щільність особин в усіх локалітетах дуже низька: коливається в межах 1,1 – 4,3 ос./ 100 м² (табл.).

Таблиця

Демографічні показники ценопопуляцій *Platanthera chlorantha* (Cust.) Reichenb.

Локалітет, №	Чисельність вікових груп								Абсолютна чисельність особин	Щільність ос./100 м ²
	j		im		vv		g			
	ос.	%	ос.	%	ос.	%	ос.	%		
1	2	3.1	7	10.9	48	75.0	7	10.9	64	1.3
2	1	1.8	15	27.3	27	49.1	12	21.8	55	1.1
3	2	1.3	40	26.3	91	59.9	19	12.5	152	3.0
4	2	2.2	37	40.3	49	53.2	4	4.3	92	1.8
5	3	5.5	23	41.8	27	49.1	2	3.6	55	1.1
6	4	1.9	73	33.8	113	52.3	26	12.0	216	4.3
7	4	3.8	27	26.0	60	57.7	13	12.5	104	2.1

Аналіз вікової структури ценопопуляцій *P. chlorantha* (табл.) показав, що у всіх досліджених локалітетах наявні особини чотирьох вікових груп. Переважають особини vv стану (49,1-75,0%), дещо менше особин іматурної групи (10,3-41,8%). Особини генеративного стану трапляються рідше (3,6-21,8%), а відносна чисельність ювенільної групи коливається в межах 1,3-3,1%.

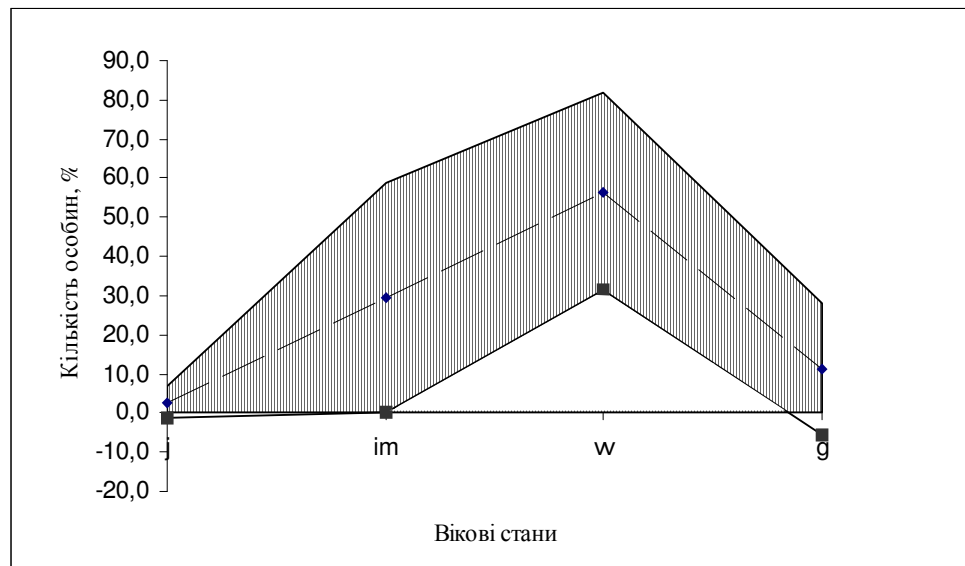


Рис. Базовий спектр популяції *Platanthera chlorantha* на території Яворівського НПП. Умовні позначення: — — — — — базовий спектр; [штрихування] — зона базового спектру

Низька чисельність ювенільних особин пояснюється тим, що вони частіше, ніж іматурні і дорослі вегетативні, ведуть протягом 1-4 років підземний спосіб життя [1]. Невисока чисельність генеративних особин може свідчити про молодий вік ценопопуляцій або про перерву у цвітінні, яка властива для любки зеленоквіткової і

може тривати 2-5 років [1, 3]. Відповідно цим явищем можна пояснити високу чисельність особин дорослого вегетативного стану, кількість яких збільшується не лише при переході іматурних особин у vv-стан, а й зворотному переході генеративних особин у дану вікову групу [1, 12].

