



Національний науково-природничий музей
Українське теріологічне товариство

Theriologia Ucrainica

volume 22 • 2021



Theriologia Ukrainica

Східноєвропейський теріологічний журнал
(до 2018 як *Праці Теріологічної школи*)

науковий рецензований журнал
Українського теріологічного товариства

видається з 1998 року Національним науково-
природничим музеєм НАН України (Київ)

Київ • 2021 • Том 22 • 156 с.

Редакційна колегія

Головний редактор

Загороднюк, Ігор, канд. біол. наук, Київ

Заступник головного редактора

Баркасі, Золтан, канд. біол. наук, Київ

Рековець, Леонід, докт. біол. наук, Вроцлав

Секретар редакції

Коробченко, Марина, магістр екології, Київ

Члени редколегії

Бальчаускас, Лінас, докт. біол. наук, Вільнюс

Башта, Андрій-Тарас, канд. біол. наук, Львів

Волох, Анатолій, докт. біол. наук, Мелітополь

Гацак, Сергій, канд. біол. наук, Славутин

Дикий, Ігор, канд. біол. наук, Львів

Ємельянов, Ігор, докт. біол. наук, Київ

Криштунке, Борис, доктор, Любляна

Лобков, Володимир, докт. біол. наук, Одеса

Махалан, Мілош, докт. прир. наук, Брно

Мілютин, Андрій, канд. біол. наук, Тарту

Надаховський, Адам, докт. габ., Вроцлав

Новицький, Василь, докт. біол. наук, Київ

Попова, Лілія, канд. біол. наук, Київ

Постава, Томаш, докт. габіл., Краків

Придатко, Василь, канд. біол. наук, Київ

Рідуш, Богдан, докт. геогр. наук, Чернівці

Тархнішвілі, Давид, докт. біол. наук, Тбілісі

Тищенко, Володимир, канд. біол. наук, Київ

Хоєцький, Павло, докт. с.-г. наук, Львів

Чанаді, Олександр, доктор філософії, Прешов

Чорба, Габор, доктор філософії, Будапешт

верстка та електронна версія: І. Загороднюк

Адреса

e-mail: mammalia@ukr.net

web: <http://terioshkola.org.ua/ua/journal.htm>

Реєстрація видання

Видання зареєстровано в Міністерстві юстиції України (свідоцтво КВ № 23105-12945ПП від 11.12.2017 р.)

Включено до Переліку наукових фахових видань України за спеціальностями «біологія», «екологія» та «лісове господарство» (категорія «Б»: накази МОН України № 886 від 02.07.2020 р. та № 1188 від 24.09.2020 р.);

попередня атестація — наказ № 1604 від 22.12.2016.

Затверджено до друку Вченою радою ННПМ 25.11.2021 р. (протокол № 07/21), здано до друку 30.12.2021

ISSN 2616-7379 (Print) • ISSN 2617-1120 (Online)

Фото на обкладинці: мустела ласка, *Mustela nivalis* (автор: Сергій Рижов • photo by Serhiy Ryzhov)

Theriologia Ukrainica

East-European Journal of Mammalogy

(before 2018 as *Proceedings of the Theriological School*)

scientific peer-reviewed journal
of the Ukrainian Theriological Society

published since 1998 by the National Museum
of Natural History, NAS of Ukraine (Kyiv, Ukraine)

Kyiv • 2021 • Volume 22 • 156 p.

Editorial Board

Editor-in-chief

Zagorodniuk, Igor, PhD, Kyiv, Ukraine

Associate editor

Barkaszi, Zoltán, PhD, Kyiv, Ukraine

Rekovets, Leonid, Prof., DSc, Wrocław, Poland

Editorial secretary

Korobchenko, Marina, MSc, Kyiv, Ukraine

Assistant editors

Balčiauskas, Linas, Assoc. Prof., Dr. hab., Vilnius, Lithuania

Bashta, Andriy-Taras, PhD, Lviv, Ukraine

Csanády, Alexander, PhD, Presov-Lubotice, Slovakia

Csorba, Gábor, PhD, Budapest, Hungary

Dykyi, Ihor, PhD, Lviv, Ukraine

Emelianov, Igor, Prof., DSc, Kyiv, Ukraine

Gashchak, Sergey, PhD, Slavutych, Ukraine

Khojetsky, Pavlo, Prof., DSc, Lviv, Ukraine

Kryštufek, Boris, PhD, Ljubljana, Slovenia

Lobkov, Volodymyr, Prof., DSc, Odesa, Ukraine

Macholán, Miloš, CSc., Prof. RNDr., Brno, Czech

Miljutin, Andrei, PhD, Tartu, Estonia

Nadachowski, Adam, Prof., DrHab, Wrocław, Poland

Novytsky, Vasyl, Prof., DSc, Kyiv, Ukraine

Popova, Lilia, PhD, Kyiv, Ukraine

Postawa, Tomasz, Dr. hab., Krakow, Poland

Prydatko, Vasyl, PhD, Kyiv, Ukraine

Ridush, Bohdan, Prof., DSc, Chernivtsi, Ukraine

Tarkhnishvili, David, Prof., DSc, Tbilisi, Georgia

Tyshchenko, Volodymyr, PhD, Kyiv, Ukraine

Volkh, Anatoly, Prof., DSc, Melitopol, Ukraine

makeup and electronic version: I. Zagorodniuk

Address

e-mail: mammalia@ukr.net

web: <http://terioshkola.org.ua/en/journal.htm>



Theriologia Ukrainica

Східноєвропейський теріологічний журнал
East-European Journal of Theriology

Том 22 • 2021

<http://terioshkola.org.ua>

p-ISSN 2616-7379
e-ISSN 2617-1120

науковий журнал • видається з 1998 р. • виходить двічі на рік • Київ
scientific journal • published since 1998 • semi-annual • Kyiv

ЗМІСТ

Фауна та систематика

Льяхін, Ю. Гризуни родини соневих (Gliridae) в колекції Музею природи Харківського університету імені В. Н. Каразіна [англ.]

Марарескул, В. А., В. І. Марарескул, А. А. Антеков. Кажани (Chiroptera) підземних сховищ Придністров'я за результатами обліків 2020–2021 рр. [англ.]

Парнікоза, І., І. Загороднюк. Теріофауна заплави Дніпра у Києві: стан та зміни за останні 100 років

Морфологія та мінливість

Волох, А. Визначення віку євразійського бобра (*Castor fiber*)

Загороднюк, І. Різцеві отвори як ознака при розрізненні морфологічно подібних видів ссавців [англ.]

Поширення та чисельність

Абрамчук, А. В. Політуха сибірська (*Pteromys volans*) в Білорусі: поширення, чисельність, загрози й охорона [англ.]

Євстаф'єв, І. Межі поширення гірсько-лісових видів дрібних ссавців (Eulipotyphla, Rodentia) у Криму [англ.]

Постава, Т., А. Марчевка. Перша реєстрація материнської колонії нетопира біло-смугого *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera) у Польщі [англ.]

CONTENTS

Fauna and Systematics

Iliukhin, Y. Rodents of the family Gliridae in the collection of the Museum of Nature at V. N. Karazin University of Kharkiv

Marareskul, V. A., V. I. Marareskul, A. A. Aptekov. Bats (Chiroptera) of Transnistrian underground shelters based on results of the 2020–2021 census

Parnikoza, I., I. Zagorodniuk. Mammals of the Dnipro floodplain in Kyiv: current state and changes for the last 100 years

Morphology and Variation

Volokh, A. Determination of age of the Eurasian beaver (*Castor fiber*)

Zagorodniuk, I. The incisive foramen as character in distinguishing morphologically similar species of mammals

Distribution and Abundance

Abramchuk, A. V. The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Belarus: distribution, abundance, threats, and conservation

Evstafiev, I. Distribution limits of forest-dwelling small mammals (Eulipotyphla, Rodentia) in the Crimean Mountains

Postawa, T., A. Marchewka. The first record of a maternity colony of Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera) in Poland

Моніторинг та екологія

- Брусенцова, Н., В. Яроцький. Організація спостережень норових хижих ссавців біля їхніх сховищ: порівняння різних методик 100–110
- Вікирчак, О., П. Площанський. А. Бачинський, Т. Микитюк. Склад зимових агрегацій кажанів (Chiroptera) у сховищах печерного типу Тернопільського Придністер'я (обліки 2021 року) 111–124
- Наконечний, І. В., С. В. Скорик, Ю. А. Ходосовцева. Характеристика поселень сліпачка степового (*Ellobius talpinus*) в Національному природному парку «Кам'янська січ» 125–132

Дослідження популяцій

- Мякушко, С. Здрібнення особин як стратегія популяцій в антропогенних умовах (досвід 50-річного вивчення популяцій гризунів) 133–143
- Селюніна, З. В., М. І. Ніточко. Гуртова полівка, *Microtus socialis* (Cricetidae, Rodentia), на західній межі свого поширення [англ.] 144–150

Синантропія та чужорідні види

- Мерзлікін, І. Кажан у квартирі — реакція на нього людей і подальші дії (результати соціологічного опитування) 151–156

Monitoring and Ecology

- Brusentsova, N., V. Yarotskiy. Organization of monitoring of burrowing carnivorans: a comparison of different methods
- Vikyrchak, O., P. Ploschansky, A. Bachynsky, T. Mykytiuk. Composition of winter aggregations of bats (Chiroptera) in cave-type shelters in the Middle Dnister region (census of 2021)
- Nakonechny, I. V., S. V. Skoryk, Y. A. Khodosovtseva. Characteristics of settlements of the northern mole vole (*Ellobius talpinus*) in the Kamianska Sich National Nature Park

Population Research

- Myakushko, S. Shrinkage of body size in rodents as a strategy of populations under anthropogenic conditions (results of 50 years of study of rodent populations)
- Selyunina, Z. V., M. I. Nitochko. The social vole *Microtus socialis* (Cricetidae, Rodentia) in the westernmost part of its geographic range

Synanthropy and Alien Species

- Merzlikin, I. Bat in the flat — people's reaction and further actions (results of a sociological survey)



RODENTS OF THE FAMILY GLIRIDAE IN THE COLLECTION OF THE MUSEUM OF NATURE AT V. N. KARAZIN UNIVERSITY OF KHARKIV

Yuriy Iliukhin 

Key words

Gliridae, zoological collections,
Museum of Nature at Kharkiv
University

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2203>

Article info

submitted 24.08.2021
revised 04.11.2021
accepted 13.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

Museum of Nature at Vasyl
Karazin National University of
Kharkiv (Kharkiv, Ukraine)

Correspondence

Yuriy Iliukhin; Museum of Nature
at Vasyl Karazin Kharkiv National
University; 8 Trinklerya Street,
Kharkiv, 61000 Ukraine
e-mail: ilyhinyra@gmail.com
orcid: 0000-0003-3985-2764

Abstract

The family Gliridae is represented in the collection of the Museum of Nature (MNKU) by 39 specimens of 2 species that belong to two subfamilies. The species *Glis glis* is presented by three specimens, whereas *Dryomys nitedula* by 36 specimens. A complete list of specimens with all of their data (except body dimensions) is given. The oldest specimens in the collection are dated to the 19th and early 20th centuries: a mounted specimen of *Dryomys nitedula* was made in 1879; a mounted *Glis glis* specimen was made in 1879; two study skins of *Dryomys nitedula* were prepared in 1904 and 1908, respectively. Most collection specimens of glirids date back to the 1930s and 1940s. The geography of specimens covers the territory from Austria to Kazakhstan, Georgia, and Tajikistan. Most of the samples (33) were collected in Ukraine, of which 31 specimens of *D. nitedula* originates from Kharkiv Oblast and make up a substantial regional comparative sample. Thirteen specimens of *D. nitedula* represent animals born in captivity to two females captured in the wild; all of them are dated, which allows the pace of their development to be studied. The comparison of the Gliridae collection of MNKU with collections of three other museums of Ukraine — zoological department of the National Museum of Natural History NAS of Ukraine in Kyiv (NMNH), Zoological Museum of Lviv University (ZMD), and Zoological Museum of Luhansk University (ZMLU) — is presented. The MNKU collection ranks third after NMNH and ZMD by the number of species and specimens represented, but it is substantially ahead of ZMD by the number of *D. nitedula* specimens (33 against 7). The MNKU collection also includes more specimens of *D. nitedula* (4) from the Central Asian region (2 from Tajikistan and 2 from Kazakhstan); in other museums, there are only 3 specimens from Kyrgyzstan: 2 specimens in NMNH and 1 specimen in ZMD. Specimens of Gliridae dated to the 19th century are present only in the collection of MNKU. The collection material is both exhibited as mounted specimens and stored as study skins in scientific collections. The collection of the family Gliridae is in good condition and it can be used for scientific and educational purposes.

Cite as

Iliukhin, Y. 2021. Rodents of the family Gliridae in the collection of the Museum of Nature at V. N. Karazin University of Kharkiv. *Theriologia Ukrainica*, 22: 3–10. [In English]

Гризуні родини Вовчкових (Gliridae) у колекції Музею природи Харківського університету імені В. Н. Каразіна

Юрій Ільяхін

Резюме. У колекції родини Gliridae у Музеї природи зберігається 39 зразків, які належать до двох видів з двох підродин. Вид *Glis glis* представлений трьома, а *Dryomys nitedula* 36 зразками. Представлено повний перелік зразків з усіма їх даними (крім розмірів тіла). Найстаріші 4 зразки з цієї колекції були здобуті ще у XIX і на початку XIX ст.: опудало *Dryomys nitedula* виготовлено в 1879 р., а опудало *Glis glis* — у 1884 р., дві тушки *Dryomys nitedula* виготовлено у 1904 і 1908 рр. Більша частина зразків з колекції родини Gliridae походить з 1930–х та 1940–х років. Географія зборів охоплює територію від Австрії до Казахстану, Грузії і Таджикистану. Найбільше зразків (33) походить з України, з них 31 зразок *D. nitedula* походить з Харківської обл., і є гарною регіональною вибіркою для порівнянь. 13 зразків з колекції *D. nitedula* були отримані від тварин народжених у неволі від двох здобутих у природі вагітних самиць, всі вони датовані, що дозволяє вивчати швидкість їх розвитку. Наведено порівняння колекції Gliridae в МПХУ з колекціями трьох інших музеїв України — ННПМ у Києві, Зоологічного музею Львівського університету (ЗМД) та Зоологічного музею Луганського університету (ЗМЛУ). За кількістю видів і зразків колекція МПХУ займає третє місце після ННПМ та ЗМД, але значно випереджає останній за кількістю зразків *D. nitedula* (33 зразки проти 7). Колекція МПХУ налічує також найбільше зразків *D. nitedula* (4) з центрально-азійського регіону (2 з Таджикистану і 2 з Казахстану); в інших музеях є лише 3 зразки з Киргизії: 2 зразки в ННПМ і 1 зразок в ЗМД. Лише у колекції МПХУ є зразки родини Gliridae, що датовані XIX ст. Матеріал колекції виставлений до огляду у вигляді опудал і зберігається у вигляді тушок у наукових фондах. Колекція родини Gliridae знаходиться у належному стані і може використовуватися у наукових і просвітницьких цілях.

Ключові слова: Gliridae, колекції, Музей природи Харківського університету.

Introduction

The amassment of zoological collections is one of the main directions of work of natural history museums. The materials in these collections, which have been accumulated by museums for a long time, allow to study the diversity of fauna, to conduct morphological and genetic studies and other kinds of scientific research [Suares & Tsutsui 2004; Zagorodniuk *et al.* 2014].

This article describes the collection of the family Gliridae, which is stored in the Museum of Nature of V. N. Karazin National University of Kharkiv (MNKU). The work is a continuation of the inventory of the mammal collection of MNKU, part of the results of which are already published by the author: canids [Iliukhin & Krivolapov 2013], felids [Iliukhin & Krivolapov 2015], ursids [Iliukhin 2020], ungulates [Iliukhin 2016], bats [Iliukhin 2018], and dipodoids [Iliukhin 2020].

Material and Methods

The samples of Gliridae in the form of stuffed animals and skins are located in the exposition or stored in the scientific collections of the MNKU, a total of 39 samples. The description of the collection is given in a systematic order, by subfamilies and genera. Scientific and Ukrainian names of taxa are taken from relevant reviews [Pavlinov 2003; Zagorodniuk & Emelianov 2012].

Abbreviations adopted in the text: MNKU — Museum of Nature at V. N. Karazin Kharkiv National University; M — male; F — female; S — gender is not defined; leg. — collector; sk. — skull; gub. — province; reg. — region; district — district; m. — city; vill. — village.

Description of the Collection

In the MNKU collection, the Gliridae family is represented by 39 specimens of two species from two different genera and two subfamilies — Glirinae and Leithiinae (Table 1).

Table 1. Volume of available materials by systematic groups

Таблиця 1. Обсяг наявного матеріалу за систематичними групами

Family	Subfamily	Genus	Species and number of specimens
Gliridae	Glirinae	<i>Glis</i>	<i>Glis glis</i> (3)
	Leithiinae	<i>Dryomys</i>	<i>Dryomys nitedula</i> (36)
Total	2 subfamilies	2 genera	2 species, 39 specimens

Genus *Glis* Brisson, 1762

European edible dormouse — *Glis glis* (Linnaeus, 1766). The species is presented in the collection of MNKU by three specimens, which come from three countries — Ukraine, Georgia, and Austria. The specimen from Ukraine was collected in the forest-steppe zone of Poltava Oblast, whereas the specimen from Georgia originates from the subtropics of the Black Sea coast. The edible dormouse specimen from Austria was collected in the mountains of Tyrol. The specimen from Austria is the oldest and is dated to 1884; it is exhibited in the form of a stuffed animal, while the other two are stored as study skins.

Specimens from Ukraine:

(1) ID 2396/2197, If 594, study skin with skull, M, Poltava Oblast, 'Lubny. Forest, aspen hollow,' 12.06.1936, leg. A. Mankovsky, with measurements (Fig. 1, b), scientific collection.

Specimens from other countries:

(2) ID 112, mounted specimen with skull, exhibition, S, Austria (western), 'Tyrol,' 1884 (Fig. 1, a). (3) ID 2397/2227, study skin with the front part of the skull and mandible, M, Georgia (west), 'Caucasus, Chakvi, bamboo grove' [see comments], 25.07.1951, leg. Y. P. Zubko, with measurements, scientific collection.

Remarks. Regarding the specimen from Georgia: Chakvi is a village on the Black Sea coast, between the town of Batumi and the village of Kobuleti. In the 1930s, bamboo was planted in this area as raw material for the furniture industry (information from A. Kandaurov).

Genus *Dryomys* Thomas, 1906

Forest dormouse — *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779). This species is represented in the collection of MNKU by 36 specimens originating from four countries: Ukraine (31 specimens), Kazakhstan (2 specimens), Tajikistan (2 specimens), and the Russian Federation (1 specimen).

Among the specimens from Ukraine, there is a mounted specimen dated to 1879, another is exhibited as part of a biogroup (female with 5 young), whereas the other 34 specimens are stored in the scientific collection as study skins. The oldest specimen is from the then Kharkiv Governorate and is dated to 1879; it is probably the oldest specimen of the family Gliridae in Ukraine.

All specimens from Ukraine were collected in the forest-steppe zone of Kharkiv Oblast (30 specimens) and in the steppe zone of Luhansk Oblast (1 specimen). Valuable are the specimens collected in mountainous areas of Central Asia: in the Aksu-Jabagly Reserve, Kazakhstan, which is located in the western part of the Tersky-Alatau mountain range, and in the Varzob Ravine, Tajikistan, which is located on the southern slope of the central part of the Hissar ridge. The specimen from the Russian Federation was collected in 1904 in the steppe zone in the outskirts of Sarepta, former Astrakhan Governorate, which is now located within the city of Volgograd.

Specimens from Ukraine (collected before 1920):

(1) ID 111, mounted specimen, S, former Kharkiv Governorate, 1879, exhibition (Fig. 2, a). (2) ID 2398/2228, study skin and mandible (as '*Myoxus glis* Shreb'), scientific collection, S, vicinity of Kharkiv, 09.1908, leg. L. Mandzos (Fig. 2, b).

Specimens from Ukraine (collected in 1920–1940):

(3) ID 2406/2212, If 612, study skin with skull, with body measurements, scientific collection,

M, Kharkiv, 'Sarzhyn Yar, Sarychiv Forest,' Pomirky, 07.05.1931, leg. A. Mankovsky; (4) ID 2399/2210, study skin with skull, with body measurements, scientific collection, F, Kharkiv Oblast, Ostroverkhivka, forest, 17.10.1931, leg. A. Mankovsky; (5) ID 2401/2211, If 613, study skin with skull, F, Kharkiv, Pomerky, pear hollow, 16.07.1932, leg. A. Mankovsky, with measurements, scientific collection; (6) ID 2415/2216, If 597, study skin without skull, scientific collection, M, Kharkiv, Pomirky, 26.05.1933; (7) ID 2421/2213, M, study skin with skull, scientific collection, with measurements; Kharkiv, Sokolnyky, Verkhny Forest, hollow, 11.09.1933; (8) ID 2208, If 607, study skin with skull, scientific collection, with body measurements, F, Kharkiv, Pomirky, near Petrovsky dacha, hollow tree, 24.07.1935, leg. M. Kovalev; (9–21) study skins and skulls with measurements of specimens born in captivity in 06.1935 and on 31.06.1936 to two females caught pregnant in Pomirky (Kharkiv) by M. Kovalev; stored in the scientific collection: (9) ID 2200 If 608, M, 24.06.1935; (10) ID 2201 If 609, F, 19.09.1935; (11) ID 2202 If 601, F, 24.06.1935; (12) ID 2204, If 604, M, 19.09.1935; (13) ID 2205, If 599, F, 19.09.1935; (14) ID 2206, If 603, M, 19.09.1935; (15) No. 2207, If 606, F, 19.09.1935; (16) ID 2209, If 598, M, 19.09.1935; (17) ID 2214, If 610, F, 19.09.1935; (18) No. 2411/2218, If 609, Fjuv 18.07.1936; (19) ID 2416/2219, Mjuv, 24.06.1936; (20) ID 2424/2217, If 600, Mjuv, 28.07.1936; (21) ID 2426/2215, If 605, F juv, 24.06.1936;



Fig. 1. Specimens of *Glis glis* in the museum collection: a, mounted specimen from 1884; b, study skin from 1936.

Рис. 1. Зразки *Glis glis* у колекції музею: а) опудало *Glis glis*, експонат 1884 року; б) тушка *Glis glis*, експонат 1936 р.



Fig. 2. Specimens of *Dryomys nitedula* in the museum collection: a, mounted specimen from 1879; b, study skin from 1908. Photo by A. Luniachek.

Рис. 2. Зразки *Dryomys nitedula* у колекції музею: а) опудало, експонат 1879 р.; б) тушка, експонат 1908 р. Фото А. Лунячека.

(22) ID 2413/2203, If 615, study skin with skull, with body measurements, M, scientific collection, Kharkiv Oblast, Zmiiv Raion, biostation, 'young forest with good undergrowth,' 19.08.1936, leg. M. Kovalev; (23) ID 2404/2222, If 935, study skin with skull, scientific collection, F, Kharkiv, Pomirky, deciduous forest, 17.07.1937, with measurements; (24) ID 2224, If 934, study skin with skull, scientific collection, with body measurements, M, Kharkiv 'Pomerky' forest, in a hollow, 06.10.1938; (25) ID 2406/2221, If 933, study skin with skull, scientific collection, with body measurements, M, Kharkiv, Pomirky, forest, 06.06.1940; (26) ID 2408/2223, If 936, study skin with skull, scientific collection, with body measurements, M, Kharkiv, Pomirky forest, in a hollow of a pear, 26.05.1940; (27) ID 2407/2225, If 950, study skin with skull, scientific collection, with body measurements, F, Kharkiv, Pomirky, 'Cherk.' Pond, 06.06.1940, leg. V. Prykhodko.

Specimens from Ukraine (collected after 1945):

(28) ID 2425/2220, study skin with skull, scientific collection, F, Kharkiv Oblast, Zmiiv Raion, biostation, western slope towards the village of Gaidary, deciduous forest, 17.08.1948, leg. N. Ladygina; (29) ID 2405/2226, F, study skin with mandible, with body measurements, scientific collection, Kharkiv Oblast, Chuguiv Raion, near the village of Martove, forest on the left bank of the Donets River, 26.06.1952; (30) ID 6481, mounted specimen, F with 5 young, biogroup, exhibition, Kharkiv Oblast, Chuguiv Raion, Pechenigy Nature Reserve, 1954, leg. ?, prepared by V. M. Grubant and N. Ya. Ruzhinsky; (31) ID 2229, study skin with skull, with body measurements, scientific collection, F, Luhansk Oblast, Provalsky Steppe, 24.07.1947, leg. Uman..?..

Specimens from other countries:

(32) ID 2427/2230, 423, study skin without skull, scientific collection, S, as '*Myoxus dryae*, vicinity of Sarepta, from Khlebnikov,' now within the city of Volgograd, Russian Federation, 23.04.1904, leg. V. Khlebnikov; (33) ID 2402/2139, 178, study skin with skull, scientific collection, with body measurements, F, Kazakhstan, Aksu-Jabagly Reserve, Darbaza tract, forest zone, juniper thickets, 13.08.1939, leg. P. Januszko; (34) ID 2403/2198, 224, study skin with skull, scientific collection, M, Kazakhstan, Aksu-Jabagly Reserve, Aksu Canyon, lowland steppes, birch thickets, with measurements, 11.09.1939, leg. P. Januszko; (35) ID M-1914, study skin with skull, scientific collection, M, Tajikistan, Varzob Ravine, 59 km, 04.1979, leg. V. Krivolapov; (36) ID M-1915, study skin with skull, scientific collection, F, Tajikistan, Varzob Ravine, 59 km, 28.04.1979, leg. V. Krivolapov.

Analysis of the Composition of the Collection

At present, four species of the family Gliridae are known in the fauna of Ukraine — *Glis glis*, *Muscardinus avellanarius*, *Dryomys nitedula*, and *Eliomys quercinus* [Zagorodniuk & Emelianov 2012], of which one species (*E. quercinus*) is listed in the Red Book of Ukraine [Akimov 2009].

The volume and condition of the collection

In the MNKU collection, this family is represented by 39 specimens of only two species, but the available materials have significant scientific value. Most of the specimens in the collection of MNKU belong to the species *Dryomys nitedula* (36 specimens) and three specimens represent the species *Glis glis*. Of all specimens of dormice, three are exhibited as mounted specimens and 36 are stored in the scientific collection as study skins in a separate wooden box.

There are no faded or damaged specimens, but 10 study skins have broken or missing tails (probably due to frequent rearrangements in the past and because of the considerable age of the specimens themselves). The specimens of the collection do not require additional gluing or chemical treatment. In general, the collection of the Gliridae family in MNKU is in good condition and can be used for scientific and educational purposes.

Geography of finds

Collecting localities are indicated on the labels for all samples. Most specimens come from Ukraine (33 specimens). Of them, one specimen of *Glis glis* was collected in Poltava Oblast and one specimen of *Dryomys nitedula* in Luhansk Oblast, the rest of the specimens coming from the territory of Kharkiv Oblast. The entire collection of *Dryomys nitedula* from Kharkiv Oblast consisting of 31 specimens is a substantial regional sample for further descriptions and comparisons.

Two specimens of *Dryomys nitedula* were collected in Kazakhstan and Tajikistan, respectively, and another one in the Russian Federation. Two specimens of *Glis glis* come from Georgia and Austria, respectively.

Old and valuable specimens

The collection of the Gliridae family contains some quite old specimens. Two of them are exhibited and dated to the 19th century, namely a mounted specimen of *Dryomys nitedula* from the then Kharkiv Governorate, collected in 1879, and a mounted specimen of *Glis glis* from 'Tyrol,' west of Austria, collected in 1884.

The scientific collected also contains some quite old specimens, particularly study skins of *Dryomys nitedula* prepared in 1904 and 1908, while most of the specimens were collected in the 1930s and 1940s.

Particularly interesting specimens come from M. Kovaliv: 15 specimens stored in the collection of MNKU, 13 specimens of dormice born in captivity to two females, which were caught in the wild pregnant in 1935 and 1936. All specimens have detailed labels and thus it is possible to study the pace of development of these dormice.

Collectors and dates

In total, there are 28 specimens with names of collectors indicated on the labels. Most of the dormouse specimens in the collection of MNKU were obtained in 1935–1936 by M. Kovalev (15 storage units). Other collectors provided 1 to 4 specimens each: A. Mankovsky in 1931–1936 collected 4 specimens, P. Yanushko (1939) and V. Kryvolapov (1979) collected 2 specimens each, whereas V. Khlebnikov (1904), L. Manzhos (1908), V. Prykhodko (1940), N. Ladygina (1948), and J. Zubko (1951) collected only one specimen each.

The very first collectors. Veniamin Khlebnikov was the son of the founder of the Astrakhan Reserve. The MNKU collection also contains a bat study skin and numerous study skins of birds from the then Astrakhan Governorate, which were collected by him in the early 1900s. L. F. Manzhos in the early 20th century worked as a taxidermist in the zoological cabinet of the Kharkiv Imperial University, which eventually transformed into the modern MNKU. Many specimens of rodents and bats collected by M. Kovaliv and A. Mankovsky in the 1930s are preserved in the MNKU collection. Most likely, they were students at that time.

Collectors of the period 1940–1950. The MNKU collection contains a series of rodent specimens collected by N. Ladygina in the 1940s. At that time, she was a student at the Faculty of Biology of KhNU and later she worked at the Biological Institute of KhNU, where in the 1960s she defended her PhD thesis devoted to the species *Mus spicilegus*. Yakiv Panteleimonovych Zubko (1899–1968), a well-known Ukrainian theriologist and associate professor at the Kharkiv and Luhansk Pedagogical Institutes, travelled to Georgia in the 1950s to study rodents. Unfortunately, there is no information about the collector V. Prykhodko (collections of 1940s). Theriologist P. A. Yanushko worked in 1943–1946 as a researcher at the Aksu-Jabagly Reserve.

The name of the collector of the specimen from the Provalsky Steppe of 1947 remains unknown (the signature is similar to 'Uman...', but we know that in the summer of that year there was an expedition from the Kharkiv University led by Prof. I. Volchanetsky. There are two more specimens in the MNKU collection with the same signature, but of a different species — *Sylvaemus tauricus* — collected in 1952 in Gaidary, Zmiiv Raion, Kharkiv Oblast (the name 'Khristenko' is additionally given on one of their labels).

Collectors of the latest period. Volodymyr Pavlovych Kryvolapov (1951–2015) had been the main curator of the MNKU for a long time. The two specimens he collected were obtained during the MNKU expedition to Tajikistan in the summer of 1979.

Comparison with other collections

It is interesting to compare the described collection of the MNKU with other collections of Gliridae stored in other museums of Ukraine, particularly the Zoological Museum of the National Academy of Sciences of Ukraine (NMNH) and zoological museums of Ivan Franko National University of Lviv (ZMD) [Zatushevsky 2012] and T. H. Shevchenko National University of Luhansk (ZMLU) [Zagorodniuk & Filipenko 2015].

The family Gliridae is the most fully represented in the collection of the NMNH (Kyiv): all four species that occur in Ukraine are represented, as well as another species of dormouse that occurs in the Koped-Dag region of Turkmenistan. In this collection, the total number of dormouse specimens is 290, of which *Glis glis* is represented by 68 specimens and *Dryomys nitedula* is represented by 152 specimens. The collection of ZMD (Lviv) contains 42 specimens of the four species that occur in Ukraine, of which *Glis glis* is represented by 26 specimens and *Dryomys nitedula* is represented by 7 specimens. The collection of ZMLU (Luhansk) includes only four specimens of one 'local' species — *Dryomys nitedula*.

When comparing the above samples of these museums with the collection of the Gliridae family stored in the MNKU, we see that the MNKU collection ranks third by the number of specimens and the number of species after the museums of Kyiv and Lviv, but significantly exceeding ZMD by the number of *Dryomys nitedula* specimens (36 vs 7).

Of particular interest are four specimens of *Dryomys nitedula* from the collection of MNKU, which were collected in mountainous regions of Tajikistan and Kazakhstan. This species is quite common in forest habitats of Central Asia [Airapetiants 1983; Sokolov & Syroechkovsky 1990], but it is little represented from this region in the collections of Ukrainian museums. There are only three specimens of this species from Kyrgyzstan, namely from Osh Oblast, in the collection of NMNH and one specimen from Talas Alatau in the collection of ZMD. It should be noted that only the collection of MNKU contains dormouse specimens dated to the 19th century, which, in our opinion, is of significant historical importance.

Acknowledgements

Sincere thanks to I. Zagorodniuk (NMNH) for the idea of the article, for helping with the information about collectors, and for editing the manuscript text, as well as to Z. Barkaszi (NMNH, Kyiv) and O. Zinenko (MNKU, Kharkiv) for the correction of the English translation of the manuscript. A. Kandaurov (St. Elijah University, Tbilisi) is acknowledged for the assistance in clarifying the collecting locality of specimens from Georgia, as well as A. Lunyachek (MNKU, Kharkiv) for taking the photographs of the specimens.

References

- Airapetiants, A. E. 1983. *Dormice*. Leningrad Univ. Publ., Leningrad, 1–191. [In Russian]
- Akimov, I. A. (ed.). 2009. *The Red Data Book of Ukraine*. Globalconsulting, Kyiv, 1–600. [In Ukrainian]
- Iliukhin, Y., V. Krivolapov. 2013. Craniological collection of the family Canidae Gray, 1821 in the funds in the Museum of Nature at V. N. Karazin Kharkiv National University. In: *History and Today of Museum: Proceedings of Conference* (Chernivtsi, 2013), Chernivtsi, 219–223. [In Russian]
- Iliukhin, Y., V. Krivolapov. 2015. Genus *Felis* in the osteological collection of Professor O. O. Brauner in the Museum of Nature at V. N. Karazin Kharkiv National University. In: *Natural History Museums: Role in Educations and Science*. Kyiv, 52–53. [In Russian]
- Iliukhin, Yu. 2016. Representatives of the superorder Ungulata in Prof. O. Brauner's craniological collection in the Museum of Nature at V. N. Karazin Kharkiv National University. *Theriologia Ukrainica*, **14**: 44–55. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Iliukhin, Y. 2018. Representatives of the order Chiroptera in the collection of the Museum of Nature at V. Karazin Kharkiv National University. *Theriologia Ukrainica*, **16**: 77–84. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Iliukhin, Yu. 2019. Representatives of the family Ursidae in the collection of the Museum of Nature of V. N. Karazin Kharkiv National University. *Natural History Museology. Volume 5*. Ed. by I. Zagorodniuk. Natl. Mus. Nat. Hist., NAS of Ukraine; Kyiv, 170–174. [In Ukrainian]
- Iliukhin, Y. 2020. Superorder Dipoidea in the collection of the Museum of Nature at V. Karazin Kharkiv National University. *Novitates Theriologicae*, **11**: 107–112. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Pavlinov, I. Y. 2003. *Systematics of Recent Mammals*. Moscow

- Univ. Publ., 160–191. [In Russian]
- Schilhuizen, M., C. S. Vairappan, E. M. Slade, D. J. Mann, J. A. Miller. 2015. Specimens as primary data: Museums and "open science". *Trends in Ecology & Evolution*, **30** (5), 237–238. [CrossRef](#)
- Shevchenko, L. S., S. I. Zolotukhina. 2005. *Catalogue of the collection of the Zoological Museum of the NMNH of Ukraine. Mammals. Issue 2*. NMNH NAS of Ukraine, Kyiv, 184–194. [In Ukrainian]
- Sokolov, V., E. Syroechkovsky. 1990. *Natural Reserves of the USSR. Reserves of Central Asia and Kazakstan*. Moscow, 80–101.
- Suares, A. V., N. D. Tsutsui. 2004. The value of museum collections for research and society. *BioScience*, **54** (1): 66–74. [CrossRef](#)
- Zagorodniuk, I. V., I. G. Emelianov. 2012. Taxonomy and nomenclature of mammals of Ukraine. *Proceedings of the National Museum of Natural History*, **10**: 5–30. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I., I. Emelianov, O. Chervonenko. 2014. Zoological collections and museums as centres of biodiversity investigations. In: Zagorodniuk, I. (ed.). 2014. *Zoological Collections and Museums*. NMNH, NAS. Kyiv, 6–9. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I., S. Filipenko. 2015. Rodents (Muriformes) in the exhibition of the Zoological Museum of Luhansk National University. *Novitates Theriologicae*, **9**: 167–176. [In Ukrainian]
- Zatushevsky, A., I. Shidlovsky, O. Zakala, [et al.]. 2010. *Catalogue of the collection of mammals of the Zoological Museum of Ivan Franko National University of Lviv*, Lviv, 180–185. [In Ukrainian]



BATS (CHIROPTERA) OF TRANSNISTRIAN UNDERGROUND SHELTERS BASED ON RESULTS OF THE 2020–2021 CENSUS

Vladislav A. Marareskul^{1,2} , Victoria I. Marareskul , Alexander A. Aptekov² 

Key words

bats, Chiroptera, underground sites, Prydnistrovia, Moldova, Dnister valley

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2204>

Article info

submitted 03.09.2021
revised 19.12.2021
accepted 28.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

¹ Institute of Zoology of the Republic of Moldova (Chisinau, Republic of Moldova)

² Yagorlyk State Nature Reserve (Dubossary, Republic of Moldova)

Correspondence

V. A. Marareskul; Institute of Zoology of the Republic of Moldova; 1 Academiei Street, Chişinău, 2028 Republic of Moldova
e-mail: marareskulvlad@gmail.com
orcid: 0000-0003-4308-9925

Abstract

This report presents data on the species composition of bats inhabiting underground structures and complexes on the left bank of the Dnister River according to survey results for 2020–2021. Field studies of bats (order Chiroptera) inhabiting underground shelters of the left bank of the middle and lower reaches of the Dnister were conducted from August 2020 to October 2021. In total, we found 26 underground sites and complexes potentially suitable for bats in Transnistria and in 15 of them we counted their number and species composition. Most of the detected underground objects are of anthropogenic origin (former industrial tunnels for limestone mining and manual mining), and only 2 of natural origin — a shallow cave in the village of Rascov, Camenca District and a karst cave in the village of Mikhailovka, Rybnitsa District. The identified objects formed the basis of the first detailed cadastre of underground structures of the left bank of the Dnister and adjacent areas. Each underground facility was mapped with exact GPS coordinates and assigned a corresponding index and serial number. According to the survey results, 8 species of bats were recorded: *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis blythii*, *Myotis bechsteinii*, *Myotis daubentonii*, *Myotis dasycneme*, *Plecotus auritus*, *Plecotus austriacus*, and *Eptesicus serotinus*. The most widespread and frequently encountered species in the studied area are the lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* and Daubenton's bat *Myotis daubentonii*. The rare species include the brown long-eared bat *Plecotus auritus* and the grey long-eared bat *Plecotus austriacus*. The pond bat *Myotis dasycneme* and Bechstein's bat *Myotis bechsteinii* are considered extremely rare, and the latter has never been recorded in Transnistria before. Based on the obtained data and in order to preserve the species diversity of bats, we identified a number of underground complexes as key objects of primary importance in the life of bats during hibernation and their breeding season. In order to preserve and ensure the survival of a number of bat species inhabiting the Dnister valley, it is necessary to create a network of underground complexes with protected status.

Cite as

Marareskul, V. A., V. I. Marareskul, A. A. Aptekov. 2021. Bats (Chiroptera) of Transnistrian underground shelters based on results of the 2020–2021 census. *Theriologia Ukrainica*, 22: 11–20. [In English]

Кажани (Chiroptera) підземних сховищ Придністров'я за результатами обліків 2020–2021 рр.

Владислав А. Марарескул, Вікторія І. Марарескул, Олександр А. Аптеков

Резюме. У статті представлено дані про видовий склад кажанів, що населяють підземні споруди та комплекси на лівому березі р. Дністер, за результатами обліків, проведених у 2020–2021 роках. Польові дослідження кажанів (ряду Chiroptera), які населяють підземні сховища лівого берега середньої та нижньої течії Дністра, проводилися з серпня 2020 р. по жовтень 2021 р. Загалом нами виявлено 26 підземних ділянок і комплексів, потенційно придатних для кажанів у Придністров'ї та у 15 з них ми підрахували їх кількість і видовий склад. Більшість виявлених підземних об'єктів мають антропогенне походження (колишні промислові тунелі для видобутку вапняку та ручного добування), і лише 2 — природне походження, зокрема неглибока печера в с. Рашкові Каменського району та карстова печера в с. Михайлівка Рибицького району. Виявлені об'єкти лягли в основу першого детального кадастру підземних сховищ лівого берега Дністра та прилеглих територій. Кожний підземний об'єкт було нанесено на карту за точними GPS-координатами і кожному присвоєно відповідний індекс і порядковий номер. За результатами дослідження виявлено 8 видів кажанів: *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis blythii*, *M. daubentonii*, *Myotis dasycneme*, *Plecotus auritus*, *P. austriacus*, *Eptesicus serotinus*. Найбільш розповсюдженими і такими, що часто трапляються, видами на дослідженій території є підковик малий *R. hipposideros* і нічниця водяна *M. daubentonii*. До рідкісних видів належать вухань бурий *P. auritus* і вухань сірий *P. austriacus*. Надзвичайно рідкісними вважаються нічниця ставкова *M. dasycneme* і нічниця довговуха *M. bechsteinii*, причому остання ніколи раніше в Придністров'ї не була зареєстрована. На основі отриманих даних та з метою збереження видового різноманіття кажанів нами визначено ряд підземних комплексів як ключових об'єктів, що мають велике значення для кажанів під час сплячки та у період їх розмноження. З метою збереження й забезпечення виживання низки видів рукокрилих, що населяють долину Дністра, необхідно створення мережі підземних комплексів з відповідним охоронним статусом.

Ключові слова: рукокрилі, Chiroptera, підземні сховища, Придністров'я, Молдова, долина Дністра.

Introduction

Studies of bats in Transnistria began as early as the middle of the 20th century. Since the 1990s, detailed monitoring studies of bats have been conducted mainly in large underground complexes, such as those near the village of Bychok [Andreev & Vasiliev 1997; Vasiliev & Andreev 1997; Bondarenko & Guseva 2003], as well as in underground structures, mainly on the right bank of the Dnister River. The authors of this report have identified and surveyed all known underground structures and complexes on the left bank of the Dnister River to study the species composition of bats inhabiting these shelters. Data on the species and quantitative composition of bats in a number of locations are published for the first time. The species diversity of bats of some underground refuges on the left bank of the Dnister suggests their key importance in the biological cycle of bats.

Material and Methods

The material for the present report was collected during field studies carried out in 2020–2021.

In order to identify the presence of underground structures and complexes of both natural and anthropogenic origin in the study area, archival materials and reports of the Republican Geological Fund of the State Unitary Enterprise 'Geologorazvedka' (Dubossary), as well as topographic maps of the area as of 1982 at a scale of 1:50 000, placed in the public domain on the website of the National Geospatial Data Fund of the Land Relations and Cadastre Agency of the Republic of Moldova were used. The local population was also surveyed to search for a number of underground objects.

The revealed underground constructions were marked on the maps with the indication of exact GPS-coordinates and with the assignment of a corresponding index and serial number. A location map and a database of underground objects were created in MapInfo Pro 15.0.

The large underground constructions having a set of entrances, but connected by uniform network of tunnels, were considered by us as one object. For a number of small shallow underground objects, schematic plans were without reference to scale.

Underground structures accessible to research were inspected step-by-step during all seasons of the year. The method of visual inspection with counting of the number of individuals of each detected species of bats was mainly used. In the summer through autumn period of 2021, bats were captured manually or with net during repeated surveys of some dungeons to determine the sex-age structure and to measure morphometric parameters, after which they were released at the same site. No animals were captured in winter. We did not trap animals with spider nets at night. The inspection of large deep underground complexes with a branched network of tunnels was carried out to a depth of 200–250 m from the entrance, and their near-entrance part was carefully inspected as well.

Acronyms of species names: RHIP — *Rhinolophus hipposideros*; MBLY — *Myotis blythii*; MBEC — *M. bechsteinii*; MDAS — *M. dasycneme*; MDAU — *M. daubentonii*; PAUR — *Plecotus auritus*; PAUS — *P. austriacus*; ESER — *Eptesicus serotinus*. Conservation categories of species are given according to different sources, including the red lists of IUCN, Moldova, Transnistria (2nd ed.), and Ukraine (3rd ed.) [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN... 2021].

Research area and description of the underground shelters

The study area includes mainly the left bank of the Dnister and only a few underground shelters were surveyed on the right bank near the Dubossary Reservoir and near the city of Bendery.

In geological terms, this territory is confined to the south-western slope of the East European Platform and stretches in submeridional direction along the Dnister River, including the areas of its middle and lower reaches. Here, in the steep slopes of the river banks, as well as in the valleys of its tributaries, powerful layers of limestone of Neogene age emerge to the surface, which has been used as building material since ancient times. Since the mid-20th century, many areas with natural outcrops of limestone began to be developed on an industrial scale, in most cases by underground mining, resulting in the formation of large underground galleries (Fig. 1). Currently, most of the mines are closed and have been out of operation for more than 15 years.



Fig. 1. Underground complexes of the left bank of the Dnister: a — shallow manual tunnels near the village of Valya Adynka (K-04); b — one of the entrances to the manual tunnel complex north of the village of Bychok (G-01); c — karst cave with a complex of manual tunnels near the village of Mikhailovka (R-07); d — entrance to the mines near the village of Zozuliany (R-04).

Рис. 1. Підземні комплекси лівобережжя Дністра: а — ручні неглибокі штольні у с. Валя-Адинка (К-04); б — один із входів ручної виробки у північній частині комплексу штолень у с. Бичок (Г-01); в — карстова печера з комплексом ручних штолень у с. Михайлівка (Р-07); д — вхід у штольні у с. Зозуляни (Р-04).

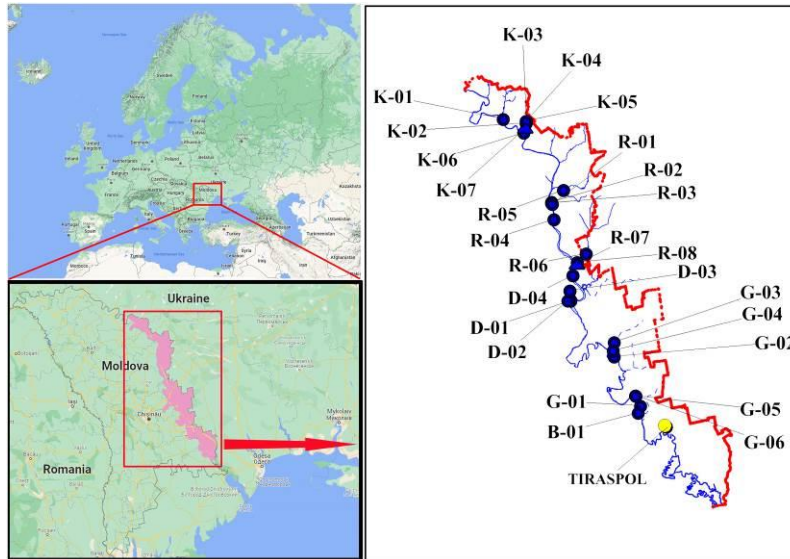


Fig. 2. Location map of underground shelters in the territory of Transnistria (overview map of Europe from the resource www.google.com/maps).

Рис. 2. Карта-схема розташування підземних сховищ на території Придністров'я (оглядова карта Європи з ресурсу www.google.com/maps).

The investigated territory, according to the administrative structure, is divided between 5 districts and 2 cities of republican subordination (Tiraspol and Bendery), in accordance to which each identified underground facility is assigned an index corresponding to the district and a serial number. The index designations are as follows: K — Kamenka District, R — Rybnitsa District, D — Dobossary District, G — Grigoriopol District, S — Slobozia District, and B — Bendery city with adjoining territories and settlements of the right bank of the Dnister.

In the studied territory, we have identified 26 underground objects and complexes potentially suitable for bats, in 15 of which we carried out surveys of their number and species composition (Fig. 2). Most of the identified underground objects are of anthropogenic origin (former industrial tunnels for limestone mining and manual mining), and only 2 of natural origin — a shallow cave in the village of Rașcov, Camenca District and a karst cave near the village of Mikhailovka, Ribnita District.

Camenca District (K): K-01 — Camenca, shallow industrial adit up to 10 m long with a deep cleft in the right part of the face; K-02 — Valea Adinca, an industrial test adit with five small rooms; K-03 — Valea Adinca, a small test adit with deep cracks in the ceiling (bat droppings were found); K-04 — Valea Adinca, shallow manual tunnels with two entrances; K-05 — Valea Adinca, shallow industrial adit up to 50 m long with one room and a large collapse closer to the face; K-06 — Rașcov, a complex of manual and industrial adits with three entrances, one of which collapsed; K-07 — Rașcov, a karst shallow cave (grotto) in the upper part of the Zolota River's bank slope (left tributary of the Dniester River).

Rybnitsa District (R): R-01 — Vihvatintsi, a large complex of hand-dug tunnels with low ceilings and numerous rooms; R-02 — Gidirim, a large complex of industrial adits, heavily littered, the quantitative and species diversity of bats is low; R-03 — Gidirim, the entrance is caved in, the adits could not be examined; R-04 — Zozuliany, a large complex of industrial adits, heavily littered, quantitative and species diversity of bats is low; R-05 — Busky (Rybnitsa), a complex of handmade tunnels with ceilings up to 1 m high; most of them collapsed and could not be surveyed; R-06 — Uch. Pridnestrovskoe, industrial test taps with three separate entrances; R-07 — Mikhailovka, a karst cave in the upper part of the Dniester River's bank with an extensive gallery of tunnels used for manual mining of building stone; R-08 — Mikhailovka, an industrial tunnel, backfilled, not investigated.

Dubossary District (D): D-01 — Cocieri, a large complex of industrial adits with several levels; D-02 — Golerkani, a complex of industrial adits, heavily littered, quantitative and species diversity of bats is low; D-03 — Molovata, shallow tunnels of manual mining; D-04 — Garmatskoe, shallow tunnels of manual mining.

Grigoriopolsky District (G): G-01 — Bychok, the largest complex of industrial tunnels with several levels and multiple entrances, in the northern part — adits, predominantly manual mining; G-02 — Grigoriopol, industrial working tunnels; G-03 — Grigoriopol, industrial working adits; G-04 — Grigoriopol, industrial working tunnels; G-05 — Grigoriopol, industrial working tunnels; G-06 — Grigoriopol, industrial working tunnels.

pol, industrial adits, not active, not surveyed; **G-05** — Krasnogorka, shallow manual workings, heavily collapsed; **G-06** — Krasnogorka, shallow manual workings, heavily collapsed.

City of Bender (B): B-01 — Bender (microdistrict ‘Severny’), a complex of industrial tunnels.

Results and Discussion

Of the 26 underground sites and complexes we identified 21 sites that are potentially suitable for bats and which were surveyed in detail. The currently working tunnels and adits, access to which is difficult, have remained unexamined. The number and species composition of bats were counted in 15 of the 21 surveyed sites and the results are shown in Table 1. Data on 6 adits out of the 21 surveyed ones are not given in Table 1 because some of them were destroyed or bats and traces of their presence in them were completely absent.

Table 1. Results of bat surveys in underground shelters of Transnistria in 2020–2021

Таблиця 1. Результати досліджень кажанів у підземних сховищах Придністров'я у 2020–2021 рр.

Index of adit	Record date	Species (acronyms)								Credited to		
		RHIP	MBLY	MBEC	MDAS	MDAU	PAUR	PAUS	ESER	ind.	species	Sum of sp.
K-01	26.09.2020	–	–	1	–	–	–	–	–	1	1	2
	04.01.2021	–	–	–	–	–	–	–	1	1	1	
K-02	26.09.2020	2	–	–	–	2	–	–	–	4	2	3
	04.01.2021	37	–	–	–	3	–	1	–	41	3	
	26.06.2021	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0	
K-04	04.01.2021	1	–	–	–	–	–	–	–	1	1	2
	26.06.2021	1	–	–	–	–	–	4	–	5	2	
	03.10.2021	1	–	–	–	–	–	–	–	1	1	
K-05	04.01.2020	–	–	–	–	1	–	–	–	1	1	3
	26.06.2021	–	1	–	–	–	–	1	–	2	2	
	03.10.2021	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
K-06	11.04.2021	11	22	2	1	5	–	–	1	42	6	6
	26.06.2021	3	–	–	–	–	–	–	–	3	1	
	03.10.2021	43	9	–	1	1	–	–	–	54	4	
K-07	26.09.2020	5	–	–	–	–	–	–	–	5	1	1
R-01	12.09.2020	1	18	–	–	4	–	–	12	35	4	5
	26.09.2020	2	15	–	3	2	–	–	8	30	5	
	07.11.2020	12	7	–	1	1	–	–	–	21	4	
	24.12.2020	44	4	–	–	3	–	–	–	51	3	
	03.07.2021	–	2	–	–	–	–	–	–	2	1	
	03.10.2021	–	17	–	–	–	–	–	–	17	1	
R-02	07.11.2020	3	–	–	–	–	–	–	–	3	1	1
	24.12.2020	27	2	–	–	6	–	–	–	35	3	
R-04	03.07.2021	–	1	–	–	–	–	–	–	1	1	3
	03.10.2021	–	3	–	–	–	–	–	–	3	1	
R-07	19.09.2020	19	–	–	–	15	–	–	2	36	3	4
	05.01.2021	26	1	–	–	1	–	–	–	28	3	
	03.07.2021	1	–	–	–	–	–	–	–	1	1	
D-01	22.02.2021	27	–	7	–	75	3	2	10	124	6	8
	06.03.2021	–	51	1	3	–	1	–	–	56	4	
D-02	09.05.2021	3	–	–	–	–	–	–	–	3	1	1
D-03	09.05.2021	–	–	–	–	25	–	–	–	25	1	1
G-01	29.08.2020	3	–	–	2	23	2	–	9	39	5	6
	10.10.2020	5	–	–	–	34	–	2	42	83	4	
	23.01.2021	–	–	–	–	2	–	5	14	21	3	
	10.10.2021	–	–	–	–	13	–	1	19	33	3	
B-01	01.05.2021	10	–	–	–	14	–	–	–	24	2	2
Total individuals:		287	153	11	11	230	6	16	118			

According to the survey results, the following species composition of bats was revealed: *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis blythii*, *Myotis bechsteinii*, *Myotis daubentonii*, *Myotis dasycneme*, *Plecotus auritus*, *Plecotus austriacus*, and *Eptesicus serotinus*.

Family Rhinolophidae

This group is represented in underground locations by one species.

Rhinolophus hipposideros (Borkhausen, 1797) is recorded practically in all underground shelters of Transnistria (in 13 of 15 examined) (Fig. 3). It is the most abundant and frequent species in the studied area. They are concentrated at wintering grounds and also throughout the year in adits near the settlements of Bychok, Cocieri, Mikhailovka, Zozuliany, Vykhvatyntsi, Rașcov, and others.

The largest aggregations were found in winter in caves near Valya Adynca (37 specimens), Rașcov (43 specimens), and Vykhvatyntsi (44 specimens). The species is listed in the Red Data Book of Transnistria (2nd edition) as Endangered (EN), as well in the list of IUCN (Version 2021.3: Europe — NT), Bern Convention, Bonn Convention, European Habitat Directive; Red Data Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN... 2021].

Family Vespertilionidae, subfamily Myotinae

This group is represented in underground locations by four species.

Myotis blythii (Tomes, 1857) is recorded in underground shelters in the central and northern regions of Transnistria: Dubossary, Rybnitsa, and Camenca (Fig. 4). To the south of Dubossary, we have not found it. Large aggregations (over 50 individuals) were recorded only in winter and in early autumn during the breeding season. In summer, single individuals, usually males, were recorded. The largest concentrations of wintering lesser mouse-eared bats were found in the adits nearby to the villages of Cocieri (over 51 individuals), Rașcov (22 individuals), and Vykhvatyntsi (18 individuals). The species is listed in the Red Book of Transnistria (2nd edition) with the status (VU) Vulnerable; also listed in the IUCN (Version 2021.3: Europe — NT), Bern and Bonn Conventions, European Habitat Directive; in the Red Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN... 2021].

Myotis bechsteinii (Kuhl, 1817) has not been previously recorded in the territory of Transnistria. It is the rarest bat species found by us in winter only in three dungeons of Transnistria: in Dubossary and Camenca districts. One bat was recorded at the end of September in a shallow adit in Camenca. The largest number of wintering individuals (7 specimens) was recorded once in adits near Cocieri in late February 2021, however during repeated inspection in the beginning of March only one specimen was recorded (Fig. 5). The species is listed in the IUCN (Version 2021.3: Europe — VU), Bern and Bonn Conventions, European Habitat Directive; Red Data Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; IUCN... 2021].



Fig. 3. *Rhinolophus hipposideros* (Borkhausen, 1797): a — part of a colony of lesser horseshoe bat at a wintering site in adits near the village of Vykhvatyntsi (R-01); b — a single individual during daytime (cave near the village of Mikhailovka, R-07).

Рис. 3. *Rhinolophus hipposideros* (Borkhausen, 1797): а — частина колонії підковоноса малого під час зимівлі у штольнях у с. Вихватинці (R-01); б — поодинокі особина удень (печера у с. Михайлівка, R-07).



Fig. 4. *Myotis blythii* (Tomes, 1857): *a* — lesser mouse-eared bat from the adits at Vhvatintsi (R-01); *b* — wintering individuals (adits at Cocieri, D-01).

Рис. 4. *Myotis blythii* (Tomes, 1857): *a* — нічниця гостровуха із штолень у с. Вихватинці (R-01); *b* — зимуючі особини (штольні у с. Кочієри, D-01).



Fig. 5. *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817): *a* — a wintering individual in the adits near the village of Cocieri (D-01); *b* — an old male from the adit near the village of Cocieri (D-01).

Рис. 5. *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817): *a* — зимуюча особина у штольнях у с. Кочієри (D-01); *b* — старий самець із штольні у с. Кочієри (D-01).



Fig. 6. *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817): *a* — a colony in a cave near the village of Mikhailovka (R-07); *b* — a solitary individual in the tunnel near the village of Raşcov (K-06).

Рис. 6. *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817): *a* — колонія у печері у с. Михайлівка (R-07); *b* — поодинок особина у штольні у с. Рашків (K-06).

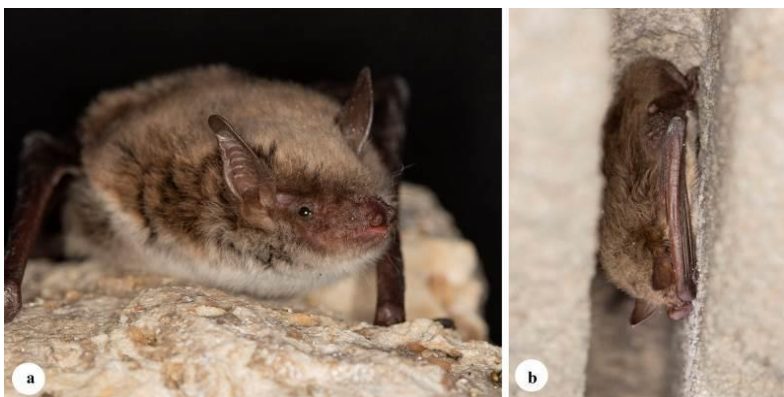


Fig. 7. *Myotis dasycneme* (Boie, 1825): *a* — pond bat from a complex of adits near the village of Bychok (G-01); *b* — a wintering individual (adits near the village of Raşcov, K-06).

Рис. 7. *Myotis dasycneme* (Boie, 1825): *a* — нічниця гостровуха із комплексу штолень у с. Бичок (G-01); *b* — зимуюча особина (штольні у с. Рашків, K-06).

Myotis daubentonii (Kuhl, 1817) is the second most frequently recorded species after the lesser mouse-eared bat. It is recorded in most of the underground shelters of Transnistria (it was found in 10 of 15 surveyed shelters) (Fig. 6). The most numerous and frequently occurring species in the studied area. It is concentrated in wintering grounds, as well as throughout the year in the adits near the villages of Cocieri, Bychok, and Bendery (Severny). Winters solitarily or in small aggregations of up to 4–5 individuals. In spring and autumn, it gathers in small groups (colonies) of up to 14 individuals (in mine galleries near Bendery). The species is listed in the Red Book of Transnistria (2nd edition) with the status (VU) Vulnerable; also listed in the IUCN (Version 2021.3: Global — LC), Bern and Bonn Conventions, European Habitat Directive; Red Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN... 2021].

Myotis dasycneme (Boie, 1825) is a rare bat species found during winter and in spring to summer only in four dungeons of Transnistria in both southern and northern areas. It winters solitarily, often together with other bats (Fig. 7). It is listed in the Red Data Book of Transnistria (2nd edition) with Endangered (EN) status, also IUCN (Version 2021.3: Europe — NT), Bern and Bonn conventions, European Habitat Directive, Red Data Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN. 2021].

Family Vespertilionidae, subfamily Vespertilioninae

This group is represented in underground localities by three species.

Plecotus auritus (Linnaeus, 1758) was found only in two adits: near Bychok, Grigoriopol District and near Cocieri, Dubossary District. One pair (1♂, 1♀) was found in the adits near Bychok; four individuals were recorded wintering alone near Cocieri. We recorded 6 individuals during the survey period. The species is listed in the Red Book of Transnistria (2nd edition) with the status (EN) Endangered; also listed in the IUCN (Version 2021.3: Global — LC), Bern and Bonn conventions, the European Habitat Directive; in the Red Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN... 2021].

Plecotus austriacus (Fischer, 1829) is sporadically recorded in underground shelters throughout Transnistria (recorded in 5 of 15 surveyed adits). The greatest number of individuals (up to 5) was recorded in adits near the villages of Bychok (Grigoriopol District) and Valea-Adynca (Kamenka District) (Fig. 8). The species is listed in the Red Book of Transnistria (2nd edition) with the status (VU) Vulnerable; it is also listed in the IUCN (Version 2021.3: Global, Europe — NT), Bern and Bonn Conventions, the European Habitat Directive; in the Red Books of Moldova and Ukraine [Akimov 2009; Cartea... 2015; Red... 2020; IUCN... 2021].

Eptesicus serotinus (Schreber, 1774) is recorded in underground shelters throughout Transnistria. The greatest number of wintering individuals was observed in the adits near the villages of Bychok (Grigoriopol District), Vykhatintsi (Rybnitsa District), and Cocieri (Dubossary District) (Fig. 9). It was not registered by us in summer. The species is listed in the IUCN (Version 2021.3: Global — LC), Bern and Bonn Conventions, and in the Red Book of Ukraine [Akimov 2009; IUCN... 2021].



Fig. 8. *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829): a — a colony in the adits at Valya Adynka (K-04); b — a grey long-eared bat from the adit complex at Bichok (G-01).

Рис. 8. *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829): a — колонія у штольнях у с. Валя-Адинка (К-04); b — особина вуханя сірого із комплексу штолень у с. Бичок (Г-01).



Fig. 9. *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) from the adits complex near the village of Bychok (G-01).

Рис. 9. *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) із комплексу штолень у с. Бичок (G-01).

The investigated territory, according to the administrative structure, is divided between 5 districts and 2 cities of republican subordination (Tiraspol and Bendery), in accordance to which each identified underground facility is assigned an index corresponding to the district and a serial number. The index designations are as follows:

Conclusions

Thus, according to the results of investigations of underground shelters it was possible to establish the presence of 8 bat species: *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis blythii*, *Myotis bechsteinii*, *Myotis daubentonii*, *Myotis dasycneme*, *Plecotus auritus*, *Plecotus austriacus*, and *Eptesicus serotinus*. Summary data on the ratio of the number of individuals of the registered bat species in underground shelters are shown in Fig. 10.

The most widespread and frequently encountered species in the studied area are the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) and Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*). The serotine bat (*Eptesicus serotinus*) is common and found in most dungeons. The lesser mouse-eared bat (*Myotis blythii*) is often found, and only in the central and northern areas of Transnistria; it has never been observed south of Dubossary. Rare species are the brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) and grey long-eared bat (*Plecotus austriacus*), with the former occurring three times less frequently. The pond bat (*Myotis dasycneme*) is a very rare species, with only single individuals being registered, and Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*) is a species that has never been registered in Transnistria before.

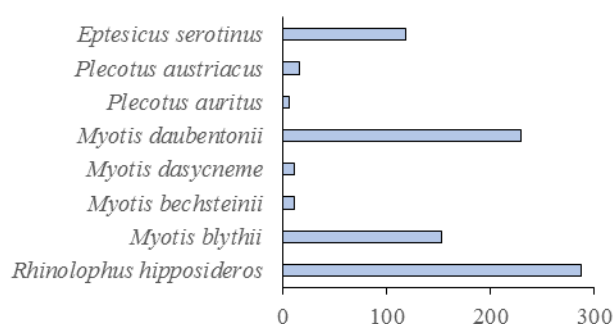


Fig. 10. Ratio of the number of individuals of bat species recorded in 2020–2021 in underground shelters.

Рис. 10. Співвідношення кількості особин виявлених у 2020–2021 рр. видів кажанів у підземних сховищах.

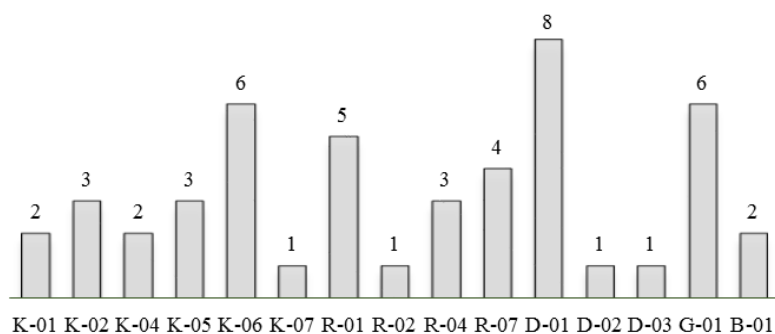


Fig. 11. Ratio of the total number of bat species in different underground shelters of Transnistria.

Рис. 11. Співвідношення загальної кількості видів кажанів у різних підземних сховищах Придністров'я.

It should be noted that during the surveys in 2020–2021, we did not find the whiskered bat (*Myotis mystacinus*), a species that was previously recorded in a number of adits in the southern and central regions [Andreev & Vasiliev 1997; Vasiliev & Andreev 1997; Vasiliev & Andreev 1998; Bondarenko & Guseva 2003].

The ratio of the total number of bat species found in different underground shelters in Transnistria is shown in Fig. 11.

Among the most important sites for the preservation of species diversity of bats should be noted the tunnel complexes near the villages of Cocieri D-01 (8 species), Bychok G-01 (6 species), Rașcov K-06 (6 species), and Vykhatyntsi R-01 (5 species). These underground complexes should be given the status of protected sites as they play a key role in the life of bats in the winter period, as well as during their breeding season.

The data presented in this work on the fauna of bats of underground shelters of the left bank of the Dnister are preliminary and further research is required on an ongoing basis in order to obtain more accurate and detailed information on the dynamics of the number and changes in the species composition.

Acknowledgements

The research was supported by the national project of the Institute of Zoology (Chisinau, Moldova) No. 20.80009.7007.02. 'Schimbări evolutive ale faunei terestre economic importante, ale speciilor rare și protejate în condițiile modificărilor antropice și climatice' [Evolutionary changes of economically important terrestrial fauna, of rare and protected species in the conditions of anthropic and climatic changes].

References

- Akimov, I. A. (ed.). 2009. *Red Data Book of Ukraine. Animal World*. GlobalConsulting, Kyiv, 1–600. [In Ukrainian]
- Andreev, S. P., A. G. Vasiliev. 1997. Bats (Chiroptera, Mammalia) of a complex of artificial undergrounds in village Bychok. In: *Readings in memory of Prof. A. A. Brauner*. Odesa, 100–103. [In Russian]
- Bondarenko, A. M., T. G. Guseva. 2003. Some information about the bats fauna of village Bychok. In: *Readings in memory of Prof. A.A. Brauner. Materials of the third international scientific conference*. Odesa, 95–96. [In Russian]
- Cartea... 2015. *Cartea Roșie a Republicii Moldova*. Ed. a 3-a. Î.E.P. Știința, Chișinău, 1–492.
- Dietz, C., O. von Helversen. 2004. *Illustrated identification key to the bats of Europe*. Electronic publication. Version 1.0. First released 15.12.2004. 1–72.
- IUCN... 2021. *Red List of Threatened Species*. The International Union for Conservation of Nature's. URL: <https://www.iucnredlist.org>
- Lozan, M. N., V. G. Skvortsov. 1965. About the wintering of bats in Moldova. *Zoologicheskii zhurnal*, **46** (6): 941–943. [In Russian]
- National Geospatial Data Fund. URL: <https://geoportal.md>
- Red... 2020. *Red Book of the Pridnestrovian Moldavian Republic*. Second ed. Tiraspol, 1–600. URL: <https://bit.ly/3zShbdD>
- Vasiliev, A., S. Andreev, M. Lozan. 1995. Bats (Chiroptera) as inhabitants of the neighbouring of the Dubassarian pond in summer. In: *Anul 1995 European de Conservare a Naturii în Republica Moldova: probleme, realizări și perspective*. Rezumatele comunicărilor. Conferința internațională științifico-practică (Chișinău, 12–13 octombrie 1995). Chișinău, 80.
- Vasiliev, A. G., S. P. Andreev. 1997. Bats (Chiroptera) of the Dnister river valley from Otaci to Bendery and the necessary measures for their protection. In: *Ecological and Economic Problems of the Dnister*. Abstracts of the International Scientific and Practical Seminar (Odesa, 18–19.09.1997). Odesa, 33–34. [In Russian]
- Vasiliev, A. G., S. P. Andreev. 1998. Fauna of bats (Chiroptera) in the underground valley of the Middle Dnister. *Problems of biodiversity conservation in the Middle and Lower Dnister*: Abstracts of the Intern. conf. (Chisinau, November 6–7, 1998). Chisinau, 25–27. [In Russian]



MAMMALS OF THE DNIPRO FLOODPLAIN IN KYIV: CURRENT STATE AND CHANGES FOR THE LAST 100 YEARS

Ivan Parnikoza^{1,2,3} , Igor Zagorodniuk⁴ 

Key words

mammal fauna, Dnipro islands, floodplain tracts, fauna protection, Kyiv megalopolis

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2205>

Article info

submitted 20.03.2021

revised 27.11.2021

accepted 22.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Affiliations

¹ State Institution National Antarctic Scientific Center Ministry of Education and Science of Ukraine (Kyiv, Ukraine);

² National Historical and Cultural Museum 'Kyiv Fortress' (Kyiv, Ukraine);

³ National University of Kyiv-Mohyla Academy (Kyiv, Ukraine);

⁴ National Museum of Natural History, NAS of Ukraine (Kyiv, Ukraine)

Correspondence

I. Yu. Parnikoza; National Antarctic Scientific Center of Ukraine; 16 Taras Shevchenko Boulevard, Kyiv, 01601 Ukraine
e-mail: ivan.parnikoza@uac.gov.ua
orcid: 0000-0002-0490-8134

Abstract

The mammal fauna state of the Dnipro River's floodplain within the city of Kyiv is considered. Information on mammals in this region from the first half of the 20th century to the present has been summarized. The change of species abundance and its possible causes are analysed. The general impoverishment of the mammal fauna has been revealed. Due to the transformation of natural complexes and the advancement of human activity in the floodplain, a number of mammal species have disappeared or decreased in number. Among the extinct species is the European mink. A number of other aboriginal species such as otters, ermines, water voles and others have become rare and need protection. At the same time, changing conditions in the floodplain contributed to the recovery of populations of some other species, such as the beaver. As early as the beginning of the 20th century, such synanthropic species as the brown rat, the house mouse, the serotine bat, Kuhl's pipistrelle, and the white-breasted hedgehog have firmly established here. The development of the floodplain by humans has led to the synanthropization of a number of mammal species. An example is the stone marten, which was not previously known in the floodplain. The degree of synanthropization of a number of floodplain-related bats (for example, mouse-eared bats) and insectivores (for example, moles) is also high. The appearance of new species in the floodplain was due to a radical change in conditions, in particular the cessation of spring floods, which led to hedgehogs, moles, and hares becoming permanent residents. The press of hunting in adjacent territories leads to regular migrations of ungulates to the territory of floodplain in Kyiv. The share of alien species is high; among them are the American mink and the raccoon dog. To protect the rare mammal species of the Dnipro's floodplain, a number of protected areas of local significance have been created in Kyiv, which hinders the development of the floodplain, as well as contributes to the preservation of natural complexes. It is important to create a number of new protected areas and include the most valuable sites into the protected zone of the projected Dnipro Islands National Nature Park. It is also necessary to take a number of mammal species under the protection of the local council, which is especially important in relation to the European mole, Eurasian water shrew, harvest mouse, forest marten, European badger, common weasel, roe deer, and European water vole.

Cite as

Parnikoza, I., I. Zagorodniuk. 2021. Mammals of the Dnipro floodplain in Kyiv: current state and changes for the last 100 years. *Theriologia Ukrainica*, **22**: 21–48. [In Ukrainian, with English summary]

Теріофауна заплави Дніпра у Києві: стан та зміни за останні 100 років

Іван Парнікоза, Ігор Загороднюк

Резюме. Розглянуто стан теріофауни заплави Дніпра в межах міста Києва. Узагальнено відомості про ссавців цього регіону, починаючи з I пол. XX ст. до цього часу. Проаналізовано зміну трапляння видів та можливі причини цього. Встановлено загальне збіднення теріофауни. У зв'язку з трансформацією природних комплексів та просуванням людської діяльності у заплаві декілька видів ссавців зникли або помітно скоротили свою чисельність. Серед зниклих — норка європейська. Інші аборигенні види, як-от видра, горностай, щур водяний та ін., стали рідкісними та потребують заходів з охорони. Одночасно зміна умов у заплаві сприяла відновленню популяцій деяких інших видів, зокрема бобра. Вже на початку XX ст. на ній міцно утвердилися такі синантропи, як пацюк сірий та миша хатня з гризунів, пергач пізній та нетопир білосмугий з кажанів, їжак білочеревий з комахоїдних. Освоєння заплави людиною призвело до синантропізації низки ссавців. Прикладом є куниця кам'яна, яка раніше не була відома для заплави. Великим є також ступінь синантропізації низки пов'язаних із заплавою видів кажанів (напр. нічниця) та комахоїдних (напр. кроти). Проникнення нових видів на заплаву відбулося внаслідок докорінної зміни умов, зокрема припинення режиму весняних розливів, що сприяло формуванню постійних поселень їжака, крока та зайця сірого. Прес мисливства на суміжних територіях призводить до регулярних міграцій на територію київської заплави копитних. Високою є частка чужорідних видів, серед них візон та єнот уссурійський. Для охорони раритетної складової заплавних комплексів у межах Києва створено низку заповідних об'єктів місцевого значення, що стримує освоєння заплави і сприяє збереженню природних комплексів. Важливим є створення низки нових об'єктів охорони та включення найцінніших ділянок до заповідної зони проєктованого Національного природного парку «Дніпровські острови». Необхідно також взяти низку видів ссавців під охорону рішенням місцевої ради, що особливо важливо у стосунку до видів, які вразливі до антропогенного фактора, як-от кріт, рясоніжка велика, мишка лучна, куниця лісова, борсук, ласиця, сарна та щур водяний.

Ключові слова: Ссавці долини Дніпра, охорона теріофауни, заповідна справа, Київський мегаполіс.

Вступ

Міські агломерації часто є територіями, на яких природні комплекси не просто трансформовані, але й знищені, і наявність дикої біоти є для частини соціумів небажаним фактором, на регуляцію якого міста спрямовують зусилля різноманітних комунальних служб. Такий напрямок розвитку міст веде не просто до руйнації природних комплексів, але й до повного розриву зв'язків міських ценозів із природним довкіллям [Kucheryavyi 2001].

Київ ще в середині XX ст. відносили до «зелених» міст з потужною мережею паркових і «блакитних» зон, до певної міри такий статус залишається і тепер [Dmytruk *et al.* 2010; Ivanova 2011; Lesnik & Hirs 2015]. Урбанізація означає зміни міського середовища, і це особливо стосується міст-мільйонників. Звісно, не всі міста відповідають моделям протиставлення міського середовища природному, існує чимало міст, де при їх плануванні й розвитку дотримуються певних норм щодо обсягів зелених і блакитних зон, де місто зберігає в собі можливості співіснування людей і дикої природи. Ознакою культурфітоценозів тут є не лише чужорідні синантропи, але й види дикої фауни [Zagorodniuk 2003]. Наявність таких видів означає відносну нормальність умов існування й людей, а самі ці види дикої фауни стають об'єктом особливої уваги містян, частиною нормального світу, в якому людина може хоч на деякий час відчувати гармонію своїх стосунків із природою [Mezhzherina 2002]. Такі зони присутності дикої фауни не замінять ні зоопарки, ні природничі музеї, і подібні осередки дикої природи є ознакою нормальних міст, у яких існує не лише техноландшафт.

Місто Київ лежить у долині найбільшої річки України — Дніпра. Заплава цієї річки становить значну частину міської території. Водночас сучасний склад теріофауни заплави Дніпра в межах міста не слугував об'єктом окремого дослідження. При цьому така інформація є надзвичайно важливою з огляду на загрози для природи міста у зв'язку з його розвитком, зок-

рема шляхом ущільнення забудови та планами забудови прибережних та острівних територій у межах заплави Дніпра¹. Наявна інформація може бути використана не тільки в справі збереження зелених паркових зон та створенні заказників та пам'яток природи місцевого значення. Вона є також необхідною для планування проєктованого національного природного парку «Дніпровські острови» [Parnikoza et al. 2020].

Метою даної роботи стала підготовка огляду відомостей щодо минулого й сучасного складу та місць поширення теріофауни в заплаві Дніпра, окреслення необхідних заходів щодо охорони раритетної аборигенної теріофауни.

Історія досліджень

Наскільки відомо авторам, теріофауна заплавної частини Києва ніколи не була предметом окремого дослідження. Дуже загальні відомості про фауну звірів Києва, зокрема заплави Дніпра, у XVIII ст. залишив у своїй «Історії Києва» (1798–1799 pp.) М. Берлінський: «З диких звірів водяться в лісах вовки, лисиці, зайці, сарни, байбаки, кролики, тхори, норки, горностаї, ласки, вивірки та безліч щурів як домашніх, так і водяних; зрідка ж з'являються ведмеді, свині, борсуки та росомахи» [Berlinskyi 1991].

Першим вагомим зведенням складу фауни ссавців м. Києва та його околиць є праця М. Кесслера «Ссавці...Київського навчального округу» [Kessler 1851]. Ще на початку XX ст. для дніпровських островів існувала відносно багата фауна, що розкрито в працях Е. В. Шарлеманя «Нарис Труханового острова» [Charlemagne 1914], «Ссавці околиць м. Києва» [Charlemagne 1915] та огляді ссавців заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928; 1933]. Після цього і до кінця XX ст. не підготовлено жодного зведення і лише 2003 р. представлено перший після довгої перерви огляд ссавців міста, але без спеціальної уваги до заплави [Zagorodniuk 2003]. Важливою віхою став огляд ссавців Голосієва і прилеглих територій [Mishta 2007]. У 2020 р. вийшла ще одна наша праця, в якій детально охарактеризовано низку міських територій, перспективних щодо створення об'єктів природно-заповідного фонду, з наведенням відомостей про теріофауну цих об'єктів [Parnikoza et al. 2020].

Матеріали та методи

У підготовці цього огляду використано результати власних спостережень та дані з літератури. Проводився також моніторинг повідомлень про зустрічі ссавців в межах м. Києва. В обсяг даних включено відомості з заплави Дніпра у Києві, зокрема островів та прибережних територій (в т.ч. забудованих), від межі заплави в районі Дніпровської водогінної станції та м. Вишгород, а також пригирлової заплави Десни на півночі до Жукового острова, ур. Конча-Заспа та лівобережних осокорківських лук на півдні (рис. 1). Надзаплавні території борової тераси та правобережних київських гір до уваги не брали.

Для кожного виду додано відомості про відомі колекційні зразки, що особливо важливо для видів, які складно визначати, а також дрібних ссавців, надійність визначення яких можлива тільки при детальному аналізі морфологічних ознак.

Відомості про обсяг колекційних зразків ссавців з Києва за даними з каталогу ННПМ представлено в табл. 1. Мова йде про колекції відділу зоології ННПМ (записи як ННПМ); у частині випадків згадано також зразки з відділу палеонтології (ННПМ-п), надто стосовно кажанів, колекційні серії яких нещодавно описано окремо [Godlevska 2013b]. Оскільки для значної частини колекційних зразків на етикетках вказано тільки «Київ», без деталізації, відомості про зразки тут подано двома колонками — «Київ» (всі дані) і «Заплава» (дані, що адресовані до заплавної топоніміки або стосуються видів чи серій, яких напевно збирали у заплаві); таких є 77 зразків 20-ти видів. Для деяких видів наведено також знахідки за каталогом колекції Зоологічного музею Київського університету (ЗМКУ).

¹ Мова про два документи, що стосуються забудови міста Київ: 1) Генеральний план м. Києва на період до 2020 р. АТ «Київпроект», Інститут «Київгенплан». Київ, 2002. <https://kga.gov.ua/generalnij-plan>; 2020. 2) Генеральний план Києва після 2020 р. <https://kga.gov.ua/generalnij-plan>

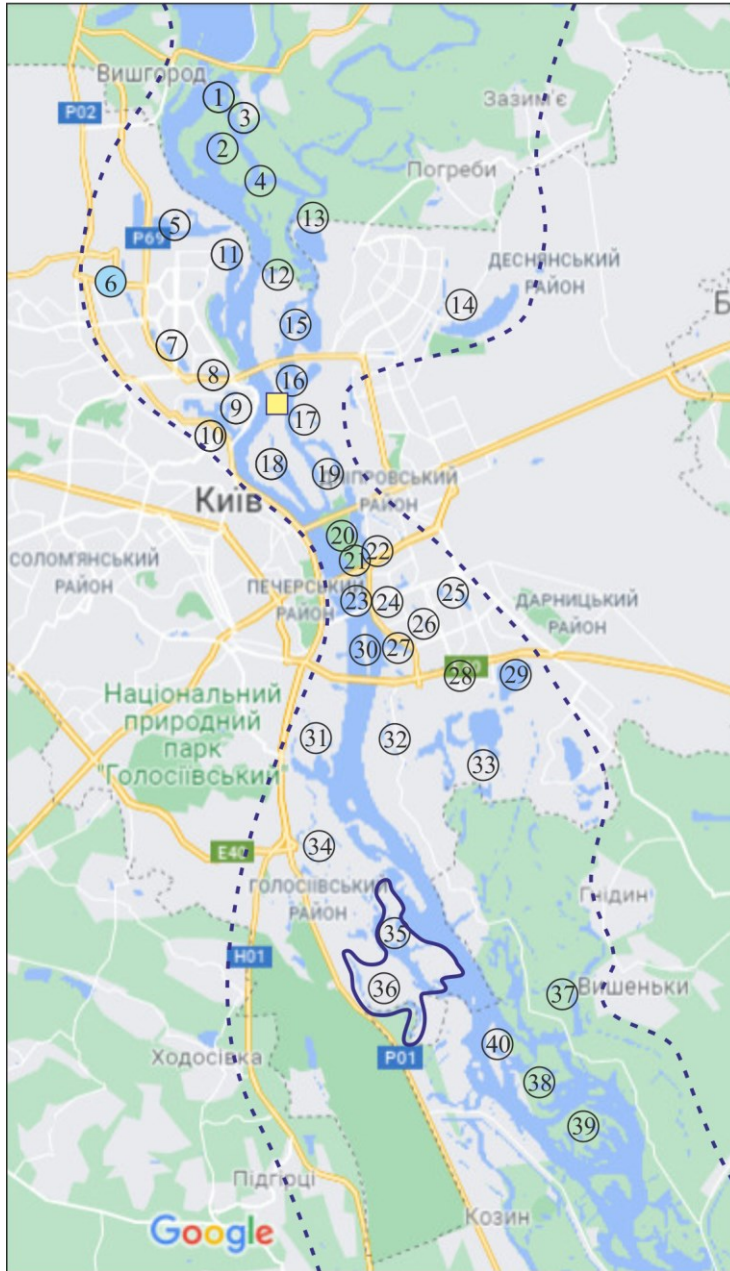


Рис. 1. Схема заплави Дніпра у Києві та її основних елементів, які розглядалися нами в цьому дослідженні.

Цифри в колах – номери ділянок (перелік внизу), пунктир – межі заплави, суцільний контур – територія колишнього заповідника «Конча-Заспа»; жовтий квадрат – місце розташування колишньої Дніпровської біостанції; блакитне коло – локалізація колишніх оболонських полів зрошення.

Fig. 1. The scheme of the Dnipro floodplain in Kyiv and its main elements, which we considered in this study.

Numbers in circles – plot numbers (listed below), dotted line – floodplain boundaries, solid contour – the territory of the former reserve 'Koncha-Zaspa'; yellow square – the location of the former Dniprovska biostation; blue circle – location of the former Obolon irrigation fields.

Позначення основних елементів заплави Дніпра у Києві:

1 — о. Пташиний, 2 — о. Великий Північний, 3 — о. Вальковський, 4 — гирло Десни, 5 — Оболонська заплава, затока Верблюд та оз. Лукове, 6 — місцезнаходження оболонських полів зрошення (станом на 1914 р.), 7 — оз. Кирилівське та Йорданське, 8 — оз. Вербне, 9 — затока Вовкувата, 10 — Поділ, 11 — Затоки Собаче гирло та Оболонська, 12 — о. Муромець, 13 — Деснянські луки, 14 — Вигурівські озера, Троещинські луки та оз. Алмазне, 15 — острів Лопуховатий, 16 — острів Міжмостний, 17 — урочище Горбачиха, 18 — о. Труханів, 19 — о. Долобецький, 20 — о. Венеційський, 21 — о. Малий Гідропарк, 22 — Русанівська Набережна, 23 — острови Малі, 24 — оз. Тельбін та Нижній Тельбін, 25 — оз. Прітва та Сонячне, 26 — оз. Жандарка, 27 — затока Берковщина, 28 — оз. Срібний Кіл, Позняківське та Лебедине, 29 — оз. Вирлиця, 30 — о. Великий Південний, 31 — ур. Покал, о. Галерний, півострів Гострий, 32 — протока Підбірна, 33 — Осокорківські луки, 34 — о. Жуків, 35 — о. Ольжин, о. Проміжний та о. Козачий, 36 — ур. Конча-Заспа, 37 — оз. Золоче, 38 — ур. Княже, 39 — о. Рославський та о. Покал, 40 — о. Дикий.

Таблиця 1. Огляд колекційних зразків ссавців, зібраних в м. Києві (етикетка «Київ») з колекції ННПМ НАН України (в колонці «заплава» — зразків, явно або ймовірно асоційованих з заплавою)

Table 1. Overview of museum specimens of mammals collected in Kyiv (label 'Kyiv') from the collection of NMNH NAS of Ukraine (in the column "floodplain" are specimens clearly or presumably associated with the floodplain)

Ряд	Родина	Вид	Зразків		Зразки з заплави*	Пелетки
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	15	±	1 (1937) змм	—
Rodentia	Castoridae	<i>Castor fiber</i>	4	+	3 (2012) + 1 змм	—
—"	Sciuridae	<i>Sciurus vulgaris</i>	15	±	1 (1966)	—
—"	Gliridae	<i>Dryomys nitedula</i>	20	±	—	—
—"	—"	<i>Glis glis</i>	3	—	—	—
—"	Sminthidae	<i>Sicista betulina</i>	15	—	—	—
		<i>Sicista loriger</i>	—	—	—	2
—"	Muridae	<i>Micromys minutus</i>	38	±	(?)	19
—"	—"	<i>Apodemus agrarius</i>	48	±	5 (1940–1941)	127
—"	—"	<i>Sylvaeus sylvaticus</i>	15	±	6 (1930–1940)	434
—"	—"	<i>Sylvaeus flavicollis</i>	13	±	2 (1940) змм	—
—"	—"	<i>Mus musculus</i>	73	±	2 (1930–1940)	29
—"	—"	<i>Rattus norvegicus</i>	56	±	1 (1930)	4
—"	Cricetidae	<i>Cricetus cricetus</i>	1	—	—	—
—"	—"	<i>Ondatra zibethicus</i>	1	+	1 (1978) змм	—
—"	—"	<i>Arvicola amphibius</i>	5	+	5 (1908–1923)	191
—"	—"	<i>Microtus «arvalis»</i>	17	±	16 (1930–1940)	1593
—"	—"	<i>Microtus subterraneus</i>	—	—	—	2
—"	—"	<i>Alexandromys oeconomus</i>	2	+	2 (1930–1939)	53
—"	—"	<i>Myodes glareolus</i>	1	±	—	57
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Myotis dasycneme</i>	1	+	—	—
—"	—"	<i>Myotis daubentoni</i>	2	+	2 (1983–1987)	—
—"	—"	<i>Barbastella barbastellus</i>	4	±	4 (1948–1949)	—
—"	—"	<i>Plecotus auritus</i>	4	±	—	—
—"	—"	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	1	±	—	—
—"	—"	<i>Nyctalus leisleri</i>	1	±	—	—
—"	—"	<i>Nyctalus noctula</i>	7	±	1 (1966)	5
—"	—"	<i>Pipistrellus nathusii</i>	3	±	—	—
—"	—"	<i>Eptesicus serotinus</i>	20	±	—	—
—"	—"	<i>Vespertilio murinus</i>	5	±	5 (1930)	1
Insectivora	Erinaceidae	<i>Erinaceus roumanicus</i>	1	±	—	—
—"	Soricidae	<i>Crocidura suaveolens</i>	4	?	—	29
—"	—"	<i>Neomys fodiens</i>	1	+	—	151
		<i>Neomys anomalus</i>	—	—	—	13
—"	—"	<i>Sorex araneus</i>	42	±	6 (1909–1927)	274
—"	—"	<i>Sorex minutus</i>	2	±	—	39
—"	Talpidae	<i>Talpa europaea</i>	6	±	3 (1940)	1
Carnivora	Mustelidae	<i>Martes foina</i>	9	±	—	—
—"	—"	<i>Mustela nivalis</i>	1	±	—	—
—"	—"	<i>Mustela erminea</i>	3	±	—	—
—"	—"	<i>Neogale vizon**</i>	7	+	7 (2011)	—
—"	—"	<i>Lutra lutra</i>	4	+	4 (2011)	—
—"	Canidae	<i>Vulpes vulpes</i>	1	±	—	—

* В колонці «Заплава» перша позначка — ймовірність походження колекційних зразків із заплавних місцезнаходжень, друга — кількість зразків, які однозначно пов'язані з заплавою деталями на етикетці (в дужках — роки) або екологією видів; позначка «змм» — для випадків, коли зразок здобутий за межами міста; третя цифра — кількість зразків у пелетках з Кончі-Заспи (за: [Popov 1932]). ** Зразки надійшли і каталогізовані як «*Mustela lutreola*», що є помилкою (Є. Улюра, особ. повід.).

Проаналізовано також бази даних знахідок тварин, у т.ч. *ukrbn* та *inaturalist*².

Важливими є матеріали щодо живлення птахів, зокрема, отримані з розбору пелеток сов та мартинів. Подібних даних стосовно заплави Дніпра небагато (напр. [Popov 1932] щодо сипух (*Tyto alba*) у заповіднику «Конча-Заспа»), а сучасні подібні матеріали нам відомі тільки для місцезнаходжень, розташованих нижче за течією, від Трипілля до Канева [Atamas & Loparev 2005]³. За даними Б. Попова, у пелетках сипухи з Кончі-Заспи ідентифіковано 2759 решток 20 видів ссавців, і п'ятіркою провідних є: *Microtus arvalis* (51,4 %), *Sylvaeus sylvaticus* (11,0 %), *Sorex araneus* (8,8 %), *Arvicola amphibius* (6,3 %) та *Neomys fodiens* (5,1 %) [Popov 1932]. Пізніших досліджень нам не відомо, а результати тих, що були, не оприлюднені⁴.

Важливу інформацію про знахідки окремих видів нам надали також окремі колеги і знайомі київські природознавці, що вказано по тексту і відмічено в подяках.

Характеристику ссавців заплави Дніпра у Києві ми наводимо за рядами. Назви таксонів наведено за останнім оглядом ссавців України [Zagorodniuk & Emelyanov 2012] (з уточн. за: [Zagorodniuk & Kharchuk 2020]). Належність видів до охоронних списків визначалася за: [Godlevska et al. 2010]. Акроніми «червоних» списків: ЧКУ — Червона книга України, БК2 — Додаток II до Бернської конвенції, БК3 — Додаток III до Бернської конвенції.

Результати

Види ряду мідичеподібні, або комахоїдні (Soriciformes, seu Insectivora)

Наразі у зв'язку з регулюванням Дніпра, здійсненим в другій половині XX ст. звичайними тваринами дніпровської заплави стали їжак білочеревий та кріт європейський. Але так було не завжди. 1914 р. Е. В. Шарлемань не вказує ці два види для Труханового острова [Charlemagne 1914], згодом зазначає їжака як рідкісний для заповідника «Конча-Заспа» вид [Charlemagne 1928; 1933].

Родина їжаків — *Erinaceidae*

На поч. XX ст. їжака вказували для лук заплави Дніпра [Charlemagne 1915] та для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1914; 1928; 1933]. У 1965 р. той самий дослідник вказав, що їжаки з'явилися на о. Труханів, де їх на поч. XX ст. не було [Charlemagne 1965].

Їжак білочеревий (*Erinaceus roumanicus*) відмічений нами на заплаві неодноразово, зокрема на о. Труханів (2016 р.) та о. Венеційський (2017, 2020), на берегах затоки Берковець та о. Жуків. У 2017 р. виявлений також біля оз. Йорданське (Оболонь), оз. Небреж (Осокорки) та біля Русанівського каналу. Протягом 2017–2019 рр. автори неодноразово спостерігали їжаків у прибережній смузі і в суміжних житлових кварталах Березняків, Русанівки та в районі лівобережного Експоцентру. З літератури відомий також з о. Муромець, о. Крайній, о. Долобецький, о. Фалесєва та ур. Княже (тут і далі див. рис. 1) [Dubrovsky et al. 2008a]. Наводять цей вид також для заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий (території колишнього заповідника «Конча-Заспа»), загальнозоологічного заказника «Урочище Бобровня», ландшафтних заказників «Жуків острів», «Осокорківські луки» та «озеро Тягле», а також на території Осокорківської заплави, не охопленій охороною [Nature... 2001; Mishta 2007]⁵. Зазначають їжака і для півдня київської заплави загалом [Maltsev et al. 2010].

² Адреси цих баз даних в Інтернеті: <https://ukrbn.com>, <https://www.inaturalist.org>

³ У цитованій праці показано, що у мартинів жовтоногих (*Larus cachinnans*) частка ссавців в пелетках становить бл. 28 %, і серед них домінують *Microtus arvalis* (70,6 %), *Mus musculus* (9,3 %), *Apodemus agrarius*, *Sylvaeus sylvaticus*, *Talpa europaea* (по 4,0 %), *Cricetulus migratorius* (3,1 %), *Cricetus cricetus* (1,6 %), а спорадично трапляються *Sorex araneus*, *Myodes glareolus*, *Sisicta* sp., *Sylvaeus uralensis*. Особливістю живлення мартинів є те, що вони збирають переважно загинувших тварин (зокрема й втоплених).

⁴ У 2000–2003 рр. серії сов'ячих пелеток із київської заплави були в ННПМ (leg. О. Пекло), і до їх аналізу були залучені теріологи, зокрема й один з авторів, проте ці дані залишилися неопублікованими.

⁵ Див. також інформацію на веб-сайті «Мислене дерево»: Пarnікоза, І. (2013–2021). Київські острови та прибережні урочища на Дніпрі. [myslensedrevo.com.ua: https://bit.ly/30YUBTz](https://bit.ly/30YUBTz)



Рис. 2. Типові представники комахоїдних дніпрові заплави у Києві: їжак білочеревий (фото І. Загороднюка, 2017), кріт звичайний (фото С. Григор'єва, 2015), білозубка мала (фото І. Загороднюка, 2007) та мідиця звичайна (фото В. Ткача, 2016). Наведено з дозволу авторів.

Fig. 2. Common representatives of floodplain-dwelling insectivores in Kyiv: white-breasted hedgehog (photo by I. Zagorodniuk, 2017), European mole (photo by S. Grygoriev, 2015), lesser white-toothed shrew (photo by I. Zagorodniuk, 2007), common shrew (photo by V. Tkach, 2016). All photos are provided with the permission of the authors.

Родина кротові — *Talpidae*

Крота для о. Труханів та «Конча-Заспа» Е. В. Шарлемань не наводить [Charlemagne 1914, 1928], проте в інших працях того ж часу згадує крота з Труханового острова та з берегів Почайни [Charlemagne 1915], а 1936 р. наводить як рідкісну тварину на заплавному терасі заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1915; 1936]. Обидва місцезнаходження в ті часи регулярно затоплювалися, тож поселення кротів тут щоразу відновлювалися [Charlemagne 1933].

Крота на заплаві як нерідкого звіра наводили у 1950-тих роках [Gavriliuk & Rechmedin 1956]. В колекціях вид відомий за 4 зразками з Оболоні — 3 екз. з 1940 р. (leg. Л. Пржебільський та В. Антонович) в ННПМ та 1 зразком 1961 р. в ЗМКУ (leg. Ж. Розора). В літературі його вказують для о. Великий Північний, о. Муромець, острова коси Оболонської затоки, о. Міжмостний, о. Ольжин та о. Дикий [Dubrovsky *et al.* 2008a]. Нами виявлений також на о. Великий Північний та у ландшафтних заказниках «Жуків острів», «Осокорківські луки» та «озеро Тягле», а також на території Осокорківської заплави, не охопленій охороною. Наводиться для загально-зоологічного заказника «Урочище Бобровня», заказника на лівому березі оз. Конча [Nature... 2001]. Зазначається для півдня київської заплави [Maltsev *et al.* 2010]. Згідно з *inaturalist*, у 2000-х рр. є також на заплаві на південь від Бортницької станції аерації та Жуковому о-ві, а згідно з *ukrbio* — у південній частині о. Долобецький (2019).

Зазначається, що кріт пережив значне скорочення популяції, пов'язане, головним чином, з господарчим освоєнням більшої частини його біотопів [Mezhzherin 2008]. Вочевидь, кріт скористався з ситуації, коли внаслідок зарегулювання Дніпра на колишніх заплавних територіях в нього з'явилися нові перманентні стації для життя. Зважаючи на це, ці біотопи становлять велике значення для збереження тварини, а сам кріт заслуговує в місті на охорону.

Що стосується хохулі (*Desmana moschata*, ЧКУ, БК2), то вона для київської заплави відома тільки у працях 1930-х років [Charlemagne 1930, 1936]. Порушення гідрорежиму та поширення сіткового браконьєрства унеможливило її реінтродукцію тут.

Родина мідицеві — *Soricidae*

Землерийок Дніпрові заплави як об'єкт окремого аналізу дотепер не розглядали. Відомі дослідження землерийок Дніпровських островів нижче за течією, в Канівському заповіднику [Ruzhilenko 2002]. Тут мешкають три види землерийок (очевидно, що їх мало бути й більше,

включно з рясоніжкою великою). Звичайним тут є лише один вид — *Sorex araneus*, більш рідкісні — *Sorex minutus* та *Crocidura suaveolens*. Найбільш сприятливі біотопи для їх проживання, за цитованою працею, — заплавні луки та вербняки.

Буроzubки (*Soricinae*). Одна з найбільш характерних для різного типу заплавних біотопів група ссавців, представлена мідіцями, рясоніжками та білозубками, кожний з видів представлений у фауні регіону двома видами⁶.

Мідіця звичайна (*Sorex araneus*, БК3) згадана в першому з оглядів 1914 р. як досить звичайний вид дрібних ссавців на Трухановому острові [Charlemagne 1914], в 1916 р. наводиться для оболонських полів зрошення [Charlemagne 1916], а слідом наведена і для території заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928; 1933]. У праці Б. Попова про ссавців у живленні сипухи в Кончі-Заспі цей вид відмічений у трійці найбільш частих (8,8 %, 274 екз.) [Popov 1932]. В ННПМ є 6 екз. із давніх зборів (1909–1927), у т. ч. 9 екз. 1909 р. з Дарниці (leg. М. Шарлемань) та 2 екз. 1927 р. з Оболоні (leg. ?); і жодного — з островів. У 1950-ті рр. вказується як звичайна тварина заплави [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. В наш час зазначається для о. Жуків та півдня київської заплави [Mishta 2007; Maltsev et al. 2010], а також ур. Горбачиха (2021 р.; М. Причепя, особ. повід.). За *inaturalist*, вид є на о. Жуків (2021 р.).

Мідіця мала (*Sorex minutus*, БК3), очевидно, є більш характерною для заплави Дніпра. Е. В. Шарлемань подає її на початку ХХ ст. для Подолу (вул. Кирилівська), оболонських полів зрошення, Труханового острова, а також заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1915, 1916, 1933]. У 1950-ті рр. вказується як звичайна тварина заплави [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. У пелетках сипух з Кончі-Заспи у цитованому огляді Б. Попова її було тільки 39 екз., тобто усемеро менше за попередній вид. Значна серія зразків (n = 36) є в ЗМКУ, їх зібрано протягом 1949–1965 рр. на «полях зрошення» (n = 1, 1949, Л. Смогоржевський; n = 1, 1953, Межжерін) та на Оболоні (n = 34, 1953–1965, leg. В. Межжерін, Л. Писарева, Ж. Розора). Ці місця — правобережні ділянки, на сьогодні забудовані. В наш час вид вказано для о. Жуків та півдня київської заплави [Mishta 2007; Maltsev et al. 2010].

Рясоніжки (*Neomys*) є мешканцями прибережних біотопів та індикаторами стану водойм. Обидва види роду виявлені у заповіднику «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928; 1933].

Рясоніжку велику (*Neomys fodiens*, БК3) на початку ХХ ст. вказували як звичайний для київської заплави вид землерийок. Е. В. Шарлемань [Charlemagne 1914] згадував екземпляр, знайдений під кригою однієї зі старих Труханового острова, і зазначав, що цей вид не рідкісний і на правобережній частині заплави. Він же вказує, що цей вид був звичайним вздовж рівчаків оболонських полів зрошення [Charlemagne 1915; 1916]. Існування на півдні київської заплави обох видів рясоніжок, зокрема і на о. Жуків, зазначають й інші дослідники [Mishta 2007; Maltsev et al. 2010]. Найближча сучасна знахідка рясоніжки великої зроблена в 1990-ті роки на лісовому струмку на південь від скансену в с. Пирогів [Gavrys et al. 2003]. У цьому регіоні (координати 50.346642, 30.508386) 10.03.1988 виявлена також одна особина рясоніжки малої (*Neomys anomalus*, ЧКУ, БК3) [Tsvelykh 2018].

Білозубки (*Crocidurinae*). У фауні регіону два види, на київській дніпровській заплаві відносно звичайним видом є тільки один — білозубка мала (*Crocidura suaveolens*, БК3). Цей вид вказаний Е. В. Шарлеманем для Труханового острова та будівель заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1914, 1933]⁷. Наразі найчастіше реєструється у Києві у лісопаркових зонах та приватному секторі, виявляючи сезонну (осінню) схильність до синантропії [Zagorodniuk 2003], через що нерідко стає здобиччю свійських котів. Зазначається для півдня київської заплави загалом [Maltsev et al. 2010]. Фактичні знахідки білозубок у київській заплаві відомі тільки з аналізу сов'язних пелеток (див. табл. 1).

⁶ Ідентифікація в київській заплаві *Sorex isodon* [Mezhzherin 1995] визнана помилковою [Zagorodniuk 1996b].

⁷ У статті про ссавців Труханового острова 1914 р. Е. Шарлемань зазначає що тут напевно зустрічається білозубка велика (*Crocidura russulus leucodon*) [Charlemagne 1914]. В колекціях ННПМ з Київщини цей вид відомий за 4 зразками з півдня Київщини (1948–1951, leg. В. Абеленцев), але лише один із черепом (№ 14312, Великі Єрчики), і його визначено за черепними ознаками [Tovpinets 2012] як *C. suaveolens*.

Види ряду лиликоподібні, або рукокрилі (Vespertilioniformes, seu Chiroptera)

Одна з найбільш багатих за видовим складом і типових для багатьох зелених і блакитних зон міста груп ссавців, яка завдяки польоту уникає проблем, пов'язаних із фрагментацією міського простору. З часів К. Ф. Кесслера [Kessler 1851], для Києва наводили 8 видів кажанів, у Е. В. Шарлеманя вказано 9 видів [Charlemagne 1915]. Щодо дніпровської заплави, цей дослідник в іншій своїй роботі [Charlemagne 1914a] вказує для Труханового острова три види: вечірницю дозірну (*Nyctalus noctula*), пергача пізнього (*Eptesicus serotinus*) та нетопира «звичайного» (*Pipistrellus "pipistrellus" s. l.*). Станом на 1928 р. Е. В. Шарлемань наводить для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928] ті самі три види, а також вуханя бурого (*Plecotus auritus*), проте як рідкісний вид. Пізніше він додає до списку лилика двоколірного (*Vespertilio murinus*) як звичайний на заплаві вид [Charlemagne 1933].