Базовий віковий спектр (рис.) популяцій *P. chlорantha* правосторонній, з максимумом, що припадає на групу особин дорослого вегетативного стану. Доросла група (vv+g) представлена більшою кількістю особин, ніж молода (j+im), що пояснюється тривалістю цих вікових станів. Особини в дорослому вегетативному стані перебувають 3-5 (рідше до 7) років, в генеративному – 8 і більше років, тривалість ювенільного стану 2-3 роки, а іматурного – 2-4 роки [1, 11].

Таким чином, враховуючи характер базового вікового спектру, досліджені ценопопуляції *P. chlорantha* можна вважати нормальними, повночленними. Даний вид розмножується генеративним шляхом [3, 11], тож можна стверджувати про достатнє насіннєве відтворення, так як чисельність особин прегенеративних станів висока.

Висновки

На території Яворівського НПП *P. chlорantha* знаходиться в даний час у відносно безпечному стані. Про це свідчить достатня чисельність, наявність чотирьох основних вікових груп, правосторонній базовий віковий спектр, нормальний повночленний тип ценопопуляцій. Для прогнозування подальших змін стану ценопопуляцій необхідно організувати їх багаторічний моніторинг.

Більшість досліджених локалітетів *P. chlорantha* зосереджені в зоні регульованої рекреації. З метою організації ефективної охорони виду та зменшення негативного впливу на ценопопуляції, необхідно в місцях їхньої локалізації обмежити потік рекреантів та забезпечити їх пересування по строго визначених маршрутах. В майбутньому, при удосконаленні функціонально-територіальної структури парку, необхідно включити ці території до заповідної зони.

1. Вахрамеева М.Г., Денисова Л.В. Некоторые особенности биологии и динамика численности ценопопуляций *Platanthera bifolia* Rich., *P. chlорantha* Reich. // Охрана и культивирование орхидей. – К.: Наук. думка, 1983. – С. 35-38.
2. Вахрамеева М.Г., Денисова Л.В. Некоторые особенности биологии и динамика численности ценопопуляций двух видов рода *Platanthera* // Моск. о-во испытат. природы. Отд. биологии. – 1988. – №3. – С. 87-92.
3. Вахрамеева М.Г., Загальський М.Н. Любка зеленоцвітня // Биол. флора Моск. обл. Вып. 11. / Под ред. В.Н. Павлова, В.Н. Тихомирова. – М.: Изд-во МГУ, 1995. – С.117-131.
4. Загальський М.М. Хорологія, структура популяцій та охорона орхідних (*Orchidaceae* Juss.) західних регіонів України: – Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Львів, 1994. – 36 с.
5. Крічфалушій В.В., Мезев-Крічфалушій Г.М. Популяційна біологія рослин. – Ужгород: Вид-во Ужгород. ун-ту, 1994. – 80 с.
6. Одум Е. Экология. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
7. Программа и методика наблюдений за ценопопуляциями видов растений Красной книги СССР. – М., 1985. – 34 с.
8. Работнов Т.А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах // Тр. Ботан. ин-та АН СССР. – Сер. 3. Геоботаника. – 1950 а. – Вып. 6. – С. 7-204.

9. Работнов Т.А. Вопросы изучения состава популяций для целей фитоценологии // Проблемы ботаники. – 1950 б. – Т. 1. – С. 465-483.
10. Смирнова О.В. Объем счетной единицы при изучении ценопопуляций растений различных биоморф // Ценопопуляции растений (основные понятия и структура). – М.: Наука, 1976. – С. 72-80.
11. Собко В.Г. Орхідеї України. – К.: Наук. думка, 1989. – 192 с.
12. Татаренко И.В. Орхидные России: жизненные формы, биология, вопросы охраны. – М.: Изд-во “Агрус”, 1996. – 207 с.
13. Ценопопуляции растений (основные понятия и структура). – М.: Наука, 1976. – 216 с.
14. Червона книга України. Рослинний світ / Ю.Р. Шеляг-Сосонко та ін. – К.: Україн. енциклопедія, 1996. – 608 с.

Яворівський національний природний парк, смт. Івано-Франкове, Львівська обл.