На сучасному етапі для півдня київської заплави відомі 8 видів: нічниця водяна, вухань бурий, нетопир карлик, нетопир лісовий, вечірниця дозірна та мала, пергач пізній та лилик двоколірний [Maltsev et al. 2010]. Останнім часом у фауні Київщини з'явився нетопир білосмугий (*Pipistrellus kuhlii*) [Godlevsky et al. 2000]. Всі ці види занесено до ЧКУ та БК2.

Родина лиликові — Vespertilionidae

Нічницеві (Myotinae). Одна з найбільш різноманітних за видовим складом груп ссавців нашої фауни, представлена у фауні Київщини п'ятьма видами, всі осілі й тісно пов'язані з деревостанами та (або) коловодними місцезнаходженнями; з них тільки один є звичайним у київській частині заплави — *Myotis daubentonii* [Zagorodniuk & Godlevska 2003]. У ДШС⁸ правого берега Дніпра, очевидним домінантом є *M. daubentonii*: за сумою всіх спостережень тут накопичено 1242 реєстрації *M. daubentonii* та 1 *M. mystacinus*, а також 18 реєстрацій *Plecotus auritus*, практично всі — на зимівлі [Godlevskaya 2007].

Нічниця водяна (*Myotis daubentonii*, ЧКУ, БК2) станом на 1985–1989 рр. характеризувався як звичайний для Києва вид [Lykhotop et al. 1990]. За матеріалами колекції ННПМ (відділ зоології), вид відомий із призаплавного урочища Лісники (1983 р., наразі у складі НПП «Голосіївський»), а також дренажних систем правого берега Дніпра у Києві (1987 р.) [Zagorodniuk & Godlevska 2003]. Також є 14 давніх зразків у колекції ННПМ-п, зібраних у 1939–1940 рр. у штучних підземеллях («гідроспоруди») правого берега Дніпра [Godlevska 2013b]. Вид неодноразово реєструвався за допомогою детектора на набережній Дніпра, Трухановому острові та в Кончі-Заспі (2000–2002 р.) [Zagorodniuk & Godlevska 2003]. Протягом 1999–2003 рр. відмічено значні скупчення (сотні особин) в ДШС [Godlevska 2007]. У 2005 р. вид виявлено нами влітку у фрагментах «Будівництва № 1 НКШС»⁹.

Два інші відомі для заплави види нічниць є рідкісними. Нічниця ставкова (*M. dasychneume*, ЧКУ, БК2) за результатами детекторних обліків 2000 р. зареєстрована на Трухановому острові та в ур. Конча-Заспа [Zagorodniuk & Godlevska 2003]. Єдиний відомий екз. *M. mystacinus* виявлено в ДШС 12.01.2003 [Zagorodniuk & Godlevska 2003].

Вухані (Plecotini). Для фауни Києва і його заплавної частини відомі три види двох родів — *Plecotus* (вухань) та *Barbastella* (широковух).

Вухань бурий (*Plecotus auritus*, ЧКУ, БК2) — типовий дендрофіл, який часто заселяє ду-пла дерев. Згідно з каталогом колекцій ЗМКУ, його спіймано 1951 р. на березі заострівного рукава Десни. У ННПМ є зразок з Подолу 1966 р. [Zagorodniuk & Godlevska 2001]; в ННПМ-п є 9 зразків 1939 р. з гідроспоруд правого берега Дніпра та з Китаєва [Godlevska 2013b]. Виявлений також біля призаплавного с. Пирогів [Lykhotop et al. 1990]. У сучасний період відмічений у Кончі-Заспі [Mishta 2007]. При обліках кажанів у ДШС правого берега протягом 2002–2004 рр. накопичено 18 реєстрацій цього вуханя [Godlevskaya 2007]. Ще один вид (*P. austriacus*) відомий в Києві поза заплавою [Godlevskaya 2012].

⁸ ДШС — дренажно-штовельні системи — десятки і сотні метрів дренажних коридорів, про пронизують схили Дніпра і відкриваються майже біля самого Набережного шосе.

⁹ Акронім з «Народного Комісаріату Шляхів Сполучення»; інша назва — «сталінський тунель» під Дніпром.

Широковух європейський (*Barbastella barbastellus*, ЧКУ, БК2) за даними Національного науково-природничого музею НАН України відомий з призаплавного урочища Китаєве (1948 р.). Наводяться також знахідки у безпосередній близькості до заплави Дніпра на хут. Церковщина (1941 р.) та с. Лісники (1983 р.) [Lykhotop *et al.* 1990]. У колекції ННПМ є 4 зразки, зібрані в листопаді 1948 та у квітні 1949 р. в печерах Китаєва (leg. В. Абеленцев) [Zagorodniuk & Godlevska 2001]. У колекції ННПМ-п є 1 зразок з «гідроспоруд правого берега Дніпра» (26.11.1940; leg. Пржебильський) та 11 зразків з печери в Китаєвому (30.11.1939 та 02.1940; leg. Попов, Пржебильський) [Godlevska 2013b]. Сучасні знахідки виду в Києві не відомі, проте цілком очікувані у зв'язку з ростом популяцій цього виду [Drebet 2020].

Нетопир (Pipistrellini) — одна з найбільш властивих заплавним лісам груп кажанів, представлена родами *Pipistrellus* та *Nyctalus*. Їхня чисельність різна, а звичайними для заплави видами є по одному виду з кожного роду — *Pipistrellus nathusii* та *Nyctalus noctula*.

Нетопир лісовий (*Pipistrellus nathusii*, ЧКУ, БК2) є типовим для заплавних лісів. Як цей вид перевизначено значну кількість зразків нетопира «звичайного» (*P. pipistrellus*) з Київщини, а однозначних знахідок останнього з Києва немає [Zagorodniuk & Godlevska 2001; Negoda & Zagorodniuk 2003]. Як «звичайного» нетопира описував (як кажана, що полює на берегах Дніпра) ще К. Ф. Кесслер [Kessler 1851]. Згодом Е. В. Шарлемань вказував, що на поч. XX ст. це був звичайний вид кажанів Києва, зокрема на заплаві Дніпра [Charlemagne 1915] (один екземпляр виду спіймано ним на о. Труханів, але в колекціях він не зберігся). Відомий опис у 1933 р. великої (бл. 100 ос.) колонії в Кончі-Заспі, у сосновому лісі [Charlemagne 1933]. Цей вид вказують для гирла Десни, Голосієва та о. Жуків [Abelentsev & Popov 1956]. У ННПМ-п є два зразки з гирла Десни, здобуті Б. Поповим 06.08.1938 [Godlevska 2013b].

Нетопир пігмей (*Pipistrellus pygmaeus*, ЧКУ, БК2) є синантропом, і тому очевидно є новим для Києва видом [Zagorodniuk 2018]. Він добре відрізняється від близьких видів за частотами ультразвуку та деякими морфологічними ознаками (ibid.). В ННПМ-п є зразок «*P. pipistrellus* s. l.» з о. Жуків 1939 р. [Godlevska 2013b], який варто перевизначити (*nathusii*?). Сучасні знахідки наводять для паркових зон міста [Zagorodniuk & Tyschenko-Tyshkovets 2001; Vlaschenko *et al.* 2012; Vorobei *et al.* 2021] та Конча-Заспівського лісництва [Mishta 2007].

Нетопир білосмугий (*Pipistrellus kuhlii*, ЧКУ, БК2) часто може бути зафіксований на полюванні як в забудованій так і природній частині заплави. Вид активно розселяється по Україні і загалом тісно пов'язаний з забудовою [Zagorodniuk & Negoda 2001]. Перші його достовірні реєстрації сталися 1999 р. на підставі ідентифікації тварин, принесених містянами до центру реабілітації кажанів при Київському зоопарку [Godlevsky *et al.* 1999]. Надалі при вивченні розподілу видів по території міста нами з'ясовано, що перші реєстрації *Pipistrellus* sp. з частотами УЗ-локації 42–44 kHz, зроблені на Русанівській набережній [Zagorodniuk 1998], напевно відносяться до *P. kuhlii*, на той час не відомого за жодним зразком.

Вечірниця мала (*Nyctalus leisleri*, ЧКУ, БК2) відома з Голосієва та Кончі-Заспи (1956 р.) [Abelentsev & Popov 1956; Gavrys *et al.* 2003]. У матеріалах з Кончі-Заспи цей вид відомий також за колекційним зразком в ННПМ (без деталей, ймовірно, з пелеток) [Godlevska 2013b]. Надалі вид виявлено при обліках у Голосіївському НПП влітку 2019 р. [Vorobei *et al.* 2021].

Вечірниця дозріла (*Nyctalus noctula*, ЧКУ, БК2) є одним з найбільш звичайних кажанів заплави й лісопаркових зон. Ще К. Ф. Кесслер [Kessler 1851] описував полюючих вечірниць на берегах Дніпра в межах Києва. Як звичайний цей вид вказаний для заплави Києва на поч. XX ст. [Charlemagne 1915]. Згідно з даними ЗМКУ, одна особина виду спіймана 1947 р. поблизу Корчуватого, а 1954 р. — в ур. Конча-Заспа [Zagorodniuk & Godlevska 2001]; 1 екз. в колекції ННПМ зібрано 10.07.1966 в Кончі-Заспі [Shevchenko & Zolotukhina 2005]. У 1980-ті рр. відмічена на о. Венеційський (Гідропарк, реєстрація особин, що полювали) та на о. Труханів (материнська колонія) [Lykhotop *et al.* 1990]. Наразі відома з о. Жуків, заплави р. Віти та ур. Конча-Заспа [Lykhotop *et al.* 1990; Gavrys *et al.* 2003]. Нами вид відмічений не раз на набережних Воскресенки, Русанівки і Березняків, а у 1999–2003 рр. ми неодноразово спостерігали їх літ з правого берега на Труханів острові уздовж Пішохідного мосту.



Рис. 3. Типові представники кажанів заплави: нічниця водяна (фото М. Дребета, 2011), нетопир білосмугий (фото І. Загороднюка, 2008), вечірниця дозріла (фото С. Гладкевича, 2010), пергач пізній (фото І. Загороднюка, 2008). Наведено з дозволу авторів.

Fig. 3. Common representatives of floodplain-dwelling bats: Daubenton's bat (photo by M. Drebet, 2011), Kuhl's pipistrelle (photo by I. Zagorodniuk, 2008), common noctule (photo by S. Gladkevych, 2010), serotine bat (photo by I. Zagorodniuk, 2008). All photos are provided with the permission of the authors.

Вечірниця велетенська (*Nyctalus lasiopterus*, ЧКУ, БК2), є одним із найрідкісніших кажанів заплави Дніпра у Києві. Згідно з колекційними фондами ЗМКУ та ДПМ, особин виду спіймано 1947 р. поблизу Корчуватого [Zagorodniuk & Godlevska 2001]. На жаль, більше цей вид на території заплави Дніпра у Києві не реєстрували.

Лилики та пергачі (*Vespertilio et Eptesicus*) представлені доволі схильними до синантропії видами, присутність яких у районах забудови може бути не меншою за таку в природі.

Пергач пізній (*Eptesicus serotinus*, ЧКУ, БК2) є одним з найзвичайніших видів кажанів заплави Дніпра у Києві. У колекції ЗМКУ є зразок, здобутий 1952 р. біля Корчуватого [Zagorodniuk & Godlevska 2001]; в ННПМ-п є два зразки з «гідроспоруд правого берега Дніпра» (11.04 & 20.10.1940; leg. Пржебильський) та один — з «Жуків острів, біля Церковщини» (24.03.1940; leg. Пржебильський) [Godlevska 2013b]. Серед інших відомих місцезнаходжень виду в заплаві — с. Конча-Заспа (1933 р.), ур. Китаїв (1930-ті рр.) та набережна Дніпра (без року) [Lykhotop et al. 1990]. Відмічений у Кончі-Заспі і в сучасний період [Mishta 2007]. За базою даних *inaturalist*, пергач пізній у 2020 р. зафіксований біля Оболонської затоки на вул. Приозерній. Нами цей вид відмічається майже на кожному детекторному обстеженні берегових смуг лівобережжя та дніпрових островів (з 1998 р. і дотепер).

Лилик двоколірний (*Vespertilio murinus*, ЧКУ, БК2) згадується для ур. Конча-Заспа (1930) [Charlemagne 1933; Lykhotop et al. 1990]. Зразки з Кончі-Заспи є в ННПМ, зокрема 4 екз. у спиртових фондах відділу зоології (4.07.1930) [Shevchenko & Zolotukhina 2005] та 1 зразок (череп) в ННПМ-п з подібною датою (06.1930; leg. Ізотов, Попов) [Godlevska 2013b]. В сучасний період вид відмічено на Жуковому острові [Mishta 2007]. Останніми роками цей лилик став частим на зимівлі в місті [Tyshchenko & Godlevska 2008; Godlevska 2013a], і його нерідко реєструють за токовими циканнями самців восени, переважно в місцях багатоповерхової забудови, характерної для прирічкових районів міста.

Загальна ситуація. Для всіх вищеописаних видів кажанів велике значення мають нетрансформовані ділянки заплави. Для дендрофільних видів (надто вечірниць і нетопирів) природними сховищами є дула дерев правобережного зеленого пасма та дніпровських островів, а над водами Дніпра і його заток вони часто полюють. Зокрема, вище згадано про спостереження вечірнього льоту вечірниць з правого берега на Труханів острів. Над затоками і галявинами на Трухановому острові і над Десенкою полюють численні особини нетопирів лісово-

го та білосмугого (*Pipistrellus kuhlii*), траплялися також вечірниця дозирна та пергач пізній [Zagorodniuk 1998], колонії дендрофільних кажанів траплялися в дуплах верб, зокрема на островах Муромець і Труханів (В. Осадчий, особ. повід., дані авторів). Дослідження таких колоній не проводили, проте факт їхньої наявності важливий, і заплава є природним осередком мешкання багатьох видів кажанів.

Види ряду мишоподібні, або гризуни (Muriformes, seu Rodentia)

Гризуни долини Дніпра — це переважно пристосовані до заплавного режиму (хоча він тепер і порушений), звірі, більшість з яких є переважно рослинοїдними. У заплаві переважають три групи видів — коловодні (бобри, шури водяні, ондатри), лучні види (напр. полівки лучні, житники пасисті) та лісового комплексу (руді нориці, мишаки тощо).

Родина боброві — *Castoridae*

Бобер європейський (*Castor fiber*) — вид-індикатор розвиненої заплави, який на початку ХХ ст. перебував на межі зникнення [Charlemagne 1921; Sokur 1961]. Станом на поч. ХХ ст. Е. В. Шарлемань не згадує бобра для Труханового острова та заплави Дніпра у Києві загалом [Charlemagne 1914, 1915], а згодом вказує, що бобер став звичайним у 1920–1930 рр. у заповіднику «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928; 1933]¹⁰. У 1961 р. Е. В. Шарлемань відмітив на Трухановому острові близько 12 жилих нор бобра [Charlemagne 1965]. Зараз у зв'язку зі зникненням попиту на боброве хутро цей вид перестали нищити, і чисельність його популяцій росте. У Києві він став звичайним на заплавних островах та в інших ділянках заплави. Місцями бобри будують греблі, як от на о. Проміжному (Н. Атамась, особ. повід.).

За погризами бобра відмічено нами на оз. Кирилівське та Йорданське, затоці Вовкувата, ур. Горбачиха, о. Малий Гідропарк, о. Малому Південному, о. Малому Західному, о. Жуків, о. Проміжний та південній частині київської заплави. За даними з літератури [Mishta, 2007; Dubrovsky et al. 2008a; 2008b; Maltsev et al. 2010; Vyshnevsky 2021], бобер зустрічається на о. Пташиний, о. Вальковський, о. Великий Північний (За свідченнями рибалок, бобри заселили південну частину о. Вальковський та часто перепливають на о. Великий Північний), о. Крайній, у північній частині о. Муромець — проєктованому заповідному урочищі «Кільнище», о. Лопуховатий, оз. Лукове поблизу затоки Верблюд, оз. Бабіне на о. Труханів, оз. Берізка на о. Венеційський, о. Малий Гідропарк, оз. Срібний Кіл, Позняківське та Лебедине на Позняках, на оз. Підбірна на Осокорківській заплаві, о. Великий Південний, поблизу оз. Заспа, по берегах озера Олімпійського навчально-спортивного центру «Конча-Заспа», о. Дикий та на невеликих островах поблизу ур. Княже (один з них вже знищений, координати другого — 50.282899, 30.680671). На території заповідних об'єктів бобер зустрічається у РЛП «Пташиний Рай» в загально-зоологічному заказнику «Урочище Бобровня», ландшафтних заказниках «Осокорківські луки», «озеро Тягле», «Жуків острів» та «Конча-Заспа», у заказнику гірлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий [Nature... 2001]. Згідно з базою даних *inaturalist*, бобер станом на 2021 р. вказаний в ур. Конча-Озерна, на острові коси Оболенської затоки, о. Жуків, Козачій косі, Венеційському острові біля оз. Берізка та оз. Кирилівське. За даними М. Причепа (особ. повід.), бобер зареєстрований 2016 р. на оз. Йорданському, 2020 р. на скидному каналі БСА¹¹ та 2021 р. в ур. Горбачиха (тут чорна форма).

Родина вивірківі — *Sciuridae*

Ця група гризунів представляє лісових мешканців, схильних до синантропії і, зокрема, частих поселенців у паркових зонах багатьох міст Придніпров'я. Вивірка звичайна (*Sciurus vulgaris*) є типовим мешканцем деревостанів у дніпровській заплаві. Е. В. Шарлемань [Charlemagne 1928, 1933] зазначає її як рідкісну для заповідника «Конча-Заспа». У колекції ННПМ є один зразок, здобутий 18.12.1966 на Оболоні (leg. М. Головушкін).

¹⁰ Як свідчить документальний фільм «Бобер на Україні», знятий Е. В. Шарлеманем 1931 р., у той час бобри були рідкісними і збереглися лише на півночі в районі річок Тетерів, Прип'ять та Десна.

¹¹ БСА — Бортницька станція аерації (очисні споруди Києва).

Наразі, за нашими даними, вивірка нечасто зустрічається у деревостанах на центральних островах — Венеційському, Трухановому та Долобецькому. Відмічали вивірку на о. Долобецький й інші [Dubrovsky *et al.* 2008a]. Відома вона також із заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий та півдня київської заплави [Nature... 2001; Maltsev *et al.* 2010]. У базі даних *inaturalist* зафіксовано зустрічі вивірки на островах Труханів та Жуків.

Родина вовчкові — Gliridae

На початку XX ст. Gliridae вказувалися для зелених насаджень Подолу. Зокрема, вовчок сірий (*Glis glis*, БК3) був відмічений на вул. Кирилівській [Charlemagne 1915]. Натомість ліскульку руду (*Muscardinus avellanarius*, БК3) було знайдено в заповіднику «Конча-Заспа» [Charlemagne 1933]. Всі три види — ліскульку руду, соню лісову (*Dryomys nitedula*, БК3) та вовчка сірого наводять для південних київських островів та ділянок правобережної заплави [Maltsev *et al.* 2010]. Ця група гризунів уникає тиску антропогенних факторів, проте деякі види (надто соня лісова) нерідко залюбки оселяються на садових ділянках, демонструючи тим деякий рівень синантропії. Наразі фактичних знахідок цих видів в заплаві нам не відомо, а найближчі стосуються вкритих лісом дніпрових круч та Голосієва.

Родина мишеві — Muridae

У 1914–1915 рр. Е. В. Шарлемань вказував низку видів цієї родини для київської заплави Дніпра, Труханового острова та інших островів, а також Подолу [Charlemagne 1914, 1915], а пізніше наводив їх і для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928, 1933].

Житник пасистий (*Apodemus agrarius*) є одним з найхарактерніших для вологих узлісних або лучних біотопів гризуном. З перших оглядів вид вказували як звичайний для трав'яних заростей дніпровських островів [Charlemagne 1914], полів зрошення та призаплавних будівель в період розливу річки [Charlemagne 1915], а також для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928]. Те саме стверджують і колекційні матеріали та аналіз сов'язних пелеток (див. табл. 1). У колекції ННПМ цей вид відомий за 5 зразками, зібраними весною і восени 1940–1941 рр. Л. Пржебильським на Оболоні, та 2 екз., здобутими 27.10.1968 на полях зрошення (leg. Н. Волненко). У 1950-ті рр. вид вказували як звичайний для заплави [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. Житник і тепер є одним з найбільш поширених видів дрібних ссавців на островах (С. О. Лопарьов, особ. повід.). Його наводять також для півдня київської заплави, зокрема, о. Жуків та Конча-Заспівського лісництва [Mishta 2007; Maltsev *et al.* 2010].

Мишаки (рід *Sylvaemus*) — поширена група гризунів у всіх типах заплавних місцезнаходжень. Е. В. Шарлемань наводить для заповідника «Конча-Заспа» два види — мишака жовтогрудого (*S. tauricus*) та лісового (*S. sylvaticus*)¹² [Charlemagne 1933]. У пелетках сипух із Кончі-Заспи (табл. 1) представлені численні *S. sylvaticus* (434 екз.), але жодного *S. tauricus* (= *flavicollis*). У колекції ННПМ співвідношення цих видів рівніше (15 *sylvaticus* та 13 *tauricus*), проте однозначно «заплавними» є тільки 6 екз. *S. sylvaticus*, зокрема 3 екз. з Кончі-Заспи (1930), два з Оболоні (1931, 1940), один із о. Труханів (1940). Три з них нами перевизначені — це *S. sylvaticus* (s. str.), вкл. зі зразками з Труханова та Оболоні. Обидва згадані види мишаків наводять для півдня київської заплави [Maltsev *et al.* 2010], а тільки *S. sylvaticus* — для о. Жуків та Конча-Заспівського лісництва [Mishta 2007].

Мишка лучна (*Micromys minutus*) є типовим мешканцем заплави, якого нерідко реєструють за знахідками наземних гнізд, вперше виявлених на київській заплаві на о. Труханів [Charlemagne 1914]. На правобережній заплаві цей вид був частим, а на полях зрошення — чисельним; тут нерідко її гнізда виявляли у траві на межі заплави [Charlemagne 1914, 1915, 1916]. Вид вказано також для заплави заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1933], а у 1950-ті рр. — для заплави загалом, як звичайний вид [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. Всі наявні в ННПМ колекційні зразки (n = 38, 1923–1968 рр.), мають запис «окол. м. Київ» [Shev-

¹² На Київщині, зокрема й у заплаві, можливі знахідки трьох видів цього роду, проте найменший з них — мишак уральський (*S. uralensis*) — з Києва та його околиць не відомий [Zagorodniuk 2020].

chenko & Zolotukhina 2002] і тому не можуть бути однозначно віднесені до заплави. У сучасній літературі вид вказують для заказника «Жуків острів» та для півдня київської заплави загалом [Nature... 2001; Mishta 2007; Maltsev *et al.* 2010].

Миша хатня (*Mus musculus*) — синантроп, який формує сезонні екзантропні популяції [Zagorodniuk 2003], відомий у Києві здавна [Charlemagne 1914, 1928, 1933]. В ННПМ є два зразки 1930 та 1940 рр. з Кончі-Заспи (leg. О. Кришталь) та Оболоні (leg. Л. Пржебильський) [Shevchenko & Zolotukhina 2002]. В ЗМКУ є три зразки, зібрані на Оболоні та на Чорторії у 1949–1950 рр. (leg. Н. Лубкіна та О. Лубкін) (каталог ЗМКУ). Вид є звичайним. В наш час відомий для півдня київської заплави і зокрема для о. Жуків та Конча-Заспівського лісництва [Mishta 2007; Maltsev *et al.* 2010]. Е. В. Шарлемань зазначав також наявність на заплаві миші курганцевої, зокрема в заповіднику «Конча-Заспа» [Charlemagne 1915; 1933]¹³.

Пацюк сірий (*Rattus norvegicus*) є синантропом, проте цей чужорідний вид, що з'явився в Києві бл. 1850 р., часто зустрічається на заплаві Дніпра. Станом на початок ХХ ст. був (після миші хатньої) найбільш поширеним ссавцем у Києві. Е. В. Шарлемань зазначає його 1914 р. для Труханового острова, а 1928 р. — для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1915, 1928, 1933]. У колекції ННПМ є один зі зразків з Кончі-Заспи 1930 р. Наводиться для півдня київської заплави [Maltsev *et al.* 2010]. У базі даних *inaturalist* є записи про знахідки пацюка сірого в 2000-х рр. на Осокорівських луках, на вул. Колекторній та біля оз. Вирлиця.



Рис. 4. Типові представники гризунів заплави: вивірка лісова (фото С. Григор'єва 2012), мишка лучна (фото Т. Турейської 2017), мишак жовтогрудий (фото М. Борисенко 2011), нориця руда (фото С. Рижкова 2014), щур водяний (фото М. Дребета 2008) та ондатра (фото Т. Турейської 2017). Всі знімки зроблено в заплавах місцезнаходженнях (деякі за межами Києва) і наведені з дозволу авторів.

Fig. 4. Common representatives of floodplain-dwelling rodents: red squirrel (photo by S. Grygoriev 2012), harvest mouse (photo by T. Tureiska 2017), yellow-necked wood mouse (photo by M. Borysenko 2011), bank vole (photo by S. Ryzhkov 2014), European water vole (photo by M. Drebet 2008), muskrat (photo by T. Tureiska 2017). All photos were taken in floodplains (some of them outside of Kyiv) and are provided with the permission of the authors.

¹³ В ті часи домінувала широка концепція виду, і курганчикових мишей (*Mus spicilegus* s. str.) розглядали у складі екзантропних мишей, яких в ті часи і до 1990-х років позначали як «*M. hortulanus*» [Zagorodniuk 1996]. Тогочасних описів курганчиків (зимових споруд *M. spicilegus*) з Київщини немає. Проте відзначимо, що останніми роками *M. spicilegus* розширює свій ареал на північ і відомий нам з півдня Київщини.

Родина хом'якові — *Cricetidae* (вкл. *Arvicolidae*)

Для сучасної лісової рослинності в заплаві Дніпра в межах Києва відомо 8 видів родини, але регулярно в заплаві присутні тільки п'ять з них. Сліди нориць та мишей найлегше бачити взимку, коли заплаву вкривають сніги. Навесні після сходження снігів також можна бачити характерні зимові ходи різних видів полівок (надто полівок «звичайних»), що нагадують трав'яні тунелі і кубла, пробиті ними на межі трави і снігу.

Нориця руда (*Myodes glareolus*) — мешканка деревних і чагарникових заростей, характерна для великих паркових зон міста [Zagorodniuk 2003]. У колекції ННПМ зразків цього виду із заплави немає, проте в пелетках сипухи із Кончі-Заспи (дані 1932 р.) відмічений 57 разів, або 1,9 % (табл. 1). Зазначена Е. В. Шарлеманем для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1933]; вид наводять і для півдня київської заплави в цілому [Maltsev et al. 2010]. У базі даних *inaturalist* є знахідка нориці рудої на лівобережній заплаві біля каналу БСА 2019 р. Цей вид відмічено також на Троєщинських та Осокорківських луках (М. Причепи, особ. повід.).

Щур водяний (*Arvicola amphibius*) — характерний мешканець прибережно-водних біотопів [Zagorodniuk 2003]. Е. В. Шарлемань відмічав його як звичайний вид заплави та найбільш численний вид ссавців Труханового острова, а також на оболонських полях зрошення. В час повені, коли вода виганяла цих гризунів з нір, на кожному куші чи дереві в розгалуженні гілок сиділи ці гризуни. При менших повенях шури перебиралися на підвищені місця, що були перекопані ними з характерними рядами викидів-кротовин. Вони також створювали собі тимчасові гнізда у основи кушів з прутиків та стебелець, нанесених повеневидами водами. Водяні шури добре плавають і не дуже боялися людини [Charlemagne 1914, 1915, 1916]. Пізніше цей науковець вказував цей вид і для заповідника «Конча-Заспа» проте як менш чисельний через не дуже придатні умови тутешньої заплави [Charlemagne 1928, 1933]. Як звичайний для заплави вид шура водяного наводили у 1950-х рр. [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. У колекціях вид звичайний: в ННПМ є 5 давніх зразків (1908–1923) з етикеткою «берег Дніпра» (leg. С. Лубкін, М. Шарлемань та ін.)¹⁴; в ЗМКУ є 25 екз. шура водяного 1947–1958 рр. з різних частин заплави Дніпра (Корчувате 1947, Оболонь 1952–1953, Конча-Заспа 1955–1958; колектори різного часу — О. Корнєєв, В. Межжерін, О. Яценя), значна частка їх (22 екз.) — зразки з Кончі-Заспи (leg. О. Яценя). Вид вказують для ландшафтного заказника «Жуків острів», дніпровських островів, околиць Корчуватого чи півдня Київської заплави [Nature... 2001; Mishta, 2007; Maltsev et al. 2010]. Вид відмічено на заболочених каналах на Троєщинській заплаві (2020 р.; М. Причепи, особ. повід.). Серед причин скорочення чисельності вказуються переслідування «американською норкою», а також деградація біотопів, зокрема й заростей очерету, осушення і забруднення водойм, поява ондатри [Dean et al. 2016].

Полівка лучна (*Microtus levis*) — типовий вид гризунів на заплаві і луках¹⁵. Її (як «полівку звичайну, *M. arvalis* s. l.» вказував в огляді 1914 р. Е. В. Шарлемань для Труханового острова, зазначаючи, що цей вид мешкає повсюдно, а під копицями сіна ці гризуни прокладали цілі системи ходів [Charlemagne 1914]. Згодом цей самий вид відмічений для заповідника «Конча-Заспа» як найчисленніший тут вид ссавців [Charlemagne 1928; 1933]. У 1950-ті рр. *M. arvalis* вказується як звичайна тварина заплави [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. Є звідти і колекційні зразки (табл. 1), зокрема в ЗМКУ є 1 екз. з «полів зрошення» (Оболонь) 1953 р. в ЗМКУ (leg. В. Межжерін), 16 зразків є в ННПМ, зокрема 12 з Кончі-Заспи (1930–1931, leg. П. Бауман), два з о. Жуків (1938, leg. Б. Попов та В. Антонович) і два з Оболоні (1940, leg. Л. Пржебільський). Вид наводять для півдня київської заплави [Maltsev et al. 2010]. Хоча детальне дослід-

¹⁴ Однозначно мова має йти про Дніпровську біостанцію (див. рис. 1), де працювали ці колектори.

¹⁵ Для півдня заплави Дніпра наводиться також полівка підземна (*Microtus subterraneus*) [Maltsev et al. 2010]. Вона ж відома з знахідок з пелеток у Києві, табл. 1, проте цей вид не має жодного стосунку до заплавної комплексу [Zagorodniuk 1989 та ін.], і його реєстрації в заплаві можуть бути пов'язаними з неправильною ідентифікацією виду («пітімісні» петлі на М1 у *Microtus* s. str.) або із заносом кісткового матеріалу совами з віддалених від заплави місцезнаходжень, що мало ймовірно, оскільки переважно підземний спосіб життя видів підроду *Terricola* та їхня біотопна приуроченість до зарослих підростом або чагарниками лісових біотопів зовсім не відповідає вимогам до мисливських ділянок сипух, в пелетках яких цей вид виявлено.

дження видової належності «звичайних» полівок із заплави Дніпра не проводили, мова напевно має йти про полівку лучну (*Microtus levis*), тим паче, що саме цей вид тяжіє до лучних і заплавних комплексів (огляд див.: [Zagorodniuk & Teslenko 1986]).

Шапарка сибірська (*Alexandromys oeconomus*) — типовий мешканець та вид-індикатор прирічкових заболочених ділянок і осокових заростей, важливий консумент і кормовий об'єкт багатьох хижих. Вид вказаний для оболонських полів зрошення, де 1914 р. здобуто два екз. [Charlemagne 1915; 1916]. У ННПМ є зразок, зібраний на Оболоні (1930, leg. Л. Пржебильський). У пелетках сипухи з Кончі-Заспи відмічений 53 рази (1,8 %, табл. 1). У 1950-ті рр. вказується як звичайний для заплави [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. В авторській колекції (І.З.) є 13 екз., здобутих 10.1990 р. І. Небогаткіним у районі с. Романків. Вид у сучасний період вказують ще для трьох місць — Корчувате, Жуків острів та Конча-Заспа [Mishta, 2007]; його наводять і для півдня київської заплави в цілому [Maltsev et al. 2010].

Ондатра (*Ondatra zibethicus*) є інтродукованим видом, завезеним з Північної Америки. Зустрічається по всій заплаві Дніпра, зокрема на таких штучних озерах, як Вербне та Сонячне [Dubrovsky et al. 2005], а також озерах Підбірна (1990-ті рр.) та Золоче (2016 р.) лівобережній заплаві, на о. Жуків (2019 р., Н. Атамась, особ. повід.). Також зустрічається поблизу оз. Баби-не на Трухановому острові та озері поблизу Олімпійського центру «Конча-Заспа» [Vyshnevskyy 2021]. Виявлена і на території загально-зоологічного заказника «Урочище Бобровня», ландшафтних заказників «Осокорківські луки» та «Озеро Тягле», на оз. Підбірна та незаповідній частині Осокорківської заплави, у заказнику гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, ландшафтному заказнику «Конча-Заспа», біля оз. Заспа, у ландшафтному заказнику «Жуків острів», на оз. Сонячне, Русанівській набережній та півдні київської заплави загалом [Nature... 2001; Mishta 2007; Maltsev et al. 2010; Parnikoza et al. 2020]. Зафіксована також в усіх водоймах системи Опечень [Prychepa et al. 2021]. За даними М. Причепи (особ. повід.) у 2000-х рр. ондатра відмічена ним на Троєщинській заплаві, оз. Тягле, оз. Мартишів, оз. Йорданське, оз. Кирилівське та в затоці Вовкувата. У базі даних *inaturalist* у 2017–2021 рр. є знахідки ондатри на оз. Вирлиця, оз. Небреж, штучному озері на вул. Закревського (50.496631, 30.598782), на березі Оболонської затоки та оз. Редькино. Саме її найчастіше бачать кияни, помилково приймаючи за інші види¹⁶.

Інші родини гризунів — *Dipodidae*, *Spalacidae*, *Echimyidae*

Е. В. Шарлемань зазначає, що в околицях с. Воскресенська Слобідка був досить звичайним видом тушкан великий (*Allactaga major*, ЧКУ), звідки було здобуто чимало зразків. Під час великих розливів тушкани рятувалися на підвищеннях. Він також описує сліпака «звичайного» (*Spalax zemni*)¹⁷, спійманого Києві на Подолі [Charlemagne 1915].

Загалом варто відмітити, що вся лівобережна частина заплави є зоною алювіальних відкладів, підвищені ділянки яких вкривали псамофітні-степові комплекси, тому й не дивно, що тут могли зустрічатися степові гризуни, як-от тушкани (*Allactaga*) та сліпаки (*Spalax*), проте їхні ареали суттєво скоротилися, і не тільки внаслідок розростання міста, але й внаслідок руйнації степових комплексів загалом (огляд щодо сліпаків див.: [Zagorodniuk et al. 2018]).

Наявне також повідомлення про знахідку мишівки лісової (*Sicista betulina*, ЧКУ, БК2) на заплаві о. Жуків, ур. Лісники та Конча-Заспі [Mishta 2007; Maltsev et al. 2010].

Зміни довкілля, зокрема й глобальне потепління і зникнення стабільного зимового льодоставу на багатьох водоймах в межах міст, надто в місцях скидів теплих вод, роблять можливим появу теплолюбних видів, зокрема нутрії (*Myocastor coypus*), яку реєструють все частіше внаслідок регулярних втеч цього звіра з культури. Один із таких випадків відмічений нашими колегами на протоках біля Троєщини влітку 1995 р. (А. Сагайдак, особ. повід.). Нутрія відмічена також на Троєщинській заплаві 2019 р. (М. Причепи, особ. повід.).

¹⁶ Одна з надійних ознак — довгі білі кігті передніх лап, якими тварина звичайно тримає поживу (рис. 4).

¹⁷ Вид наведено у цитованій праці як «*Spalax typhlus*», проте наразі відомо, що під Києвом на його правобережжі зустрічається саме сліпак подільський — *Spalax zemni*.

Види ряду зайцеподібні (Leporiformes, seu Lagomorpha)

Зайцеподібні на заплаві Дніпра представлені зайцем сірим (*Lepus europaeus*, БК3). Цей вид у давні часи реєструвався на островах (зокрема Трухановому) лише взимку; у літній період зайці трималися на острові лише за відсутності великого розливу Дніпра [Charlemagne 1914a]. У 1928 та 1933 рр. цей вид вказували як звичайний на заплаві заповідника «Конча-Заспа». Проте після великих повеней зайці з заплави зникали [Charlemagne 1928, 1933]. Просування зайця на постійне помешкання в заплаві урочища та на острова пов'язане із зарегулюванням стоку Дніпра і припиненням весняних паводків.

Наразі вид відмічений на о. Великий Північний, о. Вальковський, о. Муромець, о. Труханів, о. Великий Південний, о. Козачий та о. Дикий [Dubrovsky *et al.* 2008b; особ. повід.]. Нами заєць сірий зареєстрований на берегах заострівного рукава Десни і в кількох різних місцях о. Муромець, а взимку 2018 р. там само наші колеги зустріли мисливця, який ніс двох вбитих зайців (В. Осадчий, особ. повід.). Колега Н. Атамась зустрічала цей вид також в ур. Конча-Заспа 2020 р. З літератури відомий із загально-зоологічного заказника «Урочище Бобровня», заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, заказника на лівому березі оз. Конча, території Осокорківської заплави, району озера Заспа — ур. Конча-Озерна, наводиться також для півдня київської заплави [Nature... 2001; Maltsev *et al.* 2010; Parnikoza *et al.* 2020]. У *inaturalist* є знахідки 2020–2021 рр. в урочищі біля затоки Верблюд, на південь від неї та ближче до коси Собаче гирло, біля оз. Вирлиця, на о. Жуків та на Козачій косі.

Види ряду псоподібні, або хижі (Caniformes, seu Carnivora)

Хижаків в умовах Києва не є численною групою, проте низка видів цього ряду характерна для заплави. Як свідчать роботи Е. В. Шарлеманя [Charlemagne 1914; 1915; 1928; 1933] аборигенними хижакими заплави Дніпра були ласиця (*Mustela nivalis*, БК3), горностай (*M. erminea*, ЧКУ, БК3), норка європейська (*M. lutreola*, ЧКУ, БК2), тхір лісовий (*M. putorius*, ЧКУ, БК3), видра (*Lutra lutra*, ЧКУ, БК2), вовк (*Canis lupus*, БК2) та лис рудий (*Vulpes vulpes*).

Родина котові — Felidae

Дикі котові, хоч і присутні у фауні Придніпров'я, уникають синантропних місцезнаходжень і фактично відсутні в околицях Києва, зокрема на заплаві. Проте важливо пам'ятати, що присутність свійських і безпритульних котів є істотним лімітуючим фактором існування багатьох видів дрібних ссавців. Небезпека присутності свійських котів полягає в тому, що вони існують поза природними системами хижак-жертва. Спектр їх живлення великий [Sheshurak *et al.* 2011; Krauze-Gryz *et al.* 2012], а обсяги вилучення дрібних ссавців є значущими [Merzlikin 2012], надто біля поселень людей, включно з базами відпочинку¹⁸.

Родина мустелові — Mustelidae

Дрібні мустелові. Чисельність всіх видів на початку ХХ ст. була малою [Charlemagne 1914, 1928; 1933]. Невелика вона і тепер, чому «сприяє» мала ємність угідь.

Горностай (*Mustela erminea*) станом на 1914 р. мешкав на о. Труханів, де його відмічали між камінням гідротехнічних споруд [Charlemagne 1914]. У 1915 р. горностаї зафіксовані на гатах та на островках під час розливів, а також біля Старика на Обононі [Charlemagne 1915]. Той же автор вказує його 1928 р. для заповідника «Конча-Заспа», а 1933 р. — як чисельного в заплаві частині цього заповідника [Charlemagne 1928, 1933]. Горностай за слідами відмічений на о. Муромець (С. Лопарев, особ. повід.), а взимку 2012 р. ідентифікований за чорним кінчиком хвоста на о. Долобецький (В. Борецько, особ. повід.). Його вказують для о. Жуків, ур. Конча-Озерна, а також для обох боків заплави між Києвом та Українкою [Gavryts *et al.* 2003; Marushevsky & Zharuk 2006; Mishta 2007; Maltsev *et al.* 2010]. На території заповідних об'єктів заплави відмічений у загально-зоологічних заказниках «Урочище Бобровня» та гирлової системи р. Віта, островів Ольжин та Козачий, а також у ландшафтному заказнику «Жуків острів»

¹⁸ Київрада прийняла 22.06.2017 постанову «Про заборону на вилов безпритульних котів у Києві».

[Nature... 2001; Mishta 2007]. Загрозами для цього виду є трансформація біотопів та депресія популяції щура водяного як кормового об'єкту [Scherbak 1994; Akimov 2009].

Ласиця (*Mustela nivalis*) — постійний мешканець заплави, якого Е. В. Шарлемань відмічав в огляді 1914 р. за зустрічами між камінням гідротехнічних споруд. У 1915 р. той же дослідник відмічав їх як звичайних мешканців заплави, які залишали сліди на дніпровських косах, а на зиму переселялися ближче до людського житла. В 1909 р. знайдена на вул. Кирилівській на Подолі [Charlemagne 1914, 1915]; у 1928–1933 рр. наведена у списку ссавців заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928, 1933]. В наш час цей вид щороку реєструють у північній частині о. Муромця (В. Осадчий, особ. повід.), відомий він і на інших ділянках — в заказнику гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, та на Осокорківській заплаві, ландшафтному заказнику на лівому березі оз. Конча, наводиться також для півдня Київської заплави загалом [Nature... 2001; Maltsev et al. 2010; Parnikoza et al. 2020]; відмічено ласицю і на о. Труханів (2018 р.; М. Причепа, особ. повід.).

Норка європейська (*Mustela lutreola*) — вид-індикатор непорушеної заплави. На початку ХХ ст. дослідники відмічали численні нори цього виду на Трухановому острові та спостерігали норку на о. Муромець [Charlemagne 1914]. Вид був звичайним і для заплави Дніпра загалом [Charlemagne 1915]. Вид наводили і для заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928; 1933], проте наразі він тут зник¹⁹. Черепи «норки європейської» в колекції ННПМ (n = 7), здобуті 2011 р. в окол. с. Погреби, в дійсності є зразками візона.

Тхір темний (*Mustela putorius*) на київській заплаві є видом, що ніколи не був чисельним. У 1914–1915 рр. Е. В. Шарлемань повідомляв, що цей вид зустрічався в норах та дуплах дніпровського берега Труханова острова, в напівзагатах та купах фашичника, а також у будівлях тутешньої слобідки. Повені тварини перечікували на деревах. 1928 та 1933 рр. вид вказано як нечисленний для «Кончі-Заспи» [Charlemagne 1928; 1933]; часто зустрічався на київській заплаві у 1950-х рр. [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. Тепер його вказують для загально-зоологічного заказника «Урочище Бобровня» та ландшафтних заказників на лівому березі оз. Конча та «Жуків острів», Конча-Заспівського лісництва та півдня Київської заплави [Nature... 2001; Mishta 2007; Maltsev et al. 2010]. Цей вид тхора відмічали на о. Великий Південний та в ур. Княже [Dubrovsky et al. 2008a]. Причиною його малої чисельності є пряме знищення людиною та зменшення його кормової бази [Ruzhilenko 2006; Akimov 2009].

Візон річковий («американська норка», *Neogale vison*) є чужорідним видом, що з роками замінив на заплаві Дніпра аборигенну норку і досяг високої чисельності. Він відомий з о. Козачий, о. Труханів, о. Жуків, ур. Конча-Озерна (дані авторів) та оз. Золоче (2016 р.) на Осокорківській заплаві та в ур. Горбачиха (2021 р.) (повідомлення в мережі), а також о. Пташиний (Ю. Дубровський, особ. повід.). Відмічений на території загально-зоологічного заказника «Урочище Бобровня» [Nature... 2001]. Він є найпримітнішим хижим на о. Муромець, як з боку Дніпра, так і Чорторія, та на озерах північної частини острова. Дослідники відмічали цей вид мустелових на о. Великий Північний, о. Муромець, о. Дикий, о. Малий Дикий (50.285009, 30.665703), ур. Княже та островах нижче по течії [Dubrovsky et al. 2008a]. У базі даних *inaturalist* норка американська вказана в 2017–2021 рр. для ур. Наталка, основи коси Оболонської затоки та о. Козачий. Сліди візона відмічені авторами на прибережних пляжах о. Ольжин, що входить до загальнозоологічного заказника в гирловій системі р. Віта, островів Ольгин та Козачий. Цей вид часто стає здобиччю мисливців — в ННПМ є 7 екз., отриманих 2011 р. від мисливців с. Погреби, що біля гирла Десни. У 2020–2021 рр. візон зафіксований на скидному каналі БСА, Осокорківських луках (заболочені ділянки), парку Наталка (на набережній Дніпра двічі) (М. Причепа, особ. повід.)²⁰.

¹⁹ Існують повідомлення, що цей вид зберігся у заплавних комплексах великих річок тільки у мало порушених заплавних біотопах дельти Дніпра та Дністра [Rozhenko 2006; Selyunina 2008].

²⁰ Цей самий колега повідомляє про реєстрації візона за слідами (відбитками лап) в ур. «Горбачиха» та на узбережжі Русанівської протоки, проте за такими ознаками визначати вид проблематично, хоча й ясно, що інших видів родини мустелових (напр., норка або тхорів) там не очікується.



Рис. 5. Типові представники зайцеподібних і хижих заплави Дніпра: заєць сірий (фото С. Григор'єва, 2014), горностай (фото С. Домашевського, 2015), візон річковий (фото А. Сагайдака, 2008), куниця лісова (фото О. Сапуги, 2016), видра річкова (фото С. Домашевського, 2018), єнот уссурійський (фото В. Березанського, 2015). Всі фото наведено з дозволу авторів.

Fig. 5. Common representatives of leporids and carnivorans of the Dnipro floodplain: the European hare (photo by S. Grygoriev, 2014), stoat (photo by S. Domashevsky, 2015), American mink (photo by A. Sahaidak, 2008), European pine marten (photo by O. Sapuga, 2016), Eurasian otter (photo by S. Domashevsky, 2018), raccoon dog (photo by V. Berezansky, 2015). All photos are provided with the permission of the authors.

Куниця кам'яна (*Martes foina*, БК3) також відома для київського сегмента заплави Дніпра. Вид відмічено на о. Вальковський [Dubrovsky *et al.* 2008a; 2008b] та в загально-зоологічному заказнику «Урочище Бобровня» [Nature... 2001]. Вид є частим і на інших відрізках заплави Дніпра, зокрема й на півдні, на Нижньому Дніпрі [Selyunina 2008]. Загалом цей вид — синантроп, і його поява цілком очікувана в місцях приватних господарств зі свійськими тваринами, що характерно для прибережних урочищ, проте не островів.

У заповіднику «Конча-Заспа» відмічена також куниця лісова (*Martes martes*, БК3) [Charlemagne 1933]. Обидва види куниць наводяться для півдня Київської заплави [Maltsev *et al.* 2010], зокрема куниця лісова — для Конча-Заспівського лісництва [Mishta 2007].

Великі мустелові — борсуки та видри — є нечастими в заплаві, хоча й бажаними.

Борсук (*Meles meles*) загалом не характерний для заплави, це типовий вид нагірних дібров [Brusentsova & Ukrainsky 2014]. Проте, відомо, що цей вид може бути мешканцем заплавних лісів [Antonets 2003]. Вид наводиться для півдня Київської заплави і, зокрема Конча-Заспівського лісництва [Mishta 2007; Maltsev *et al.* 2010]. Брак задокументованих спостережень цього виду може свідчити про створення на заплаві Дніпра несприятливих для цього виду умов. Аналогічна ситуація існує в Прип'ятському НПП [Zenina 2003].

Видра річкова (*Lutra lutra*) — типовий вид заплави, відмічений у давніх публікаціях для о. Труханів та заплави Дніпра як дуже рідкісний звір [Charlemagne 1915, 1928, 1933]. У 1950-х роках вид також був тут рідкісним [Gavryliuk & Rechmedin 1956]. Для видри факторами небезпеки є трансформація біотопів, скорочення рибних запасів та переслідування [Scherbak 1994; Selyunina 2008]. Наразі відмічено покращення ситуації [Akimov 2009], і тепер цей вид реєструють у заплаві регулярно. Зокрема, його відмічено за слідами на о. Муромець (С. О.

Лопарьов, особ. повід.); зустрічається він і на озері Олімпійського центру «Конча-Заспа» [Vyshnevskyy 2021]. За слідами життєдіяльності видра відома із заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий. Відмічали видру на островах Пташиний, Великий Північний та Крайній [Dubrovsky et al. 2008a]. Окрім того, її наводять для загальнозоологічного заказника «Урочище Бобровня», ландшафтного заказника «Жуків острів», а також обох боків заплави Дніпра на ділянці від Києва до Українки [Nature... 2001; Marushevsky & Zharuk 2006; Maltsev et al. 2010]. Періодично відмічається на о. Жуків та Козачий [Gavryst et al., 2003; Mishta, 2007]. Опубліковано також деталі знахідок на о. Великий (2001, 2018), о. Міжмостний (2011), о. Пташиний (2009, 2011, 2018) та о. Труханів (2009, 2010, 2018) [Gonchar et al. 2019]. Згідно з базою *ukrbn*, відмічена на островах Великий Північний, Пташиний, Труханів, Міжмостний та Козачий, є також знахідка в районі гирла Десни. У колекції ННПМ є три зразки з Десенки (с. Погреби), здобуті на початку 2011 р. (див. табл. 1).

Родина псові — Canidae

Лис рудий (*Vulpes vulpes*) є відносно численним на київській заплаві. Лиса фіксували на заплаві на поч. XX ст. у вербняках, особливо восени та взимку; у 1930-х рр. цей вид був звичайним мешканцем заплави в районі заповідника «Конча-Заспа» [Charlemagne 1915, 1933]; у 1965 р. на о. Труханів відмічено лисячі нори [Charlemagne 1965]. Нами вид зареєстрований на о. Ольжин та у районі заострівного рукава Десни. Майже щороку його відмічають наші колеги на о. Великий Північний, недалеко від греблі й витоку обвідного каналу — тут лиси часто відвідують прибережні табори рекреантів (В. Новиченко, особ. повід.). Відмічали лиса і на островах Вальковський, Великий Північний, Муромець, Дикий та в ур. Княже [Dubrovsky et al. 2008a]. Також лиса реєстрували на о. Труханів (2017 р.) та Осокорківських луках (2021 р.) (М. Причепка, особ. повід.). У базі даних *inaturalist* відмічено зустрічі лиса 2020–2021 рр. у ландшафтному заказнику «Троєщинські луки», на схід від оз. Верхнє Вигурівське та на о. Жуків. Вид наводять також для півдня київської заплави [Maltsev et al. 2010].

Снот уссурійський (*Nyctereutes procynoides*) є вселенцем. У заплаві відомий із заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, загально-зоологічного заказника «Урочище Бобровня», ландшафтного заказника на лівому березі оз. Конча, ландшафтного заказника «Жуків острів» та півдня київської заплави [Nature... 2001; Maltsev et al. 2010].

Заходи вовка (*Canis lupus*) в заплаву відмічали здавна, в районі заповідника «Конча-Заспа» в холодні зими 1920-х років. У 1930-х рр. вовка відмічали на о. Козачий та під Козином [Charlemagne 1928, 1933]. Наразі заходи вовка не зафіксовані. Проте високою є роль псів (*Canis familiaris*), як безпритульних, так і свійських, чисельність яких часто на порядок вища за чисельність інших хижих. Так, на о. Муромець постійно мешкає (дані за останні 10 років) принаймні 4 зграї здичавілих псів, які впливають на чисельність багатьох тварин, надто ратичних і зайців (В. Осадчий, особ. повід.). Те саме можна сказати про мисливських та інших псів, яких беруть з собою на вигул в рекреаційні зони люди.

Види ряду оленеподібні, або парнопали (Cerviformes, seu Artiodactyla)

Станом на 1914–1915 р. не було жодної вказівки на наявність ратичних на київські заплави чи о. Труханів [Charlemagne 1914; 1915], а для заповідника «Конча-Заспа» згадано лише сарну (*Capreolus capreolus*) [Charlemagne 1928]. Важливо пам'ятати, що в часи Першої світової війни і революцій більшість популяції ратичних в Україні були знищені, чому сприяли як голодні роки, так і наявність у населення великих арсеналів зброї [Zagorodniuk 1999]. Всі наявні сьогодні в регіоні види — сарна, свиня (*Sus scrofa*) та лось (*Alces alces*) — уникають міста [Zagorodniuk 2003], для них міські зелені зони — надто фрагментовані та небезпечні. Потрапляючи у міські лабіринти, тварини губляться і потрапляють у пастки²¹. Всі відомі для регіону види, окрім свині дикої, внесені до БКЗ, один (лось) — до ЧКУ.

²¹ Про що не раз повідомляла міська преса 1970-х рр. (напр. «Вечірній Київ»). Огляд таких повідомлень див. у статті І. Парнікози на вебсайті «Мислене дерево» (<https://bit.ly/3dZJPzn>).

Родина свиневі — Suidae

Станом на 1915 р. свиня дика (*Sus scrofa*) не зустрічалася навіть в околицях Києва [Charlemagne 1914; 1915]. Наразі свиня дика, яка відмінно плаває, регулярно заходить київську заплаву Дніпра [Maltsev *et al.* 2010]. Як вид, здатний заселяти трансформовані людиною біотопи [Delehan & Delehan 2002], свиня дика є звичайною у заплаві в околицях Києва. Навіть у тих місцях, де вид присутній не постійно, він може з'являтися, перепливаючи протоки або переходячи на острови по кризі. Так, пару свиней рибалки відмітили на о. Великий Північний 2016 р. після замерзання гирла Десни, і після того свині трималися там рік (К. Дмитрієв, особ. повід.). Вид відомий також із заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, з ландшафтного заказника на лівому березі оз. Конча та півдня київської заплави [Nature... 2001; Maltsev *et al.* 2010]. Нерідко свиня дика запливає на острови у верхів'ях Канівського водосховища. За базою даних *inaturalist* свиня дика відома для о. Жуків.

Родина оленеві — Cervidae

Приспособованими до життя на заплаві є обидва наявні в регіоні види — лось і сарна.

Лось європейський (*Alces alces*, ЧКУ, БКЗ) відомий тут із заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, ландшафтного заказника на лівому березі оз. Конча та південної частини київської заплави загалом [Nature... 2001; Maltsev *et al.* 2010].

Сарна європейська (*Capreolus capreolus*, БКЗ), на відміну від лося, вільніше почуватися на заплаві. М. Шарлемань відмічав її заходи у заповіднику «Конча-Заспа» [Charlemagne 1928; 1933], а в 1960-ті рр. — на о. Труханів [Charlemagne 1965]. Пізніше її вказували для заказника гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий, ландшафтного заказника на лівому березі оз. Конча та південної частини київської заплави загалом [Nature... 2001; Maltsev *et al.* 2010]. Сарна може приходити на острови по кризі²². За даними М. Причепа (особ. повід.), сарна зареєстрована на Осокорківській заплаві (2019 та 2021 рр.) на Троєщинській заплаві (2021 р.). Групу з 5–7 сарн упродовж кількох років (2017–2019 рр.) спостерігали колеги на о. Муромець — між Бобровнею і базою Укртелекому: тварини вільно почувалися і не раз демонстрували вміння втекти в зарості від зграй бродячих псів або псів, яких привозять для вихову чи нацькування на здобич. При обмеженні браконьєрства та контролі кількості безпритульних псів є перспективи формування у заплаві стабільної популяції сарни.

Зміни в теріофауні заплави Дніпра у Києві за 100 років

Використання старих літературних даних, що стосуються початку ХХ ст. з деяких місцевостей заплави Дніпра у Києві, зокрема території Труханового острова та колишнього заповідника «Конча-Заспа», дозволяють окреслити головні тенденції зміни теріофауни за 100 років. Перш за все, відбулося очевидне загальне збіднення теріофауни. У зв'язку з трансформацією природних комплексів, просуванням людської діяльності у заплаву чимало видів ссавців тут зникли або скоротили чисельність (напр. норка європейська). Низка аборигенних видів, таких як видра, горностай і навіть щур водяний, стали рідкісними.

Зміна умов викликала й ріст популяцій деяких видів. Серед них — бобер. Ідеально пристосований до життя у заплаві, він відновився після припинення переслідування (надто через зникнення попиту на хутро). На початку ХХ ст. тут утвердилися такі синантропи, як пацюк сірий і миша хатня. Серед синантропів з'явилася й куниця кам'яна. Зросла й частка кажанів, як виразних синантропів (пергачі, лилики), так і залежних від штучних сховищ (водяні нічниці), з'явилися й нові види (нетопир білосмугий). Формування стабільних місцевих популяцій окремих видів відбулося внаслідок докорінної зміни умов, зокрема припинення режиму весняних розливів, внаслідок чого тут сформувалися стійкі популяції їжака, крота, зайця сірого, а з мишовидих — житника пасистого та полівки лучної. Низка видів була штучно інтродукована або розселилася сюди з місць інтродукції, як-от візон річковий (американська «норка») чи енот уссурійський. Візон став найбільш помітним ссавцем заплави.

²² Відомий вид і для значно південніших островів, зокрема Фурсин [Pysareva & Abramova 1960] та Хортиця.

Порівняння змін за 100 років на київській заплаві Дніпра в Києві за аналогічними з Прип'ятського національного парку Білорусі [Zenina 2003] дозволяє говорити про більш драматичні зміни в умовах великого міста в порівнянні з менш антропогенно-зміненою заплавою Прип'яті. Відносно малі міста, такі як Мозир, в силу меншого тиску інвестиційних проєктів мають м'якіший вплив на довкілля і «залишкові» захоплені містом природні біотопи. Загалом такі зміни нарастають експоненційно. Один з авторів цієї праці (І. З.), проводячи натуралістичні спостереження у 1960–1980 рр. в різних районах Києві (Кардачі, Бабин яр, парк Дубки, ур. Черепанова гора над сучасним НСК «Олімпійський», сади на Чокотівці та Совські ставки), пригадує ще цілком повночленні угруповання багатьох груп тварин²³. Тепер у типовому міському парку можна налічити не більше п'яти видів ссавців зі складу дикої фауни (типовий набір — кріт європейський, вивірка лісова, миша хатня, пергач пізній та нетопир білосмугий), проте на заплаві видів зберіглося більше, і частка аборигенів значно більша.

Значною мірою цьому сприяє те, що конфігурація заплави є по суті екомережею, сформованою водотоками, і це одна з найбільших цінностей заплави²⁴. Попри це, на поточному етапі розвитку міста київська заплава розглядається міським керівництвом як запас територій для реалізації інвестиційних проєктів. Останнім часом також тут поширилося бетонування берегів, окультурення, вирубка зелених насаджень. Тому тут фауна бідніє, і з аборигенних видів в подібних місцях закономірно присутні лише кроти, рідше житники, їжаки, пергачі, а останнім часом і коловодна група ссавців — бобри, ондатри та візони. Додають ілюзорного враження про наявне різноманіття нечасті зустрічі зайців та вивірок.

Збереження фауни заплави Дніпра в Києві

Щодо охорони раритетної та аборигенної теріофауни заплави

У сучасних умовах тотальної забудови міського простору Києва окрім охорони раритетної теріофауни, постає завдання збереження звичайних аборигенних видів ссавців, як елементу стабільності міських екосистем, що може протистояти збільшенню популяцій інвазивних видів, а також рекреаційної привабливості київських ландшафтів.

Збереження низки видів комахоїдних заплави Києва, потребує збереження навіть невеликих зелених зон у межах забудованих масивів або їх створення в місцях де такі зони втрачені. Що стосується найцінніших на київській заплаві видів з цієї групи — рясоніжок великої та малої (див. табл. 1), то їх охорона, а по суті виживання, визначається збереженням недоторканості природних ділянок заплави, зокрема малих проток.

Рукокрилі місцевої фауни, всі види яких занесені до Червоної книги України (2021), потребують збереження якомога більшої площі природних біотопів в межах заплави, припинення вирубки старовікових насаджень на островах та прибережних урочищах. Вкрай важливим фактором їх існування є наявність прибережних природних і штучних порожнин та фаутичних дерев. Мають бути охоплені охороною також розташовані за межами заплави місця зимування заплавних кажанів, зокрема дренажні штольні правого берега, де сконцентрована значна кількість зимуючих особин кажанів, зокрема нічниць [Godlevskaya 2007].

Вимоги щодо існування водних гризунів у Києві зводяться до збереження непорушених заплавних ділянок. Загрозу для водних ссавців становить скидання у водойми неочищених вод. Небезпеку для хижих тварин, зокрема видри, становить застосування браконьєрських знарядь лову риби, таких як верші чи ставні сітки. Проблемаю є й застосування отруйних принад для контролю чисельності синантропних гризунів, зокрема з фосфідом цинку, який є загрозою для багатьох диких тварин [Parnikoza & Boreiko 2012].

²³ Так, у районі сучасного комплексу НСК «Олімпійський» можна було зустріти ящірок (*Lacerta agilis*), мідянок (*Coronella aursitiaca*), вужів (*Natrix natrix*), тритонів (*Lissotriton vulgaris* та *Triturus cristatus*), їжаків, а на Совських ставках звичним був типовий для сучасних приміських зон водно-болотний комплекс.

²⁴ Подібні особливості характерні й для інших великих міст, розташованих на великих річках з розвиненими заплавами, де найвищі показники біотичного різноманіття виявляються саме в заплавах [Artemieva 2021].

Вжиті заходи щодо охорони теріофауни заплави Дніпра у Києві

Для охорони заплавних комплексів у Києві, зокрема, і з метою охорони теріофауни починаючи з 1921 р. велася робота зі створення тут заповідних об'єктів. Зокрема, з 1921 по 1934 р. існував державний заповідник «Конча-Заспа». Після 1944 р. відновити заповідник «Конча-Заспа» не вдалося, і надалі створення природоохоронних територій у Києві на заплаві Дніпра пішло переважно шляхом оголошення пам'яток природи та заказників місцевого значення, а також створення регіональних ландшафтних парків.

Окрім окремих заповіданих як пам'ятки природи вікових дерев, тут створено:

1 — загально-зоологічний заказник «Урочище Бобровня» (1999 р.), 2 — ландшафтний заказник «Муромець-Лопуховате» (2002 р.), 3 — комплексну пам'ятку природи «Природне русло річки Либідь» (2004 р.), 4 — загальнозоологічний заказник гирлової системи р. Віта, островів Ольгин та Козачий (1999 р.), 5 — ландшафтний заказник «Жуків острів» (1999 р.), 6 — ландшафтний заказник на лівому березі оз. Конча (1997 р.), 7 — іхтіологічний заказник «Озеро Вербне» (1994 р.), 8 — парк-пам'ятку садово-паркового мистецтва «Наводницький парк» (2007 р.), 9 — ландшафтний заказник «Радунка» (2017 р.), 10 — ландшафтний заказник «Труханів острів» (2019 р.), 11 — ландшафтний заказник «Осокорківські луки» (2019 р.), 12 — ландшафтний заказник «Озеро Тягле» (2019 р.), 13 — ландшафтний заказник «Озеро Редькіно» (2020 р.), 14 — ландшафтний заказник «Затока Наталка» (2020 р.), 15 — ландшафтний заказник «Троєшинські луки» (2020 р.), 16 — ландшафтний заказник «Деснянські луки» (2020 р.), 17 — ландшафтний заказник «Конча-Заспа» (2020 р.), 18 — регіональний ландшафтний парк «Дніпровські острови» (2004 р.), 19 — регіональний ландшафтний парк «Пташиний рай» (2017 р.) [Parnikoza et al. 2020]²⁵.

Необхідні заходи з охорони теріофауни в заплаві Дніпра у Києві

Незважаючи на відчутні досягнення в охороні заплавних біотопів в м. Києві, створених тут об'єктів недостатньо. Зокрема, створений регіональний ландшафтний парк «Дніпровські острови» не має ані проекту організації, ані винесених в натуру меж, що робить його дуже ненадійним інструментом природоохорони. Зважаючи на це, необхідно реалізувати два додаткові етапи створення природно-заповідного фонду на заплаві Дніпра у Києві.

У ході першого етапу необхідно створити низку об'єктів ПЗФ місцевого значення для того, щоб оперативно зберегти ті урочища, які досі не мають юридичної охорони; таких 38:

1 — затока Верблюд та фрагменти Оболонської заплави навколо неї (цінний з огляду на лучні та водні види ссавців); 2 — оз. Біле (Центральне) на Оболоні; 3 — узбережжя Оболонської затоки, основа коси та острів коси Оболонської затоки; 4 — оз. Алмазне; 5 — ланцюг озер Опечень; 6 — Парк моряків на Рибальському півострові; 7 — ур. Наталка з заплавним лісом під опорами Північного мосту; 8 — північна частина о. Муромець (цінна з огляду на лучні та рідкісні водні види ссавців, зокрема видру); 9 — о. Лопуховатий (необхідне розширення існуючого заказника «Муромець-Лопуховате»); 10 — о. Оболонський; 11 — оз. Малинівка; 12 — Затока Вовкувата; 13 — північна частина о. Долобецький і ур. Горбачиха (цінні з огляду на присутність горностая); 14 — розширення ландшафтного заказника «Труханів острів»; 15 — південна частина острова Венеційського (Гідропарк); 16 — острів Малий Гідропарк, а також мілина біля о. Венеційський; 17 — острови Малі; 18 — о. Великий Південний; 19 — ур. Покал-Галерний острів, включаючи півострів Гос-трий; 20 — низка дрібних островів біля о. Жуків; 21 — Русанівська набережна; 22 — Березняківська набережна; 23 — о. Прірва; 24 — оз. Сонячне; 25 — рештки Дарницької заплави: Болітце Сірої чаплі та ур. Мокрий ліс і Чарівний ліс; 26 — оз. Біле (Жандарка); 27 — оз. Тельбин; 28 — оз. Нижній Тельбин; 29 — ур. та затока Берковщина; 30 — штучні озера на Позняках на північ від проспекту Бажана; 31 — оз. Видубицьке; 32 — оз. Вирлиця; 33 — Осокорківська заплава, на південь від оз. Тягле; 34 — оз. Заспа, ур. Конча-Озерна (важлива територія з огляду на збереження тут рясоніжки великої); 35 — острів Дикий разом з о. Малий Дикий (50.285009, 30.665703); 36 — ур. Княже; 37 — о. Рославський; 38 — о. Покал (див. також: [Parnikoza et al. 2020]²⁶).

²⁵ Також відповідну інформацію розміщено на вебсайті «Мислене дерево»: Парнікоза, І. (2013–2021). Київські острови та прибережні урочища на Дніпрі. URL: <https://bit.ly/30YUBTz>

²⁶ Також відповідну інформацію розміщено на вебсайті «Мислене дерево» (loc. cit.).

На другому етапі важливо включити до заповідної зони проектованого НПП «Дніпровські острови» найбільш збережені елементи заплави Дніпра, якими є такі 34 фрагменти:

- 1) о. Пташиний (1,6 га, 50.575746, 30.520798); 2) о. Вальковський (36 га, 50.574897, 30.526644); 3) о. Крайній (4 га, 50.534646, 30.541032); 4) острів коси Оболонської затоки (12 га, 50.508506, 30.520665); 5) північно-західний край о. Муромець — ур. Кільнище (98 га, 50.540970, 30.541555); 6) о. Великий Північний (248 га, 50.554618, 30.523351, без дачного масиву на ньому); 7) о. Вербовий у затоці Собаче гирло (0,64 га, 50.528872, 30.521585); 8) о. Оболонський разом з розташованим поруч о. Шарлеманя (17 га, 50.504829, 30.529978); 9) о. Лопуховатий (68 га, 50.505899, 30.558702); 10) о. Міжмостний (26 га, 50.488334, 30.552931); 11) район п'яти озер біля оз. Бабіне на о. Труханів (31 га, 50.474250, 30.543709); 12) півострів Лісовий на о. Труханів (135 га, 50.460697, 30.555418); 13) ур. Південна Горбачиха (41 га, 50.472118, 30.559764); 14) північна частина о. Долобецький (71 га, 50.462274, 30.569219); 15) о. Малий Гідропарк (2,5 га, 50.443560, 30.584138); 16) мілина біля о. Венеційський (2,7 га, 50.431132, 30.573242); 17) о-ви Малі: вкл. о. Малий Північний з мілиною на захід від нього, о. Малий Південний та о. Малий Західний (19 га, 50.423442, 30.584238); 18) о. Великий Південний (40 га, 50.404832, 30.590087); 19) о. Сателіт (0,9 га, 50.398310, 30.588448); 20) півострів Гострий (8,5 га, 50.366883, 30.573535); 21) о. Куличиний Північний (0,15 га, 50.360509, 30.575802); 22) о. Куличиний Південний (0,33 га, 50.354557, 30.580135); 23) о. Тополевий (9,7 га, 50.356046, 30.583349); 24) о. Довгий біля узбережжя о. Жуків (2,54 га, 50.354178, 30.576284); 25) о. Рачий (2,18 га, 50.359095, 30.573115); 26) о. Козачий (146 га, 50.328001, 30.598916); 27) о. Проміжний (33 га, 50.313672, 30.611689); 28) о. Ольжин (142 га, 50.307431, 30.622622); 29) острови Намистини (в затоці біля Козачої коси, 0,31 га, 0,23 га, 0,51 га, 0,18 га, 0,27 га, 0,49 га та 0,50 га, 50.326668, 30.608165); 30) о. Фалєєва (9,19 га, 50.295373, 30.642568); 31) о. Дикий (150 га, 50.284499, 30.651386) разом з островом Малий Дикий (50.285009, 30.665703); 32) ур. Княже (336 га, 50.269576, 30.675154); 33) о. Рославський (397 га, 50.254672, 30.698422); 34) о. Покал (309 га, 50.238272, 30.703008) і прилеглі малі острови (див. також: [Parnikoza et al. 2020]²⁷).

В умовах впливу загального «антропогенного» фактора важливо окреслити ті основні заходи з охорони природних комплексів заплави, окрім створення заповідних ділянок:

- 1) обмеження господарського освоєння заплави, гідронамиву, видобування піску, окультурення заплави, рубки островних лісів, будівництва котеджних містечок;
- 2) припинення турбування і прямого винищення тварин — мисливцями, рибалками, безпритульними та свійськими хижими, що вимагає створення заповідних зон;
- 3) обмежити присутність чи тимчасові заходи в природні екосистеми свійських (включно з безпритульними) хижих, зокрема псів і котів;
- 4) введення контролю появи й обмеження ролі чужорідних видів рослин і тварин, надто з групи едифікаторів, тобто таких, що мають середовищевірні функції;
- 5) заходи з особливої (активної) охорони і сприяння популяціям аборигенних видів-едифікаторів, включно з великими рослиноїдними ссавцями, зокрема й ратичними.

Моніторинг ключових та індикаторних видів

Нами впорядковано список із 12 видів, наявність яких є індикаторною для оцінки заплави природних комплексів і їхньої рейтингової оцінки за показниками біотичного різноманіття (табл. 2). До списку не включено надзвичайно рідкісні і ймовірно зниклі у фауні регіону види (напр. європейську норку, хохулю, вечірницю велику або рясоніжку малу), а також види, що є еврибіонтними або характерними не лише для заплави (напр. полівка лучна та вивірка лісова) або схильними до синантропії (напр. куниця кам'яна та пергач пізній).

Також важливо було обмежити такий список кількісно, проте включити у нього різні систематичні групи ссавців. Для цього ми представили у списку типові для заплави види у кількості 1–3 (пересічно по два) види з кожного підряду або ряду.

²⁷ Також відповідну інформацію розміщено на Вебсайт «Мислене дерево» (loc. cit.).

Таблиця 2. Ссавці як види-індикатори природного стану (високого рівня збереженості) заплавних комплексів
 Table 2. Mammal species as indicators of the natural state (high level of preservation) of floodplain complexes

кожного [під]ряду)	Вид (по 1–3 види з	Індикаторна роль	Статус
Кажани	Нічниця водяна, <i>Myotis daubentonii</i>	висока	ЧКУ, БК2
	Нетопир лісовий, <i>Pipistrellus nathusii</i>	важлива	ЧКУ, БК2
Комахоїдні	Рясоніжка велика, <i>Neomys fodiens</i>	надвисока	БК3
	Кріт європейський, <i>Talpa europaea</i>	важлива	(+)
Немишовиді гризуни, зайцеподібні	Бобер європейський, <i>Castor fiber</i>	висока	БК3
	Заєць сірий, <i>Lepus europaeus</i>	важлива	БК3
Мишовиді гризуни	Мишка лучна, <i>Micromys minutus</i>	важлива	(+)
	Щур водяний, <i>Arvicola amphibius</i>	висока	(+)
Хижі ссавці	Видра річкова, <i>Lutra lutra</i>	висока	ЧКУ, БК2, МСОП
	Горностай, <i>Mustela erminea</i>	надвисока	ЧКУ, БК3
Ратичні	Свиня дика, <i>Sus scrofa</i>	важлива	(+)
	Сарна європейська, <i>Capreolus capreolus</i>	важлива	БК3

Для організації належної охорони значимих для заплавних комплексів видів необхідно провести ретельні дослідження поширення на заплаві таких видів, як видра, горностай, ласця, тхір лісовий, куниця кам'яна та лісова, мишка лучна з метою оцінки розмірів їхніх популяцій та стану важливих для них біотопів. Увагу варто приділити й щуру водяному як виду, який є індикатором природного стану біотопів заплави (див. табл. 2). З огляду на стан популяцій низки видів ссавців у заплаві, їх необхідно взяти під охорону. Діюче на сьогодні рішення Київради від 23.12.2004 № 879/2289 не включає ссавців. Тому цей наш список ми рекомендуємо взяти за основу для переліку видів, важливих на рівні регіональної охорони.

Зокрема, такі види місцевої теріофауни, як кріт, рясоніжка велика, мідія мала, заєць сірий, мишка лучна, щур водяний, куниця лісова, борсук, сарна та інші, потребують охорони на території міських зелених і блакитних зон Києва та Київщини в цілому. Частина цих видів очевидно треба рекомендувати до включення до Червоної книги України.

Висновки

Встановлено загальне збіднення теріофауни заплави Дніпра у Києві за останні десятиліття. У зв'язку з трансформацією природних комплексів та просуванням людської діяльності у заплаву декілька видів ссавців зникли, а низка інших помітно скоротили свою чисельність. Одночасно зміна умов у заплаві сприяла відновленню популяцій деяких інших видів, синантропізації та входженню в заплавні екосистеми нових видів.

Попри значний антропогенний вплив заплава Дніпра в Києві продовжує відігравати ключову роль у підтриманні регіонального біотичного різноманіття, зокрема ссавців: на відміну від міських зелених зон, які є надто фрагментованими і трансформованими, «блакитні зони» міста є цілісним природним комплексом, і ця цілісність забезпечена відсутністю трансформуючого впливу міста та самим фактом наявності водотоків, які формують безцінні екокоридори й природні оселища стрічкового та острівного типу, населення яких адаптоване до існування в таких «стрічкових» і загалом динамічних умовах заплав.

Заплава Дніпра в Києві є пріоритетним місцем прикладання природоохоронних зусиль і відновлення природного середовища існування і фауни, і людей. Це один із найкраще збережених природних комплексів, який важливо охороняти і як частину міського середовища, і як елемент екомережі. Найперспективнішим шляхом збереження цього комплексу від стихійних і однозначно негативних тенденцій у заповненні міського простору є заповідання окремих її фрагментів, на основі яких в майбутньому необхідно створити великий національний природний парк з репрезентативною заповідною та рекреаційними зонами.

Подяки

Автори висловлюють подяку колегам, які повідомили важливі факти щодо ссавців заплави Дніпра, зокрема Н. Атамась, В. Борейку, О. Годлевський, К. Дмитрієву, Ю. Дубровському, С. Лопарьову, В. Негоді, В. Нови-ченку, В. Осадчому, М. Причепі, А. Сагайдаку. Автори дякують Є. Улюрі за сприяння в обробці колекційних матеріалів ННПМ. В статті використано фото тварин, зроблені такими колегами: В. Березанський, С. Гладкевич, С. Григор'єв, С. Домашевського, М. Дребет, С. Рижков, М. Роженко, А. Сагайдак, О. Сапуга, В. Ткач, Т. Турейська. Автори дякують І. Мерзлікіну, А. Сагайдаку та С. Харчуку за вичитку тексту та зауваження, важливі для покращення його змісту. Дякуємо З. Баркасі за корекцію англomовних частин статті.

References

- Abelentsev, V. I., B. M. Popov. 1956. Order bats, Chiroptera. In: *Fauna of Ukraine. Mammals. Vol. 1, Issue 1*. Academy of Sciences of the Ukr. SSR, Kyiv, 229–446. [In Ukrainian]
- Akimov, I. A. (ed.). 2009. *Red Book of Ukraine. Fauna*. Globalconsulting, Kyiv, 1–600. [In Ukrainian]
- Antonets, N. V. 2003. Carnivore mammals of the Dnipro-Orilsky reserve. *The Role of Nature Reserves in the Maintenance of Biodiversity*. Proceedings of the conference (Kaniv, 9–11.09.2003). Kaniv, 186–187. [In Ukrainian]
- Artemieva, E. 2021. Urban mammal fauna under conditions of a large city (on the example of Ulyanovsk, Middle Volga Region). *Theriologia Ukrainica*, 21: 3–23. [CrossRef](#)
- Atamas, N. S., S. A. Loparev. 2005. Trophic relation of yellow-legged gull, *Larus cachinnans* (Laridae, Charadriiformes), on Middle Dnipro. *Vestnik zoologii*, 39 (2): 247–255. [In Russian]
- Bashta, A.-T. V. 2016. Bats (Chiroptera) of the territory of NPP “Nyzhnosulskyi”. *Nature National Park “Nyzhnosulskyi”: Scientific Proceedings. Is. 1*. Ternopil, Orzhytsya, Krok Print. House, 5–22. [In Ukrainian]
- Berlinskyi, M. F. 1991. *History of the city of Kyiv*. Naukova Dumka, Kyiv, 1–320. [In Ukrainian]
- Brusentsova, N. A., P. A. Ukrainsky. 2014. GIS-analysis of relief as the factor of distribution shelters of burrow predators. *International Research Journal*, 10-1 (29): 45–46. <https://bit.ly/3221pQb>
- Charlemagne, E. W. 1914. Sketch of the Trukhanov (Aleksievsky) Island. *Proceedings of the Dnipro Biological Station*, No. 1: 15–35. [In Russian]
- Charlemagne, E. V. 1915. Mammals of the environs of Kyiv. In: Artobolevsky, V. M. (ed.). *Materials for the knowledge of the fauna of southwestern Russia. Volume 1*. K. F. Kessler Ornitol. Society, Kyiv, 26–92. [In Russian]
- Charlemagne, E. 1916. *A short guide to Kiev and its surroundings for natural-historical excursions*. K. F. Kessler Ornitol. Society, Kyiv, 1–47. [In Russian]
- Charlemagne, M. 1921. Beaver (*Castor fiber* L.) of the past and present. *Ukrainian Zool. Journal*, 1: 5–15. [In Ukrainian]
- Charlemagne, M. 1928. Koncha-Zaspa State Reserve. In: *Collection of works of the State Fish Reserve “Koncha-Zaspa”*. Ed. M. Charlemagne [et al.], Kyiv, 11–24. [In Ukrainian]
- Charlemagne, M. W. 1930. About the distribution of Desman (*Desmana moschata*) in the Dnipro basin in connection with the geological past. *Quaternary Period. Issue 1–2*. Kyiv, 169–175. [In Ukrainian]
- Charlemagne, M. 1933. Materials for the mammal fauna of Kyiv region. Part 1. Mammals of the Koncha-Zaspa Nature Reserve and its district. *Collection of Works of the Zoological Museum*, 12: 57–73. [In Ukrainian]
- Charlemagne, M. 1936. Desman (*Desmana moschata* L.) in the Ukrainian SSR. *Collection of works of the Zoological Museum*, 17: 39–52. [In Ukrainian]
- Charlemagne, N. 1965. Trukhanov Island. *Pryroda*, № 7: 77–79. [In Russian]
- Dean, M., R. Strachan, D. Gow, R. Andrews, F. Mathews, P. Chanin. 2016. *The water vole mitigation handbook*. Mammal Society, 1–64. Online pdf: <https://bit.ly/3dLaOOM>
- Delehan, I. V., I. I. Delehan. 2002. Wild boar in anthropogenic landscape. *Bulletin of Luhansk Taras Shevchenko State Pedagogical University*, № 1: 198–201. [In Ukrainian]
- Drebet, M. 2020. The western barbastelle (*Barbastella barbastellus*) in Podillia: a phase of population growth. *Novitates Theriologicae*, 11: 83–91. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Dmytruk, O. Yu., Yu. A. Olishevskaya, T. G. Kupach, S. O. Demianenko. 2010. Functional analysis of the green zone of Kyiv. *Geography and tourism*, (7): 106–112. [In Ukrainian]
- Dubrovsky, Yu. V., L. V. Guleykova, Yu. V. Pligin T. M. Korotkevich, S. F. Matchinska [et al.]. 2005. Assessment of the ecological condition of recreational lakes in Kyiv by the development of hydrofauna. In: Kundiev, V. A. (ed.). *Ecological Condition of Reservoirs of Kyiv*. Phytosociocentr, Kyiv, 110–143. [In Ukrainian]
- Dubrovsky, Yu. V., L. D. Dubrovskaya, A. G. Kotenko, V. M. Tytar, O. M. Tsvelykh. 2008a. Preservation of the islands around Kyiv as an important component of the Dnipro eco-corridor. In: *Dnipro Ecological Corridor*. Wetlands international Black Sea Programme, Kyiv, 78–85. [In Ukrainian]
- Dubrovsky, Yu. V., L. D. Dubrovskaya, A. G. Kotenko, V. M. Tytar, O. M. Tsvelykh. 2008b. Dnipro Islands near Kyiv: state and environmental value. Proposals for the preservation of islands as an important part of the Dnipro Ecocorridor. *Rozmay. Living Ukraine. Special issue*, 12–14.
- Gavryliuk, V. S., I. O. Rechmedin. 1956. *The Nature of Kyiv and its Environs: Physical and Geographical Characteristics*. Kyiv T. Shevchenko University, Kyiv, 1–70. [In Ukrainian]
- Gavrys, G. G., O. M. Tsvelykh, M. L. Klestov. 2003. The current state of the vertebrate fauna of the regional landscape park “Golosiivsky” and the problems of its protection. *Nature Protection in Ukraine*, 9 (1): 34–38.
- Godlevsky, L., V. Tyshchenko, V. Negoda. 2000. First records of *Pipistrellus kuhlii* from Kyiv. *Vestnik zoologii*, 34 (3): 78.
- Godlevskaya, E. V. 2007. Use of Kyiv caves by bats (Chiroptera): hibernation and swarming. *Vestnik zoologii*, 41 (5): 438–449.
- Godlevskaya, O., I. Parnikoza, V. Rizun, H. Fesenko, Yu. Kutson, [et al.]. 2010. *Fauna of Ukraine: conservation categories. Reference book*. 2nd edition. Kyiv, 1–80. [In Ukrainian]
- Godlevskaya, E. V. 2012. Expansion of *Plecotus austriacus* (Chiroptera, Vespertilionidae) range: first records in Kyiv Oblast (Ukraine). *Vestnik zoologii*, 46 (1), 88.
- Godlevskaya, L. V. 2013a. New *Vespertilio murinus* (Chiroptera) Winter Records. An Indication of Expansion of the Species’ Winter Range? *Vestnik zoologii*, 47 (3): 35–40. [CrossRef](#)
- Godlevskaya, L. 2013b. Recent bats in the collection of the paleontological museum of NMNH, NAS of Ukraine. *Zbirnik Prac’ Zool. Muzeu*, 44: 145–157. [In Ukrainian]
- Gonchar, G.Yu., Yu. V. Dubrovsky, A. G. Kotenko, O. M. Tsvelykh. 2019. Finds of insects and vertebrates from the Red Book of Ukraine in the recreational areas of Kyiv. *Materials for the 4th edition of the Red Book of Ukraine. Fauna*. Kyiv, 93–96. (Series: Conservation Biology in Ukraine; Is. 7,

- Vol. 3). URL (pdf): <https://bit.ly/3qInUlj>
- Ivanova, V. O. 2011. Current state and prospects of development of green areas of Kyiv. *Urban planning and spatial planning*, **39**: 189–194. [In Ukrainian]
- Kessler, K. 1851. *Animal mammals. Proceedings of the Commission ... for the description of the provinces of the Kyiv educational district*. Kyiv, 1–88. [In Russian]
- Krauze-Gryz, D., J. Gryz, J. Goszczyński. 2012. Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *Journal of zoology*, **288** (4): 260–266. [CrossRef](#)
- Kucheryavyy, V. P. 2001. *Urban Ecology. Textbook*. Svit, Lviv, 1–440. <https://bit.ly/3nXD9HB> [In Ukrainian]
- Lesnik, O. M., O. A. Hirs. 2015. Analysis of providing the population of Kyiv with greenery. *Scientific Bulletin of the NUBiP. Series: Forestry and ornamental horticulture*, **216** (1): 15–21. [In Ukrainian]
- Lykhotop, R. I., V. V. Tkach, N. I. Barvinsky. 1990. Bats (Chiroptera) of Kyiv city and Kyiv oblast. *Materials on the Ecology and Faunistics of Some Bats*. Kyiv, 10–27. (Preprint Inst. zool., Ukr. Acad. Sci., No. 90.4). [In Russian]
- Maltsev, V. I., L. M. Zub, G. O. Karpova, V. A. Kostyushin, V. M. Tytar, [et al.]. 2010. *Wetlands of the Dnipro ecological corridor*. Inst. of Ecology, Karadagh Nature Reserve of the NAS of Ukraine, Kyiv, 1–142. [In Ukrainian]
- Marushevsky, G. B., I. S. Zharuk. (ed.). 2006. *Wetlands of Ukraine. Directory*. Wetlands International Black Sea Program, Kyiv, 1–207. [In Ukrainian]
- Merzlikin, I. R. 2012. Mammals in the diet of the domestic cat (*Felis catus*). In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Theriofauna of protected areas and mammal protection*. Ukr. Theriol. Society, Hola Prystan, 44. (Series: Novitates Theriologicae; Pars 8).
- Mezhzherin, S. V. 1995. Discovery of a new species of shrews *Sorex* sp. (Insectivora, Soricidae) for Ukraine. *Vestnik zoologii*, № 5–6: 17.
- Mezhzherin, S. V. 2008. *Animal Resources of Ukraine in the Light of Sustainable Development Strategy: Analytical Reference Book*. Logos, Kyiv, 1–282. [In Russian]
- Mezhzherina, Ya. 2002. *Wildlife of Ukrainian Cities*. Logos, Kyiv, 1–336. [In Russian]
- Mishta, A. V. 2007. Mammals of Holosiivskiy forest and adjacent territories. In: Melnichuk, D. O. (ed.). *Ecology of Holosiivskiy forest*. Phoenix, Kyiv, 154–175. [In Ukrainian]
- Nature ... 2001. Nature Reserve Fund of Kyiv. Directory. Eds M. M. Movchan et al. Kyiv, 1–64. [In Ukrainian]
- Negoda, V., I. Zagorodniuk. 2003. Migratory status of *Pipistrellus nathusii* and *Pipistrellus pipistrellus* in Ukraine. *Novitates Theriologicae*, **3**: 37–43.
- Parnikoza, I. Yu., V. Ye. Boreiko. Zinc phosphide is a threat to the fauna of Ukraine. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Theriofauna of Protected Areas and Mammal Conservation*. Ukr. Theriol. Society, Hola Prystan, 58. (Series: Novitates Theriologicae; Pars 8). [In Russian]
- Parnikoza, I., N. Atamas, V. Kolinko, O. Pynzenyk, K. Yalovyy. [et al.]. 2020. *Kyiv Zapovidny. Areas of High Nature Conservation Potential in Kyiv and Its Neighbourhoods*. KECC, Kyiv, 1–264. (Series: Wildlife Conservation; Is. 89). <https://bit.ly/3nByk6R>
- Popov, B. M. 1932. Barn owl (*Tyto alba guttata* Brehm.) and its food in the reserve "Koncha-Zaspa". In: *Materials for the by-District Study of Small Mammals and Birds that Prey on Them. Volume 1*. Kyiv, 81–91. [In Ukrainian]
- Prychepa, M., N. Hrynevych, Yu. Kovalenko, O. Vodianskyi, M. Svitelskyi, [et al.]. 2021. Diversity of aquatic animals in water bodies Opechen' (Dnipro floodplain, Ukraine). *Ukrainian Journal of Ecology*, **11** (3): 285–291.
- Pysareva, M. E., R. G. Abramova. 1960. About mammals of Fursyn island. *Scientific Notes of the Dnepropetrovsk State University. Collection of Works of Biol. Faculty*, **62**: 57–61. [In Russian]
- Ruzhilenko, N. 2002. Species composition and population dynamics of shrews (Soricidae) of the floodplain islands of the Kaniv Reserve. *Bulletin of Luhansk Taras Shevchenko Ped. Univ. Series Biology*, № 1: 125–135. [In Ukrainian]
- Ruzhilenko, N. 2006. Anthropogenic impact on the population of carnivorous mammals within the Middle Dnipro Region. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Fauna in Anthropogenic Environment*. Luhansk, 201–205. (Series: Proceedings of the Theriological School; Issue 8). [In Ukrainian]
- Rozhenko, M. V. 2006. *Predatory mammals of the North-Western Black Sea Coast (fauna, population dynamics and morphology)*: Dissertation Dr. Biol. Science: Odessa I. I. Mechnikov National University, Kyiv, 1–209. [In Ukrainian]
- Scherbak, M. M. (ed.). 1994. *Red Book of Ukraine. Fauna*. Ukrainian encyclopedia, Kyiv, 1–464.
- Sheshurak, P. N., A. S. Voblenko, B. Yu. Kedrov, A. G. Gromova, M. A. Gavriley. 2011. Animals as objects of hunting of domestic cats (*Felis catus* Linnaeus, 1758) in the Chernihiv region (Ukraine). *Natural almanac. Series: Biological Sciences*, **16**: 178–186.
- Shevchenko, L. S., Zolotukhina, S. I. 2002. *Mammals. Issue 1. Murids – Muridae*. Zool. Mus., NMNH of Ukraine. Kyiv, 1–217. [In Russian]
- Shevchenko, L. S., S. I. Zolotukhina. 2005. *Mammals. Issue 2. Insectivores, Bats, Lagomorphs, Rodents*. Zoological Museum, NMNH of Ukraine. Kyiv, 1–238. [In Russian]
- Selyunina, Z. V. 2008. Marten predators in the Black Sea region. In: Fesenko, H. V. (ed.). *Finds of animals of the Red Book of Ukraine*. Kyiv, 341–351. [In Ukrainian]
- Sokur, I. T. 1961. *Historical Changes and Use of Mammal Fauna of Ukraine*. Ukr. AS, Kyiv, 1–84. [In Ukrainian]
- Tovpinets, N. 2012. Theriological collections and aspects of morphological diagnostics of white-toothed shrews, genus *Crocidura*. *Proceedings of the Theriological School*, **11**: 77–88. [CrossRef](#)
- Tsvelykh, O. M. 2018. New finds of small *Neomys anomalus* Cabrera in the vicinity of Kyiv. *Materials for the 4th edition of the Red Book of Ukraine. Fauna*. Kyiv, 347. (Series: Conservation Biology in Ukraine; Issue 7, Vol. 2).
- Tyshchenko, V. M., O. V. Godlevska. 2008. First Winter Records of *Vespertilio murinus* and *Nyctalus noctula* (Chiroptera) in Kyiv. *Vestnik zoologii*, **42** (3): 280. [In Ukrainian]
- Vlaschenko, A. S., L. V. Godlevska, K. O. Kravchenko, V. M. Tyshchenko, A. S. Gukasova, M. V. Sudakova. 2012. Contribution to bat fauna of Holosiivskiy National Nature Park. *Nature Reserves in Ukraine*, **18** (1–2): 51–58. [In Russian]
- Vorobei, P. M., M. O. Savchenko, L. V. Godlevska. 2021. Bat fauna of the Holosiivskiy National Nature Park, Northern part. *Cherkasy University Bulletin: Series Biol.*, № 1: 12–25. [CrossRef](#)
- Vyshnevsky, V. 2021. *Reservoirs of Kyiv*. Nika-Center, Kyiv, 1–280. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. V. 1989. Taxonomy, distribution and morphological variation of the *Terricola voles* in East Europe. *Vestnik zoologii*, No. 5: 3–14. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. V. 1996a. Taxonomic revision and diagnostics of the rodent genus *Mus* from Eastern Europe. Communication 1. *Vestnik zoologii*, **30** (1–2): 28–45. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. 1996b. Rare shrew species in the territory of Ukraine: legends, facts, and diagnostics. *Vestnik zoologii*, **30** (6): 53–69. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. 1998. Bat census using detector in Kyiv at 1997–1998. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *European Bat Night '98 in Ukraine*. Kyiv, 128–133. (Series: Proceedings of the Theriological School; Volume 1). [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. 1999. Changes in ungulate fauna of Ukraine during the historical time. *Vestnik zoologii. Supplement*, No. 11: 91–97. [In Ukrainian]

- Zagorodniuk, I., L. Godlewska. 2001. Bats on the collections of zoological museums of Ukraine: review and phenological analysis of data. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Migration Status of Bats in Ukraine*. Ukr. Theriol. Society, Kyiv, 122–156. (Series: Novitates Theriologicae; Pars 6). [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I., V. Negoda. 2001. Pipistrelle bats of the genus *Pipistrellus* and genus *Hypsugo*. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Migration Status of Bats in Ukraine*. Ukrainian Theriological Society, Kyiv, 65–72. (Series: Novitates Theriologicae; Pars 6). [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I., M. Tyschenko-Tyshkovets. 2001. *Pipistrellus pygmaeus* (55 kHz) in the Kyiv Region (Ukraine). *Vestnik zoologii*, **35** (6): 52. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. 2003. Wild mammal fauna of the Kyiv city and its vicinities, and trends in its urbanization. *Vestnik zoologii*, **37** (6): 29–38. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. V., O. V. Godlevska. 2003. Bats of tribe Myotini (Mammalia) in the Middle Dnipro region: species composition, distribution, and abundance. *Vestnik zoologii*, **37** (2): 31–39. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. V., I. G. Emelyanov. 2012. Taxonomy and nomenclature of mammals of Ukraine. *Proceedings of the National Museum of Natural History*, **10**: 5–30. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. 2018. Close bat species in the Ukrainian fauna: differences and position in the structure of communities. *Theriologia Ukrainica*, **16**: 51–76. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Zagorodniuk, I., M. Korobchenko, V. Parkhomenko, Z. Barakasi. 2018. Steppe rodents at the edge of their range: a case study on *Spalax microphthalmus* in the north of Ukraine. *Biosystems Diversity*, **26** (3): 188–200. [CrossRef](#)
- Zagorodniuk I. V., S. V. Teslenko. 1986. Sibling-species of the *Microtus arvalis* superspecies in the Ukraine. Communication I. Occurrence of *Microtus subarvalis*. *Vestnik zoologii*, (3): 34–40. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. 2020. Distribution and variation of mice group *Sylvemus microps* & *uralensis* in Eastern Europe: fragmentation and clines. *Theriologia Ukrainica*, **20**: 91–104. [Cross-Ref](#)
- Zagorodniuk, I., S. Kharchuk. 2020. List of mammals of Ukraine 2020: additions and clarifications. *Theriologia Ukrainica*, **20**: 10–28. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Zenina, I. M. 2003. Theriofauna of the Pripjat National Park in the twentieth century. *The role of nature reserves in the maintenance of biodiversity*. Proceedings of the conference (Kaniv, 9–11.09.2003). Kaniv, 215–218. [In Russian]



DETERMINATION OF AGE OF THE EURASIAN BEAVER (*CASTOR FIBER*)

Anatoliy Volokh 

Key words

beaver, baculum, age, teeth, dentin, sagittal ridge

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2206>

Article info

submitted 07.12.2020

revised 22.11.2021

accepted 23.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Abstract

The article presents data on body size and weight of beavers of different ages from Ukraine (Dnipro basin), as well as features of determining the age of males by the size of the baculum and taking into account the bonding lines in the periosteal zone of the mandible. In addition, this paper summarizes the methods for determining the age of the Eurasian beaver, which are used in different countries. Among them are methods that determine the age of beaver by size and body weight, by traces, by craniological features, by the length of the sagittal ridge, by the developmental features and functional state of teeth, by the width of the incisor and the interorbital width of the skull, by the stratification of dentin or cement, and by size and weight of the baculum. The body weight of beavers from Ukraine was 7.0 ± 0.31 (5.5–7.9) kg in individuals of 6–7 months of age, 9.1 ± 0.26 (8.6–9.5) kg in one year old individuals, 12.7 ± 0.30 (11.0–13.9) kg in two years old beavers, 15.6 ± 0.45 (14.4–17.0) kg in individuals of 2.4–3.0 years of age, and 21.8 ± 0.81 (16.2–30.0) kg in beavers over 3.0 years of age. The size of the skull in subsequent age groups was characterized by a significant transgression by the interorbital and zygomatic width of the skull and they clearly differed from one another only by the total length of the skull. Curiously, the mass of the baculum in the Elbe beaver (*C. fiber albicus* Matschie, 1907) significantly exceeds that of beavers from Ukraine, which may be a results of geographic variation of the animals. In the 1970s, a new method of post-mortem determination of the age of beavers was proposed by studying the polished section of the first molar measuring the height of dentin-enamel loops as well as the thickness of the layer of cement and secondary dentin. It was found that in beavers the cement layer appears in the second year in the lower part of the tooth and, gradually increasing with age, almost completely displaces the dentin-enamel loops by the end of the animal's life. At 3–4 years, secondary dentin appears, which occupies an intermediate position between the cementum and the lower part of the tooth, and, when the latter is chipped, it fills certain areas of its occlusal surface. In addition, there is a method of classification of beavers by age groups (up to 1 year, 1–3 years, over 3 years) based on measuring the radii of the external and internal curvature of the incisors. Depending on the age of the animals, all methods allow to obtain fairly accurate results.

Affiliations

Dmitry Motorny Tavria State Agrotechnological University (Melitopol, Ukraine)

Correspondence

Anatoliy Volokh; Dmitry Motorny Tavria State Agrotechnological University; 18 Bohdan Khmelnytskyi Avenue, Melitopol, 72310 Ukraine;
e-mail: volokh50@ukr.net
orcid: 0000-0003-1291-921X

Cite as

Volokh, A. 2021. Determination of age of the Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Theriologia Ukrainica*, 22: 49–62. [In Ukrainian, with English summary]

Визначення віку бобра євразійського (*Castor fiber*)

Анатолій Волох

Резюме. У статті наводяться дані щодо розмірів тіла та маси бобрів різного віку із України (басейн Дніпра), а також розкриваються особливості визначення віку самців за величиною бакулума та за обліком ліній склеювання у періостальній зоні нижньої щелепи. Окрім того, у даній роботі узагальнено методи визначення віку євразійського бобра, які використовуються у різних країнах світу. Серед них: за розмірами і масою тіла, за розмірами слідів, за краніологічними ознаками, за довжиною сагітального гребеня, за особливостями розвитку та функціонування зубів, за шириною різця та міжорбітальною шириною черепа, за шаруватістю дентину чи цементу, за аншліфами кутніх зубів, а також за розмірами та масою бакулума. Маса тіла бобрят із України (6–7 місяців) становила $7,0 \pm 0,31$ (5,5–7,9); особин річного віку – $9,1 \pm 0,26$ (8,6–9,5); дворічного – $12,7 \pm 0,30$ (11,0–13,9); 2,4–3,0 роки – $15,6 \pm 0,45$ (14,4–17,0) і понад 3,0 роки – $21,8 \pm 0,81$ (16,2–30,0). Розміри черепа у найближчих вікових групах характеризувались суттєвою трансгресією за міжорбітальною та виличною шириною і лише за загальною довжиною вони чітко розрізнялись між собою. Цікаво, що маса бакулума у єльбського бобра (*C. fiber albicus* Matschie, 1907) суттєво переважає таку з України, що може бути наслідком відповідної географічної мінливості тварин. У 1970-ті роки запропонована нова методика посмертного визначення віку бобрів шляхом дослідження аншліфу першого кутнього зуба, яке полягало у вимірюванні висоти на його коронці дентино-емалевих петель, а також товщини шару цементу та вторинного дентину. Було встановлено, що у тварин зазначеного виду шар цементу з'являється на другому році в нижній частині зуба і, поступово збільшуючись з віком, до кінця життя тварини майже повністю витісняє дентино-емалеві петлі. На 3–4 році з'являється вторинний дентин, який займає середнє положення між цементом і нижньою частиною зуба, і, за викришування останнього, заповнює окремі ділянки його жуйної поверхні. Окрім того, існує методика розподілу бобрів за віковими групами (до 1 року, 1–3, понад 3 роки) на основі вимірювання радіусів зовнішньої та внутрішньої кривизни різців. У залежності від віку тварин, всі методи дозволяють отримувати доволі точні результати.

Ключові слова: бобер, бакулум, вік, зуби, дентин, сагітальний гребінь.

Вступ

Бобер євразійський (річковий) є найбільшим гризуном нашої фауни, маса тіла якого може сягати 28–32 кг. У нього відсутній статевий диморфізм за розмірами та масою тіла й розмірами черепа. Міцні різці, які ростуть усе життя зі швидкістю $\sim 0,6\text{--}0,8$ см за добу, є інструментом для підгризання товстих дерев, камбій, кора і листя яких входять до раціону тварини у якості основних кормів. Дорослі бобри мають типову для гризунів зубну формулу:

$$I \frac{1}{1}, C \frac{0}{0}, P \frac{1}{1}, M \frac{3}{3} = 20 \text{ зубів.}$$

Раніше із-за цінного хутра і лікувальної «струмнини» бобрів повсюдно переслідували і знищували. На початок XX ст. в Україні їх нечисленні поселення уціліли лише у басейні Дніпра в межах Житомирського і Київського Полісся. І тільки після заборони полювання на бобра в 1922 р., а також завдяки узяттю під охорону усіх місць його мешкання, його чисельність стала зростати. Значною мірою цьому сприяло штучне розселення тварин на значному просторі, наслідком чого стало не лише відновлення історичного ареалу виду, а й створення нових популяцій.

Нині ареал бобра євразійського в Україні охоплює територію усіх поліських, більшості лісостепових і частину степових областей. Загалом бобри мешкають на території 36 держав світу, в т. ч. у Аргентині, Білорусії, Естонії, Україні, Росії, США, Канаді, Казахстані, Латвії, Литві, Монголії, Румунії, ФРН, Франції, а також у інших країнах [Saveliev 2003].

Метою роботи є аналіз та узагальнення методів визначення віку бобра євразійського, які використовуються у різних країнах світу.

Матеріал та методи

Різними дослідниками методика визначення віку бобрів розроблялася в двох напрямках: прижиттєвого — в польових умовах і посмертного — за видобутку на полюванні або при виявленні загиблих тварин. Зважаючи на те, що масові пологи у представників зазначеного виду припадають на першу декаду травня, 1 травня прийнято вважати орієнтовною межею під час встановлення його віку та переході тварин з однієї вікової групи до іншої [Lavrov 1981].

У зв'язку зі специфічною будовою тіла, яка полягає у наявності позатазової частини, а також довгого і широкого хвоста, деякою особливістю відзначається вимірювання бобра [Lavrov 1953]. Як критерій при визначенні віку у польових умовах зазвичай приймають масу тіла і розміри його частин, які піддаються точним вимірам. Такими є:

- а) довжина голови — від кінчика носа до потиличного гребеня;
- б) довжина тулуба — від потиличного гребеня по хребту до вкритого лусками хвоста;
- в) довжина хвоста — від основи (межа між вкритими лусками хвостом та шерстю тілом) до його дистального краю;
- г) ширина хвоста — у його найширшому вкритому лусками місці;
- д) довжина задньої ступні — від початку п'ятки до кінця середнього пальця, без врахування кігтя.

Зіставляючи ці показники, за умови нормальної вгодованості бобра, можна досить точно встановити його вік до двох років. Зважаючи на відсутність матеріалів щодо величини екстер'єрних показників євразійського бобра з території України у доступних для мисливців літературних джерелах, ми наводимо власні результати вимірювання ($n > 50$) і зважування ($n > 70$) тварин із заплави Кременчуцького водосховища на Дніпрі, а також річок Вільшанка та Рось. Ці дані були отримані під час дослідження тварин, здобутих на полюванні та знайдених померлими від різних причин на території Черкаської області. Частина відомостей була нам надана співробітниками Українського відділення Всесоюзного науково-дослідного інституту мисливського господарства та звірівництва ім. проф. Б. М. Житкова, отриманих в процесі дослідження бобрів, відловлених з метою скорочення щільності населення та для інтродукції в інші місця України.

Задля визначення віку тварин використовувались різні методи, позитивні та негативні особливості яких наведено нижче. Вік найбільш старих особин ($n = 6$) ми виявляли на поперечних гістологічних зрізах товщиною 10 мк за збільшення у ~ 80 разів, які перпендикулярно перетинали нижню щелепу відразу за кутніми зубами (рис. 1). У періостальній зоні окістя проводили підрахунок ліній склеювання, за кількістю яких, з відповідними поправками [Клевезаль 2007], отримували остаточний результат.