УДК 595.799 (477.8)

Короткі повідомлення

Р.М. Жирак

**ПЕРШІ ЗНАХІДКИ ЧЕРВОНОКНИЖНИХ ВИДІВ ДЖМЕЛІВ
(HYMENOPTERA: APIDAE, BOMBUS) НА ТЕРИТОРІЇ
ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

За останні десятиріччя проблемі охорони червонокнижних видів комах приділяється все більше уваги. Проте, незважаючи на підвищення інтересу до вивчення ентомофауни України загалом і бджолиних зокрема, Івано-Франківщина залишається, в силу різних обставин, поза увагою. Особливо гостро постає проблема збереження і поширення найбільш вразливих груп комах, до яких без сумніву належить рід *Bombus*. Представники цього роду є достатньо чутливими до кліматичних факторів та антропогенного впливу. Кожна нова знахідка рідкісних видів є цінною, оскільки вона дає змогу судити про фауністичне різноманіття джмелів і стан їх популяцій в регіоні [1].

Спостереження і збір комах здійснювали на території Рогатинського і Бистрицько-Тлумацького Опілля впродовж 2001-2004 рр. в місцях їх виявлення, в основному на кормових рослинах з родин губоцвітих, шорстколистих та айстрових – стаціонарно і під час експедиційних виїздів. Дослідженнями були охоплені населені пункти у двох районах Івано-Франківської обл.

Рогатинський район:

с. Верхня Липиця: урочище Піски – схил півд.-зах. експозиції на висоті 300 м над рівнем моря, крутизною 30°, площею близько 2-3 га. Більшу частину урочища займає вторинна степова ділянка, а також узлісся з лучною рослинністю і сінокосні луки;

урочище Пастивник – типовий агроценоз, площею близько 20-25 га, серед посівів с/г культур більшість належить до родин пасльонових і бобових, значну частину з яких займають посіви *Trifolium pratense* L.;

с. Нижня Липиця: заповідне урочище Рашківець – схил півд.-зах. експозиції, крутизною 40°, розташоване на висоті 260 м, займає площу близько 8 га. Верхня частина схилу вкрита лісовими насадженнями, а нижня представлена степовою рослинністю, яка в області збереглась майже виключно на території Рогатинського Опілля, з невеликою домішкою *Pinus sylvestris*. Урочище оточене агроценозами і сінокосними луками, де переважають степові ксерофітні рослини: *Pulsatilla nigricans* та *P. latifolia*, *Adonis vernalis*, *Primula veris*, *Aster amellus*, *Origanum vulgare*, *Cichorium intubus*, *Salvia verticillata*, *Hypericum perforatum* тощо;

урочище Яцева гора – невеликий схил півн.-сх. експозиції, крутизною близько 15°. Дослідження проводили на пасовищній луці, флора якої представлена в основному злаковими та айстровими;

с. Пуків: ботанічна пам'ятка природи загальнодержавного значення „Чортова гора” – унікальний осередок степової рослинності, площею 13 га.

Крім цього, дослідження проводили в с. Вишнів.

Тлумацький район:

с. Колінці: урочище Корчованка – переважають агроценози.

Місця досліджень в с. Петрилів і с. Олешів представлені схилами із степовою рослинністю поблизу р. Дністер.

Опрацьовували особисті збори, колекції Студентського наукового ентомологічного товариства „Тенакс-17” і матеріали кафедри біології Прикарпатського Національного університету ім. В. Стефаника.

В результаті досліджень на території Рогатинського р-ну виявлено 13 екз. джмеля мохового – *Bombus muscorum* (Linnaeus, 1758) та 57 екз. джмеля яскравого – *Bombus pratorum* (Panzer, 1805), які занесені до Червоної книги України (II категорія). У Тлумацькому р-ні виявлено 17 екз. *B. pratorum*.

B. muscorum

Матеріал: с. Вишнів, липень 2001 р., 1 екз.; с. Нижня Липиця (ур. Рашківець), 19.04.03, 2 екз.; 10.08.03, 4 екз.; с. Верхня Липиця (ур. Пастивник), 06.08.03, 4 екз.; 21.08.04, 2 екз.

B. pomorum

Матеріал: с. Нижня Липиця (ур. Рашківець), 19.04.03, 7 екз.; 26-28.04.03, 2 екз.; 18.05.03, 1 екз.; 18.04.04, 2 екз.; 01.05.04, 3 екз.; 10.05.04, 3 екз.; 11.07.04, 1 екз.; с. Нижня Липиця (ур. Яцева гора), 22.07.04, 2 екз.; с. Верхня Липиця (ур. Пастивник), 01.08.03, 1 екз.; 10.08.03, 2 екз.; 28.07.04, 2 екз.; 29.07.04, 6 екз.; 30.07.04, 6 екз.; 19.08.04, 1 екз.; с. Верхня Липиця (ур. Піски), 07.-08.06.03, 1 екз.; 11.07.04, 1 екз.; 13.07.04, 1 екз.; с. Пуків („Чортова гора”), 02.05.04, 13 екз.; 11.07.04, 2 екз.; с. Колінці (ур. Корчованка), середина серпня 2004 р., 11 екз.; с. Олешів, 09.06.04, 3 екз.; с. Петрилів, 10.06.04, 3 екз.