Визначення віку за екстер'єром тварин

Завдяки численним дослідженням Л.С. Лаврова, проведених у Воронежському державному заповіднику, ми маємо відомості про морфологічні особливості зазначеного гризуна упродовж всього життєвого циклу. Це дозволило використати результати досліджень цього вченого для прижиттєвого визначення віку євразійського бобра (табл. 1).

За наведеними даними, впадає у вічі, що у тварин зростання певних екстер'єрних показників має різну швидкість. Зокрема, поступальне зростання голови та тулубу бобра у довжину і хвоста у ширину до 8 років відбувається без перекриття ознак. Натомість збільшення довжини хвоста триває до 5, задньої ступні — до 1, ширини перетинки задньої ступні — до 7–9, обхвату у грудях і маси тіла — до 9 років включно.

Коливання величини зазначених вище показників (CV, %), вираховане нами, свідчить про значну мінливість обхвату бобра у грудях, довжини тулуба і маси. Незважаючи на це, матеріали Л. С. Лаврова [Lavrov 1981] є досить важливими для практичного вжитку. Вони дозволяють відносно точно встановлювати вік бобрів не лише у першому десятиріччі життя, але й у глибокій старості, насамперед, за довжиною голови та хвоста. Їх дуже корисно засто-

совувати при формуванні партій тварин для переселення, не допускаючи включення до них особин, які досягли похилого віку і мають низький репродуктивний потенціал.

У спрощеному вигляді для цієї мети можна використати наступні відомості (табл. 2). Трирічні бобри крупніше дворічних, але ще не досягають розмірів цілком дорослих. Різниця між ними і останніми поступово згладжується, проте деякі відмінності все ж зберігаються. Трирічні бобри найчастіше мешкають осіло сім'ями (парами), але зазвичай нащадків ще не мають. При цьому у самиць можуть бути маленькі соски — довжиною не більше 5–6 мм. В окремих випадках такі тварини стають матерями, але однорічні звірі в такій сім'ї зазвичай відсутні [Lavrov 1981].

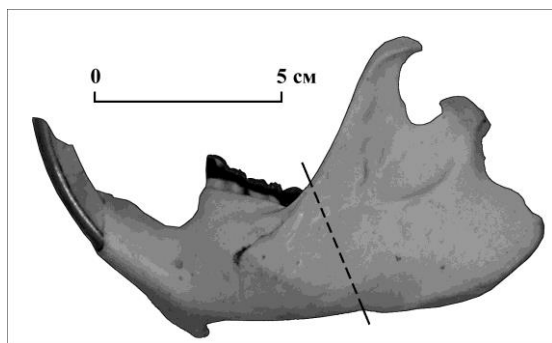


Рис. 1. Місця розрізу на нижній щелепі бобра.

Fig. 1. Place of dissection of beaver's lower jaw.

Таблиця 1. Розмір (см) і маса (кг) євразійського бобра у залежності від віку, на 1 січня [Lavrov 1981]

Table 1. Size (cm) and weight (kg) of the Eurasian beaver depending on age, on January 1 [Lavrov 1981]

Вік, роки	n	Довжина голови	Довжина тулуба	Довжина хвоста	Ширина хвоста	Довжина задньої ступні	Ширина перетинки задньої ступні	Обхват у грудях	Маса, кг
До 1	30	13,2	50,0	22,4	9,8	14,7	14,1	47,3	8,22
1	30	15,0	59,5	25,8	12,1	16,7	15,8	52,9	14,04
2	22	15,4	62,2	26,5	13,1	15,7	15,8	56,8	16,73
3	30	15,7	62,5	27,0	13,2	16,7	15,8	60,1	17,23
4	38	15,9	63,4	27,2	13,6	16,7	15,8	61,9	19,01
5	35	16,1	63,9	27,3	13,8	16,7	15,8	61,9	20,06
6	35	16,2	64,4	27,1	13,9	15,6	15,8	62,9	20,35
7	34	16,4	65,9	27,4	14,2	16,7	15,9	64,2	20,87
8	31	16,5	66,4	27,7	14,3	16,7	15,9	65,2	21,36
9	31	16,4	66,3	27,5	14,2	16,5	15,9	65,3	21,45
10	31	16,5	66,4	27,5	14,1	16,6	15,8	64,6	21,24
11	32	16,7	67,0	27,7	14,2	16,5	15,7	65,3	21,57
12	29	15,7	66,6	29,3	15,0	17,2	16,5	67,6	21,86
13	23	16,6	66,9	27,7	14,0	16,4	15,6	63,6	21,47
14	14	16,7	66,6	27,6	14,0	16,5	15,6	63,5	21,33
15	12	16,4	66,4	27,4	13,7	16,3	15,4	64,3	21,14
16	10	16,6	66,6	27,9	13,3	16,5	15,6	63,2	20,86
17	9	16,6	65,6	27,8	13,4	16,6	15,2	61,4	19,47
18	6	16,7	65,7	27,5	13,6	16,5	15,5	62,5	19,77
19	3	16,7	65,7	27,5	14,0	16,3	15,3	63,3	21,05
20	1	17,0	67,0	28,0	15,5	16,0	16,0	68,0	22,80
21	1	17,0	66,0	28,0	15,5	16,0	15,0	68,0	21,70
22	1	17,0	66,0	28,0	14,5	16,0	15,0	67,0	21,30
23	1	17,0	65,0	27,5	14,0	16,0	15,0	65,0	20,10
CV, %		0,69	13,12	1,47	1,26	0,26	0,22	22,26	9,77

Таблиця 2. Величина екстер'єрних показників (см) бобра у залежності від віку [Lavrov 1981]

Table 2. The value of external parameters (cm) of the beaver depending on age [Lavrov 1981]

Вік	n	Довжина голови	Довжина тулуба	Довжина хвоста	Ширина хвоста	Довжина задньої ступні	Маса, кг
Новонароджені	40	8,0	20,0	7,0	3,5	6,5	0,5
3 місяці	40	12,0	41,0	19,0	7,0	12,5	4,7
8 місяців	30	13,2	50,0	22,4	9,8	14,7	8,2
1,5 років	37	15,0	59,0	26,0	12,0	16,5	14,0
2,5 років	27	15,5	62,0	27,0	12,5	17,0	17,0
3,5 років	22	15,5	62,0	27,0	13,0	17,0	18,0
4,5 років	19	16,0	63,0	27,5	13,5	17,0	19,0
Понад 6 років	60	17,0	68,0	29,0	14,5	17,0	21,5

Звичайно, що регіональні екологічні умови створюють певний вплив на ріст та розвиток будь-яких тварин. Наприклад, у басейні р. Печори на півночі РФ середня маса тіла бобрят у серпні становила 3,5 кг; тварини річного віку — 11,3; дворічного — 18,3, а дорослого бобра — 23,7 кг (макс. 29,0) [Soloviev 1991]. У Мордовії середня маса тіла бобрят у цей час становила 4,1 кг; тварини річного віку — 10,9; дворічного — 13,7; а дорослого бобра — 14,9 кг (макс. до 17,0) [Borodina 1970a].

У перший рік життя тварини, яким виповнилось 6–7 місяців, за екстер'єрними показниками нічим не відрізнялись від своїх перевесників із інших популяцій (табл. 3).

Через ~1 рік від народження, у порівнянні з бобрятами, серед всіх морфологічних ознак найбільше зростає маса тіла тварин — майже на 30 %, довжина хвоста — на 10,5 % і його ширина — на 23,6 %. У 1,5–2,0 роки зазначені показники зростають ще більше: маса тіла — майже на 40 %, довжина хвоста — на 10,9 %, а ширина — на 22,5 % (див. табл. 3).

У 2,4–3,0 роки, у порівнянні з молодими бобрами віком 1,5–2,0 роки, маса тіла зростає на 22,8 %, довжина хвоста — на 1,1 %, а ширина — на 9,2 % (табл. 4). Цю закономірність давно помітив Л. С. Лавров [Lavrov 1953], який саме ширину хвоста вважав за найголовнішу ознаку для візуального розподілу тварин за віковими групами. У старших і старих бобрів прижиттєве визначення віку за вказаною ознакою є проблематичним, на що вказує найбільша величина варіабельності ширини хвоста. У місцях наших досліджень найбільшу масу тіла мала самиця бобра, яка важила 30 кг, хоча, за даними співробітників Українського відділення ВНДІМЗ ім. проф. Б. М. Житкова, у пониззі р. Рось (1975 р.) відловлено тварину з масою тіла 32 кг.

Звертає увагу, що у євразійського бобра з віком від юності до старості практично не змінюється довжина вуха. Дорослі тварини із України за своїми морфологічними ознаками практично не відрізняються від представників глибоко вивчених воронезької та хоперської популяцій із басейну Дону [Diakov 1975; Lavrov 1981].

Визначення віку за розмірами слідів. У природних угіддях, на мулистому субстраті або на снігу можна помітити відбитки ступень бобра. Восени довжина сліду задньої кінцівки бобрят становить 9–15, тварин річного віку — 15–17, а дорослих особин — 16–19 см [Lavrov 1953].

Визначення віку за розмірами черепа

Визначення віку за краніологічними ознаками. Бобри мають широкий, трохи плескуватий череп, при дослідженні якого різні вчені для визначення віку використовували загальну довжину, довжину носових кісток, виличну та міжорбітальну ширину, довжину ряду кутніх зубів та інші показники. Оскільки статевий диморфізм у цього виду за розмірами тіла та черепа відсутній, то зазвичай, при порівняннях різних популяцій особин за статтю не розділяють. Але з цього приводу є й протилежні думки [Piechocki 1986].

Німецькі зоологи, окрім визнання статевого диморфізму, зазначають, що черепи бобра за однакової конділобазальної довжини можуть мати значну різницю у віці, і найдовший череп

може належати не найстарішій тварині. Це зауваження справедливе для всіх видів ссавців, і без критичного аналізу неодноразово приводило дослідників до серйозних помилок.

Таблиця 3. Розміри і маса тіла бобрят та молодих бобрів із Черкаської області (Україна)

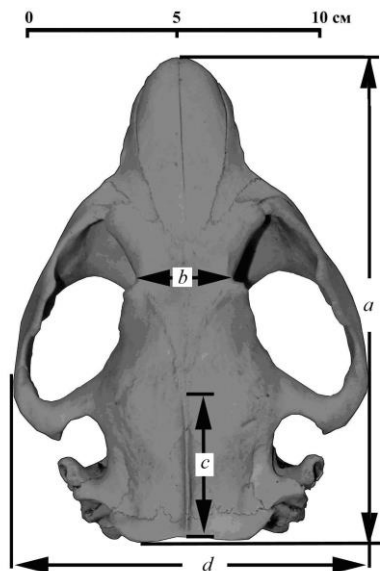
Table 3. Dimensions and body weight of juvenile and young beavers from Cherkasy Oblast (Ukraine)

Ознаки	n	M ± m	Min	Max	Variance, %
6–7 місяців (17.X–26.XI)					
Довжина голови, см	8	12,9 ± 0,12	12,5	13,7	0,25
Довжина тулуба, см	8	45,7 ± 0,32	44,9	47,0	0,83
Довжина хвоста, см	8	21,6 ± 0,39	20,0	22,8	1,19
Ширина хвоста, см	8	7,2 ± 0,08	7,0	7,5	0,05
Довжина вуха, см	8	3,1 ± 0,02	3,0	3,1	0,05
Довжина задньої ступні, см	8	13,5 ± 0,11	13,0	13,8	0,09
Маса, кг	8	7,0 ± 0,31	5,5	7,9	0,76
1 рік (13.III–14.V)					
Довжина голови, см	4	14,8 ± 0,36	13,7	16,5	1,28
Довжина тулуба, см	4	46,8 ± 0,20	46,5	47,3	0,13
Довжина хвоста, см	4	23,9 ± 1,18	21,9	26,0	5,60
Ширина хвоста, см	4	8,9 ± 0,61	7,9	10,0	1,47
Довжина вуха, см	4	3,2 ± 0,02	3,1	3,2	0,05
Довжина задньої ступні, см	4	14,8 ± 1,01	13,0	16,5	4,08
Маса, кг	4	9,1 ± 0,26	8,6	9,5	0,27
1,5–2,0 роки (23.X–22.IV)					
Довжина голови, см	12	15,0 ± 0,26	13,7	16,8	0,82
Довжина тулуба, см	10	60,4 ± 0,89	57,1	64,0	0,87
Довжина хвоста, см	12	26,5 ± 0,45	23,5	28,5	2,38
Ширина хвоста, см	12	10,9 ± 0,39	8,7	12,7	1,78
Довжина вуха, см	12	3,2 ± 0,08	3,0	3,7	0,07
Довжина задньої ступні, см	12	16,1 ± 0,28	13,5	17,2	0,93
Маса, кг	12	12,7 ± 0,30	11,0	13,9	1,09

Таблиця 4. Розміри і маса тіла дорослих бобрів із Черкаської області (Україна)

Table 4. Dimensions and body weight of adult beavers from Cherkasy Oblast (Ukraine)

Ознаки	n	M ± m	Min	Max	Variance, %
2,4–3,0 роки (02.X–21.IV)					
Довжина голови, см	6	15,8 ± 0,61	14,2	18,0	2,20
Довжина тулуба, см	6	64,7 ± 2,54	59,0	75,7	38,7
Довжина хвоста, см	6	26,8 ± 1,08	21,6	29,0	7,06
Ширина хвоста, см	6	11,9 ± 0,70	9,4	14,0	2,91
Довжина вуха, см	6	3,3 ± 0,10	3,0	3,7	0,09
Довжина задньої ступні, см	6	16,7 ± 0,35	15,5	18,0	0,73
Маса, кг	6	15,6 ± 0,45	14,4	17,0	1,11
Понад 3,0 роки (02.X–21.IV)					
Довжина голови, см	21	16,9 ± 0,13	15,7	18,3	3,37
Довжина тулуба, см	21	69,4 ± 0,92	59,0	79,0	3,92
Довжина хвоста, см	21	29,6 ± 0,46	23,5	32,5	6,96
Ширина хвоста, см	21	13,1 ± 0,31	10,8	17,0	10,53
Довжина вуха, см	21	3,3 ± 0,10	3,1	3,7	0,08
Довжина задньої ступні, см	21	17,1 ± 0,35	16,0	18,0	1,70
Маса, кг	22	21,8 ± 0,81	16,2	30,0	14,55



Обрані нами краніологічні показники (загальна довжина та довжина сагітального гребеня, вилична та міжорбітальна ширина) просто вимірюються (рис. 2). Дані щодо визначення віку бобрів від народження до дорослого віку за краніологічними ознаками є в монографії Л. С. Лаврова [Lavrov 1981].

Рис. 2. Виміри черепа бобра, здійснюються за допомогою штангенциркуля з точністю до 0,1 мм:

a — загальна довжина (по середній лінії від переднього краю носових кісток до заднього виступу ламбодіального гребеня);
b — міжорбітальна ширина (у найвужчому місці між орбітами перед задньорбітальними відростками);
c — довжина сагітального гребеня (по середній лінії від заднього виступу ламбодіального гребеня до розходження у боки швів тім'яних кісток з лобовими — лінії temporalis);
d — вилична ширина (в найширшому місці).

Fig. 2. Beaver skull measurements: *a* — total length; *b* — interorbital width; *c* — length of the sagittal ridge; *d* — zygomatic width.

Враховуючи, що в Україні полювання на бобра дозволене з 1 листопада до кінця лютого, а на його початок наймолодшим особинам має виповнитися 6,0–7,5 місяців, то мисливцям буде корисно навчитися визначати вік тварин саме з цього часу (табл. 5).

Зазвичай у бобрів різного віку не спостерігає перекривання (трансресії) середніх, а до ~2,5 років і крайніх величин зазначених ознак. За наявності черепа, це дозволяє доволі легко розділити тварин за основними віковими групами.

Визначення віку за довжиною сагітального гребеня. У перші місяці життя бобреняти кістки, що утворюють мозкову коробку, виглядають гладкими і опуклими, але вже до 6–7-місячного віку від ледь помітного потиличного гребеня починає відходити зовнішній сагітальний гребінь, який спочатку захоплює лише частину міжтім'яної кістки. Поступово він сплющує цю кістку і формує з неї власну дистальну структуру. До 4–5 років сагітальний гребінь захоплює всю міжтім'яну кістку і переходить далі на тім'яні. Відтягуючи і потовщуючи шов між останніми і звужуючи з кожним роком простір уздовж шва тім'яних кісток, сагітальний гребінь набуває опуклої конфігурації, що нагадує латинську букву V, і з'єднує надочно-ямкові відростки лобових кісток з потиличним гребенем.

У особливо старих особин сагітальний гребінь збільшується настільки, що захоплює 1/3 лобових кісток і доходить до середини черепа [Lavrov 1953]. Це важливе спостереження видатного знавця бобра наштовхнуло мене на думку, що зазначену ознаку можна використати для прижиттєвого та посмертного віку [Volokh 1979]. Порівняння з наведеними вище матеріалами, дозволило нам розділити зібраний науковий матеріал ($n = 47$) на 5 вікових груп і розрахувати для представників кожної з них відповідні параметри (табл. 6).

Таблиця 5. Розміри черепа бобра з басейну Дніпра в залежності від віку [Volokh 1979]

Table 5. Dimensions of beaver skulls from the Dnipro basin depending on age [Volokh 1979]

Вік	n	Довжина загальна		Ширина вилична		Ширина міжорбітальна	
		M ± m	Limit	M ± m	Limit	M ± m	Limit
6–10 місяців	9	104,4 ± 1,75	94,4–110,9	77,2 ± 1,68	68,2–86,3	22,6 ± 0,31	21,2–21,4
1,5–2,0 роки	7	125,5 ± 0,57	123,3–128,0	93,7 ± 0,70	91,3–96,4	26,4 ± 0,40	25,3–28,1
2,0–2,4 роки	7	131,0 ± 0,95	128,8–134,6	96,1 ± 0,90	91,7–98,2	27,5 ± 0,37	26,1–30,8
2,4–3,0 роки	8	133,3 ± 1,36	128,9–137,7	99,4 ± 1,52	92,8–105,1	28,2 ± 0,76	26,4–33,2
>3 роки	20	141,7 ± 0,96	138,4–148,6	103,5 ± 0,8	99,4–108,5	28,4 ± 0,25	25,3–30,9

Таблиця 6. Довжина сагітального гребеня у бобрів різного віку [Volokh 1979]

Table 6. The length of the sagittal ridge in beavers of different age [Volokh 1979]

Вік, роки	n	M ± m	Min	Max	Variance, %	Std. Dev.
1,0–2,0	12	19,8 ± 0,94	14,4	24,0	10,66	3,26
2,1–3,0	10	27,4 ± 0,73	24,1	31,3	5,38	2,32
3,1–6,0	10	32,5 ± 0,90	28,7	37,9	8,01	2,83
6,1–8,0	5	40,4 ± 1,17	36,5	42,8	6,81	2,61
Понад 8,0	10	48,9 ± 1,27	40,7	53,0	16,05	4,01

Невисокий сагітальний гребінь довжиною 14,6–15,5 мм у місцях наших досліджень з'явився у 2 бобрят у віці ~10–11 місяців (17–27 квітня), бо 13 березня його ще не було. Для зручності розрахунків можна вважати, що зазначена структура утворюється у бобрів, яким виповнюється близько 1 року. У подальшому сагітальний гребінь доволі швидко подовжується вперед і трохи зростає вгору, захоплюючи зазначені вище кістки, що формують дах черепа. Приблизно до 6 років показники його довжини у різних вікових груп не перекриваються. Надалі стрімкість зростання гребеня вперед гальмується, і у наступні роки точність визначення віку бобрів за його довжиною зменшується. Незважаючи на це, старі особини виявляються за цією ознакою досить чітко.

Звертає на себе увагу відносно незначна варіабельність (5,38–16,05 %) сагітального гребеня у кожній із вікових груп, що дозволяє використовувати його довжину як важливу ознаку для посмертного визначення віку тварин. Більш того, його можна промацати і виміряти у живих особин, що дозволяє застосовувати цей спосіб під час відлову бобрів для розселення та формування їхніх партій. Хоча, звичайно, краще переселяти їх сім'ями, але відловити всіх особин не завжди вдається.

Визначення віку за розвитком та стертістю зубів

Визначення віку молодих бобрів. На нижній щелепі зуби ростуть трохи швидше, завжди випереджаючи зростання однойменних зубів верхньої щелепи. Перший передкутний з'являється на нижній щелепі на 15–16-й день з дня народження бобра, а потім поступово починає прорізатися зуб у верхній щелепі, який на 20–21-й день формується остаточно. До місячного віку бобрят вже мають зазвичай два кутні зуба в нижній щелепі і один — у верхній. З цього часу малеча починає поступово живитися трав'яними кормами. До кінця лактації, що приблизно відповідає двохмісячному віку, у бобрят з'являються три кутні зуба на нижній і два на верхній щелепах, після чого вони вже в змозі пережовувати листя і ніжні стебла.

Всі щічні (передкутні+кутні) зуба на верхній щелепі виростають у малюків лише у віці біля 5,5 місяці — у жовтні–листопаді. До цього ж часу молочні передкутні зуби поступово стираються і кришаться. Тримуючись в яснах розгалуженими відростками у вигляді виделки, їх підпирають нові постійні зуби і до 8–9-го місяця залишки старих повністю зникають. Однак повне формування нового передкутного зуба закінчується лише в лютому–березні, в залежності від термінів народження (табл. 7). Оглядати кутні зуби бобрят бажано за їхньої фіксації в сидячому положенні із застосуванням спеціального пристрою для утримання рота у відкритому стані [Lavrov 1953].

При дослідженні ельбського бобра (*Castor fiber albicus*) розробено методику (табл. 8), яка дозволяє визначати вік цих гризунів за особливостями формування та функціонування зубів [Piechocki & Stiefel 1977]. Ця методика принципово не відрізняється від такої Л. С. Лаврова [Lavrov 1953], але показує часові межі, упродовж яких відбуваються формування молочних зубів та їхня зміна на постійні. Відповідно до характеристик зубних рядів, похибка визначення віку молодих бобрів (до 1,5 років) становить ~4 тижні.

Визначення віку дорослих бобрів. При вивченні особливостей розвитку і формування кутних зубів у бобрів відомого віку встановлено, що з роками змінюється як площа робочої поверхні зуба, так і звивистість внутрішніх ліній емалевих складок. Зношування робочої поверхні кутних зубів у нижній щелепі відбувається інтенсивніше, ніж у верхній.

Таблиця 7. Визначення віку бобрят за розвитком зубів у верхній щелепі [Lavrov 1981]

Table 7. Determination of the age of beavers by the development of teeth in the upper jaw [Lavrov 1981]

Стадія розвитку зубів	Вік від народження, місяці
Початок появи молочних передкутніх	0,5
Поява всіх молочних передкутніх	1,0
Поява першого кутнього (M ¹)	1,5
Поява другого кутнього (M ²)	3,0
Поява третього кутнього (M ³)	5,0
Початок зменшення молочних передкутніх (р)	5,5
Початок появи постійних передкутніх	6,5
1/4 (за висотою) старого і 3/4 нового	7,5
Залишки старого і 3/4 нового	8,5
Старого вже немає, але новий ще не сформувався	9,0
Закінчення формування постійних передкутніх (P)	10,0

Таблиця 8. Визначення віку молодих бобрів за станом зубів [Piechocki & Stiefel 1977]

Table 8. Determination of the age of young beavers by the condition of teeth [Piechocki & Stiefel 1977]

Вік тварин	Термін зміни зубів					
	Різці	р4	P4	M ₁	M ₂	M ₃
0–5 міс.	Пренатальні	Пренатальні	У 5 місяців	Пренатальні	Пренатальні	У 2 місяці
6–12 міс.	На II тижд.	На II тижд.	3 9 до 11 міс.	На ~II тижд.	На ~VI тижд.	На VI міс.
12–16 міс.	На ~II тижд.	На ~III тижд.	3 10 до 14 міс.	На ~VI тижд.	На ~II міс.	На ~V міс.
17–30 міс.	На IV тижд.	На VI тижд.	3 13 до 17 міс.	На II тижд.	На ~II міс.	На ~VII міс.

Так, ізольовані острівці на кутніх зубах нижньої щелепи починають з'являтися вже в 7-8-річному віці, в 15–17 років робоча поверхня передостанніх кутніх зубів зазвичай стає вже майже гладкою, а останні кутні (M₃) іноді зовсім відсутні. До 9–10-річного віку на кутніх зубах верхньої щелепи починають з'являтися замкнуті острівці, облямовані звивистими емалевими складками (рис. 3).

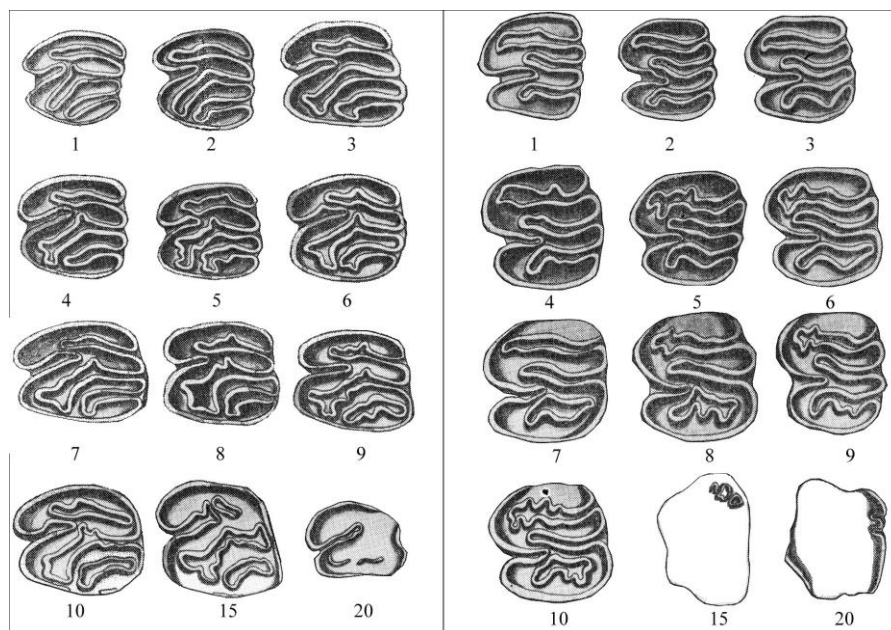


Рис. 3. Вигляд емалевих складок на кутніх зубах бобрів віком від 1 до 20 років: зліва — нижній, справа — верхній ліві ряди.

Fig. 3. The view of enamel loops on molars of the beaver from 1 to 20 years of age: left — lower left tow, right — upper left row.

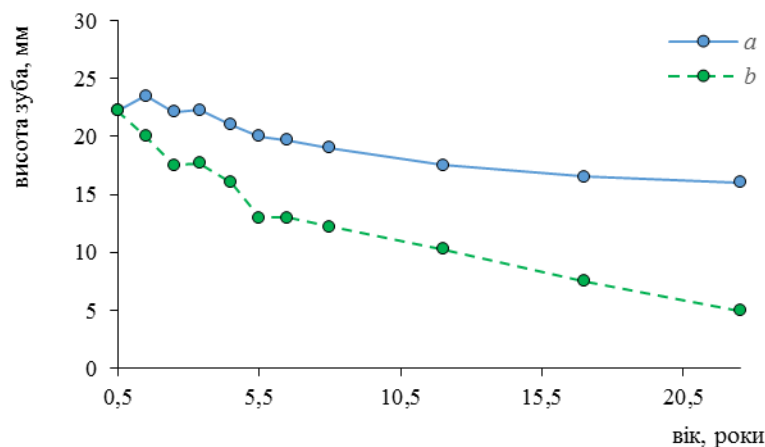


Рис. 4. Зменшення з віком першого кутнього зуба у бобра: *a* — загальна висота; *b* — висота коронки.

Fig. 4. Decrease the first molar of beavers with age: *a* — total height; *b* — crown height.

До 15–17 років зазвичай утворюються вже 3 подібних замкнутих острівця. Одночасно з цим йде посилений процес стирання емалевих складок, зменшення розмірів замкнутих острівців, і, нарешті, настає повне зникнення всіх опуклих поверхонь зуба [Lavrov 1981].

Звісно, що з віком висота усіх зубів у бобра, окрім різців, зменшується [Borodina 1970a]. Причому висота коронки першого кутнього зуба від його виростання до ~20 років зменшується на ~77,2 %, тоді як його загальна висота (коронка + корінь) — на ~22,7 % (рис. 4). Ця різниця пов'язана зі значним компенсаторним впливом цементу, який починає відкладатися у коренях передкутніх та кутніх зубів бобра з 3 року життя, незалежно від географічного розташування певної популяції.

За методикою німецьких зоологів [Piechocki & Stiefel 1977], яка також базувалася на дослідженнях розвитку та функціонування зубів (табл. 9), було враховано багато особливостей цього процесу. Але, як вважають її автори, для кращої точності їм бракувало даних про тварин, вік яких був відомий. Звертає увагу така особливість зношування робочої поверхні кутніх: у віці ~15 років руйнуються петлі емалі на всіх кутніх зубах і лише після 18 років — на передкутніх, на які у старих особин лягає основне жуйне навантаження.

Таблиця 9. Визначення віку бобра за розвитком та функціонуванням зубів [Piechocki & Stiefel 1977]

Table 9. Determination the age of beavers by the development and state of teeth [Piechocki & Stiefel 1977]

Ознаки	Різці	p4	P4	M1	M2	M3
Початкова мінералізація	Пренатальні	Пренатальні	У 5 місяців	Пренатальні	Пренатальні	У 2 місяці
Прорізування	На II тиждень	На II тиждень	З 9 до 11 місяців	На ~II тиждень	На ~VI тиждень	У 4 місяці
Вихід із щелепи	На ~II тиждень	На ~III тиждень	З 10 до 14 місяців	На ~IV тиждень	На ~II місяць	У 5 місяців
Повне зростання	На IV тиждень	На VI тиждень	З 13 до 17 місяців	На II місяць	На ~III місяць	У 7 місяців
Початок резорбції кореня	—	У 7 місяців	—	—	—	—
Випадання зубів	—	У 10–12 місяців	—	—	—	—
Зменшення апікального отвору	—	У ~5 місяців	У 3,5 роки	У 2,5–3,5 роки	У 3,5–4,5 роки	У 3,5–4,5 роки
Заростання апікального отвору	Ростуть постійно	У 5 місяців	У 4,5 роки	У 3,5–4,0 роки	У 4,5 роки	У 4,5 роки
Сильна руйнація петель емалі	—	У 6–8 місяців	18 років	Біля 15 років	Біля 15 років	Біля 15 років

Таблиця 10. Визначення віку бобрів за шириною різця та міжорбітальною шириною черепа [Borodina 1970a]

Table 10. Determination of the age of beavers by means of incisor width and interorbital width [Borodina 1970a]

Вік	n	Ширина верхнього різця, мм			Міжорбітальна ширина, мм		
		M ± m	Min	Max	M ± m	Min	Max
6–10 місяців	7	6,6 ± 0,03	6,2	7,0	23,7 ± 0,34	23,0	25,0
1 рік 9–10 місяців	11	7,5 ± 0,01	7,0	7,6	25,2 ± 0,26	24,0	27,0
2 роки 6–9 місяців	8	8,0 ± 0,05	8,0	8,4	26,1 ± 0,03	25,0	27,5
3 роки 6–11 місяців	9	8,1 ± 0,06	8,0	8,5	26,6 ± 0,51	24,0	28,5
4 роки 6–10 місяців	11	8,5 ± 0,001	8,5	8,7	26,9 ± 0,06	25,8	28,1
5 років 6–10 місяців	11	8,6 ± 0,08	8,3	9,0	27,6 ± 0,27	26,5	29,7
6 років	7	8,6 ± 0,14	8,5	9,7	27,8 ± 0,28	27,0	28,8
7–9 років	7	8,6 ± 0,13	8,0	9,0	27,3 ± 0,41	26,0	28,8
10–14 років	9	8,8 ± 0,20	8,0	10,0	28,1 ± 0,33	26,1	29,7
15–25 років	9	9,3 ± 0,12	8,5	9,7	28,4 ± 0,31	27,3	29,9

Визначення віку за шириною різців. У зв'язку з тим, що бобри різного віку мають різну ширину різців, за наявності черепа можна відносно просто та швидко встановити їхній вік [Borodina 1970a]. Але, на нашу думку, ще точніше це можна зробити за двома показниками, додавши до зазначених даних міжорбітальну ширину черепа (табл. 10).

Справа в тому, що за різних пошкоджень (вогнепальні поранення, розгризання хижаками тощо), зуби та основа черепа залишається його найменш ушкодженими частинами. І, що особливо важливо, у більшості ссавців величина міжорбітальної відстані характеризується мінімальною варіабельністю, тобто вона найменше піддається впливам різних зовнішніх та внутрішніх факторів і тому у кожній віковій групі ссавців є відносно стабільною. Наприклад, у лісостеповій зоні України, яка відрізняється доволі комфортними екологічними умовами для бобрів, у дорослих тварин ширина верхнього різця коливається у межах 4,45, а міжорбітальна ширина всього — 3,87 % [Volokh 1979].

Застосовувати цю методику треба таким чином; у випадку збігу ширини різця і міжорбітальної ширини, у відповідній колонці знаходимо вік досліджуваної особини. У випадку розбіжності, що буває доволі часто, основною є ширина різця, а міжорбітальну ширину черепа використовуємо, як другорядний показник. За його допомогою ми здійснюємо певне коригування, що дозволяє отримати майже точний результат.

Незважаючи на висловлювання деяких авторів щодо можливості використання зазначеної методики не лише для виявлення молодняку, а й для встановлення вікової структури популяції [Soloviev 1991; Steen 2015], все ж таки треба визнати її непридатність для досягнення зазначеної мети. Причиною цього К.-А. Нітше [Nitsche 2017] вважає наступне:

- у перший рік життя бобренята не приймають участі у заготовці гілкових кормів і взагалі не підгризають дерев;
- залежно від виду деревно-чагарникових порід (хвойні чи листяні), сліди від зубів різних за віком особин на погризах перекриваються або видно лише сліди від їхньої центральної частини;
- різці бобрів не завжди сточені рівно і тому можуть залишати більші сліди, ніж їхня реальна ширина;
- взимку сліди від зубів на стовбурах дерев дуже довго виглядають свіжими, що заважає встановленню фактичного віку молодих особин, які, наприклад, напередодні весни подорослішали на 2–3 місяці.

Окрім того, існує методика розподілу бобрів за віковими групами (до 1 року, 1–3, понад 3 роки) на основі вимірювання радіусів зовнішньої та внутрішньої кривизни різців [Troszyski 1977]. Хоча вона не набула значного поширення, у деяких випадках її можна використати для визначення віку тварин, наприклад, за палеозоологічними артефактами тощо.

Визначення віку за розмірами бакулюма

В середині XX ст. американський дослідник К. Фрайлі [Friley 1949] використав для визначення віку самців канадського бобра із штату Мічиган такі показники, як довжина та маса бакулюма (os penis). Тривалий час на його публікацію мало звертали уваги, а мені вона взагалі була невідома. У 1973–1976 рр., під час вивчення екології хутрових звірів водного комплексу, автор ознайомився з підходами цього дослідника і спробував визначити вік самців бобра з басейну Середнього Дніпра за розмірами та масою бакулюма. На жаль, мені вдалося дослідити незначну кількість матеріалу ($n = 16$), що дозволяє лише констатувати про зростання його лінійних та вагових характеристик з віком.

За нашими даними, довжина і маса бакулюма найбільше зростають до 10-річного віку (рис. 5), що дозволяє розділити самців бобра на певні вікові групи. Потім процеси зростання цієї кістки суттєво уповільнюються, хоча й тривають упродовж всього життя.

За Л. С. Лавровим (1981), у самців бобра розмір (довжина X діаметр) бакулюма у віці 1–10 днів становить 8 x 1 мм; 1–4 місяці — 13 x 1; 9–11 місяців — 17 x 2; 1 рік — 22 x 2; два роки — 27 x 3; доросла особина — 31 x 3 мм.

Незважаючи на велику кількість досліджених самців ($n = 71$), видно, що цитований вчений не надавав важливого значення зазначеному методу. Він, за наявності тварин, вік яких був відомий, не зважував бакулюмів і не використовував штангенциркуль для їхнього вимірювання з точністю до 0,1 мм, як це мало би бути. Тим не менш, довжина зазначеної кістки у тварин воронезької популяції відповідного віку близька до такої у особин з басейну Дніпра (табл. 11). Згодом до подібних досліджень долучився д-р Р. Піхоцькі [Piechocki 1986], який на значно більшому матеріалі, ніж ми, визначив вік 107 бобрів з басейну Ельби. За його даними, маса бакулюма німецьких тварин суттєво переважає таку у тварин з України, що може бути наслідком генетичної своєрідності ельбського бобра (*C. fiber albicus* Matschie, 1907) і відповідної географічної мінливості [Heidecke et al. 2009].

Визначення віку за шаруватістю дентину чи цементу

У бобра річні шари видно в цементі на поздовжніх аншліфах кутніх зубів. Іноді додаткові лінії заважають виділенню основних. Перші 2–3 річних шари, які утворюються лише в бічних частинах кореня, тонкі і мало помітні, тому вік молодих особин визначають за станом порожнини пульпи, а з третього року — за кількістю річних шарів цементу, що формуються по всій поверхні кореня. За необхідності можна використовувати річні шари кісткової тканини [Klevezal 2007], які добре видно на забарвлених зрізах нижньої щелепи у щічній стінці за останнім кутнім зубом (рис. 6).

Загалом лінії росту молярного цементу виявилися точним інструментом для визначення віку євразійського бобра. Для цього третій чи четвертий кутні зуби необхідно розрізати навпіл вздовж і відшліфувати. Після цього щорічні шари цементу на коренях зазначених зубів стануть добре помітними і їх можна підрахувати.

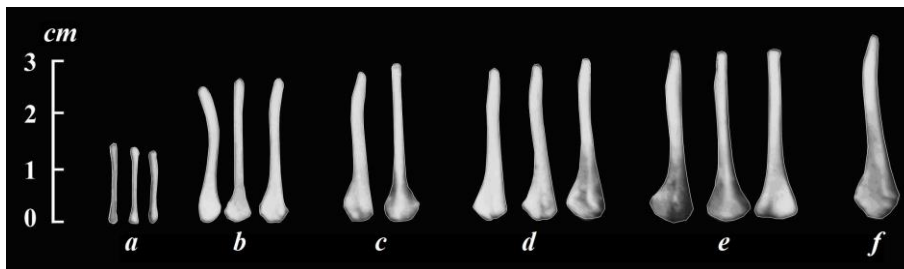


Рис. 5. Вигляд бакулюма у бобра: а — 5–7 місяців; б — 1–2; с — 3–4; d — 5–6; e — 7–10; f < 10 років.

Fig. 5. The baculum of the beaver: a — 5–7 months; b — 1–2; c — 3–4; d — 5–6; e — 7–10; f < 10 years.

Таблиця 11. Динаміка розмірів бакулума у євразійського бобра віком

Table 11. Dynamics of baculum size in the Eurasian beaver by age

Басейн Дніпра: Україна [Volkh 1979]				Басейн Ельби: ФРН [Piechocki 1986]	
Вік бобрів	Довжина, мм	Максимальний діаметр, мм	Маса, мг	Вік бобрів	Маса, мг
5–7 місяців	14,3–15,3	2,1–2,3	21–24	0–5 місяців	16–28
1–2 роки	26,3–28,2	4,2–5,8	142–199	6–12 місяців	36–100
3–4 роки	28,7–28,8	6,0–6,1	234–260	12–16 місяців	95–195
5–6 років	29,6–30,0	6,6–6,7	270–272	17–30 місяців	160–435
7–10 років	31,7–32,4	8,0–8,1	391–493	3–7 років	290–465
>10 років	33,9	8,9	530	7–12 років	350–570
–	–	–	–	> 12 років	385–550

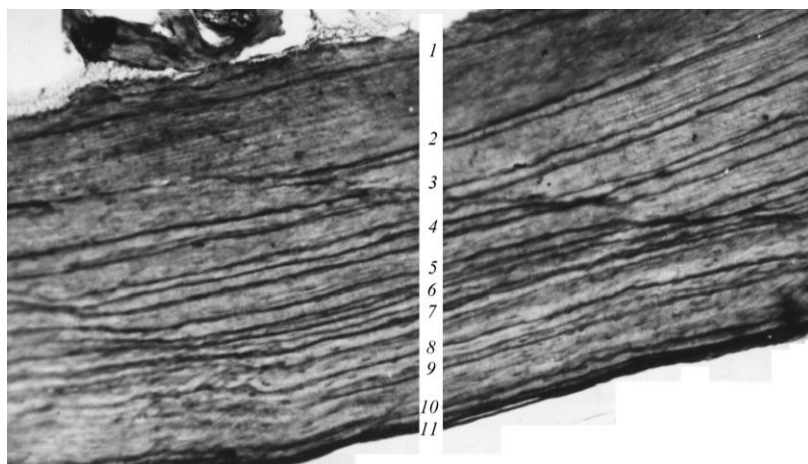
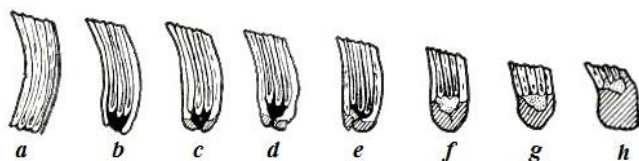


Рис. 6. Поперечний розріз нижньої щелепи бобра: лінії склеювання у цементі (фактичний вік 12–13 років).

Fig. 6. Cross section of the lower jaw of a beaver: bonding lines in cement (actual age 12–13 years).

Рис. 7. Вигляд аншліфів кутнього зуба (M_1) у бобра (відкладення цементу заштриховані): а — до 1 року; б — 1⁺; с — 2⁺; d — 3–4; e — 5–6; f — 7–14; g — 15–19; h — 20–25 років.Fig. 7. The view of polished sections of a molar (M_1) in the beaver (cement deposits are shaded): A — up to 1 year old; b — 1⁺; c — 2⁺; d — 3–4; e — 5–6; f — 7–14; g — 15–19; h — 20–25 years.

У 1970-ті роки запропонована методика посмертного визначення віку бобрів шляхом дослідження аншліфу кутнього зуба (M_1), яка полягає у вимірюванні висоти дентино-емалевих петель, товщини шару цементу та вторинного дентину [Borodina 1970 a–b]. У бобра шар цементу з'являється на другому році в нижній частині зуба і, збільшуючись з віком, до кінця життя тварини майже повністю витісняє дентино-емалеві петлі. На 3–4 році з'являється вторинний дентин, який займає середнє положення між цементом і нижньою частиною зуба, і, за викришування останнього, заповнює окремі ділянки його жуйної поверхні (рис. 7). Це явище проілюстровано дослідженнями Б. П. Борисова [Borisov 1988], за результатами яких видно (табл. 12), що у бобрів трирічного віку його частка становить ~16,7 % від висоти кутнього зуба; 7–9-річного — 33,3–50,0, а у особин 15–20-річного віку — 66,7–80,0 %.

Тривалість життя

За даними Л. С. Лаврова [Lavrov 1981], бобри, дати народження яких були відомі, у розпліднику Воронезького заповідника прожили 18 (n = 6), 19 (n = 3) і 23,5 (n = 1) років.

Таблиця 12. Залежність між віком та товщиною цементу у кутніх зубах бобра [Borisov 1988]

Table 12. The relationship between age and cement thickness in molars of the beaver [Borisov 1988]

Вік, роки	Відношення товщини шару цементу до висоти зуба	Вік, роки	Відношення товщини шару цементу до висоти зуба
3	1/6	7–9	1/3–1/2
4	1/5–1/4	10–14	1/2–2/3
5–6	1/5–1/3	15–20	2/3–4/5

У природних умовах на території Канади добували тварин, яким виповнилось 20 [Novak 1976], а на території Мордовії (РФ) — 18–25 років [Borodina 1970a]. Максимальна тривалість життя єльбського бобра також становить близько 18 років, оскільки у цьому віці на зубах найстаріших особин емалево-дентинові складки були сточені на 75 % [Piechocki & Stiefel 1977]. За даними інших дослідників [Diakov 1975], у природі вона може сягати 25 років, хоча така значна тривалість життя у майже беззубої тварини видається нам сумнівною.

Подяки

Велику допомогу під час проведення досліджень бобра мені надавав В. Топка, колишній студент Черкаського державного педагогічного інституту, який брав участь у польових та камеральних роботах. Дуже корисною була співпраця із Г. Саражиним та І. Колесниковим — науковими співробітниками колишнього Українського відділення Всесоюзного НДІ мисливського господарства і звірівництва ім. проф. Б. М. Житкова, з якими ми здійснювали відлов тварин у Черкаській області для переселення на Полтавщину. Особливої подяки заслуговує М. Євтушевський: його доробки стали важливим підґрунтям для багатьох моїх досліджень.

References

- Borisov, B. P. 1988. On some age characteristics of European beavers. *Scientific and Technical Progress in the Practice of Restructuring Hunting. economy: Proceedings of the scientific conference*. Moskva, 41–43. [In Russian]
- Borodina, M. N. 1970. Age-related variability of some morphological characters of the Moksha beaver population. *Proceedings of the Mordovian State Reserve*. Saransk, 5: 91–130. [In Russian]
- Borodina, M. N. 1970b. Reference tables for determining the age of Eurasian beavers. *Proceedings of the Mordovian State Reserve*. Saransk, 5: 131–136. [In Russian]
- Diakov, Yu. V. 1975. *Beavers of the European Part of the Soviet Union*. Moskovskiy rabochiy, Smolensk, 1–480. [In Russian]
- Friley, C. E. 1949. Use of the baculum for age determination of Michigan beaver. *Journal of Mammalogy*, 28 (4): 395–397. <https://doi.org/10.2307/1375362>
- Heidecke, D., A. Schumacher, J. Teubner, J. Teubner. 2009. Distribution and population status of *Castor fiber albus*. *5th International Beaver Symposium*, Dubingiai, Lithuania, 37.
- Klevegal, G. A. 2007. *Principles and Methods for Determining the Age of Mammals*. KMK, Moskva, 1–282. [In Russian]
- Lavrov, L. S. 1953. Determination of age in Eurasian beavers. *Proceedings of the Voronezh Reserve*, 4: 78–84. [In Russian]
- Lavrov, L. S. 1981. *Beavers of the Palaearctic*. Voronezh State University, Voronezh, 1–272. [In Russian]
- Nitsche, K. A. 2017. Falsche oder unsachliche Aussagen über den Biber (*Castor fiber* et *Castor canadensis*). *Beiträge Jagd- und Wildforschung*, 42: 211–227.
- Novak, M. 1976. *The Beaver in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, 1–20.
- Piechocki, R. 1986. Osteologische Kriterien zur Altersbestimmung des Elbbibers *Castor fiber albus*. *Zoologische Abhandlungen, Staatliches Museum für Tierkunde*, 41: 177–183.
- Piechocki, R., A. Stiefel. 1977. Zahndurchbruch und Zahnwechsel beim Elbbiber, *Castor fiber albus*. *Anatomischer Anzeiger*, 142: 374–384.
- Soloviev, V. A. 1991. *Eurasian beavers of the European north-east*. Leningrad University. Leningrad, 1–298. [In Russian]
- Steen, C. 2015. Gedanken zum Monitoring von Bibern *Beiträge Jagd- und Wildforschung*, 40: 211–222.
- Troszyński, W. 1977. Changes in the form of incisors as an age criterion for beaver (*Castor fiber* L.). *Zoologica Poloniae*, 26 (2): 167–175.
- Volokh, A. M. 1979. *The Eurasian beaver in the Middle Dnieper region and prospects for its economic use*. Thesis ... *Cand. Biol. Sciences*. I.I. Shmalhause Institute of Zoology, A.S. Ukr. SSR, Kyiv, 1–205. [In Russian]
- Volokh, A. M. 1980. Morphological characteristics of beavers from the Dnipro basin. *Rodents. Materials of the V All-Union Scientific Conference*. Moskva, 55–56. [In Russian]
- Volokh, A. M. 1989. An attempt to determine the age of the European beaver in vivo using the length of the sagittal ridge. *VII All-Union Scientific Meeting on the Beaver*. Voronezh, 101–103. [In Russian]
- Saveliev, A. P. 2003. *Biological Characteristics of Aboriginal and Artificially Created Populations of Beavers in Eurasia and Their Implications for Resource Management Strategies*. Kirov, 1–50. [In Russian]



THE INCISIVE FORAMEN AS CHARACTER IN DISTINGUISHING MORPHOLOGICALLY SIMILAR SPECIES OF MAMMALS

Igor Zagorodniuk 

Key words

morphologically similar species,
incisive foramen, interspecific
differences

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2207>

Article info

submitted 29.05.2021
revised 25.07.2021
accepted 22.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

National Museum of Natural
History, NAS of Ukraine (Kyiv,
Ukraine)

Correspondence

I. Zagorodniuk; National Museum
of Natural History NAS of
Ukraine, 15 Bohdan Khmelnytsky
Street, Kyiv, 01054 Ukraine;
e-mail: zoozag@ukr.net
orcid: 0000-0002-0490-8134

Abstract

An analysis of the morphology and variability of the size and shape of a key morphological structure in the rostral part of the skull—the incisive foramen—has been carried out. It is shown that incisive foramina are variable morphological structures, the features of which are group-specific (at the level of genera and families), and in some cases also species-specific. At both these levels, the shape and size of the incisive foramen have features that can serve as criteria for species identification by osteological patterns. Their location is important for diagnosis because these structures are preserved in most specimens that have suffered various kinds of damage (e.g. in fodder residues of carnivorous mammals or in owl pellets), and their placement in the anterior part of the bony palate as well as them being protected from the sides with rows of teeth makes these structures invulnerable to trauma-related variation. It is shown that there is a specific structure (size, location, and shape) of incisive foramina at the level of taxonomic groups of all ranks, from orders to species. The analysis was performed mainly on the examples of different groups of rodents as an order, represented by the largest number of pairs of close species. Examples with several different groups, in particular with different pairs of species of voles, mice, mole rats, ground squirrels, and others are considered. Examples with differences in close pairs of species in other groups (white-toothed shrews, polecats, roe deer, etc.) are also known. In all pairs of related species, a pattern was found, according to which species that are restricted to steppe ecosystems have the smallest incisive foramina, while species from wetland habitats have large ones. In many cases, groups of genera and families well differ in the shape and location of incisive foramina, and close pairs of species differ well in the size of these structures (primarily in length), although it is important to always consider the ontogenetic age of specimens: in young individuals, the incisive foramina are naturally small, similar to incisive foramina in other species, which are characterized by small incisive foramina in general. Based on the known data on the role of incisive foramina and the Jacobson organ in the life of mammals, hypotheses have been considered that may explain the differences in species and genera by the structure (size, location, and shape) of incisive foramina.

Cite as

Zagorodniuk, I. 2021. The incisive foramen as character in distinguishing morphologically similar species of mammals. *Theriologia Ukrainica*, 22: 63–68. [In English, with Ukrainian summary]

Різцеві отвори як ознака при розрізненні морфологічно близьких видів ссавців

Ігор Загороднюк

Резюме. Проведено аналіз морфології та мінливості розмірів і форми ключової морфологічної структури в ростральному відділі черепа — різцевих отворів. Показано, що різцеві отвори є мінливою морфологічною структурою, особливості якої є групоспецифічними (на рівні родів і родин), а в низці випадків і видоспецифічними. На обох цих рівнях — форма і розміри різцевих отворів мають особливості, що можуть слугувати критеріями для ідентифікації видів за остеологічними зразками. Їхнє розташування є важливим для діагностики, оскільки ці структури зберігаються в більшості зразків, що зазнали тих чи інших руйнувань (напр. в поїдях хижих ссавців або в пелетках сов) — розміщення їх в передній частині кісткового піднебіння і до певної міри захист з боків зубними рядами робить цю частину роструму невідчужливою травматичній мінливості. Показано, що існує специфіка будови (розміри, розташування й форма) різцевих отворів на рівні таксономічних груп всіх рангів — від рядів до видів. Аналіз проведено переважно на прикладі різних груп гризунів як ряду, що представлений найбільшою кількістю пар близьких видів. Розглянуто приклади з кількома різними групами, зокрема з різними парами видів щурових (полівки, щурі), мишевих (миші, мишаки), сліпакових, вивіркових тощо. Відомими також є приклади з відмінностями близьких пар видів у інших груп (білозубки, тхори, сарни тощо). У всіх парах близьких видів виявлено закономірність, за якою види, що обмежено поширені в степових екосистемах, мають найбільш малі різцеві отвори, натомість види з вологих біотопів — великі. У багатьох випадках родові і родинні групи добре розрізняються формою і розміщенням різцевих отворів, а близькі пари видів добре розрізняються за розмірами (насамперед, довжиною), проте тут важливо завжди враховувати онтогенетичний вік зразків, оскільки у молодих особин різцеві отвори закономірно малі, подібні до різцевих отворів інших видів, для яких характерні малі розміри *incisive foramen*. На основі відомих даних про роль різцевих отворів і якбосонова органу в житті ссавців розглянуто гіпотези, що можуть пояснювати відмінності видів і родів за будовою (розміри, розташування й форма) різцевих отворів.

Ключові слова: морфологічно близькі види, різцеві отвори, міжвидові відмінності.

Introduction

The incisive foramen (*foramen incisivum*) is a morphological structure, the most noticeable in the rostral part of the skull. Its role is specific and is primarily related to the functions of the vomeronasal organ (VNO), also known as the Jacobson organ described in 1811, an ancient amniotic sense organ well known in mammals [Bhatnagar & Smith 2003; Mendoza 1993]. One of the names of the Jacobson organ is ‘water olfactory organ’ (Wassergeruchsorgan), which is located in the nasal cavity and has access to the oral cavity through the incisors [Broman 1920]. These sensory organs in mammals are associated with chemoreception, and especially, as shown later, with the analysis of pheromones and the formation of sexual behaviour [Wysocki & Lepri 1991]. Due to the development of the hard palate in mammals, this sense organ has anatomical limitations and a clear localization: the incisive foramina are small paired openings located behind the incisors.

The practice of identifying mammalian taxa by osteological features demonstrates the importance of such features as size, shape, and location of incisive foramina to determine genera and species in many mammalian groups [e.g. Pucek 1984], including when comparing morphologically similar species belonging to the same genus [Zagorodniuk 1991; Zagorodniuk *et al.* 1992; Barkaszi 2017]. In a number of cases, the usual metrics are important—the length (LFI) and width (BFI) of incisive foramina—, which has repeatedly been discussed in detail by the author in a series of special publications [e.g. Zagorodniuk 1993, 2004].

The purpose of this work is to analyse the diagnostic significance of incisive foramina (size, shape, and location) in the study of differences between morphologically similar species of mammals, mainly on the example of rodents of the fauna of Ukraine.

General morphological characteristics

Incisive foramina are one of the most notable morphological characters of the rostral part of the skull of most mammals, and due to their location they are one of the most available morphological feature for comparison. This is a paired morphological structure, which is normally represented by two openings in the bone of oval or other shape, usually located closer to the anterior edge of the skull, often at the level of premolars or mid-diastema. From the incisive foramina dorsally on the surface of the bony palate often extend two channels, which in some species (e.g. voles) extend to the posterior edge of the palate. Along the central line is a bony septum that separates these two openings. There are groups in which incisive foramina are very specific, such as bats, in which upper incisors are reduced and the incisive foramina open anteriorly as a maxillary notch [Giannini & Simmons 2007; Thier & Stefen 2020].

The incisive foramina are highly variable morphological structures (Fig. 1), the features of which are group-specific (at the level of genera and families), and in some cases they are species-specific. At both levels, the levels of superspecific groups and pairs of related species, the shape and size of incisive foramina have features that can be used as morphological criteria to identify osteological materials. Their topography also makes them important for diagnosis, as these structures are preserved in most specimens that have suffered some kind of destruction (e.g. in fodder residues of carnivorous mammals or in owl pellets): their location in the anterior part of the hard palate and also, to some extent, them being protected on the sides by the upper dentition makes this part of the rostrum essentially invulnerable to traumatic variability. Therefore, this feature is often one of the best preserved and most accessible for analysis.

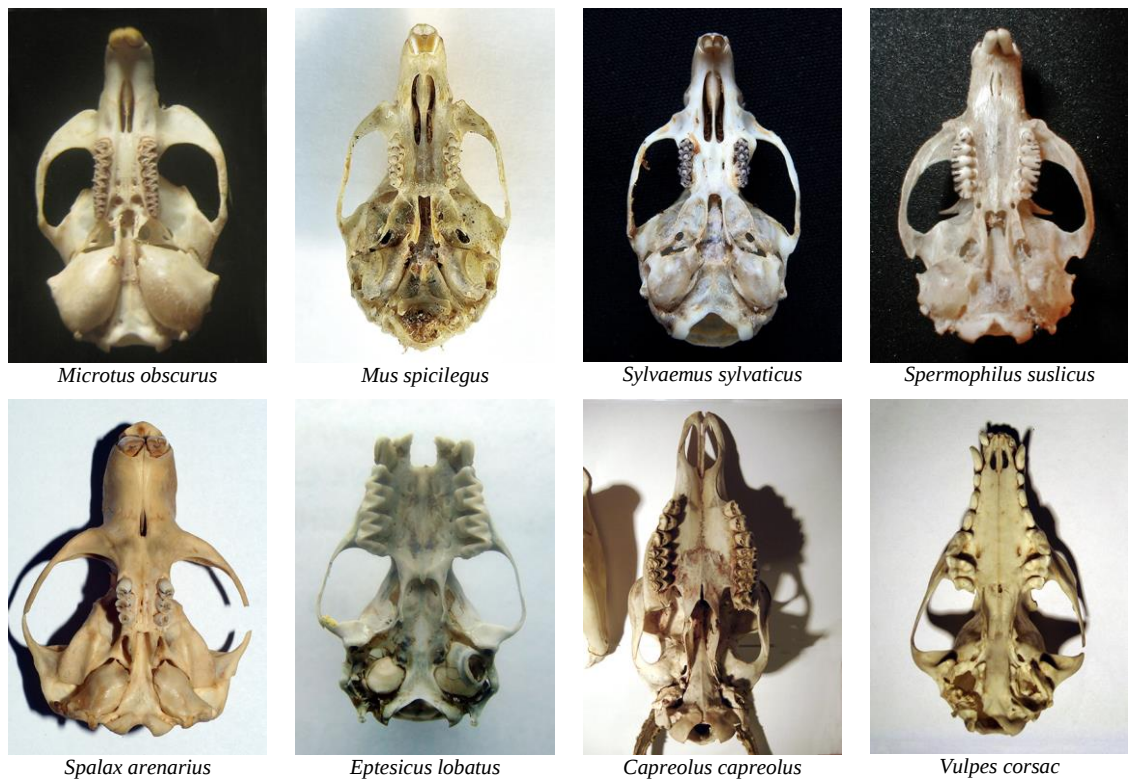


Fig. 1. Variants of appearance (size, position, and shape) of incisive foramina in different groups of mammals: muroid (*Microtus obscurus*, *Mus spicilegus*, and *Sylvaemus sylvaticus*) and non-muroid rodents (*Spermophilus suslicus*, *Spalax arenarius*), bats (*Eptesicus lobatus*), ungulates (*Capreolus capreolus*), and carnivorans (*Vulpes vorsac*).

Рис. 1. Варіанти зовнішнього вигляду (розміри, положення і форма) різцевих отворів у різних груп ссавців: мишовидих (*Microtus obscurus*, *Mus spicilegus*, *Sylvaemus sylvaticus*) та немишовидих гризунів (*Spermophilus suslicus*, *Spalax arenarius*), кажанів (*Eptesicus lobatus*), ратичних (*Capreolus capreolus*), хижих (*Vulpes vorsac*).

Examples of differences in close species

Comparisons of craniometrical characters in a series of 12 pairs of morphologically similar species revealed three groups of species in which the dimensions of incisive foramina are among the five most significant¹: 1) *Mus musculus* and *M. spicilegus*, 2) *Sylvaemus sylvaticus* and *S. uralensis*; 3) *Microtus levis* and *M. arvalis*–*M. obscurus* [Zagorodniuk 2004]. Subsequently, significant differences were found in the group of close species of ground squirrels, in which the length of incisive foramina (LFI) is also included in the CD5 group [Zagorodniuk 2019].

***Microtus (sensu lato)*.** Voles are the first group of species considered here, for which the leading role of the size and shape of incisive foramina in the identification of close species has been established—*Microtus arvalis* and *M. levis* [Zagorodniuk 1991 et al.]. Thus, in *M. arvalis*, incisive foramina are elongated and narrow, clearly narrowed in the proximal part, while in *M. levis* they are short and wide, usually almost equally wide along the entire length (Fig. 2a–b). Examples are shown in Fig. 2; metric features were published earlier [Zagorodniuk 2004]. Similar differences were found by the author in the pair of *Microtus subterraneus*–*M. tatricus*, but these differences are almost exclusively related to the measurement of length: LFI = 3.5–4.1 mm in *M. subterraneus* and LFI = 4.1–4.4 in *M. tatricus*. Differences between the pair of species *M. arvalis*–*M. agrestis* based on craniometrical data are described by Barkaszi [2021]: the efficiency of diagnostics by the combination of such characters as upper molars length vs incisive foramina length is shown.

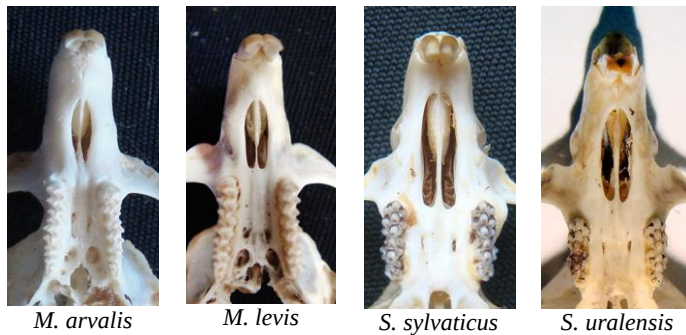


Fig. 2. Incisive foramina in close species of grey voles and wood mice, *Microtus arvalis*–*M. levis* and *Sylvaemus sylvaticus*–*S. uralensis*.

Рис. 2. Різцеві отвори у близьких видів сірих полівок та мишаків, *Microtus arvalis*–*M. levis* та *Sylvaemus sylvaticus*–*S. uralensis*.

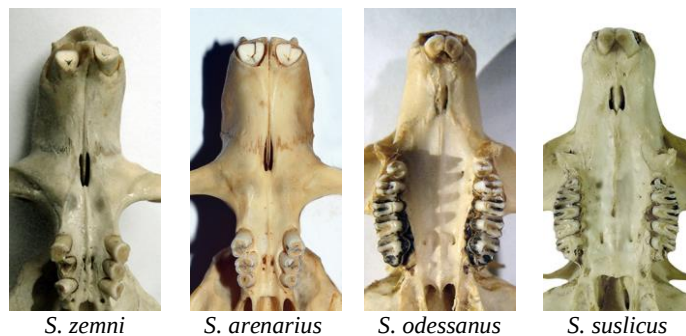


Fig. 3. Examples of relative size and shape of incisive foramina in pairs of close species of mole rats and ground squirrels, *Spalax zemni*–*S. arenarius* and *Spermophilus odessanus*–*S. suslicus*.

Рис. 3. Приклади відносного розміру і форми різцевих отворів у близьких видів сліпаків і ховрахів, *Spalax zemni*–*S. arenarius* та *Spermophilus odessanus*–*S. suslicus*.

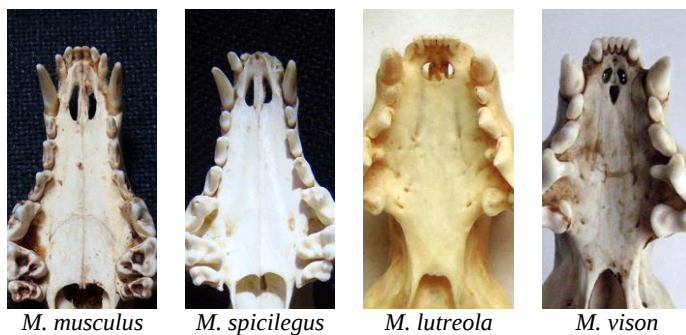


Fig. 4. Examples of relative size and shape of incisive foramina in the pair of similar species of fox *Vulpes vulpes*–*V. corsac* and two related species of minks *Mustela lutreola*–*M. vison*.

Рис. 4. Приклади відносного розміру і форми різцевих отворів у парі близьких видів мишей *Mus musculus*–*M. spicilegus* та у двох близьких видів норок, *Mustela lutreola*–*M. vison*.

¹ To the CD5 group the author includes 5 metric features having the largest values of the coefficient of divergence.

Table 1. Dimensions of incisive foramina in samples of *Microtus* ex gr. ‘arvalis’ [Zagorodniuk 2007], *Sylvaemus sylvaticus*–*S. uralensis* [Zagorodniuk 2004], and *Mus musculus*–*M. spicilegus* [Zagorodniuk 2002]Таблиця 1. Виміри різцевих отворів у вибірках *Microtus* ex gr. “arvalis” [Zagorodniuk 2007], *Sylvaemus sylvaticus*–*S. uralensis* [Zagorodniuk 2004] та *Mus musculus*–*M. spicilegus* [Zagorodniuk 2002]

Character	‘Maternal’ species	Value, mm	‘Daughter’ species	Value, mm	CD
LFI	<i>Microtus arvalis</i> (n = 28)	4.94 ± 0.23	<i>levis</i> (n = 34)	4.43 ± 0.20	2.37
BFI	<i>Microtus arvalis</i> (n = 28)	1.27 ± 0.10	<i>obscurus</i> (n = 42)	1.11 ± 0.09	1.68
BFI	<i>Microtus levis</i> (n = 34)	1.30 ± 0.10	<i>obscurus</i> (n = 42)	1.11 ± 0.09	2.00
LFI	<i>Sylvaemus sylvaticus</i> (n = 94)	5.34 ± 0.27	<i>uralensis</i> (n = 92)	4.57 ± 0.26	2.91
BFI	<i>Sylvaemus sylvaticus</i> (n = 94)	1.77 ± 0.12	<i>uralensis</i> (n = 92)	1.51 ± 0.11	2.26
LFI	<i>Mus musculus</i> (n = 27)	5.07 ± 0.32	<i>spicilegus</i> (n = 34)	4.61 ± 0.32	1.40
LFI	<i>Spermophilus odessanus</i> (n = 13)	3.07 ± 0.33	<i>suslicus</i> (n = 13)	2.65 ± 0.28	1.39

Sylvaemus. All species of wood mice in the fauna of Ukraine have significant differences in the size of incisive foramina. They are the largest in *S. tauricus* and *S. sylvaticus*. The absolute dimensions of incisive foramina in these two species are rather similar, although the relative size of these structures are much larger in *S. sylvaticus*, in which they clearly extend beyond the line of the anterior faces of M1. In the second pair of species, *S. uralensis* and *S. witherbyi*, these foramina are small and rounded at the ends. The most noticeable differences characterize the pair of species *S. sylvaticus*–*S. uralensis* (Fig. 2c–d). An important coordinate in the descriptions of these features is the line of the anterior edge of M1, which is intersected or not by the incisive foramina.

Spalax. In mole rats, an example is the pair of *S. zemni*–*S. arenarius*, in which the incisive foramina are located more proximally than the ‘rostral’ suture (suture between the intermaxillary and maxillary bones), and their anterior edges are relatively wide and rounded; in *S. arenarius*, the anterior edge of the incisive foramina are acute and located above this suture (Fig. 3a–b).

Spermophilus. In the pair of allospecies of ground squirrels, *S. odessanus*–*S. suslicus*, incisive foramina are small, with weak but noticeable differentiation in size (Fig. 3c–d; Table 1).

Vulpes. Differences in the size, position, and shape of incisive foramina were found in the pair of the red and the steppe foxes, *V. vulpes*–*V. corsac*: the incisive foramina in the latter species are shortened, narrowed at the front, and do not reach the posterior edges of the canines (Fig. 4a–b).

Mustela. Several pairs of close species are in this group, including polecats and minks [Gálvez-López *et al.* 2021]. Photos in Fig. 4c–d demonstrate differences between incisive foramina of the European and American minks by size and position.

Patterns

When analysing the variability of incisive foramina in different groups of mammals, some general patterns can be noted related to their diagnostic value, differences in close species, and ontogenetic growth rates. Of these, it is important to highlight the following three:

1) Incisive foramina have significant differences in size, location, and shape at the level of families and genera, and are important characters in the identification of osteological specimens; clear differences are usually found at the level of genera, and such features are often qualitative and can be easily described in morphological terms (e.g. large, wide, and extended posteriorly in hares and birch mice, short and narrow in mole rats, mole voles, and ground squirrels);

2) There are distinct differences in the size of incisive foramina in all pairs of sibling species, especially in length and less so in width, or in the degree of development of the septum between them; moreover, in pairs of related species, the differences are regular—in steppe species they are the smallest, in species of wetter habitats are the largest (examples are given above);

3) Incisive foramina in the studied species have a pronounced age-related variability: in young individuals they are short, pointed, but with age they increase markedly, which generally coincides with the time of maturation. This has been noted before [Balčiauskienė *et al.* 2015]. It is known that the role of the VNO is especially important during maturation, and later it is lost [Meredith 1986].

Discussion

The incisive foramina are morphological structures that actually represent a duct to the vomeronasal organ (VNO). Among their key functions is their role in chemical sensation and communication, in particular in the perception of pheromones and the formation of mating behaviour [Wysocki & Lepri 1991]. In particular, as shown in experiments with mice, male VNOs detect the pheromone of the female primer, which subsequently causes the release of testosterone [Wysocki *et al.* 1983]. Obviously, such features should affect not only the interaction of sexes, but also the relationship of related species, ensuring the protection of populations from unjustified reproductive efforts.

Based on the role of VNOs in chemical communication and differences in the morphology of incisive foramina in close species, we can assume the important role of these structures in semiotics, that is, in the 'friend-foe' recognition system. Such system is a safeguard against interspecific hybridization [Kuhl 2016]. Obviously, the differences in functions and ways of its implementation are determined by differences in the size, shape, and position of incisive foramina.

Thus, incisive foramina are an informative system of features when comparing species, and most pairs of close species show differences in the size, position, and shape of these structures.

Acknowledgement

The author sincerely thanks colleagues who contributed to the development of this study, in particular O. Savarin and S. Teslenko. My thanks to K. Ocheretna and T. Postawa for their advice on anatomical terminology. The reviewers are also acknowledged for their helpful comments on the contents of the manuscript.

References

- Balčiauskienė, Laima., L. Balčiauskas, V. Vitkauskas, S. Podėnas. 2015. Indoor small mammals in Lithuania: some morphometrical, body condition, and reproductive characteristics. *Zoology and Ecology*, **25** (4): 305–313. [CrossRef](#)
- Barkaszi, Z. 2017. Diagnostic criteria for identification of *Microtus s. l.* species (Rodentia, Arvicolidae) of the Ukrainian Carpathians. *Vestnik zoologii*, **51** (6): 471–486. [CrossRef](#)
- Bhatnagar, K. P., T. D. Smith. 2003. The human vomeronasal organ. V. An interpretation of its discovery by Ruysch, Jacobson, or Kölliker, with an English translation of Kölliker (1877). *The Anatomical Record*, **270B** (1): 4–15. [CrossRef](#)
- Broman, I. 1920. Das Organonvomero-Nasale Jacobsoni Ein Wassergeruchsorgan. *Anatomische Hefte (Abteilung I. Heft 174)*, **58** (1): 143–188. [CrossRef](#)
- Gálvez-López, E., B. Kilbourne, P. G. Cox. 2021. Cranial shape variation in mink: Separating two highly similar species. *Journal of Anatomy*, **240** (2): 210–225. [CrossRef](#)
- Giannini, N. P., N. B. Simmons. 2007. The chiropteran premaxilla: a reanalysis of morphological variation and its phylogenetic interpretation. *American Museum Novitates*, **3585**: 1–44. [CrossRef](#)
- Kull, K. 2016. The biosemiotic concept of the species. *Biosemiotics*, **9** (1): 61–71. [CrossRef](#)
- Mendoza, A. S. 1993. Morphological studies on the rodent main and accessory olfactory systems: the regio olfactoria and vomeronasal organ. *Annals of Anatomy*, **175**: 425–446. [CrossRef](#)
- Meredith, M. 1986. Vomeronasal organ removal before sexual experience impairs male hamster mating behavior. *Physiology & Behavior*, **36** (4): 737–743. [CrossRef](#)
- Pucek, Z. (ed.). 1984. *Klucz do oznaczania ssaków Polski*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 1–383.
- Thier, N., C. Stefen. 2020. Morphological and radiographic studies on the skull of the straw-coloured fruit bat *Eidolon helvum* (Chiroptera: Pteropodidae). *Vertebrate Zoology*, **70** (4): 601–613. [CrossRef](#)
- Wysocki, C. J., Y. Katz, R. Bernhard. 1983. Male vomeronasal organ mediates female-induced testosterone surges in mice. *Biology of reproduction*, **28**: 917–922. [CrossRef](#)
- Wysocki, C. J., J. J. Lepri. 1991. Consequences of removing the vomeronasal organ. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, **39** (4B): 661–669. [CrossRef](#)
- Zagorodniuk, I. V. 1991. Systematic position of *Microtus brevirostris* (Rodentiformes): materials to the taxonomy and diagnostics of the "arvalis" group. *Vestnik zoologii*, (3): 26–35. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. V., N. N. Vorontsov, V. N. Peskov. 1992. Tatra vole (*Terricola tatricus*) in the Eastern Carpathians. *Zoologicheskii zhurnal*, **71** (6): 96–105. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. V. 1993. Identification of East European forms of *Sylviaemus sylvaticus* (Rodentia) and their geographic occurrence. *Vestnik zoologii*, **27** (6): 37–47. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. V. 2002. Taxonomic revision and diagnostics of the rodent genus *Mus* from Eastern Europe. 2. *News Biosphere reserve Askania-Nova*, **4**: 130–140. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. 2004. Levels of morphological differentiation in closed species of mammals and the concept of hiatus. *Visnyk of the Lviv University. Series Biology*, **38**: 21–42. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. 2007. Coordinated genetic, biogeographical and morphological differentiation in evolutionary young species: analysis of the group *Microtus "arvalis"* (Mammalia). *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, (3): 175–181. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. 2019. Close non-murid rodent species in the Ukrainian fauna: differences, biogeography, ecomorphology. *Therologia Ukrainica*, **17**: 8–27. [In Ukrainian] [CrossRef](#)



THE SIBERIAN FLYING SQUIRREL (*PTEROMYS VOLANS*) IN BELARUS: DISTRIBUTION, ABUNDANCE, THREATS, AND CONSERVATION

Andrey V. Abramchuk 

Key words

flying squirrel, rare fauna, distribution, protection, Belarus

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2208>

Article info

submitted 28.10.2021
revised 01.12.2021
accepted 23.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

Brest Regional Branch of NGO
'Ahova Ptushak Batskaoshchyny'
(Brest, Republic of Belarus)

Correspondence

A. V. Abramchuk; Brest Branch
of NGO 'Ahova Ptushak
Batskaoshchyny'; 100-14
Leitenanta Rabtsava Street, Brest,
UNP 2010013703 Republic of
Belarus
e-mail: egreta113@mail.ru
orcid: 0000-0001-6325-8365

Abstract

The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans* L.) is one of the most poorly studied mammal species in the Belarusian fauna. In Belarus, the species inhabits the south-western border of its distribution range. Despite a multitude of its high conservation statuses, as well as extremely scarce information on the species' distribution and biology in the country, no special studies on the species have been conducted. The last reliably documented record of the flying squirrel was made more than 20 years ago, in 1996, in Viciebsk District, in the territory of Suražski forestry [Red Data... 2015]. Other information on the state of the population, distribution of the species, or individual registrations in Belarus for the last 20 years (1996–2017) lacks in the literature. We found more than 100 territorial sites of the Syberian flying squirrel in Viciebsk and Haradok districts in 2017–2020. Potential habitats of the species in other districts of the Viciebsk and Minsk regions were also surveyed. This allowed us to establish the borders of the modern distribution area of the species in Belarus, to estimate its current population, and to study some aspects of ecology of the species. At present, the species inhabits less than 1% of the territory of Belarus, but its density in optimal habitats is relatively high. A number of publications, as far back as the last century, indicate a much wider distribution of the species in the country. Therefore, it is possible to indicate a substantial shrinkage of the species' distribution area during the last 50–100 years. Taking into account the insignificant area of the modern distribution of the species along with the key threats and current forest management tendencies, it is possible to assert with certainty that in the absence of special protection measures, the flying squirrel might soon be gone extinct in Belarus. Some of the habitats we have identified are currently protected by land users. In addition, we have proposed a number of activities within the framework of Management Plan development necessary for its conservation, as well as those aimed at further studying, including the possible restoration of its historical range.

Cite as

Abramchuk, A. V. 2021. The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Belarus: distribution, abundance, threats, and conservation. *Theriologia Ukrainica*, 22: 69–79. [In English]

Політуха сибірська (*Pteromys volans*) в Білорусі: поширення, чисельність, загрози й охорона

Андрій В. Абрамчук

Резюме. Політуха сибірська (*Pteromys volans* L.) — один із найменш вивчених видів ссавців у фауні Білорусі. У Білорусі вид існує на південно-західній межі ареалу свого поширення. Незважаючи на наявність низки високих природоохоронних статусів, а також вкрай убогу інформацію про поширення виду та його біологію в країні, якихось спеціальних досліджень з його вивчення не проводили. Остання достовірно задокументована реєстрація політухи була зроблена 20 років тому, 1996 р., у Вітебському районі на території Суражського лісгоспу (Червона книга Білорусі 2015). Інша інформація про стан популяції, поширення виду, або окремі зустрічі з ним на території Білорусі за останні 20 років (1996–2017) у літературі відсутня. Нами у 2017–2020 роках на території Вітебського та Городоцького районів знайдено понад 100 територіальних ділянок політухи. Також обстежено потенційні місця існування виду в інших районах Вітебської та Мінської областей. Усе це дозволило встановити межі сучасного ареалу поширення виду в Білорусі, оцінити його сучасну чисельність, і навіть вивчити деякі аспекти екології цього виду. В даний час вид населяє менше 1% території Білорусі, проте його щільність в оптимальних місцях існування відносно висока. У низці публікацій, ще в минулому столітті, вказується на значно ширше поширення виду в країні. У зв'язку з цим, можна говорити про суттєве скорочення ареалу поширення виду за останні 50–100 років. Враховуючи дуже незначну площу сучасного поширення виду, а також ключові загрози та сучасні тенденції ведення лісового господарства, можна з упевненістю стверджувати, що за відсутності спеціальних заходів щодо охорони виду політуха незабаром може повністю зникнути з території Білорусі. Частина виявлених нами місць існування виду нині вже передана під охорону землекористувачам. Крім того, у рамках розробки Плану управління для цього виду нами запропоновано низку заходів, необхідних для його збереження, а також спрямованих на подальше вивчення, включаючи можливе відновлення історичного ареалу поширення.

Ключові слова: політуха, раритетна фауна, поширення, охорона, Білорусь.

Адреса для зв'язку: А. В. Абрамчук; Брестське обласне відділення ГО «Ахова птушак Бацькаўшчыны»; вул. л-та Рабцава, 100-14, Брест, УНП 2010013703 Республіка Білорусь; e-mail: egreta113@mail.ru; orcid: 0000-0001-6325-8365

Introduction

The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans* L.) is one of the most poorly studied mammal species in Belarus. The species has a multitude of high conservation statuses: it is included into Appendix II and Resolution No. 6 of the Bern Convention, the Red Data Book of Belarus, Red Data Books of a number of regions of north-west Russia, including Karelia [Red Data... 2007], Murmansk and Leningrad Regions [Ayrapetyants & Fokin 2002; Kataev 2003], has a status of vulnerable species in Finland [Rassi *et al.* 2001], endangered status in Estonia, and extinct in Latvia [Timm & Remm 2011; Shar *et al.* 2016].

In Belarus, the species inhabits the south-western border of its distribution range. The last reliably documented record of the species was made more than 20 years ago, in Vitebsk District, in the territory of Surazhski forestry in 1996 [Red Book... 2015]. There is no information on the species' population status, distribution, or individual observations in Belarus for the last 20 years (1996–2017) in the literature.

In 2017–2020, we found more than 100 territorial sites of the Siberian flying squirrel in Viciebsk and Haradok districts, we surveyed potential habitats of the species in other districts of the Viciebsk and Minsk regions. All this allowed to establish the limits of the modern area of distribution of the species in Belarus, to estimate its current population, and to study some aspects of its ecology. The obtained data are not exhaustive; however, it allows us to draw some conclusions on the current status and dynamics of the species population in our country, the requirements of the species for habitat conditions and main threats. Currently the species inhabits less than 1% of the

territory of Belarus, although its density in optimal habitats is relatively high. Taking into account the very small current distribution area of the species, especially compared to the area inhabited by the species previously, as well as key threats and current trends in forestry management, in absence of special protection measures the species might soon be gone extinct in Belarus.

The aim of this study was to establish the boundaries of the current distribution range of the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in Belarus. Additionally, we estimated the species' population and identified possibly favourable habitats in order to designate Areas of Special Conservation Importance (ASCI) and ensure protection of habitats in line with national regulations as well as to prepare a national action plan to protect the species.

Material and Methods

Despite its secretive way of life and scarcity of reliable and up-to-date information on the species' distribution and ecology in Belarus, the Siberian flying squirrel is a relatively easy to record target. The species' presence in the area can be established by the presence of characteristic excrements. The methodology proposed by Skarén [Skarén 1978], is generally accepted and has been used by different researchers [e.g. Skarén 1978; Reunanen *et al.* 2002]. The methodology consists of searching for the squirrel's characteristic droppings shaped as of dirty yellow or light yellow pellets of about 0.5 x 0.2 cm in size (Fig. 1).

The pellets are searched for near the largest trees in the area (at least 30 cm), mainly aspen, but also birch, spruce, and alder. The best fieldwork period (under conditions of northern Belarus) is from late March, after the snow cover melts, to early May.



Fig. 1. The Siberian flying squirrel at the hollow (night photo), characteristic faeces of the flying squirrel, Horodoksky and Vitebsk districts, March–April 2018–2020; a–b, photo by Denis Kitel; c–d, photo by the author.

Рис. 1. Політуха сибірська біля дупла (нічна зйомка) та характерний послід летяги, Городоцький та Вітебський райони, березень–квітень 2018–2020 рр.; a–b, фото Денис Кител; c–d, фото автора.

This is the period when litter granules are sufficiently visible and persist for a long time. In the earlier period, the presence of snow cover makes it difficult to move and find the pellets. In the later period, including summer, finding pellets is also difficult for a number of reasons. Firstly, the presence of a developed ground cover in most cases, and, secondly, the darker and greenish colour of the droppings and their rapid decomposition. In autumn, the search for pellets is additionally hampered by falling leaves. These observations were also confirmed by our research. Thus, the optimal period to search for signs of the species' presence in an area is rather short, lasting about 1–1.5 months under conditions of northern Belarus.

The presence of the species in the studied area was detected by inspecting the stumps of the largest aspens, alders, birches, and spruces along a pre-planned route. The routes were planned taking into account the biology and ecology of the species and using forest plantation maps. Photo and video trapping was used to confirm the presence of the species in the identified areas. After defining the core of the range (within Belarus), surveys were concentrated on the peripheral parts in order to delineate the current range boundaries.

Results and Discussion

Habitats

Our observations indicate the presence of three key determinants of the species' habitat in the forest ecosystem under conditions of Belarus: stand age, tree species composition and completeness. In Belarus, the flying squirrel has been observed most often in old-growth mature and ripening forests (Fig. 2). The age of the stand as one of the key factors influencing the presence of the species in an ecosystem is also evidenced in the literature [e.g. [Reunanen et al. 2002a](#); [Timm & Kiristaja 2002](#); [Airapetyants & Fokin 2003](#); [Tönisson 1975](#); and others]. The second, equally important ecological determinant of the species' inhabiting an ecosystem is the species composition of the stand.

According to our observations, the flying squirrel has a clear preference for deciduous stands, primarily aspen, but also alder and birch. These may include coniferous forests (spruce and pine forests) with aspen and birch, mixed deciduous forests of aspen, birch, alder, and other deciduous species with spruce and/or pine, or mixed coniferous and deciduous forests.

The key importance of deciduous stands, in particular aspen, alder and birch, in the ecology and biology of the species has been pointed out in several studies [[Hanski 1998](#); [Reunanen et al. 2002a](#); [Airapetyants & Fokin 2003](#); and others]. In Finland, the flying squirrel predominantly inhabits old-growth spruce forests with aspen, birch, and alder [[Reunanen et al. 2002a](#); and others]. In Russia and Estonia, the typical habitats of the flying squirrel are mature coniferous forests with aspen, alder, birch, and willow species [[Timm & Kiristaja 2002](#); [Airapetyants & Fokin 2003](#)]. The third important factor is stand completeness (the degree of tree canopy density). In sparse forests with tree cover of less than 0.6, we did not observe any occurrence of the flying squirrel (Fig. 3).

Thus, the optimal habitats for the flying squirrel in Belarus are old-growth, highly complete deciduous birch-aspen forests with spruce, mixed coniferous-leaved and coniferous forests with aspen and birch. The key species in the stand determining the presence of the species in the biotope is aspen, to a lesser extent spruce and birch.

Distribution and abundance

The current geographic range of the species in Eurasia is confined to the boreal forest zone of the Palaearctic stretching from Finland to Chukotka (Fig. 4).

In Europe, besides European Russia, it occurs in Finland, Estonia, and Belarus.

In Finland, although relatively common, the species is declining everywhere [[Hanski et al. 2001](#); [Hanski 2006](#)]. Detailed population studies of the species in Finland show a decline of 20–58% over 10–20 years [[Hanski et al. 2001](#); [Hanski 2006](#)]. Population declines have been noted in all parts of Finland and it is predicted that the decline will continue in the future [[Hanski 2006](#)].



Fig. 2. Typical habitats of the Siberian flying squirrel in Belarus, Horodoksky and Vitebsk districts, March–April 2017–2020. Details: *a*, mossy spruce forest; *b*, goutweed aspen forest; *c*, wood sorrel birch forest; *d–e*, wood sorrel aspen forest; *f*, mossy pine forest. Photo by the author.

Рис. 2. Типові місця існування політухи в Білорусі, березень–квітень, Городоцький та Вітебський райони, 2017–2020. Деталі: *a*, ялиник моховий (склад за породами — 6Я2Б2ОС); *b*, осичник яглицевий (склад за породами — 6ОС2Б2Я+КЛ); *c*, березняк квасеницевий (склад за породами — 6Б3ОС1Я); *d*, осичник квасеницевий (склад за породами — 7ОС2Б1Я); *e*, осичник квасеницевий (склад за породами — 4ОС4Я2Б); *f*, сосняк моховий (склад за породами — 4С2Я2ОС2Б). Фото автора.

Based on a three-year-long survey, the population of the species in Finland was estimated at 140 000 females [Hanski 2006]. In Latvia, the species is presumably extinct [Shar *et al.* 2016]. In Estonia, 62 habitats are known and during 1980–2001 the numbers decreased by almost 50% [Timm & Kiristaja 2002]. According to other data, there are 111 known habitats of the species in Estonia today [Flying ... 2021]. The abundance of the species' population in Russia is unknown. Decreasing

trends in numbers have been recorded in both Estonia and Karelia. This is mainly due to the logging of old-growth spruce and mixed forests.

Earlier, in the 19th century, the flying squirrel was almost ubiquitous in the territory of modern Belarus [Semenov-Tyan-Shansky 1905]. However, yet at the beginning of the 20th century, the flying squirrel was recorded in several districts of the Viciebsk region and in the north of the Mahiloŭ region [Fedyushin 1929]. By the 1960s, the species' range had reduced to a part of the territory of Viciebsk region (Haradok, Viciebsk, Lozna, Vorša, Połack, and Rasony) [Dorofeev 2003]. In the last editions of the Red Data Book of Belarus [Red Data... 2004; 2015], it is specified only for Viciebsk district [Red Data... 2004; 2015]. At present, the distribution range includes part of the territory of two administrative districts of Viciebsk region—Viciebsk and Haradok. In general, the south-western border of the species' range is located in Belarus.

The southern border of the current distribution of the species in Belarus does not cross the Kaspla River and further (downstream from the mouth of the Kaspla River)—the Western Džvina River. In the west, the border of the species' range can be tentatively drawn along the M8 (E95) motorway and along the eastern slopes of the Haradokskaja Upland. To the west of the M8 (E95) motorway, the species was found only in one place (vicinity of the village of Tryhubcy, Viciebsk region). However, the species is not recorded further west of Tryhubcy.



Fig. 3. Examples of biotopes where we have not recorded the species: *a*, pine monocultures, April 2017; *b–d*, thin deciduous forests (birch mires and black alder forests), Horodoksky and Vitebsk districts, April 2017; *c*, thin medium-aged coniferous forests, April 2017. Photo by the author.

Рис. 3. Приклади біотопів, де ми не зареєстрували політуху: *a* — соснові монокультури, квітень 2017 р.; *b–d* — розріджені листяні ліси (березові болота та ліси з чорної вільхи), Городоцький та Вітебський райони, квітень 2017 р.; *c* — розріджені середньовікові хвойні ліси, квітень 2017 р. Фото автора.

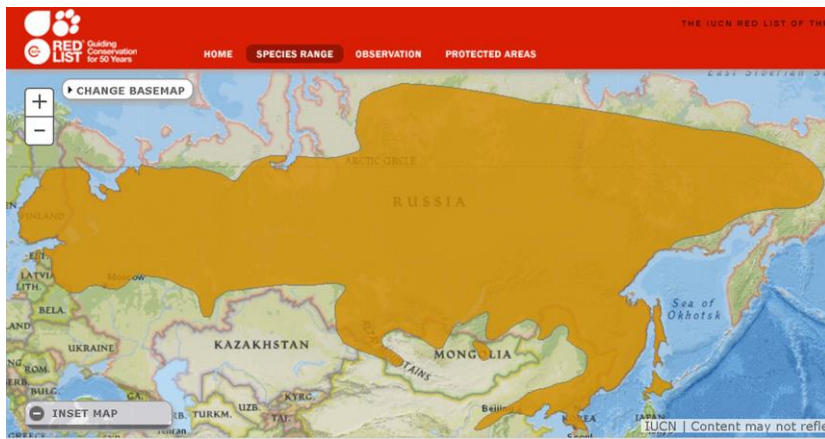


Fig. 4. The geographic range of the Siberian flying squirrel [Siberian ... 2016].

Рис. 4. Ареал поширення політухи сибірської [Siberian ... 2016].

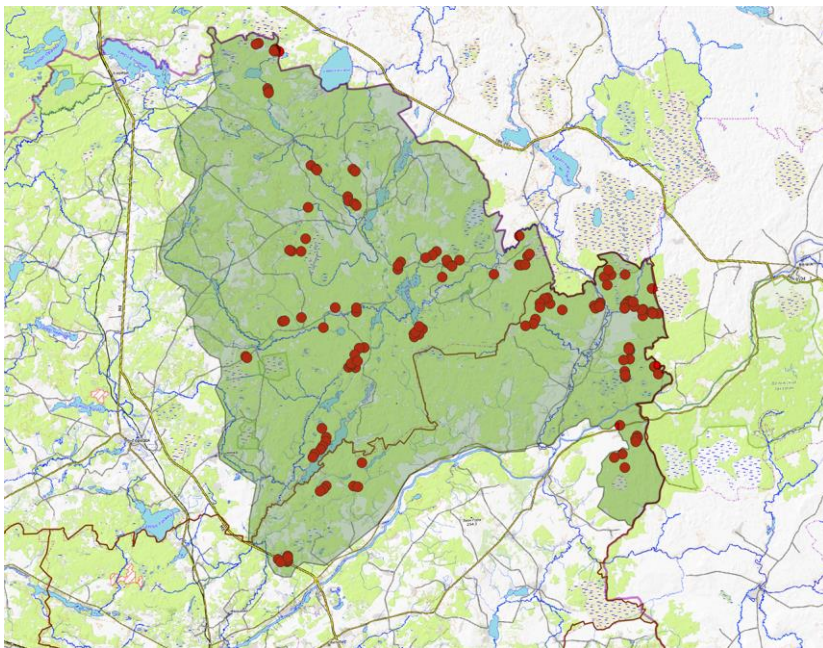


Fig. 5. The modern range of the Siberian flying squirrel in Belarus: top right—overview within the boundaries of Belarus, bottom—species' range. Notes: red dots—territorial areas identified in 2017–2020; red outline with green fill—the modern range of the species in Belarus (as of 2020).

Рис. 5. Сучасний ареал розповсюдження політухи сибірської у Білорусі: праворуч угорі — огляд у межах контуру Білорусі, внизу — ареал розповсюдження крупним планом. Позначення: червоні точки — територіальні ділянки, виявлені у 2017–2020 рр.; червоний контур та зелена заливка — сучасний ареал поширення виду в Білорусі (на 2020 р.).

The results of the studies allow us to conclude that the core of the modern range of the flying squirrel in Belarus is confined to a large, semi-intact forest area in the interfluvium of the Western Dźvina and Aŭsianka rivers. The species is also found in the Lovač River basin and in the interfluviums of the Kaspla and Western Dźvina rivers (Fig. 5).

To estimate the species' abundance, the modern area of its habitat was determined by the convex polygon method, by connecting the extreme points where the presence of the species was recorded, taking into account the contour of the state border between Belarus and the Russian Federation, as well as the contours of forested areas. Thus, the total area of modern habitat of the flying squirrel in Belarus has been estimated at about 145 000 hectares. Afterwards, in order to estimate the number of the species, human settlements with large non-forested plots, lakes, open bogs and large pine forests on bogs, and other territories (more than 100 ha in area) unsuitable in their biotic conditions for the species' ecology have been excluded from the range. As a result, the total area suitable for the species' existence within the allocated range was about 122 000 ha.

In total, more than 120 territorial areas of the species have been identified. As a separate territorial area, we took an area where the presence of the species was confirmed by finding manure pellets in at least 3–5 localities. Individual territorial areas were defined as those located within a radius of at least 450 m from each other. A circle with a radius of 450 m equals an area slightly larger than the average male territory. Individual plots with a radius of 450 m within 500 m of each other were combined into polygons, for which the total area was determined using the convex polygon method.

The species density for each polygon was then determined, as well as the density for the entire surveyed area. The species density for the different polygons varied and ranged from 1.1 individuals per 100 ha to 2.6 individuals per 100 ha, with an average of 1.6 individuals per 100 ha. Thus, the minimal total population of the species can be estimated at 1350 to 1900 territorial individuals. However, taking into account that the territorial areas of females are much smaller (about 8 ha) and overlap with those of males, the actual number and density of the species may be much higher.

The main contemporary threats to the species in Belarus

Based on the author's research, as well as on literature data on the biology and ecology of the Siberian flying squirrel, the main threats to the species in Belarus under modern conditions have been identified. The main current threats to the species in Belarus are as follows:

Habitat destruction. One of the main threats to the species is the direct destruction of natural habitats through clear-cutting. As a result, the area becomes uninhabitable for many decades. In addition, clear-cuts also contribute to the direct mortality of the animals.

Habitat degradation. Simplification of the stand structure as a result of selective logging as well as regeneration and shaping logging, resulting in thinning, rejuvenation of the stand, removal of deciduous (birch, aspen) and hollow trees also ultimately results in the loss of habitat for many years. Removal of aspen as an undesirable species and so-called undesirable trees (including deadwood, snow-broken trees, dying trees with trunk damage, hollows, cracks, etc.), which are important stand elements for the species in the biotope, occurring during selective sanitary felling and so-called rubbish clearance, also leads to a decrease in quality or loss of habitat for many years.

Habitat fragmentation. Construction of linear infrastructure such as power lines, roads, gas pipelines (stripes of 100 metres or more in width) and clear-cuts of 100 metres or more in width create unattainable barriers to the species' spread and communication and as a result fragment the population and impede the spread and dispersal of the species.

Insufficient regulations in existing protected areas. In a number of cases, within the current distribution range of the species in Belarus, there already exist protected areas (PAs), overlapping with the identified flying squirrel habitats. In particular, these are the nature reserve of local significance 'Vierchavaja Lovač', reserves 'Zapolski' and prospective reserve 'Suražski.' The protection regime for the above listed existing reserves is set out in accordance with existing legislation, with the weakest restrictions possible. These restrictions, in particular the prohibition of clear-cutting only, do not fully ensure the preservation of the species' habitat within these protected areas.

The modern range of the species is relatively small. The modern range of the species occupies less than 1% of the area of Belarus. Taking into account literature data showing that the species used to be distributed in the entire area of the country, we may indicate the catastrophic shrinkage of the distribution range for the last 100 years. Taking into account a significant decrease of the species population (at least for the last several decades) in other countries and regions of Europe (e.g. Finland, Estonia, and Karelia) it is possible to assume similar tendencies in our country.

Conservation measures for the species in Belarus

With the management-planning framework, a set of conservation measures was proposed to raise the conservation status of the species, both to ensure more effective protection within the existing protected areas and to implement more effective protection of habitats outside the protected areas, as well as the protection of the country's population of flying squirrels as a whole. The most important activities include the following:

Raising of the national conservation status of the species. Taking into account the catastrophic reduction of the species' range in Belarus over the last 100 years as well as the significant population decline of the species (at least for the last few decades) in other countries and regions of Europe (Finland, Estonia, and Karelia) it is recommended to revise the species' status by raising it to Category II (EN). Category II (EN) includes taxa that are not currently directly threatened by extinction within the country, but they have an unfavourable international or European conservation status, low population number, a trend towards a steady decline in population and/or range, and a predicted status deterioration in the near future.

Adjustment of the protection regime of existing and/or proposed protected areas, as well as their boundaries. As discussed above, the current protection regime of the existing PAs in which the squirrel occurs does not ensure that the habitats of the species are conserved. At the same time, the current legislation makes it possible to adapt the existing protected area regime to the necessary requirements for the protection of the species that inhabit these protected areas. This is a logical and necessary condition for the effective fulfilment of the conservation objectives of such areas. In a number of cases, species habitats have been identified in the vicinity of existing or prospective PAs and/or ASCIs. It is appropriate to adjust the boundaries of these PAs/ASCIs to include squirrels' habitats currently adjoining their boundaries. These include, for example, Zapolski reserve, prospective Surazski ASCI and others.

Update and clarification of the habitat protection requirements for the squirrels (TCP 17.07-01-2014 (02120)). The current protection regime set out in the TCP for flying squirrels' habitats cannot fully ensure effective conservation of the species. The protection regime needs to be adjusted. In particular, restrictions should be revised on logging of key stand elements in the habitats of the species: establishing logging restrictions for aspen and birch, establishing seasonal restrictions for permitted cuttings, preservation of fullness of the stand of at least 0.6–0.7, etc.

Conservation designation of identified habitats. Despite some limitations in the habitat protection requirements of the TCP, protection of identified habitats outside the protected areas is a necessary and important measure for the conservation of the species' population in the country. To date, about 70 territorial sites of the species are protected on an area of about 1500 ha, which is certainly not sufficient for the conservation of the population of the species in the country as a whole.

Preparation of key management plans for the conservation of the flying squirrel population in the protected areas. One of the most effective mechanisms for nature conservation, in the PAs, are their Management Plans stipulated by the national legislation. In this regard, development of Management Plans for key conservation areas is a necessary measure, including those required under the current legislation of Belarus.

Development of a local ecological network scheme. The modern range of the species in Belarus covers an area of about 145 000 ha, which is equal to the area of a large forestry unit or administrative district. Obviously, it is not feasible to introduce restrictions necessary for the conservation of the species over such a large area. On the other hand, it is also clear that preservation of isolated habitats or even larger populations of the species within PAs without the necessary ecological corridors would not be effective in preserving the population as a whole. It is therefore necessary to develop and implement a local ecological network to ensure that large populations of the species (e.g. within the protected areas) are linked to each other and to individual habitats or habitat concentrations outside the protected areas, and to enable communication and dispersal of the species both within and outside of Belarus.

Installation of artificial nesting boxes. The literature indicates that flying squirrels are quite active in using artificial nesting sites, both for temporary shelter and for breeding [Hanski 1998; Selonen & Mäkeläinen 2017]. The making and hanging of artificial nesting sites is therefore relevant, both to improve the ecological conditions of known habitats and to create opportunities for the spread and dispersal of the species. This activity is especially relevant due to the fact that hundreds of artificial nesting boxes are made and hung each year by forestry units according to their

own plans. However, mostly for common species. The re-orientation of the forestry units to making artificial nesting boxes for flying squirrels will require minimal additional funding and, at the same time, may have a significant ecological impact.

In spite of the fact that due to our research in recent years it was possible to quite accurately establish the borders of modern distribution of the species in Belarus, as well as to study some features of its biotopic distribution, a number of research activities focusing on the state of population and biology of the species is still required, including:

Clarification of the distribution range of the species in Belarus. Additional research is needed to clarify the boundaries of the species' distribution, particularly in the north-west and north-east of the country.

Conducting a census of the species to provide a more accurate estimate of the population size. The population size presented in this publication is a preliminary estimate. Therefore, it is important to conduct population surveys according to a standard methodology, with an estimate of occurrence (based on findings of excrement) on 9 ha sampling plots. [Hanski 2006].

Studying the ecology and biology at the range boundary. It is of great interest to study the ecology and biology of the flying squirrel in Belarus, at the border of its range. These studies are actual and necessary not only for successful planning and implementation of conservation activities in Belarus, but also for the sake of successful preservation of the European population of the species in general. It is also of interest to investigate the possibility of using artificial nesting sites (such as birdhouses, hutches) to improve the condition of habitats and manage the population of the species.

Study of the experience and possibility of restoring the range of the species. Given the literature evidence that the species had a much wider distribution previously, it is appropriate to investigate the possibility of dispersing the species and creating new stable population groups in suitable habitats. Active reintroduction of the species is also relevant given its very low dispersion. An example of suitable areas for species dispersal is a large forest area with predominance of deciduous (birch, aspen) or mixed (deciduous-spruce) forests with significant presence of aspen and birch at the border of Vorša and Lozna forestries. These are the territories of Asintorf and Babinavičy forestries, respectively. At present, flying squirrels have not been detected in these forestry units (surveys were conducted in 2016 and 2020). At the same time, the structure and condition of the forests in these areas (based on the current level of knowledge) are quite consistent with the requirements of the species. In addition, a large proportion of these forest areas, including the forests most suitable for the flying squirrels' habitat, already have various nature protection statuses. Firstly, it guarantees the preservation of the environment favourable to the species. Secondly, it will not lead to additional restrictions on forest management in the designated forest areas. Besides, suitable habitats for the species, where the species was not detected by us in 2016–2020, exist in the Tałačynski and Viciebski forestries in the north-east of Belarus, as well as in the north-west (Vierchniadžvinski, Rasonski, Połacki, Dretuński, and Šumilinski forestries).

Development of a monitoring scheme, including monitoring aimed at assessing the status of the species' population groups and the effectiveness of conservation measures, including verification of habitat status and control of compliance with established forest management restrictions in habitats transferred to land users for protection.

Conclusion

At present, the distribution range of the Siberian flying squirrel in Belarus includes, partly, the territory of two administrative districts—Viciebsk and Haradok, Viciebsk region. The southern border of the modern range of the species does not cross the river Kaspla and further (downstream from the mouth of the river Kaspla) the river Western Džvina. In the west, the border of the range can be tentatively drawn along the M8 (E95) motorway, west of which the occurrence of the species is found only in one place (vicinity of the village Tryhubcy, Viciebsk region). However, the species is not recorded further westwards (from Tryhubcy) (see: Fig. 5).

Habitats of the species are also found in the adjacent territories of the Smalensk region, in particular in the vicinity of the village Isačenki, Veliž district, Smalensk region. The total minimum number of the species can be estimated at 1350–1900 territorial individuals.

The most significant threats to the species are forestry activities. For successful conservation of the Belarusian population group of the species it is necessary to implement a number of measures to ensure conservation of all identified habitats with a complete ban on forestry activities, to identify and ensure conservation of unknown habitats, etc. In addition, to ensure the long-term conservation of the species and the possibility of its dispersal it is necessary to develop and create a local ecological network within the current range of the species in Belarus, as well as its integration into the national ecological network. This local ecological network should combine core areas—areas with the highest concentration of habitats of the species and with a complete ban on forestry activities, and ecological corridors with appropriate parameters and a sparing regime of forest use, providing connection with the network cores, as well as opportunities for external (outside the current distribution range) migration and dispersal of the species.

It is important to further study the biology and ecology of the species in more detail and to plan measures to restore the species' distribution range by first creating 3–5 local population groups in the most suitable habitats in northern Belarus, and also to develop measures to monitor the population status and the effectiveness of conservation measures.