Слід зазначити, що стан досліджених популяцій червонокнижних видів джмелів є стабільним. Цьому, очевидно, сприяють умови, придатні для їх існування, а саме: наявність вологих біотопів для *B. muscorum* та сухих, ксеротермних, добре інсольованих для *B. pomorum*. Природні кормові ресурси є достатньо багатими й різноманітними і поєднані із значною кількістю сільськогосподарських посівів, які також використовуються джмелями для фуражування. Також є достатньо місць для гніздування джмелів. Однак це не означає, що існуванню цих двох рідкісних видів ніщо не загрожує. Потрібно всебічно сприяти охороні і збереженню локалітетів даних видів, оскільки їх колонії малочисельні, і види мають лише локальне поширення на території Рогатинського і Бистрицько-Тлумачького Опілля. Основним лімітуючим чинником, який впливає на чисельність популяцій цих видів, крім несприятливих кліматичних умов, є антропогенний пресинг, зокрема випасання худоби і регулярне викошування трав в біотопах, де вони існують.

Загалом, нам відомі лише декілька публікацій стосовно фауни джмелів регіону. Так, *B. muscorum* вказується в роботі А. Вежейського [7] з околиць Львова і м. Броди (Львівська обл.) та з Буковини (Чернівецька обл.). Г.З. Осичнюк [4] вказує цей вид для Закарпаття; І.Б. Коновалова [5] вказує 4 екз. виду з території ПЗ „Розточчя” (Львівська обл.). В колекції ДПМ НАН України (м. Львів) наявні 8 екз. даного виду, деякі з них з вказівкою знаходжень в околицях м. Львова та на території Тернопільської обл. [2, 3]. *B. pomorum* вказується Я. Носкевичем [6] з околиць Львова (19 екз.), а в колекції ДПМ вид представлений 25 екз., більшість з яких без вказівки локалітетів, а деякі вказані з околиць Львова і з території Тернопільської обл.

Більша частина території Івано-Франківської обл. залишається недослідженою, тому існує ймовірність виявлення нових локалітетів червонокнижних видів джмелів.

1. Жирак Р.М. Видовий склад джмелів (*Hymenoptera, Apidae, Bombus*) в природних і антропогенних біотопах Рогатинського Опілля // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2004. – **19**. – С. 81-87.
2. Коновалова І.Б. Результати дослідження фауни джмелів (*Hymenoptera, Apidae, Bombus*) західного регіону України // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2002. – **17**. – С. 81-87.
3. Коновалова І.Б. Еколого-фауністичний огляд джмелів (*Hymenoptera, Apidae, Bombinae*) Західної України // Наук. вісн. УжНУ. Серія: Біологія. — Ужгород, 2002. – Вип. 12, Т. 17. – С. 134-137.
4. Осичнюк Г.З. Ландшафтний розподіл бджолиних (*Apoidea*) в Українських Карпатах та в Закарпатті // Пр. Ін-ту зоол. – 1961. – Т. 17. – С. 108-117.
5. Різун Б.В., Коновалова І.Б., Яницький Т.П. Рідкісні і зникаючі види комах в ентомологічних колекціях Державного природознавчого музею. – Львів, 2000. – 71 с.
6. Noskiewicz J. Pszczołowe (*Apidae*) okolic Lwowa // Spraw. Kom. Fizyogr. Akad. Umiej. – Kraków, 1922. – Т. 55-56. – С. 157-179.
7. Wierzejski A. Przyczynek do fauny owadów błonkoskrzydłych (*Hymenoptera*) // Spraw. Kom. fizyogr. Akad. Umiej. – Kraków, 1868. – Т. 2. – С. 108-127.

Прикарпатський Національний університет ім. В. Стефаника, Студентське наукове ентомологічне товариство „Тенакс-17”, м. Івано-Франківськ