Acknowledgements

The author is grateful for the help in data collection for the preparation of this article to D. Kiciel, J. Yankevich, S. Levy, D. Shamovich, and J. Shashenko. A large part of the research was conducted in the course of implementation of the ecological initiative 'Hamster, Speckled Ground Squirrel and Flying Squirrel: Save the Super Rodents! (Conservation of endangered representatives of Belarus' relic fauna of the common hamster, speckled ground squirrel and flying squirrel)' under the international technical assistance project 'Public Involvement in Environmental Monitoring and Better Management of Environmental Protection at Local Level' funded by the EU and implemented by UNDP in partnership with the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of Belarus, approved by the Resolution of the Council of Ministers of Belarus No. 232 of 29 March 2018 and registered by the Ministry (Registration No. 2/18/000863), as well as in the framework of research conducted by the Forest Working Group of the NGO 'Achova Ptušak Bačkauščyny' (APB—BirdLife Belarus).

References

- Airapetyants, E. A., M. I. Fokin. 2003. Biology of European flying squirrel *Pteromys Volans* L. (Rodentia: Pteromyidae) in the North-West of Russia. *Russian Journal of Theriology*, 2 (2): 105–113. [CrossRef](#)
- Flying... 2021. Flying squirrel. *Estonian Fund for Nature (ELF)*, website: <https://elfond.ee/elf-en/flying-squirrel>
- Hanski, I. K. 1998. Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel *Pteromys volans* in managed forests. *Wildlife Biology*, 4: 33–46. [CrossRef](#)
- Hanski, I. K., H. Henttonen, U.-M. Liukko, M. Meriluoto, A. ja Mäkelä. 2001. Liitooravan (*Pteromys volans*) biologia ja suojelu Suomessa. *Suomen ympäristö*, Helsinki, 459. [CrossRef](#)
- Hanski, I. K. 2006. *Liito-oravan Pteromys volans Suomen kannan koon arviointi*. Report Ministry of Environment.
- Rassi, P., A. Alanen, T. Kanerva, I. Mannerkoski. (eds). 2001. *Suomen lajien uhanalaisuus 2000*. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus, Helsinki, 1–432.
- Reunanen, P., M. Mönkkönen, A. Nikula. 2002. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: Comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici*, 39 (1): 7–20.
- Reunanen, P., M. Mönkkönen, A. Nikula. 2002a. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici*, 39: 7–20.
- Shar, S., D. Lkhagvasuren, S. Bertolino, H. Henttonen, B. Kryštufek, H. Meinig. 2016. *Sciurus vulgaris*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2016: e.T20025A115155900. [CrossRef](#)
- Siberian ... 2016. Siberian Flying Squirrel. *Pteromys volans*. *The IUCN Red List of Threatened Species in 2016*. website: <http://www.iucnredlist.org/details/18702/0>
- Skarén, U. 1978. Liito-oravan esiintymisestä ja talviravinnosta Pohjois-Savossa. *Luonnon Tutkija*, 82: 139–140.
- Selonen, V., S. Makelainen. 2017. Ecology and protection of a flagship species, the Siberian flying squirrel. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 28 (2): 134–146.
- Timm, U., P. Kiristaja. 2002. The Siberian flying squirrel (*Pteromys volans* L.) in Estonia. *Acta Zoologica Lituanica*, 12: 433–436.
- Timm, U., J. Remm. 2011. Lendorava lugu. *Eesti Loodus*, 62: 90–92. [CrossRef](#)
- Tõnisson, J. 1975. Lendoravast ja tema esinemisest Eestis. *Eesti loodusharulduste kaitseks*. Tallinn, Lk, 197–211.



DISTRIBUTION LIMITS OF FOREST-DWELLING SMALL MAMMALS (EULIPOTYPHLA, RODENTIA) IN THE CRIMEAN MOUNTAINS

Igor Evstafiev 

Key words

fauna, small mammals, rodents,
shrews, geographic range, Crimea

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2209>

Article info

submitted 07.12.2020
revised 06.11.2021
accepted 23.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

Crimean Republican Sanitary and
Epidemiological Station (Simfero-
pol, AR Crimea)

Correspondence

Igor Evstafiev; Crimean Republi-
can Sanitary and Epidemiological
Station; 67 Naberezhna Street,
Simferopol, 79005 Ukraine
e-mail: e-igo@ukr.net
orcid: 0000-0003-1586-8411

Abstract

Concluding data on distribution limits of small mammals that have isolated geographic ranges in the montane forest zone of the Crimean Peninsula are presented. The analysis is based on data collected for forty years of mammal research in the Crimea, with a total sampling effort of 600 000 trap-nights and more than 63 000 trapped specimens of small mammals. The article considers the geographic range of two insectivore species of the family Soricidae (*Neomys anomalus* and *Sorex pusillus*) and three rodent species that belong to the families Muridae (*Sylvaemus tauricus* and *S. uralensis*) and Cricetidae (*Microtus obscurus*). These are forest-dwelling species that find food, shelter and other favourable conditions necessary for full and permanent existence of their populations in forest communities. This group of Micromammalia is of the greatest interest from the viewpoint of zoogeography and evolution since they have been geographically isolated from their main range for thousands of years. Their gene pool therefore preserved both ancestral genetic material and new alleles that have been amassed during the entire period of isolation and have been filtered by natural selection. Range boundaries of these species have been affected by various environmental components that have been acting as main limiting factors. These are hydroclimatic factors (humidity and moisture that determine meso- and microclimatic parameters of biotopes), floristic factors (dominating flora composition that determine trophic and topic features of local animal populations), and landscape and edaphic factors. *Neomys anomalus* and *Sorex pusillus* are stenotopic and hygrophilous species that inhabit the wettest biotopes of mountain forests of the Crimea thus they have the smallest geographic ranges. The geographic range of *Sylvaemus tauricus* is wider and is related to the distribution of oak-beach forests. The species *Sylvaemus uralensis* and *Microtus obscurus* are the most eurytopic and their geographic range expands even to the Crimean Lowland in a north-eastern direction. Natural and climatic conditions that are present in the montane and piedmont zones are optimal for the species *S. uralensis* and *M. obscurus*, which are thus abundant and dominating here among small mammals.

Cite as

Evstafiev, I. 2021. Distribution limits of forest-dwelling small mammals (Eulipotyphla, Rodentia) in the Crimean Mountains. *Theriologia Ukrainica*, 22: 80–93. [In English, Ukrainian summary]

Межі поширення гірськолісових видів дрібних ссавців (Eulipotyphla, Rodentia) у Криму

Ігор Євстаф'єв

Резюме. Наведено підсумкові дані по межах географічних ареалів дрібних ссавців, які мають ізольовані ареали в гірськолісовій зоні Кримського півострова. В основі аналізу лежать дані за 40-річний період вивчення фауни ссавців на території Криму. За цей час відпрацьовано більше 600 тис. пастко-ночей і відловлено більше 63 тис. дрібних ссавців. В статті розглянуті ареали двох видів Insectivora, родини Soricidae: *Neomys anomalus* і *Sorex pusillus*, та трьох видів гризунів (ряд Rodentia): *Sylvaemus tauricus*, *S. uralensis* (Muridae) та *Microtus obscurus* (Cricetidae). Ці види дрібних ссавців по способу життя є лісовими мешканцями, які в лісових товариствах знаходять собі їжу, укриття та інші сприятливі умови для повноцінного та постійного існування їх популяцій. Ця група Micromammalia представляє найбільший інтерес з точки зору зоогеографії та еволюції, так як саме вони є географічними ізолятами від основного ареалу протягом тисячоліть. Тому в їх популяційному генофонді збереглися як предкові генетичні матеріали, так і з'явилися нові генні характеристики, накопичення яких йшло весь період ізоляції і фільтрувалося природним відбором. На формування меж їхніх географічних ареалів визначальний вплив надають різні компоненти середовища, які виступають в ролі основних лімітуючих факторів. Це, перш за все, — гідрокліматичні фактори (вологість повітря і ґрунту, що визначають мезо- і мікрокліматичні параметри біотопів); флористичні фактори (домінуючий склад флори, що забезпечує основні життєві відправлення мешкаючих в них популяцій тварин, як трофічних, так і топічних); ландшафтні та едафічні фактори. Види *Neomys anomalus* та *Sorex pusillus* — стенобіонтні гігрофіли, які населяють найвологіші біотопи в лісах гірського Криму, тому вони мають найменші географічні ареали. Ареал виду *Sylvaemus tauricus* ширший, і він прив'язаний до розповсюдження дубово-букових лісів. Види *Sylvaemus uralensis* і *Microtus obscurus* — найбільш еврібіонтні види, ареали яких виходять навіть на територію Рівнинного Криму в північно-східному напрямку. Природно-кліматичні умови, які існують як в гірській, так і в передгірній природних зонах, оптимальні для видів *S. uralensis* і *M. obscurus*, тому тут ці види є фоновими домінуючими видами серед дрібних ссавців.

Ключові слова: фауна, дрібні ссавці, гризуни, землерийки, ареали, Крим.

Introduction

Yet in the 19th century, the very first zoologists who had started to study the nature of the Crimea [Pallas 1831; Nordmann 1840; Koeppen 1883] paid attention to the specifics of the local fauna, which had differed in many aspects from faunas of adjacent territories. Primarily it was the sharp heterogeneity between faunas of the Crimean steppe and the Crimean Mountains. In terms of zoogeography, the Crimean steppe represents a slightly impoverished district of the steppe province of the Euro-Siberian region of the Palaearctic, whereas the Crimean Mountains harbour a montane forest fauna, which is close to the fauna of the Mediterranean south such as Transcaucasia, the Balkans, Syria, and the Aegean Islands [Puzanov 1949].

The montane forest zone of the Crimean Peninsula represents a peculiar 'island' harbouring populations of various mammal species that have been existing in isolation for thousands of years and hundreds of kilometres far from the main part of their geographic range [Puzanov 1938]. The role of isolating barriers for populations of Crimean mammals is played by the sea and open steppe and semi-desert areas [Evstafiev 2010]. These sites are characterized by the absence of woody vegetation and arid summer climate.

Due to the centuries of isolation, the gene pool of populations of montane forest species has changed under the influence of evolutionary factors. Since exchange of genetic material with individuals from other, mainland populations did not occur, their gene pool has become particularly unique, which is yet to be studied. The distribution of all montane forest species of small mammals within the zone of mountain forests is mosaic, though continuous in general, and range boundaries are identical from the side of the Crimean southern coast.

In the north, however, from the side of the Crimean steppe, range boundaries of montane forest species vary. They are determined by the heterogeneity of the Crimean foothills, which represent a wide transitional zone between montane meadows and forests and lowland steppe communities, as well as by differences in the level of preference of montane forest species of various habitat types.

But how far north can montane forest species of small mammals disperse to the forest steppe and steppe zones and what factors act as ecological barriers to range expansion beyond the territory of the Crimean Mountains?

Material and Methods

General geographic features of the studied region and the materials and methods used were described earlier [Evstafiev 2015]. The present work is based on materials collected during epizootiological expeditions in the territory of the Crimean Peninsula by zoologists of the Crimean Anti-Plague Station and of the Department of Especially Dangerous Infections of the Crimean Republican Sanitary and Epidemiological Station.

Standard and widely accepted methods of census and trapping of small mammals were used [Kucheruk 1952; Kucheruk & Korenberg 1964; Popov 1967; Karaseva & Telitsyna 1996]. The sampling effort for the entire research period was 600 000 trap-nights and more than 63 000 specimens of small mammals were collected. Primary data have been amassed in electronic spreadsheets using Microsoft Excel [Evstafiev 2017].

Maps of geographic ranges of species were prepared in Quantum GIS v.1.7.4. using spreadsheet data on trappings of small mammals. Each trapping locality of small mammals is a site of around 2 km in diameter with various types of habitats. Within each locality, trapping has been carried out for the past 40 years for 1–3 to 10–15 times in various years and seasons.

Maps presented in this article show the territories through which runs the northern ‘forest steppe boundary’ of geographic ranges of species considered. In Fig. 1, main trapping localities are shown only within the area of the northern boundary of distribution of the considered forest-dwelling species of insectivores and rodents.

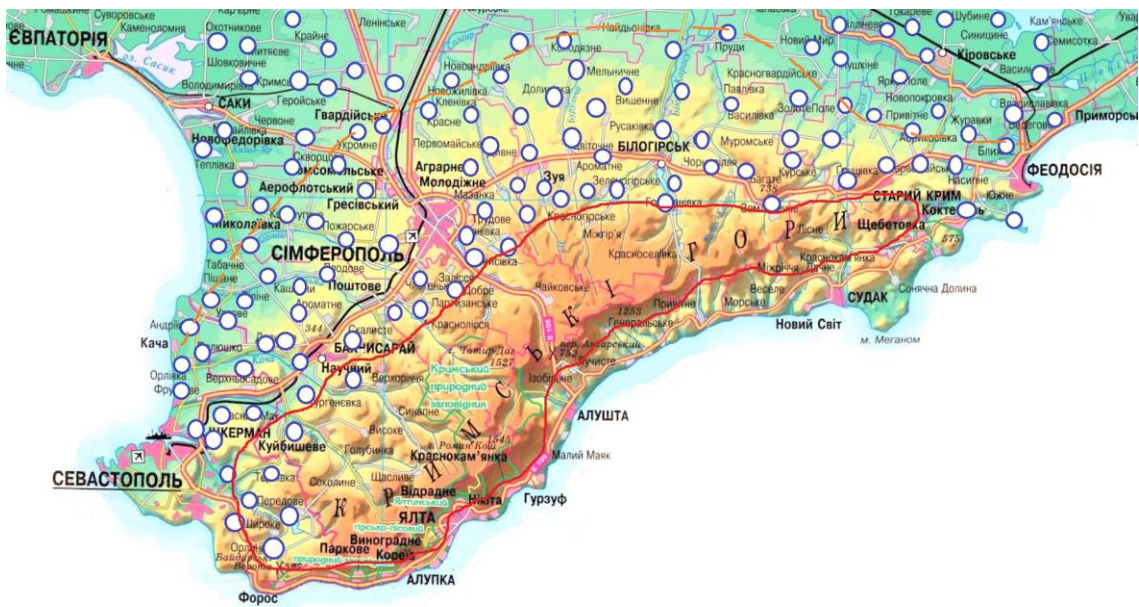


Fig. 1. Trapping localities of small mammals for the last 40 years. The red line outlines the boundaries of the mountain forest zone of the Crimea: the descriptions of species ranges in this article refer to the periphery of this zone.

Рис. 1. Точки відлову дрібних ссавців протягом останніх 40 років. Червона лінія окреслює межі гірськолісової зони Криму: описи видових ареалів у цій статті стосуються периферії цієї зони.

Trapping localities (there are too many of them) related to the montane forest zone of the Crimea (indicated with a red line in Fig. 1), where the species considered have a continuous range, are not shown in Fig. 1. At a first approximation, the boundary of the montane forest zone corresponds to the hypsometric level of 250–300 m a.s.l.

In Fig. 1 and on maps showing range boundaries of montane forest species (Figs 2–6), the boundary between the steppe and piedmont zones is indicated by a thin brown dashed line (after [Andrienko *et al.* 1977]). At a first approximation, this line runs through the settlements Kacha—Viline—Hvardiiske—Annivka—Naidonivka—Prudy—Zolote Pole—Feodosia. Its hypsometric value ranges from around 40 m a.s.l. in coastal areas (Kacha, Feodosia) to almost 140 m in the central part of the piedmont zone (Hvardiiske).

A review of geographic range limits of isolated species

Family Soricidae Fischer, 1817

Both species of the family found in the Crimea—the Caucasian pygmy shrew (*Sorex pusillus*) and the Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*)—are stenotopic and have the most restricted geographic range in the Crimean Mountains.

Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*)

The Mediterranean water shrew is a rare species throughout its range (southern and central West Europe and north-west Ukraine) and it is represented in the Crimea by the subspecies *Neomys anomalus mokrzeckii* Martino, 1917.

In general, the species' biology has been studied insufficiently [Flint *et al.* 1970; Evstafiev 2016]. In the Crimea, the Mediterranean water shrew has been found exclusively in the mountainous part of the peninsula and it does not occur below 400–500 m a.s.l. The abundance of the Mediterranean water shrew in the Crimea has remained low, and a total of 11 specimens have been caught for the entire period of research.

Since the number of record localities of the species is very low, here we present all known localities not only the marginal ones. In particular, the Mediterranean water shrew was caught in the southern, mountainous part of Bilohirsk (Balanov Reservoir), Simferopol, and Bakhchysarai raions, as well as in the territory of Alushta Raion (near the sources of the Kacha and Chorna rivers, which are located on protected areas) at a height of 300 to 600–800 m a.s.l. In addition, the species was recorded (corpses of dead animals) near Velyka Yalta and in Sudak Raion (Fig. 2).

Mediterranean water shrews were caught in the years very unevenly. The first two individuals were trapped in July 1987 on a single trap-line in Bakhchysarai Raion. The next time Mediterranean water shrews were caught was eleven years after the first record: two specimens in 1998 and another two in 1999 in Bakhchysarai and Simferopol raions. The latest known specimen was also trapped in Bakhchysarai Raion in 2008.

The obtained data allows suggesting that the main range of the Mediterranean water shrew is restricted to forested areas of the central and western parts of the Crimean Mountains, which are located in the territory of Bakhchysarai, Simferopol, Bilohirsk, and Alushta raions. It can also be suggested that the species occurs in hardly accessible areas of the eastern Crimean Mountains, from the central part of Bilohirsk Raion to Sudak Raion to the east, which can be confirmed by a record of the species near the village of Shchebetovka.

The analysis of rather scarce data on the abundance and distribution of the Mediterranean water shrew shows that the species' range covers forest habitats with the highest level of moisture along banks of permanent or temporary bodies of water (mainly mountain streams).

Caucasian pygmy shrew (*Sorex pusillus*)

In the Crimea, the Caucasian pygmy shrew forms an isolated population that is clearly separated from the species *Sorex minutus*, which is widely distributed in the Palaearctic [Dolgov 1985].



Fig. 2. The Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*) in the Crimea: circles — all record localities of the species; red bold dashed line — the supposed northern edge of the species' range in the montane forest zone.

Рис. 2. Рясоніжка мала (*Neomys anomalus*) в Криму: точки — всі місця відлову рясоніжок; червона (жирна) пунктирна лінія — імовірна північна межа ареалу виду у гірськолісовій зоні.



Fig. 3. The Caucasian pygmy shrew (*Sorex pusillus*) in the Crimea: circles — the most northern and northwestern record localities of the species; red dashed line — the supposed northern edge of the species' range in the montane forest zone.

Рис. 3. Мідиця понтична (*Sorex pusillus*) в Криму: точки — найбільш північні та північно-західні місця відлову; червона пунктирна лінія — імовірна північна межа ареалу у гірськолісовій зоні.

Research on shrews of the Crimea allowed S. Dahl [Dahl 1931] to consider them as *Sorex minutus gmelini* Pallas, 1811. However '*Sorex gmelini*' (Pallas, 1811) is identical to *S. pusillus* Gmelin, 1774, not to *S. minutus*, and thus the name '*Sorex (minutus) dahli* Zagorodniuk' [Zagorodniuk 1996] was proposed for the Crimean shrew, which is completely isolated from the continental form. The word '*minutus*' here denotes a group of species not a particular species, for which it was proposed to consider the Caucasian *S. pusillus* [Zagorodniuk 1996: 59], also known as '*S. volnuchini* Ognev, 1922.' The latter is also supported by molecular data [Vega *et al.* 2020]. The species has been known in the Crimea since the Pliocene [Dulitsky 2001].

The current distribution of the Caucasian pygmy shrew in the Crimea covers the zone of shibliak and deciduous forests alternating with shrubberies (Fig. 3). The northern range edge of the species in the Crimea practically coincides with the boundary between the forest and piedmont zones, while most records of the species come from below 300 m a.s.l.

A practically isolated micropopulation of the Caucasian pygmy shrew in shibliak near the village of Kazanky of Bakhchysarai Raion should be mentioned separately. This micropopulation has been existing here during the entire period of research. The species' abundance is low everywhere and only in separate years it can slightly increase reaching 3% of catches in 100 trap-nights.

Family Muridae Illiger, 1811

Of the representatives of this family, three species have isolated geographic ranges in the montane forest zone of the Crimea: the yellow-necked wood mouse *Sylvaemus tauricus* s. str. (Pallas, 1811), pygmy wood mouse *Sylvaemus uralensis* (Pallas, 1788) [Heptner, 1940], and black rat *Rattus rattus ruthenus* Ognev et Stroganov, 1936.

Yellow-necked wood mouse (*Sylvaemus tauricus*)

The yellow-necked wood mouse was first described in the Crimea by Pallas based on materials from Chersonesus (now vicinities of Sevastopol) as '*Mus sylvaticus* var. *taurica*' [Pallas 1811: 168], which later was accepted as species name for all European large forms of wood mice—*Sylvaemus tauricus* (= *Apodemus flavicollis* auct.) [Zagorodniuk 1992]. Accordingly, the montane forest population of this species is represented by the nominate subspecies *Sylvaemus tauricus tauricus*.

The yellow-necked wood mouse is a specialized granivore of woody plants (oak, beech, hornbeam and some others), the geographic range of which in the Crimea is thus restricted to forests of the montane forest zone of the peninsula (Fig. 4) [Evstafiev 2003, 2015a].



Fig. 4. Northern range edge of the yellow-necked wood mouse (*Sylvaemus tauricus*) in the Crimea.

Рис. 4. Північна межа ареалу мишака жовтогрудого (*Sylvaemus tauricus*) в Криму.

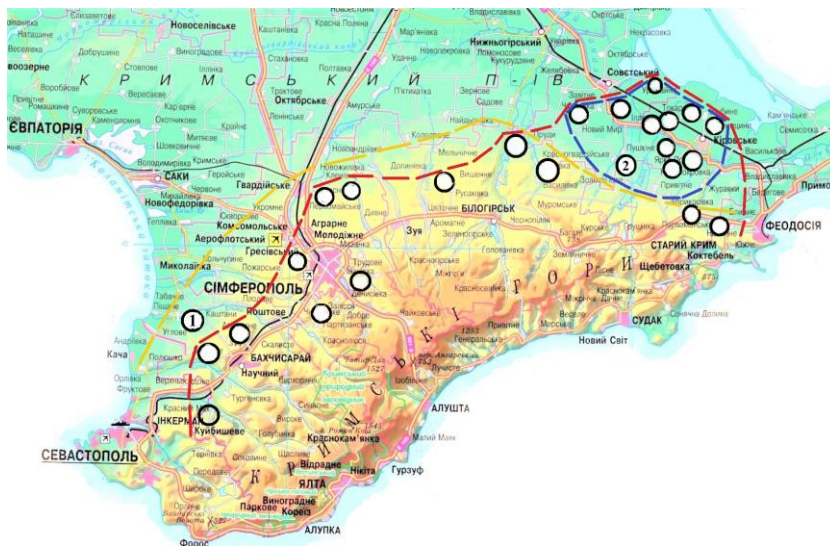


Fig. 5. Northern range boundaries of the pygmy wood mouse (*Sylvaemus uralensis*) in the Crimea with some details on the northern and northwestern directions. Numbers 1 and 2 mark isolates beyond the main range (details in the text).

Рис. 5. Північні межі ареалу миші уральської (*Sylvaemus uralensis*) в Криму з деталізацією у північному та північно-західному напрямках. Цифрами 1 і 2 позначено ізоляти поза основним ареалом (деталі у тексті).

Studies have revealed that the share of yellow-necked wood mice in woody-shrubby biotopes of the forest zone is 35.1% of all small mammals trapped in this zone, whereas 10.3% in the foothills. In natural herbaceous biotopes (glades, forest edge), yellow-necked wood mice made up 19.1% of trapped small mammals in the forest zone and 5.1% in the foothills [Evstafiev 2004].

The yellow-necked wood mouse is widely distributed within its range, which can be confirmed by the share of trap-lines on which the species was recorded. In the montane forest zone, the share of productive trap-lines was 63.3% on woody-shrubby biotopes and 46.9% in herbaceous ones; these numbers in the piedmont zone were 30.7% and 20.1%, respectively.

Pygmy wood mouse (*Sylvaemus uralensis*)

The pygmy wood mouse is represented in the Crimea by the subspecies *Sylvaemus uralensis bessleri* Dahl 1929, which was described as '*Sylvaemus sylvaticus baessleri*' based on materials from the Crimean Mountains ('Crimean State Reserve': Dahl 1929). Its distinctness has drawn the attention of systematists many times [Heptner 1940; Zagorodniuk 1992], and in the structure of the geographic range of this species the Crimean population clearly has a distinct position as well [Zagorodniuk 2020].

The pygmy wood mouse is one of the most abundant small-mammal species of the montane forest and piedmont zones of the Crimea. Its share is 29.4% of the total number of trapped small mammals in the forest montane zone and 39.1% in the piedmont zone. In biotopes of the steppe zone of the peninsula, the share of the species in samples does not exceed 5.3%.

The geographic range of the pygmy wood mouse covers most parts of the montane forest and piedmont zones of the Crimea; its northern boundaries with some details on the northern and north-western directions are shown in Fig. 5. The map shows two isolates located beyond the main range: (1) near the villages of Vilino, Otradne, and Kochergino of Bakhchysarai Raion; and (2) record localities in the steppe zone of Kirovske Raion (blue dashed line). This species, similarly to the 'common' vole, enters steppe areas through forest stripes and river valleys, but does not occur north of the valley of the Salgir River.

Black rat (*Rattus rattus ruthenus*)

The black rat is an autochthonous species of the Crimea and currently is the least studied and the rarest species among small mammals of the peninsula. The distribution of the species in the Crimea is restricted to the narrow strip of the southern coast. Single individuals of the black rat were occasionally recorded only in forest and woody-shrubby biotopes, in vicinities of Velyka Yalta.

The origin of these rats is unclear. It is possible that they had arrived to the Yalta Seaport on ships and subsequently dispersed to anthropogenic and natural biotopes of Velyka Yalta. Cases of transportation of black rats to seaports of the Crimea (Kerch, Yalta, and Sevastopol) by merchant ships and the subsequent settlement of animals in the port's territory have been recorded numerous times [Evstafiev, 2015b, 2020].

Family Cricetidae Fischer-Waldheim, 1817

Altai vole (*Microtus obscurus*). The vole that inhabits the montane forest south of the Crimean Peninsula had been considered a subspecies of the common vole *M. arvalis iphigeniae* Heptner, 1946 [Heptner 1946; Ognev 1950]. Currently, *M. obscurus* is recognized as separate species, which is represented in the territory of the Crimea by a geographically isolated subspecies *M. o. iphigeniae* Heptner, 1946 [Zagorodniuk 1993].

The Altai vole is the most abundant species in the montane forest zone occurring in yaylas, glades, trails, burnt areas, and on the forest edge. On the other hand, the species avoids continuous deciduous forest with no herbaceous undergrowth, which is related to its feeding specifics. A total of 7870 specimens of *M. obscurus* were collected (64.5% in the mountains, 30.2% in the foothills, and 5.2% in the steppe); their share among all trapped small mammals was 47.2%, 25.6%, and 1.3%, respectively.

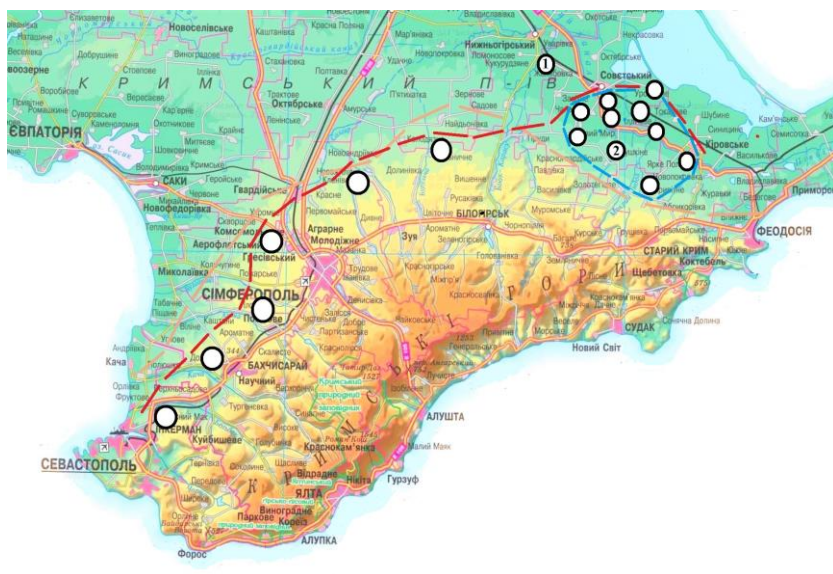


Fig. 6. Northern range boundaries of the Altai vole (*Microtus obscurus*) in the Crimea with some details on the northern and northwestern directions. Numbers 1 and 2 mark isolates beyond the main range (details in the text).

Рис. 6. Північні межі ареалу полівки алтайської (*Microtus obscurus*) в Криму з деталізацією у північному та північно-західному напрямках. Цифрами 1 і 2 позначено ізоляти поза основним ареалом (деталі у тексті).

The species' long-term relative abundance was 5.0, 2.6, and 0.1 individuals per 100 trap-nights. The aggregated distribution of the species in a particular biotope can be suggested by the number of trapped voles on one productive trap-line (100 trap-nights), which was 9.1, 6.6, and 3.9 individuals.

The geographic range of the Altai vole is rather wide and similar to that of the pygmy wood mouse. The northern range boundary of the species in the Crimean Peninsula generally coincides with the boundary of the piedmont zone (Fig. 6). Only in the north-eastern direction beyond the piedmont zone the species has been found in the steppe as relative large isolates, practically in the entire territory of Kirovske Raion and in part of Sovietskyi Raion (see circles No. 2 within the blue dashed line in Fig. 6). The northernmost isolate of *M. obscurus* beyond the main range was found in vicinities of the village of Almazne in Sovietskyi Raion.

The origin of the montane forest mammal assemblage

In order to understand how and when isolated populations of small mammals appeared in the montane forest zone of the Crimea along with their specific complex of ectoparasites we should consider the peninsula's geological history.

Modern lowland and mountain landscapes of the Crimean Peninsula had formed during the Neogene period of the Cenozoic. It was the time when the Crimean Mountains emerged in the south of the peninsula [Puzanov 1938]. In the Pleistocene, the time of large-scale glaciations and alternating periods of glaciations and interglacials, the formation of most of the modern forms of relief, faunas, and floras had completed.

The last glacial maximum in the north of Europe took place in the territory of modern Scandinavia about 100 000 years ago. The ice sheet, which could reach a depth of 2 km, had expanded forcing animals and plants to the south. At that time, sea level had dropped and various kinds of land bridges had appeared allowing many species to spread into new and earlier inaccessible territories, including the area of the Crimean Mountains.

About 7000 years ago, climate had become warmer and continental glaciers had disappeared permanently. The steppe zone of the Crimean Lowland acquired its modern form [Gromov 1961]. Animal species that had colonized mountain forests of the Crimea had lost their connection with their continental populations forming local isolates. The modern fauna of terrestrial mammals of the Crimea has been forming since that very time [Dulitsky 2001].

At present, the group of terrestrial montane forest small mammals in the Crimean Peninsula is represented by two insectivore species (Caucasian pygmy shrew *Sorex pusillus* and Mediterranean water shrew *Neomys anomalus*) and three rodent species (yellow-necked wood mouse *Sylvemus*

tauricus, pygmy wood mouse *Sylvaemus uralensis*, and Altai vole *Microtus obscurus*). At the same time, the Caucasian pygmy shrew (as '*S. minutus gmelini* Pallas') and the Mediterranean water shrew (as *N. anomalus mokrzeckii* Martino) are considered rare and endangered taxa that require protection [Tovpinets & Evstafiev 2002, 2005].

This group of small mammals represents the greatest interest from the viewpoint of zoogeography and evolution for having been geographically isolated from the main species range for thousands of years. Their gene pool has preserved ancestral genetic materials but also acquired new genetic features that have been amassed during the entire period of isolation and have been filtered by natural selection. Therefore, considering the importance of biodiversity conservation and as detailed as possible account of intraspecific genetic structure of species, the study of isolated population is of great interest on both morphobiological and molecular levels [Evstafiev & Tovpinets 2002].

A brief description of small mammals of the Crimean Mountains

A detailed description of the fauna, ecology, and epizootology of small mammals of the Crimea, including montane forest species, was presented earlier [Evstafiev 2015, 2016, 2017] thus here we only consider some aspects important to the topic of the present study.

The core of the small-mammal assemblage of the montane forest zone includes species that have isolated geographic ranges here. The Altai vole is a clearly dominating species and its share in trappings varies from 35.6% to 71.6% and in average is 46.2%. The pygmy wood mouse is a subdominant (29.4%) followed by the yellow-necked wood mouse (19.2%), while the share of other species is less than 2%.

In the piedmont zone, which is transitional between the montane forest and steppe zones, is a specific ecotone with highly varying abiotic and biotic environmental factors and the highest diversity of biotopes. As a result, species of the montane forest and steppe zones co-exist in this territory.

The fauna of the foothills is quite variable and mosaic, which is related to the ecological preferences of local species and depends on meso- and microclimatic conditions of particular habitats. Wet and shady biotopes with woody-shrubby vegetation are inhabited by species of the montane forest mammal assemblage, whereas light, dry, and steppe-like habitats are occupied by species of the steppe mammal assemblage.

Therefore, the Altai vole in the piedmont zone (25.7%) is dominated by the pygmy wood mouse (39.1%) and is followed by the steppe wood mouse *Sylvaemus witherbyi* (11.7%), house mouse *Mus musculus*, yellow-necked wood mouse *Sylvaemus tauricus*, social vole *Microtus socialis*, and lesser white-toothed shrew *Crocidura suaveolens*.

Factors affecting geographic range limits of isolated species

The formation of range boundaries is affected by a set of biotic and abiotic factors [Lobkov 2004; Lee-Yaw *et al.* 2016]. The southern range edge of all forest-dwelling species practically coincides with the southern coast of the Crimea, where the species considered do not occur below 300–500 m a.s.l. Their range boundaries are determined here by the characteristic southern coastal landscape (rather steep and rocky mountain slopes), quite dry though warm climate, and characteristic xerophytic Mediterranean vegetation [Kochkin 1967; Andrienko *et al.* 1977; Shcherbak 1988].

Contours of geographic ranges are determined by ecological features of species [Lee-Yaw *et al.* 2016]. All of the considered species of small mammals recorded in the piedmont and forest zones are forest-dwelling animals according to their ecological needs and require the presence of woody-shrubby vegetation as source of food and shelter. They react differently to the impact of various abiotic and biotic components of the ecosystem, which defines the main features of their habitats [Slonim 1971]. The habitat of each species is an ecological niche in the structure of a particular natural ecosystem, i.e. a place in the natural environment where individuals of species are able to find food, shelter, protection, and mating partners.

Since individuals of the considered species react differently to the main structural components of the ecosystem, it is important to identify those that are essential for the formation of biotopes and, respectively, range boundaries [Abdurakhmanov *et al.* 2003; Babenko & Markov 2017].

Mediterranean water shrew (Neomys anomalus) and Caucasian pygmy shrew (Sorex pusillus)

The Mediterranean water shrew is a hygrophilous species with low ecological plasticity and thus can be considered as a stenotopic species. Its stenotopic feature is the most evident regarding to the level of moisture of the habitat. The Mediterranean water shrew is adapted to live under conditions of increased moisture and prefers to settle under the canopy of deciduous forest, where it inhabits dense herbaceous and shrubby vegetation in marshy and wet areas, floodplains, banks of streams and other small bodies of water. Such biotopes occur quite rarely in the montane forest zone of the Crimea and thus the geographic range of this species is very restricted (see: Fig. 2). Being stenotopic is what limits widespread distribution and defines local distribution patterns.

The Caucasian pygmy shrew has habitat preferences similar to those of the Mediterranean water shrew thus geographic ranges of the two species in the montane forest zone of the Crimea often overlap (see: Fig. 3). The Caucasian pygmy shrew is also hygrophilous and stenotopic, though has a higher level of ecological plasticity, especially regarding moisture. Respectively, this species inhabits not only banks of waterbodies in moist forest habitats, but also occurs in dense herbaceous and shrubby vegetation under the canopy of deciduous forest, in loose forest floor, and hollows in the soil and rotting wood.

The Caucasian pygmy shrew as a more eurytopic species in comparison with the Mediterranean water shrew is able to spread into the piedmont zone along valleys of permanent rivers, such as Chorna, Kacha, Alma, and others. However, it does not form abundant settlements here either.

The stenotopic nature of both insectivore species limits their ability for widespread distribution under conditions of the arid Crimean climate and determines their mosaic occurrence. These species have all-years-long access to diverse food including insects, terrestrial crustaceans and other small invertebrates only in highly humid microhabitats. Beyond such habitats, especially in ones with low humidity, these animals lose water fast, which leads to their dehydration and death. Therefore, these two species cannot exist in xerophytic and even mesophytic biotopes of the Crimean Mountains for long time. Due to the lack of precipitation in summer months, most small streams and springs dry up and after the vegetation period of spring ephemerals completes the second herbaceous plant cover cannot be formed in forest balkas and valleys. This leads to the lack of diverse invertebrates here, which form the food base for both shrew species.

The dry air and forest floor during the entire summer are limiting factors that affect the formation of highly mosaic geographic ranges of these shrews, mainly in the middle and upper belts of the forest zone.

Yellow-necked wood mouse (Sylvaemus tauricus)

The yellow-necked wood mouse as a specialized granivore is trophically and topically closely related to deciduous trees, such as oak, hornbeam, beech, and others. It can be clearly traced by the boundaries of its range: the species spreads into the piedmont zone only through continuous forests of oak and hornbeam with Oriental hornbeam, European cornel and other shrubs in the understorey (see: Fig. 4). At the same time, the yellow-necked wood mouse avoids light sparse woods with well-developed herbaceous vegetation.

Pygmy wood mouse (Sylvaemus uralensis) and Altai vole (Microtus obscurus)

Geographic ranges of the pygmy wood mouse and the Altai vole (see: Figs 5–6) are similar and the widest. Their northern edge practically coincides with the conditional boundary between the piedmont and steppe zones in Bakhchysarai, Simferepol, and Bilohirsk raions. It runs along the northernmost sites of the downy oak that form isolated shibliak-type woods here alternating with agricultural lands.

In the south-east of the Crimean Lowland, geographic ranges of these two species reach the steppe zone in Kirovske Raion, even up to the bank of Lake Syvash, which practically coincides with the second zone of hydrological zonation that covers the area of river valleys of the eastern slope of the Crimean Mountains [Ovcharuk & Todorova 2016]. This area is crossed by the main streambed of the North Crimean Canal as well as valleys of many rivers that flow from the Crimean Mountains (from Biyuk-Karasu in the north to West Bulganak, Indol, Subash and others in the south-east) and is generally characterized by more hygrophilous conditions that contribute to higher productivity of vegetation during the entire summer. This provides sufficient food base for the herbivorous Altai voles and mainly granivorous pygmy wood mice.

Isolated populations and zoogeographic division. Synperates

Currently two approaches are used to zoogeographic zonation: faunagenetic and landscape-zonal (zonal-climatic). The faunagenetic approach focuses on endemics and relics, the presence of which underlines the uniqueness and ancientry of fauna of a particular region [Menzbir 1934; Semenov-Tyan-Shansky 1935], whereas the landscape-zonal approach is based on the study of animals that are ecologically related to habitats (components of phytocoenoses) and to each other. In the latter case, zoogeographic regions often coincide with landscape zones, which is also observed in the Crimean Peninsula.

Regardless of the approach of zoogeographic division, the establishment of boundaries between different zoogeographic units is of great importance in order to determine the uniqueness of faunal assemblages. In the course of zoogeographic zonation, regional units are formed by superimposition of range boundaries regardless of their coincidence with natural barriers—geographic, climatic, or other. For this purpose, the method of synperates is used [Reshetylo 2012], when range boundaries of various species are superimposed on a map and they coincide or turn out to be closely located to one another (Fig. 7). The revealed stripes of concentration of range boundaries are synperates, which usually coincide with various barriers of species dispersal. At present, however, the exact geographic range is known only for less than 1% of organisms thus the value of synperates as a biological prerequisite of determination of geographic assemblages of the biota has been limited so far.

Analysis of obtained data revealed that geographic ranges of the species considered demonstrate the presence of two synperates. One is formed by ranges of the Mediterranean water shrew, Caucasian pygmy shrew, and yellow-necked wood mouse, and another one is formed by ranges of the pygmy wood mouse and the Altai vole.

The first synperate is clearly associated with the montane forest zone, whereas the second one is not related to any obvious geographic barriers. In the south-western and central parts, range boundaries practically coincide with the boundary between the piedmont and steppe zones, while in the north-western part the synperate expands to the lowland steppe area. At the same time, ranges of West Palaearctic species form the first synperate, whereas the second synperate is related to East-Palaearctic species.

When analysing (visualizing) geographic ranges of the considered species (Fig. 7), it can be seen that they form a specific ‘Russian doll’ when in the row of *Neomys anomalus* → *Sorex pusillus* → *Sylvaemus tauricus* → *Sylvaemus uralensis* → *Microtus obscurus* the range of each subsequent species includes the range of preceding species. At the same time, the relative abundance of each species in this sequence also shows an increasing tendency.

An important prerequisite of formation of geographic assemblages of the biota is the superimposition of area and outlines of geographic ranges of many taxa: small mammals, their arthropod parasites, birds, and others [Mordkovich 2005]. The revealed synperates show that each groups of species is characterized by similar habitat preferences and environmental requirements. The coincidence of range boundaries is not a universal though quite widespread phenomenon largely favoured by coenotic relations of species and especially by the determination of ecological successions [Razumovsky 1999].

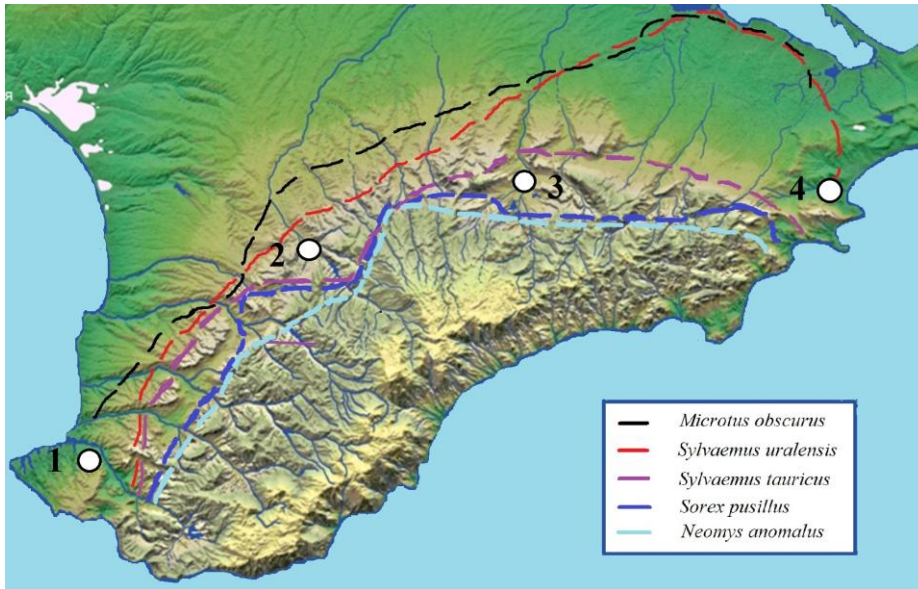


Fig. 7. Northern range boundaries of all of the studied species based on data presented in Figs. 2–6. Numbers indicate landmark cities: 1) Sevastopol, 2) Simferopol, 3) Bilohirsk, 4) Feodosia.

Рис. 7. Північні межі ареалів усіх описаних у цій статті видів за даними, представленими вище на Рис. 2–6. Цифрами позначено міста-орієнтири: 1) Севастополь, 2) Сімферополь, 3) Білогірськ, 4) Феодосія.

Therefore, the Crimean foothills represent an ecotone between the forest and steppe natural zones and a region of concentration and superimposition of range boundaries of various species, including those considered in this study.

Conclusions

1. All of the considered species of insectivores and rodents related to the Crimean Mountains are forest-dwelling species that find food, shelter, and other conditions for full and permanent existence of their populations in woody-shrubby communities. These species form isolates in the Crimea, which are entirely separated from other populations of respective species.

2. Studies revealed that the formation of range boundaries of groups of species and particular species is affected by various components of the environment acting as basic limiting factors. Among them, the most important are (1) hydroclimatic factors: humidity and moisture that define meso- and microclimatic parameters of biotopes; (2) floristic factors: dominating composition of vegetation that supports basic vital functions of animal populations, including trophic and topic requirements; (3) landscape and edaphic factors.

3. The Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*) and Caucasian pygmy shrew (*Sorex pusillus*) are stenotopic hygrophilous species inhabiting the wettest biotopes of montane forests of the Crimea. Due to high aridity and insufficient amount of precipitation (especially in summer), the number of favourable biotopes suitable for all-year-long existence is quite low thus these species have restricted geographic ranges and low population abundance.

4. The geographic range of the yellow-necked wood mouse (*Sylvaemus tauricus*) is wider and associated with the distribution of deciduous oak-beech forests with admixture of hornbeam, Oriental hornbeam, European cornel, and others. The pygmy wood mouse (*Sylvaemus uralensis*) and Altai vole (*Microtus obscurus*) are the most eurytopic species, the geographic ranges of which expand north-east to the territory of the Crimean Lowland up to Lake Syvash. The species *Sylvaemus uralensis* and *Microtus obscurus* are the most abundant among small mammals in the montane and piedmont zones and they dominate in most small-mammal communities.

Acknowledgements

The author would like to thank I. V. Zagorodniuk for the idea of this article and for his valuable comments during its preparation, as well as Z. Barkaszi for the English translation of the manuscript.

References

- Abdurakhmanov, G. M., D. A. Krivolutsky, E. G. Myalo, G. N. Ogureeva. 2003. *Biogeography. Series Higher Education*. Academy, Moscow, 1–480. [In Russian]
- Andrienko, T. L., G. I. Bilyk, E. M. Bradis, [et al.] 1977. *Geobotanical Zonation of the Ukrainian SSR*. Naukova Dumka, Kyiv, 1–304. [In Russian]
- Arnoldi, K. V. 1957. On the theory of the geographical range in connection with the ecology and the origin of species populations. *Zoologicheskii zhurnal*, **36** (11): 1609–1629. [In Russian]
- Babenko, V. G., M. V. Markov. 2017. *Fundamentals of Biogeography*. Prometheus, Moscow, 1–194. [In Russian]
- Dahl, S. K. 1929. On the taxonomy of wood mice of the Crimea. *Notes of the Crimean Society of Naturalists and Nature Lovers*, **11**: 159–164. [In Russian]
- Dahl, S. K. 1931. Systematic description of the Crimean shrew. *Sorex minutus gmelini* Pall. *Collection of Works on the Study of the Fauna of the Crimean State Reserve*. Gosmedizdat, Moscow, 75–78. [In Russian]
- Dolgov, V. A. 1985. *Shrews of the Old World*. Moscow University Publishing House, Moscow, 1–221. [In Russian]
- Dulitsky, A. I. 2001. *Biodiversity of the Crimea. Mammals: History, State, Protection, Prospects*. Sonat, Simferopol, 1–208. [In Russian]
- Gromov, I. M. 1961. Upper Quaternary fossil rodents of the Crimean foothills. *Proceedings of the Committee on Quaternary Research. Vol. 17*. Moskva, 1–192. [In Russian]
- Heptner, V. G. 1940. Wood mice of the Crimea (On the question of the taxonomy and biological capabilities of closely related species). *Works of the Crimean Nature Reserve*, **2**: 251–285. [In Russian]
- Heptner, V. G. 1946. The common vole in the Crimean Mountains. *Reports of AS of the USSR*, **52** (2): 183–184. [In Russian]
- Evstafiev, I. L., N. N. Tovpinets. 2002. Territories of priority conservation of the biodiversity in Crimea and natural foci of infections. *Reserves of Crimea: Biodiversity of Priority Territories: Materials of the 2nd scientific conference* (April, 25–26, 2002). Simferopol, 69–71. [In Russian]
- Evstafiev, I. L. 2003. The yellow-necked wood mouse *Sylvaeus tauricus* (flavicollis) Melchior in Crimea. *To Memory of Prof. A. Brauner. Proc. of the 3rd Scientific Conf.* AstroPrint, Odessa, 97–99. [In Russian]
- Evstafiev, I. L. 2004. Ecology of the yellow-necked wood mouse *Sylvaeus tauricus* (= *flavicollis*) in the Crimea. *Vestnik zoologii*, **38** (4): 39–46. [In Russian]
- Evstafiev, I. L. 2015a. Results of a 30-years-long investigation of small mammals in Crimea. Part 1. Introduction, fauna composition, ranges. *Proceedings of the Theriological School*, **13**: 20–34. [In Russian] [CrossRef](#)
- Evstafiev, I. L. 2015b. Rat, ship, seaport. *Novitates Theriologicae*, **9**: 82–90. [In Russian]
- Evstafiev, I. L. 2016. Results of a 30-years-long investigation of small mammals in Crimea. Part 2. Ecology of species. *Proceedings of the Theriological School*, **14**: 103–120. [In Russian] [CrossRef](#)
- Evstafiev, I. L. 2017. Zoological databases: step-by-step database creation based on Excel spreadsheets. *Novitates Theriologicae*, **10**: 151–175.
- Evstafiev, I. L. 2020. Accidental and deliberate movement of animals and pathogens of natural focal infections to new territories. *Novitates Theriologicae*, **11**: 145–154. [In Russian] [CrossRef](#)
- Flint, V., J. Chugunov, V. Smirin. 1970. *Mammals of the USSR*. Mysl' Publ. House, Moskva, 1–437. [In Russian]
- Karaseva, E. V., A. Yu. Telitsyna. 1996. Methods of the Study of Mammals in Field Conditions. Moscow, 1–240. [In Russian]
- Kochkin, M. A. 1967. *Soils, forests and climate of the Mountainous Crimea and ways of their rational use*. Kolos Publishing House, Moscow, 1–368. [In Russian]
- Koeppen, F. P. 1883. *Das Fehlen des Eichhörnchen in der Krim. Des Russischen Reiches*. St. Petersburg, 105–140. <https://bit.ly/3nA1413>
- Kucheruk, V. V. 1952. Quantitative census of major pest rodents and shrews. *Methods of census of the number and geographical distribution of terrestrial vertebrates*. Publ. of AN of the USSR, Moskva, 9–45. [In Russian]
- Kucheruk, V. V., E. I. Korenberg. 1964. Quantitative census of major warm-blooded transmitters of disease. *Methods of study of natural foci of human diseases*. Medicine, Moskva, 129–154. [In Russian]
- Lee-Yaw J. A., H. M. Kharouba, M. Bontrager, [et al.] 2016. A synthesis of transplant experiments and ecological niche models suggests that range limits are often niche limits. *Ecology Letters*, **19**: 710–722. [CrossRef](#)
- Lobkov, V. A. 2004. Causes and features of the dynamics of the ranges of some mammals. *Scientific notes of the Tavrichesky National University named after V. I. Vernadsky*, **17** (56, № 2): 33–38. [In Russian]
- Lopatin, I. K., Zh. E. Meleshko. 2016. *Zoogeography*. Belarusian State University, Minsk, 1–187. [In Russian]
- Menzbir, M. A. 1934. *Essay on the History of the Fauna of the European Part of the USSR (from the Beginning of the Tertiary Era)*. State publishing house of biological and medical literature. Moscow, Leningrad, 1–224. [In Russian]
- Mordkovich, V. G. 2005. *Fundamentals of Biogeography*. KMK Scientific Publishing Association, Moscow, 1–236. [In Russian]
- Nordmann, A. 1840. Observations sur la Fauna Pontique. *Voyage dans la Russie meridionale et la Crimee, excute en 1837 sous la direction de M. Anatole Demidoff*. Vol. 3. Paris, 73–108.
- Ognev, S. I. 1950. *Animals of the USSR and adjacent countries. Volume 7. Rodents*. Academy of Sciences of the USSR, Moscow, Leningrad, 1–706. [In Russian]
- Ovcharuk, V., O. Todorova. 2016. Determination of characteristics maximal runoff Mountain Rivers in Crimea. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, **8** (2): 525–541. [CrossRef](#)
- Pallas, P. S. 1811. *Zoographia Rosso-Asiatica, sistens omnium animalium in extenso Imperio Rossico et adjacentibus mari-bus observatorum [...]*. T. 1. Academico Petropolitano. Ex officina Caes. Academiae scientiarum impress. Petropoli, I–XXII + 1–568.
- Popov, V. A. 1967. About standardization of census methods of mouse-like rodents and small mammals. In: *Fauna and ecology of rodents (Materials on rodents)*. Issue 8. Publ. of the Moscow State Univ., Moskva, 197–208. [In Russian]
- Puzanov, I. I. 1938. *Zoogeography: a textbook for pedagogical higher educational institutions*. Uchpedgiz, Moscow, 1–360. [In Russian]

- Puzanov, I. I. 1949. The originality of the Crimean fauna and its origin. *Scientific notes of Gorky University*, **14**: 5–32. [In Russian]
- Razumovsky, S. M. 1999. Introduction to the geography of modern vegetation cover. In: Razumovsky, S. M. (ed.). *Selected Works: Collection of Scientific Papers*. KMK Scientific Press, Moscow, 17–118. [In Russian]
- Reshetylo, O. 2013. *Zoogeography: a textbook*. Ivan Franko Lviv National University, Lviv, 1–232. [In Ukrainian]
- Semyonov-Tyan-Shansky, A. P. 1935. Limits and zoogeographic subdivisions of the Palaearctic region for terrestrial land animals based on the geographical distribution of coleopteran insects. *Proceedings of the Zoological Institute of the USSR Academy of Sciences*, **2** (2-3): 397–410. [In Russian]
- Shcherbak, N. N. 1988. Zoogeographic division of the Ukrainian SSR. *Vestnik zoologii*, No. 3: 22–31. [In Russian]
- Slonim, A. D. 1971. *Ecological Physiology of Animals*. Vysshaya Shkola, Moscow, 1–448. [In Russian]
- Tovpinets, N. N., I. L. Evstafiev. 2002. Rare and protected mammal species of Crimea in the feeding of raptor birds. *Natural Reserves of Crimea*. Proc. of the 2nd Scientific Conf. Simferopol, 254–257. [In Russian]
- Tovpinets, N. N., I. L. Evstafiev. 2005. Rare, protected and threatened species of terrestrial mammals of Ukraine in the territory of the Crimea: past, present, future. *Reserves of Crimea: Nature Conservation, Biodiversity, Eco-Education*: Proc. of the 3rd Conf. Simferopol, 180–189. [In Russian]
- Vega, R., A. D. Mcdevitt, J. Stojak, A. Mishta, J. M. Wójcik, [et al.]. 2020. Phylogeographical structure of the pygmy shrew: revisiting the roles of southern and northern refugia in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, **129**: 901–917. [CrossRef](#)
- Zagorodniuk, I. V. 1992. A review of the recent Muroidea (Mammalia) described from the territory of Ukraine (1777–1990). *Vestnik zoologii*, No. 2: 39–48. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. V. 1993. Taxonomy and distribution of grey voles (Rodentiformes: Arvicolini) in Ukraine. In: Topachevsky, V. A. (ed.). *Mammals of Ukraine*. Naukova Dumka. Kyiv, 63–76. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. V. 1996. Rare shrew species in the territory of Ukraine: legends, facts and diagnostics. *Vestnik zoologii*, **30** (6): 53–69. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. 2020. Distribution and variation of mice group *Sylvaemus microps* & *uralensis* in Eastern Europe: fragmentation and clines. *Theriologia Ukrainica*, **20**: 91–104. [Cross-Ref](#)



THE FIRST RECORD OF A MATERNITY COLONY OF KUHLMAN'S PIPISTRELLE *PIPISTRELLUS KUHLMANII* (CHIROPTERA) IN POLAND

Tomasz Postawa , Anna Marchewka 

Key words

bats, maternity colony, range expansion, *Pipistrellus k. kuhlii*

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2210>

Article info

submitted 25.10.2021
revised 27.11.2021
accepted 22.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

Institute of Systematics and Evolution of Animals, Polish Academy of Science (Kraków, Poland)

Correspondence

Tomasz Postawa; Institute of Systematics and Evolution of Animals, Polish Academy of Science; 17 Sławkowska Street, Kraków, 31-016 Poland;
e-mail: tpostawa@gmail.com
orcid: 0000-0002-9881-2212

Abstract

For four decades, there have been changes in the ranges of many bat species in Europe, particularly shifts in their northern limits. This phenomenon is more spectacular for migratory species than sedentary ones, especially for representatives of the genera *Pipistrellus* and *Hypsugo*. Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) is the one of western Palaearctic bat species with conspicuous range expansion—in the last three decades, the species has rapidly expanded and colonised new territories both northwards and westwards. In Central Europe, two genetic lineages occur that are also quite different morphologically: *P. kuhlii kuhlii* (hereafter *P. kuhlii*) and *P. kuhlii lepidus* (hereafter *P. lepidus*). The contact zone between these two lineages passes through Hungary and Slovakia, although the real range of distinct lineages and/or morphotypes are still unclear. The first records of *P. kuhlii* from Poland (probably belonging to *P. lepidus*) come from Warszawa, central Poland (2004) and Zawiercie, southern Poland (2005): both specimens were males, found in December in buildings. Since then, there have been further reports of the presence of this species in Poland—occurring mostly in large cities along the valleys of large rivers such as the Wisła and Bug, from both periods of activity and hibernation. In subsequent years in Poland the occurrence of only *P. lepidus* has been confirmed, while *P. kuhlii* has been recorded from southern locations in the Carpathian Mountains in Slovakia. This paper describes the first record of this species from Poland, further indicating the existence of a maternity colony. In mid-July of 2020, a non-volant juvenile male was found in Kraków, Krowodrza district (50°04'11.7" N, 19°54'55.9" E). Initially poorly visible diagnostic features have become unambiguous with development and similar to those in *P. kuhlii*: narrow pale wing margin and orange penis colouration. After about two months in captivity, a mature individual capable of flying was released at the site where it was found. The presence of a maternity colony indicates that this species (i) has been part of the Polish fauna for several years, and (ii) its range in Poland possibly expands much further north.

Cite as

Postawa, T., A. Marchewka. 2021. The first record of a maternity colony of Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera) in Poland. *Theriologia Ukrainica*, 22: 94–99. [In English]

Перша реєстрація материнської колонії нетопира білосмугового *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera) у Польщі

Томаш Постава, Анна Мархевка

Резюме. За чотири десятиліття в Європі відбулися зміни в ареалах багатьох видів кажанів, особливо на їхніх північних межах. Це явище особливо вражає у випадку мігруючих видів, ніж осілих, особливо у представників родів *Pipistrellus* і *Hypsugo*. Нетопир білосмугий *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) є одним із видів кажанів західної Палеарктики з виразним розширенням ареалу — за останні три десятиліття цей вид швидко розширився та колонізував нові території як на північ, так і на захід. У Центральній Європі зустрічаються дві генетичні лінії, які також досить різні морфологічно: *P. kuhlii kuhlii* (далі *P. kuhlii*) і *P. kuhlii lepidus* (далі *P. lepidus*). Зона контакту цих двох ліній проходить через Угорщину та Словаччину, однак реальні ареали різних родинних ліній та/або морфотипів досі неясні. Перші згадки про *P. kuhlii* з Польщі (ймовірно, належні до *P. lepidus*), походять із Варшави, що в Центральній Польщі (2004), та Заверця, у Південній Польщі (2005): обидва екземпляри були самцями, знайденими в грудні у будівлях. Відтоді з'явилися нові повідомлення про присутність цього виду в Польщі — здебільшого у великих містах уздовж долин великих річок, таких як Вісла та Буг, з обох періодів їхнього життя — активного та зимоспячого. У наступні роки в Польщі підтверджено наявність лише *P. lepidus*, тоді як *P. kuhlii* був зафіксований з більш південних місць — у Карпатах у Словаччині. У цій статті описується перша знахідка цього виду з Польщі, яка додатково вказує на існування материнської (розродчої) колонії. У середині липня 2020 р. в Кракові, район Кроводжа (50°04'11.7"N 19°54'55.9"E) виявили нелітаючого ювенільного самця. Спочатку погано виразні діагностичні ознаки стали з ростом однозначно такими як ознаки *P. kuhlii*: вузький блідий край крил і помаранчеве забарвлення пеніса. Приблизно після двох місяців перебування у неволі цілком здатна до польоту особина була випущена на тому місці, де її знайшли. Наявність материнської колонії вказує на те, що цей вид: 1) є частиною польської фауни протягом кількох років, 2) що, можливо, його ареал у Польщі простягається значно далі на північ.

Ключові слова: кажани, материнська колонія, розширення ареалу, *Pipistrellus k. kuhlii*.

Introduction

Over the last 20 years, there has been a significant change in the ranges of many bat species in Europe, and the shifting of the northern limits of the ranges is particularly evident (Ancillotto *et al.* 2016). Range changes among sedentary species are rather small, while for migratory species they are much more spectacular probably due to their wide thermal tolerance [Ancillotto *et al.* 2018]. In some cases, migrations far beyond the previously known range are recorded [Zagorodniuk 2019]. For the Mediterranean bat fauna, the natural northern limit of occurrence was assumed to extend to the Outer Western and Eastern Carpathians.

The first species found outside its recognised range was the greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). Originally recorded in 1962 [Harmata & Wojtusiak 1963], followed by two findings in 1992 [Labocha & Postawa 1992; Mleczezek 1992], and since then regularly wintering in the Łokietka cave (Ojców National Park [Grzywiński *et al.* 2020]), with potential breeding observed in 2003 in Beskidy Mts. [Szkudlarek *et al.* 2003] and in 2005 close to Ojców National Park [Kohyt & Postawa 2007]. The second species is the common bent-wing bat *Miniopterus schreibersii* (Kuhl, 1817), whose northerly site for this part of Europe was known from the Pieniny Mountains (Aksamitka cave, Slovakia) [Cel'uch 2014]. This species has been regularly recorded since 2015 in Rożnow Castle (Rożnowskie Foothills, Western Carpathians) during swarming and single individuals have also been recorded during hibernation [Piksa & Gubała 2021].

Both bat species belong to the so-called cave species group—they are found underground at least during part of their phenological cycle, so their observations are relatively easy and repeatable. Much more accidental findings concern species from genera that regularly migrate: *Pipistrellus*, *Hypsugo*, or *Nyctalus*. So far, of this group, only rare information on Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837) was noted from a location in southern Poland [Uhrin *et al.* 2016].

Considerably more widespread among them is Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817), which is already known from eastern, southern and central Poland [Sachanowicz *et al.* 2017; Piskorski & Sachanowicz 2021].

Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* sensu lato has a wide range that covers the entire Mediterranean basin both of Europe and Africa, extends through Asia Minor to Pakistan and northwards across the Caucasus to the Eurasian steppe [Juste & Paunovic 2016]. The species *P. kuhlii* is not homeogenic and several morphological and genetic forms with still unclear taxonomic status were described (see: [Andriollo *et al.* 2015; Sachanowicz *et al.* 2017]).

In Europe, three distinct lineages have been found: the western morphotypes (i) *P. kuhlii* sensu lato and (ii) *P. k. kuhlii*—reside throughout the Mediterranean basin; and the eastern morphotype (iii) *P. k. lepidus*—found mostly in Eastern Europe and Central Asia [Andriollo *et al.* 2015; Sachanowicz *et al.* 2017]. The eastern population of *P. kuhlii* (probably the lineage of *P. k. lepidus*), originally inhabited the dry zone of Central Asia [Strelkov *et al.* 1985; Strelkov & Il'in 1990] and the Southern Caucasus [Strelkov *et al.* 1985]. Until the end of the 1990s, the species' range expanded throughout/across the entirety of Ukraine [Kondratenko 1990; Zagorodniuk 2019], Belarus [Shpak & Larchenko 2016] and in European Russia [Prylutska & Vlaschenko 2013]. Therefore, this species has shown an extraordinary range expansion over the last 40 years, with the gradual appearance of overwintering populations [Hukov *et al.* 2020].

Both subspecies—*P. k. kuhlii* and *P. k. lepidus* (hereafter *P. kuhlii* and *P. lepidus*)—are sympatric and their current ranges overlap in eastern Slovakia and Hungary [Sachanowicz *et al.* 2017]. Until now, only *P. lepidus* has been found in Poland, and it indicates the presence of a sedentary population: single findings are either from hibernation (Puławy, Zawiercie) or breeding (eastern Poland) [Sachanowicz *et al.* 2006; Sachanowicz *et al.* 2017].

Material and Methods

During the chiropterological intervention, according to personal contact with the finder, a flightless bat was found that had left the maternity colony too early (probably due to overheating of the colony location: temperatures reached 30°C in those days). The juvenile male was found in Kraków, in the Krowdrza district (26.07.2020, Chocimska Street, 50°04'11.7" N, 19°54'55.9" E). The neighbourhood is built up with four- to six-storey blocks of flats, with a relatively high density of trees (small city parks, etc.). The bat was severely dehydrated and weakened, was fed and kept in conditions imitating natural conditions: a wooden bat box. It was initially fed with cat food (KiteKat Junior) and then its diet was gradually changed to *Tenebrio molitor* larvae. After two weeks, it started to fly autonomously. The bat (former name: Zeus) was released at the finding site in the second half of September. This allowed us to observe the final colouration features important for species diagnostics and to trace the formation of these features during growth and development, in particular the formation of a white stripe along the edge of the wing membrane.

Photographs were taken during the period of growth of the animal. According to Sachanowicz *et al.* [2017], three features were selected for species diagnostic: snout colouration, penis shape and colouration, and size of margin wing pale (Fig. 1, *a–c*). The distribution analysis was based on a map produced using data from various published sources mentioned above. The mapping data are shown in Figure 2.

Results and Discussion

Morphology. Diagnostic features were initially poorly visible and did not allow for species identification. Based on external morphology, those two morphotypes—*P. kuhlii* and *P. lepidus*—are clearly differentiated by body and penis colouration and the pale wing margin extent [Sachanowicz *et al.* 2017]. Around the middle of August, the white edge of the wings became clearly visible and enlarged to 1–2 mm wide (Fig. 1, *c*). The snout and ears were dark, with no bright orange and yellowish patterns (Fig. 1, *a*). The penis had pinkish-brown colouration (Fig. 1, *b*). These external features are fully consistent with those of *P. kuhlii* described by Sachanowicz *et al.* [2017].

Distribution. The presence of single individuals, especially found in spring and autumn, may indicate a migratory population. A sedentary population, on the other hand, is indicated by the presence of juveniles (confirmation of breeding) or overwintering individuals. According this assumption, our findings are the first record of *P. kuhlii* maternity colony in Poland.



Fig. 1. Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Zeus): snout (a), penis (b), and narrow margin of wing pale (c) (photo taken at 14.08.2020).

Рис. 1. Нетопир білосмугий *Pipistrellus kuhlii* (Зевс): морда (a), пеніс (b) та вузька крайова смуга крилової підласості (c) (фото 14.08.2020).

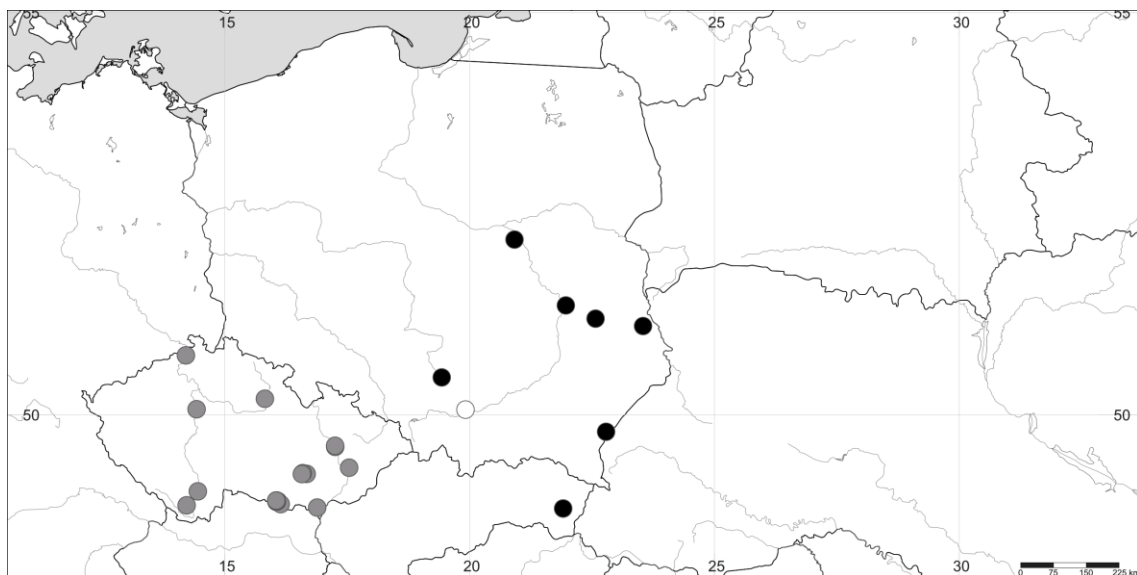


Fig. 2. Distribution of locations of *Pipistrellus lepidus* (black circles), *P. kuhlii* (white circles), and *P. kuhlii sensu lato* (grey circles) (after: [Cel'uch & Ševčík 2006; Sachanowicz et al. 2017; Lučan et al. 2020]).

Рис. 2. Розміщення місцезнаходжень *Pipistrellus lepidus* (чорні кола), *P. kuhlii* (білі кола) та *P. kuhlii sensu lato* (сірі кола) (за: [Cel'uch & Ševčík 2006; Sachanowicz et al. 2017; Lučan et al. 2020]).

To date, all individuals of *P. kuhlii* recorded from Poland concern specimens recognised as *P. lepidus*: in contrast to our finding, they were characterised by a broad, pale wing margin.

The nearest location for this species come from Zawiercie, 60 km to the north-west [Sachanowicz *et al.* 2006], followed by Puławy, 205 km to the north-east [Sachanowicz *et al.* 2017] and Warsaw, 255 km [Popczyk *et al.* 2008]. Currently, mating calls identified as those of *P. kuhlii*, were recorded from south-eastern Poland (Carpathians, Roztocze) [Piskorski & Sachanowicz 2021], although without morphological improvement.

Therefore, our findings are the first and, for the time being, the only certain record of the breeding of this species in Poland. Unexpectedly, this specimen belongs to *P. kuhlii*—the lineage occurring in western and southern Europe [Ancillotto *et al.* 2016; Sachanowicz *et al.* 2017]. Earlier finds come from the Carpathians and south of the Carpathians [Čelúch & Ševčík 2006] and Sudetes [Lučan *et al.* 2020]. It should be noted, however, that identification is often restricted to *P. kuhlii* *sensu lato*, thus the real range of particular lineages and/or morphotypes is still unclear.

The range east of the Carpathians (Podolia plain, Ukraine) needs to be revised, especially as both species are also recorded in the Carpathians in Romania [Barti 2010]. The Mediterranean bat species differ both in their range and in their rate of migration: *R. ferrumequinum* and *M. schreibersii*, as species closely associated with the undergrounds, restrict their distribution to the southern edge of Poland [Ruprecht *et al.* 2008; Piksa & Gubała 2021], while the *Pipistrellus* species—as bat species independent from caves—seem to occupy new areas along the valleys of large rivers, as it was suggested by Zagorodniuk [2019].

References

- Andriollo, T., Y. Naciri, M. Ruedi. 2015. Two mitochondrial barcodes for one biological species: the case of European Kuhl's pipistrelles (Chiroptera). *PLoS ONE*, **10** (8): e0134881. [CrossRef](#)
- Ancillotto, L., L. Santini, N. Ranc, L. Maiorano, D. Russo. 2016. Extraordinary range expansion in a common bat: the potential roles of climate change and urbanisation. *Science of Nature*, **103** (15): 1–8. [CrossRef](#)
- Ancillotto, T., I. Budinski, V. Nardone, I. Di Salvo, M. Della Corte, L. Bosso, P. Conti, D. Russo. 2018. What is driving range expansion in a common bat? Hints from thermoregulation and habitat selection. *Behavioural Processes*, **15**: 540–546. [CrossRef](#)
- Barti, L. 2010. First record of *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera: Vespertilionidae) from Transylvania and a morphological approach to the lepidus taxon. *Acta Siculica*, 2010: 155–168.
- Čelúch, M. 2014. Return of *Miniopterus schreibersii* to the northern edge of its historical distribution in Slovakia. *Vespertilio*, **17**: 59–63.
- Čelúch, M., M. Ševčík. 2006. First record of *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera) from Slovakia. *Biologia (Bratislava)*, **61**: 637–638. [CrossRef](#)
- Grzywiński, W., J. Nowak, K. Kozakiewicz. 2020. Bats of Ojców National Park – summary of the state of knowledge. *Pracznik. Prace Muz. Szafera*, **30**: 135–162. [In Polish]
- Harmata, W., J. Wojtusik. 1963. Podkowiec duży, *Rhinolophus ferrum-equinum* Schreber (Chiroptera), nowym ssakiem dla fauny Polski. *Przegląd Zoologiczny*, **7** (2): 154–157.
- Hukov, V., O. Timofieieva, A. Prylutska, O. Rodenko, M. Moiseienko, [et al.]. 2020. Wintering of an urban bat (*Pipistrellus kuhlii lepidus*) in recently occupied areas. *European Journal of Ecology*, **6**: 102–120. [CrossRef](#)
- Juste, J., M. Paunović. 2016. *Pipistrellus kuhlii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Retrieved from: <https://www.iucnredlist.org/species/17314/22132946>
- Kohyt, J., T. Postawa. 2007. The first record of *Rhinolophus ferrumequinum* (Chiroptera: Rhinolophidae) from Poland outside the hibernation period. *Acta zoologica cracoviensis*, **50A** (1–2): 49–51. [CrossRef](#)
- Kondratenko, O. V. 1999. The first record of Kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*) in Luhansk oblast (Eastern Ukraine). *Vestnik zoologii*, **33** (3): 96. [In Ukrainian]
- Labocha, M., T. Postawa. 1992. Prawdopodobne stanowisko podkowca dużego *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) w Jaskini Wiernej na Wyżynie Częstochowskiej. *Wszczęwiat*, **93** (10): 267.
- Lučan, R.K., A. Reiter., J. Chytil, I. Horáček, T. Bartonička. 2020. *Pipistrellus kuhlii* in the Czech Republic: 2007–2020 (Chiroptera: Vespertilionidae). *Lynx, n. s. (Praha)*, **51**: 81–94. [CrossRef](#)
- Mlecze, T. 1992. Nowe stanowisko podkowca dużego *Rhinolophus ferrumequinum* Schreber w Beskidach. *Wszczęwiat*, **93** (12): 318.
- Piksa, K., W. J. Gubała. 2021. First record of *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera: Miniopteridae) in Poland—a possible range expansion? *Mammal Research*, **66**: 211–215. [CrossRef](#)
- Piskorski, M., K. Sachanowicz. 2021. Different songflight calls of *Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus lepidus* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Europe. *Journal of Vertebrate Biology*, **71** (21058). [CrossRef](#)
- Popczyk, B., G. Lesiński, A. Baumann, B. Wojtowicz. 2008. Kuhl's pipistrelle, *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) or *Pipistrellus lepidus* Blyth, 1845, in central Poland—accidental record or a result of expansion? *Nyctalus (N. F.)*, **13**: 279–281.
- Prylutska, A. S., A. S. Vlaschenko. 2013. Materials on bat distribution on the base of results of contact-center in Kharkiv (2008–2012). *Biological Systems*, **5** (4): 532–537. [In Russian]
- Ruprecht, A.L., Cichocki, J., Szkudlarek, R. 2008. Distribution and morphometry of the greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) in Poland. *Nietoperze*, **9**: 73–77.
- Sachanowicz, K., A. Wower, A. Bashta. 2006. Further range extension of *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) in Central and Eastern Europe. *Acta Chiropterologica*, (8): 543–548.

- [CrossRef](#)
- Sachanowicz, K., M. Piskorski, A. Tereba. 2017. Systematics and taxonomy of *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) in Central Europe and the Balkans. *Zootaxa*, **4306** (1): 053–066. [CrossRef](#)
- Shpak, A., A. Larchenko. 2016. Range expansion of Kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*) into Belarus. *Proceedings of the Theriological School*, **14**: 99–102. [CrossRef](#)
- Strelkov, P. P., V. I. Unkurova, G. A. Medvedeva. 1985. Novye dannye o netopyre Kulâ (*Pipistrellus kuhlii*) i dinamika ego areala v SSSR [New data on the Kuhl's pipistrelle (*Pipistrellus kuhlii*) and dynamics of its range in the Soviet Union]. *Zoologičeskij Žurnal*, **64**: 87–97. [In Russian]
- Strelkov, P.P., V.Y. Il'in. 1990. The bats (Chiroptera, Vespertilionidae) of the south Middle Volga and Lower Volga provinces. *Annals of the Zoological Institute of Academy of Science of USSR*, **225**: 42–167. [In Russian]
- Szkudlarek, R., A. Węgiel, Ł. Iwaniuk. 2003. Klasztor w Szczyrzycu — najcenniejszy strych w Polsce [Szczyrzyc Monastery—the most precious attic in Poland]. *Nietoperze*, **4** (2): 175–176.
- Uhrin, M, U. Hüttmeir, M. Kipson, P. Estók, K. Sachanowicz, S. [et al.]. 2016. Status of Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Chiroptera) and range expansion in Central and south-eastern Europe: a review. *Mammal Review*, **46**: 1–16. [Cross-Ref](#)
- Zagorodniuk, I., V. Negoda. 2001. Pipistrelle bats of the genus *Pipistrellus* and genus *Hypsugo*. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Migration Status of Bats in Ukraine*. Ukr. Theriol. Soc., Kyiv, 65–72. (Series: Novitates Theriologicae; Pars 6). [In Ukrainian] pdf: <https://bit.ly/32vsZpI>
- Zagorodniuk, I. 2019. Range dynamics in sibling species: facts and reconstructions for the mammal fauna of Eastern Europe. *Theriologia Ukrainica*, **18**: 20–39. [CrossRef](#)



ORGANIZATION OF OBSERVATIONS NEAR UNDERGROUND SHELTERS OF BURROWING CARNIVORANS: A COMPARISON OF DIFFERENT METHODS

Nataliia Brusentsova^{1,2} , Volodymyr Yarotskiy³

Key words

Meles meles, *Vulpes vulpes*,
burrow, shelter, observation,
burrowing carnivorans

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2211>

Article info

submitted 11.11.2021
revised 10.12.2021
accepted 20.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Affiliations

¹ Tuzlivski Lymany National
Nature Park (Tatarbunary,
Ukraine); ² Slobozhanskyi Nation-
al Nature Park (Krasnokutsk,
Ukraine); ³ Kremynski Lisy Na-
tional Nature Park (Kremynna,
Ukraine)

Correspondence

Nataliia Brusentsova; Tuzlivski
Lymany National Nature Park;
Partyzanska St. 2, Tatarbunary,
Odesa region, 68100 Ukraine
e-mail: n_brusentsova@ukr.net
orcid: 0000-0002-1428-4855

Abstract

Observations near the burrows gives rich material on the biology, intraspecific and interspecific interactions, and individual behaviour of animals. In our work, we considered four methods of observation (visual observations, visual observations with photo-fixation, video surveillance, and camera trapping) of burrowing carnivorans near their underground shelters. The research was conducted in spring and summer in different years in the period from 2004 to 2021 in open and forest habitats near burrows of badgers (*Meles meles* Linnaeus, 1758) and foxes (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). Visual observations are always associated with the presence of humans near the underground shelter of burrowing carnivorans for a long period of time. The researcher can be present only at one burrow at a time. The advantages of this method are that it is simple, cheap and allows for observing not only the burrow, but also the surrounding area. Complementing the data of visual observations with photographs largely increases their scientific value and informativeness. The use of camera traps minimizes human impact on animal behaviour, covers more underground shelters (depending on the number of devices) and collects more concentrated material than other methods. Camera trapping and video surveillance is also more convenient for the researcher, especially during the round-the-clock collection of data. This method however requires significant material costs and time to review and sort materials before data analysis. Data collection is limited to the working area of devices that do not always have time to capture animals when they pass very quickly. It is important under different environmental conditions to choose the optimal method of observation in order to study the animals effectively. In open biotopes during the organization of observations, there are difficulties with the installation of photo- and video equipment and its camouflage. In our opinion, the method of visual observations with photo-fixation remains relevant in conducting research near underground shelters of burrowing carnivorans under such conditions. The method of camera trapping is optimal for forest biotopes.

Cite as

Brusentsova, N., V. Yarotskiy. 2021. Organization of observations near underground shelters of burrowing carnivorans: a comparison of different methods. *Theriologia Ukrainica*, 22: 100–110. [In Ukrainian, with English summary]

Організація спостережень біля підземних сховищ норових хижих ссавців: порівняння різних методик

Наталія Брусенцова, Володимир Яроцький

Резюме. Спостереження за норами дає багатий матеріал з біології, внутрішньовидових та міжвидових взаємодій, індивідуальної поведінки тварин. У своїй роботі ми розглянули чотири методики спостережень (візуальні спостереження, візуальні спостереження з фотофіксацією, відеоспостереження та фотоспостереження) за норовими хижими ссавцями біля підземних сховищ. Дослідження проводили у весняно-літній період в різні роки з 2004 по 2021 рік у відкритих та лісових біотопах біля нір борсуків (*Meles meles* Linnaeus, 1758) та лисиць (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). Візуальні спостереження завжди пов'язані з перебуванням людини біля сховищ норових хижих ссавців впродовж тривалого періоду часу. Дослідник одночасно може бути присутнім тільки біля однієї нори. Переваги цієї методики у тому, що вона проста, дешева та дозволяє спостерігати не тільки за норою, але і за оточуючим простором. Доповнення даних візуальних спостережень фотографіями значно підвищує їхню наукову цінність та інформативність. Використання фотопасток дозволяє мінімізувати вплив людини на поведінку тварин, охопити одночасно більшу кількість сховищ (залежить від кількості пристадів) та зібрати більшу кількість концентрованого матеріалу ніж інші методики. Фото- та відеоспостереження також більш зручні для самого дослідника, особливо під час цілодобового збору даних. Але ці методики потребують значних матеріальних витрат та часу на перегляд і сортування матеріалів перед аналізом даних. Збір даних обмежується робочою зоною пристроїв, які не завжди встигають зафіксувати тварин, коли вони дуже швидко проходять. Важливо у різних умовах середовища підібрати оптимальну методику спостережень з метою ефективного вивчення тварин. У відкритих біотопах під час організації спостережень виникають складнощі з встановленням фото- та відеообладнання і його маскуванням. На наш погляд для проведення досліджень біля підземних сховищ норових хижих ссавців у таких умовах актуальною на даний момент залишається і методика візуальних спостережень доповнена фотозйомкою. Для лісових біотопів оптимальною є методика фотоспостережень.

Ключові слова: *Meles meles*, *Vulpes vulpes*, нора, сховище, спостереження, норові хижі ссавці.

Вступ

Вивчення екології та поведінки хижих ссавців у природному середовищі, має ряд складностей. Вони обумовлені, в першу чергу, біологією цих тварин: потайним способом життя, нічною або сутінковою активністю, добре розвиненими органами чуття, захисним забарвленням та ін. Тварини поведуться обережно, нерідко відчувають страх перед людиною [Formozov 1989; Nowak 2005].

У той же час життя норових хижих ссавців пов'язане з використанням сховищ. У сховищах тварини ховаються від небезпеки, перечікують несприятливі погодні умови, вирощують молодняк, проводять час зимової сплячки. Нори є центрами активності у межах сімейних ділянок, особливо у весняно-літній період [Reichman & Smith 1990; Rukovskiy 1991; Palphramand *et al.* 2007]. Норові хижі ссавці досить консервативні у виборі та використанні підземних сховищ [Meia & Weber 1992; Ruzhilenko & Prodchenko 1998]. Ця особливість дозволяє досліднику підготуватися до проведення спостережень (створити схованку, розпланувати проведення польових досліджень та ін.), проводити довгострокові багаторічні систематичні дослідження. Спостереження за сховищами дає багатий матеріал з біології, внутрішньовидових та міжвидових взаємодій, індивідуальної поведінки тварин [Formozov 1989; Rukovskiy 1991; Maia & Weber 1992; Rozhnov & Sidorchuk 2016; Nowakowski *et al.* 2020].

На сьогоднішній день широке розповсюдження та доступність цифрової фото- та відеотехніки дозволяє все більшому колу дослідників включати її у якості необхідного технологічного інструменту у багатьох методиках під час еколого-фауністичних та інших зоологічних досліджень [Stewart *et al.* 1997; Macdonald *et al.* 2004; O'Connell *et al.* 2011; Rozhnov & Sidorchuk 2016]. Новітні технології у значній мірі дозволяють оптимізувати проведення спосте-

режень. У представленій роботі наведено відомості щодо підходів до організації спостережень за норovими хижими ссавцями біля сховищ, проведено порівняльний аналіз різних методик спостереження.

Матеріали та методи

Спостереження проводили біля підземних сховищ борсуків (*Meles meles* Linnaeus, 1758) та лисиць (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) шести територій. Ділянки представляли собою:

- лісові біотопи — НПП «Гомільшанські ліси» та НПП «Слобожанський» (Україна, Харківська обл.), ДПЗ «Білогір'я» ділянка «Ліс на Ворсклі» (Росія, Белгородська обл.);
- відкриті степові та остепнені агроландшафти — околиці с. Нестерівка та смт Мала Рогань (Україна, Харківська обл.), НПП «Тузлівські лимани» (Україна, Одеська обл.).

Пошук нір здійснювали шляхом обстеження характерних місць проживання та за даними опитування лісників, егерів, місцевого населення та співробітників заповідних установ. Приналежність нори та особливості її використання визначали за слідами життєдіяльності: відбитками лап, присутністю екскрементів, харчовим залишкам, за кількістю та ступенем розчищення віднорків [Ivanova 1963]. Дослідженням охоплено 15 підземних сховищ: 10 нір, що використовували лисиці, та 5 нір, що використовували борсуки.

Спостереження проводили у весняно-літній період в різні роки в період з 2004 по 2021 рік за чотирма методиками: візуальні спостереження, візуальні спостереження з фотофіксацією, відеоспостереження та фотоспостереження. У цей період року борсуки та лисиці часто перебувають біля підземних сховищ.

Візуальні спостереження

Спостереження здійснювали у світлий час доби за допомогою бінокля з використанням природних схованок (стовбури дерев, гілки кущів та ін.) та камуфлюючого одягу. Отримані дані записували у польовий щоденник у польових умовах.

Візуальні спостереження з фотофіксацією

Спостереження здійснювали у світлий час доби за допомогою бінокля або видошукача фотоапарату з використанням природних схованок (стовбури дерев, гілки кущів та ін.) та камуфлюючого одягу. При появі тварин біля сховищ або на підходах до нього проводили серійну зйомку. Зйомка здійснювалася з рук, без використання штативу. Отримані дані занесли у польовий щоденник безпосередньо у польових умовах. Аналіз фотознімків відбувся у камеральних умовах.

Відеоспостереження

Біля нори кріпили відеокамеру на стовбур дерева на висоті 1,5–2 м таким чином, щоб охопити зйомкою максимальну кількість віднорків з урахуванням головного та покращити видимість ділянки спостереження через нерівності рельєфу. У даному дослідженні використовували пристрій Sony handycam DCR-SR65 з акумулятором на 11 годин безперервної зйомки. Зйомкою охоплено світлий час доби. Через те, що заряд акумулятора був розрахований лише на 11 годин, доводилося встановлювати камеру пізно ввечері та вдень. Для захисту камери від дії вологи використовували саморобний кожух обклеєний маскувальною тканиною. Обробку отриманих даних здійснювали у камеральних умовах.

Фотоспостереження

Біля нори встановлювали фотопастку (camera trap) на стовбур дерева на висоті 0,5–1,5 м таким чином, щоб охопити зйомкою максимальну кількість входів з урахуванням головного. На відкритій ділянці у НПП «Тузлівські лимани» пристрій кріпили до стовпчика, який забидали поряд із норою. Використовували фотопастки LTL ACORN 5310WMC та CLOBO Trail Game Camera. Зйомкою охоплено увесь час доби.

Пристрої спрацьовували на появу об'єктів у робочій зоні. Перевірку фотопасток проводили раз на місяць. Обробку отриманих даних здійснювали у камеральних умовах.

Обрані методики проведення спостережень порівнювали за такими критеріями:

- часові витрати — кількість нір на добу на одного дослідника;
- складність виконання — вимоги до виконавця у роботі з обладнанням, вимоги до встановлення приладів тощо;
- матеріальна витратність методу — вартість обладнання;
- вигляд первинних даних;
- об'єм отриманого матеріалу (добовий і просторовий обсяг);
- якість матеріалу — придатність первинних даних для аналізу (необхідність попереднього сортування, обробки тощо).

Окремо оцінювали умови для спостерігача та проведення спостережень, турбування тварин та повноту отриманих даних у відкритих та закритих біотопах.

Результати

Кожен із підходів до організації спостережень за норovими хижими ссавцями біля сховищ, окрім відеоспостереження, випробуваний авторами як у лісових, так і у відкритих біотопах. Методики різняться за зручністю роботи дослідника, складністю виконання, матеріальною витратністю тощо.

Порівняння чотирьох методик спостережень наведено у таблиці 1.

Таблиця 1. Порівняння різних методик спостереження біля нір лисиці та борсука

Table 1. Comparison of different methods of observation of fox and badger burrows

Методика*	Часові витрати	Складність виконання	Матеріальна витратність методу	Вигляд первинних даних	Об'єм отриманого матеріалу		Якість матеріалу
					Добовий обсяг	Просторовий обсяг	
ВС	1 нора на добу для одного дослідника	Простий	Дешевий	Польовий щоденник	Світла частина доби	Повний (обмежений характеристиками ландшафту)	Отриманий матеріал готовий до обробки
ВСФ	1 нора на добу для одного дослідника	Середньої складності	Середній/дорогий	Польовий щоденник, фотографії	Світла частина доби	Повний (обмежений характеристиками ландшафту)	Отриманий матеріал готовий до обробки
ВДС	Кількість нір на добу залежить від кількості відеокamer	Середньої складності	Дорогий	Відео- та аудіофайли	Доба	Обмежений (обмежений характеристиками ландшафту та камери)	Отриманий матеріал потребує значного попереднього сортування
ФС	Кількість нір на добу залежить від кількості фотопасток	Середньої складності	Дорогий	Фотографії	Доба	Обмежений (обмежений характеристиками ландшафту та камери)	Отриманий матеріал готовий до обробки, частково потребує попереднього сортування

* ВС — візуальні спостереження; ВСФ — візуальні спостереження з фотофіксацією; ВДС — відеоспостереження; ФС — фотоспостереження.

Візуальні спостереження

У дубовому лісі на території НПП «Гомільшанські ліси» спостереженнями охоплено 4 виводкові нори лисиць: 2 — 2006 р., 1 — 2008 р. та 1 — 2009 р. Сховища відвідували у вечірній час (16.00–20.00 год.) в період, коли лисенята почали самостійно виходити з нори. Для розмноження лисиці використовували як борсучі «містечка» (три нори), так і сховища вириті самостійно (одна нора). У двох випадках нори розташовувалися у середній частині схилу, у решті — у верхній частині. Спостереженням за тваринами перешкоджав густий підлісок, тому ми обрали робочу дистанцію 20–25 м. Дослідник знаходився з підвітряної сторони таким чином, щоб було видно максимальну кількість входів разом з головним.

Під час проведення досліджень лисенята поводити себе спокійно та не реагували на спостережника. У таких умовах була можливість визначити кількість щенят у виводку, особливості їхньої поведінки та, у деяких випадках, стосунки з батьками. Дорослі лисиці швидко помічали спостережника та сигналізували лисенятам про небезпеку. Після цього проведення спостережень ставало неможливим впродовж декількох годин.

На степовій ділянці спостереження проводили біля однієї виводкової нори лисиць (2004 р.) в околицях с. Нестерівка. Для розмноження лисиці використовували сховище бабака (*Marmota bobak*). Спостереження проводили на відстані 100 м зі схилу протилежного пагорба. Це дозволяло уникати контактів з дорослими особинами. Спостереження здійснювали у світлий час доби зі світанку до заходу сонця. За час дослідження вдалося підрахувати кількість щенят у виводку, побачити особливості соціальної поведінки у сімейній групі, відмінності у реакціях поведінки для кожної особини та міжвидові взаємодії з бабаками.

Методика візуальних спостережень за результатами досліджень мала як суттєві переваги (дешева, проста), так і недоліки (відсутність можливості проведення спостережень у нічний час доби, одночасно спостереженнями можна охопити тільки одну нору) (табл. 1). У лісових умовах, окрім того, присутність людини значно впливала на поведінку тварин.

Візуальні спостереження з фотофіксацією

У дубовому лісі на території НПП «Гомільшанські ліси» спостереження проводили біля однієї головної нори борсуків (2007 р.). Сховище відвідували у вечірній час (17.00–21.00 год.). Спостереженням за тваринами перешкоджав густий підлісок, тому ми обрали робочу дистанцію 20–25 м. Дослідник знаходився з підвітряної сторони таким чином, щоб було видно максимальну кількість входів разом з головним.

За час дослідження вдалося підрахувати кількість тварин та побачити особливості поведінки у сімейній групі. Якщо борсуки залишалися біля нори, то через деякий час вони виявляли спостережника та ховалися. Як правило, тварини помічали рухи людей або випадкові сторонні звуки. Усі події фіксували за допомогою фотоапарату.

На степовій ділянці в околицях смт Мала Рогань спостереження проводили періодично біля однієї виводкової нори лисиць (2009 р.) з моменту розчищення і до часу, коли лисенята залишили сховище. Нору відвідували у світлий час доби зі світанку до заходу сонця. Спостереження проводили з відстані 90 м з протилежного схилу балки. Точка розташування дослідника знаходилася вище нори, що дозволяло бачити усе поселення та підходи до нього.

За час дослідження вдалося підрахувати кількість щенят у виводку, побачити та зафіксувати кормодобувну поведінку самиці лисиці (полювання на ящірку прудку), особливості соціальної поведінки у родині, зміну реакцій на фактори загрози у лисенят з часом. Під час спостережень лисенята поводити себе спокійно та не реагували на спостерігача. Усі події фіксували за допомогою фотоапарату (рис. 1).

Методика візуальних спостережень з фотофіксацією більш складна та вартісна і має ті самі недоліки, що і попередня методика (табл. 1). Важливою її відмінністю є наявність документального підтвердження спостережень у формі фотофайлів. У лісових умовах під час проведення досліджень присутність людини значно впливала на поведінку тварин.



Рис. 1. Лисенята біля нори в околицях смт Мала Рогань (Харківська обл., Україна)

Fig. 1. Fox cubs near the burrow near the village of Mala Rogan (Kharkiv region, Ukraine)

Відеоспостереження

У дубовому лісі на території ділянки «Ліс на Ворсклі» (ДПЗ «Білогір'я») спостереженнями охоплено 4 виводкові нори лисиці (2009 р.). Три нори були розташовані на плакорі, одна — у верхній частині схилу. Під час проведення досліджень встановлено, що лисиці помічають камеру, чують звуки, які супроводжують її роботу. Тварини оглядають дерево, де вона встановлена, але згодом втрачають до неї інтерес. Спостереження проводили у червні-липні, коли лисенята вже підросли і самостійно залишають сховища, але доволі часто повертаються до них. За час роботи вдалося зафіксувати особливості використання нір, зробити запис звуків дорослих лисиць, простежити відмінності поведінки тварин з різних родин, оцінити добову активність лисенят о цій порі року.

Важливою відмінністю цієї методики є наявність документального матеріалу у вигляді відео- та аудіофайлів (табл. 1). Відеоспостереження дозволяють мінімізувати вплив людини на об'єкт дослідження та звільняють час досліднику для інших видів робіт. Суттєвим недоліком методики є значна частина записів на якій відсутні тварини. Тому матеріал потребує перегляду та значного попереднього сортування. При застосуванні відеокамери у відкритих біотопах потрібно буде встановлювати штатив для закріплення обладнання, що вносить зміни до звичного оточення тварин. До того ж, така споруда помітна для сторонніх осіб.

Фотоспостереження

У дубових та мішаному лісах на території НПП «Гомільшанські ліси» та НПП «Слобожанський» спостереженнями охоплено 4 нори борсуки (2019–2020 р.). Під час проведення досліджень встановлено, що борсуки помічають фотопастку та інколи оглядають її. Цілодобовий збір матеріалу дозволив підрахувати кількість тварин, оцінити особливості використання нір, добову активність та соціальні взаємодії борсуки, відмінності поведінки тварин з різних родин (рис. 2).



Рис. 2. Знімок з фотопастки біля нори борсука у НПП «Слобожанський» (Харківська обл., Україна). 17.05.2020.

Fig. 2. Photo from a camera trap installed near a badger burrow in Slobozhanskyi NNP (Kharkiv region, Ukraine). 17.05.2020.

На відкритій ділянці у НПП «Тузловські лимани» спостереження проводили біля однієї головної нори борсуків (2021 р.). Розташування виходів підземного сховища не дозволило розмістити фотопастку так, щоб всі вони потрапили до робочої зони пристрою. Протягом цілодобового збору матеріалу вдалося підрахувати кількість тварин, оцінити особливості використання нори, поведінки борсуків та їхньої добової активності.

Під час проведення фотоспостережень первинні дані являють собою фотографії. Фотопастки спрацьовують на присутність тварин у робочій зоні, тому більшість матеріалу не потребує попереднього сортування (див. табл. 1). Однак у вегетаційний період (особливо влітку серед дня) фотопастка спрацьовує через сторонні фактори (перегрівання ґрунту, сильний вітер тощо). Це зменшує час роботи фотопастки та збільшує кількість фото без тварин.

За нашими спостереженнями частка помилкових спрацьовувань була більшою у матеріалах з відкритої ділянки у НПП «Тузловські лимани». Також треба враховувати відсутність спостережень у інтервалах між серіями зйомки, що не дозволяє фіксувати деталі поведінки. Фотоспостереження мінімізують вплив людини на об'єкт дослідження та звільняють час для інших видів робіт. При використанні фотопасток у відкритих біотопах потрібно встановлювати штатив для закріплення обладнання, що вносить зміни до звичного оточення тварин. До того ж, така споруда помітна для сторонніх осіб.

Повнота даних під час візуальних спостережень та візуальних спостережень з фотофіксацією обмежена здебільшого здібностями виконавця, тоді як під час відео- та фотоспостережень — технічними характеристиками апаратури та робочою зоною пристроїв. Недоліки та переваги методик для лісових та відкритих ділянок, які були виявлені під час проведення досліджень, узагальнено у таблиці 2.

Таблиця 2. Методики спостереження за норovими хижими ссавцями біля сховищ в умовах лісових та відкритих біотопів

Table 2. Observation methods of shelters of burrowing carnivorans in forest and open biotopes

Методика*	Умови для спостерігача		Умови для спостереження		Турбування тварин		Повнота даних	
	Закриті біотопи	Відкриті біотопи	Закриті біотопи	Відкриті біотопи	Закриті біотопи	Відкриті біотопи	Закриті біотопи	Відкриті біотопи
ВС	Складні	Зручні	Складні	Задовільні	Значне	Не значне	Обмежена здібностями виконавця. Є можливість проводити спостереження за межами ділянки з норою	
ВСФ	Складні	Зручні	Складні	Задовільні	Значне	Не значне	Обмежена здібностями виконавця. Є можливість проводити спостереження за межами ділянки з норою	
ВДС	Не має значення	Не має значення	Задовільні	Складні (проблема розміщення камери)	Не значне	Не значне	Обмежена технічними характеристиками апаратури. Спостереження тільки у межах робочої зони пристрою	
ФС	Не має значення	Не має значення	Задовільні	Складні (проблема розміщення камери)	Не значне	Не значне	Обмежена технічними характеристиками апаратури. Спостереження тільки у межах робочої зони пристрою	

* ВС — візуальні спостереження; ВСФ — візуальні спостереження з фотофіксацією; ВДС — відеоспостереження; ФС — фотоспостереження.

За результатом аналізу методик ми вважаємо, що у лісових умовах для спостережень за норами лисиць та борсуків найкращим варіантом буде використання фотопасток. На відкритих ділянках, окрім проблем із встановленням обладнання та його маскуванню, кількість помилкових спрацьовувань приладів була більшою. З огляду на це, візуальні спостереження з фотофіксацією біля сховищ норових хижих ссавців залишаються актуальними і на сьогоднішній день для не лісових територій.

Обговорення

Візуальні спостереження довгий час були основною методикою досліджень поведінки хижих норових ссавців. Ця методика дозволяє дослідити поведінку тварин біля нір, особливо у період підростання дитинчат, підрахувати особин, що населяють сховище, визначити індивідуальні особливості тварин та спостерігати деякі міжвидові взаємодії [Formozov 1989; Rukovsky 1991; Wilson & Delahay 2001; Wright 2006; Kluever *et al.* 2013]. І в теперішній час вона залишається однією із тих, що найчастіше використовується в Україні, тому що є простою та дешевою у застосуванні. Дослідник може проводити спостереження не тільки безпосередньо за об'єктом (напр., норою), але й за оточуючим простором і фіксувати дані.

У той же час візуальні спостереження завжди пов'язані з присутністю людини, що у ряді випадків впливає на поведінку тварин [O'Connell *et al.* 2011]. Особливо це стосується обставин, коли через умови навколишнього середовища спостереження необхідно проводити на близькій відстані від об'єкту, зокрема у лісі з густим підліском. Проблему можна вирішити шляхом створення засідки на дереві над норою, але це може викликати низку незручностей для спостерігача. У разі використання візуального методу для нічних спостережень його необхідно доповнювати технічними засобами, такими, наприклад, як прилад нічного бачення [Kluever *et al.* 2013].

Доповнення даних візуальних спостережень фотографіями основних форм поведінки тварин значно підвищує їх наукову цінність та інформативність [Novikov 1949]. Щоб отримати найбільш повний матеріал, треба враховувати як особливості поведінки тварин, так і варіанти технічних засобів. В останні десятиріччя у зв'язку з швидким розвитком технологій з'явилась можливість використовувати у наукових спостереженнях різноманітну апаратуру, у тому числі цифрову фото- та відеотехніку [Stewart *et al.* 1997; Macdonald *et al.* 2004; O'Connell *et al.* 2011; Rozhnov & Sidorchuk 2016].

Для успішних спостережень поведінки тварин у природному середовищі необхідно мінімізувати вплив на неї людини [Kluever *et al.* 2013]. У цьому випадку сучасні досягнення техніки пропонують досліднику широкий спектр фотопасток та відеокамер, які значно різняться за дизайном, довжиною зйомки та іншими параметрами [Scheibe *et al.* 2008; O'Connell *et al.* 2011; Rovero *et al.* 2013; Palencia *et al.* 2021].

Відеоспостереження має ряд переваг проти візуального спостереження. Ця методика надає можливість проводити цілодобові дослідження (за умови наявності режиму нічної зйомки) та звільняє дослідника від необхідності бути присутнім біля нори [Scheibe *et al.* 2008]. Участь дослідника у спостереженнях зводиться до розміщення обладнання, заміни елементів живлення та носіїв інформації. Окрім зменшення впливу людини на поведінку тварин, ця методика дозволяє одночасно охопити спостереженнями декілька об'єктів при наявності відповідного обладнання. Але коли камера проводить запис впродовж усього часу, значні зусилля доводиться витрачати на сортування матеріалу перед аналізом даних [Jumeau *et al.* 2017]. Наявність аудіоданих у відеофайлах може допомогти встановити присутність тварин, які знаходяться поза робочою зоною пристрою.

Використання фотопасток дозволяє значно збільшити час роботи елементів живлення та отримати більш концентрований матеріал. Зйомка фотопастками зберігає усі переваги відеоспостережень, однак слід брати до уваги відсутність спостережень у інтервалах між серіями зйомки. Це зменшує можливості фіксувати деталі поведінки. Серед зібраних даних може бути присутня і значна кількість невизначених спрацьовувань [Jumeau *et al.* 2017; Findlay *et al.*

2020]. Пристрої не завжди встигають зафіксувати тварин, коли вони дуже швидко проходять ділянку робочої зони. У вегетаційний період (особливо влітку в середині дня) фотопастка спрацьовує через сторонні фактори (перегрівання ґрунту та рослин, сильний вітер тощо). Це зменшує час роботи пристрою та збільшує кількість «інформаційного шуму». Тому необхідно переглядати та сортувати фотоматеріали перед обробкою даних. Якість зібраного матеріалу також залежить і від моделі обраної фотопастки [O'Connell *et al.* 2011; Newey *et al.* 2015; Palencia *et al.* 2021].

У підсумку можна сказати, що оптимальною методикою спостережень за норovими хижими ссавцями біля сховищ є фотоспостереження [Kluever *et al.* 2013]. Переваги цієї методики переважають над недоліками і подальший розвиток та доступність фотопасток можуть їх зменшити. Фотопастки мають режим запису відеофайлів, що може бути корисним для деталізації особливостей поведінки тварин. Однак це зменшує тривалість роботи елементів живлення та збільшує час на перегляд та сортування матеріалу [Rozhnov & Sidorchuk 2016; Swinnen *et al.* 2019].

Можливість використання різних методик спостереження різниться для різних біотопів (табл. 2). Як показали наші дослідження, у лісових ділянках густий підлісок заважає ефективно використовувати візуальний метод, тоді як у відкритих ділянках виникають складнощі з встановленням фото- та відеообладнання. Незамаскована дорога апаратура може ставати об'єктом інтересу для випадкових осіб та призводити до втрати обладнання [Meek *et al.* 2019]. Інші дослідники також наголошують на меншій ефективності фотопасток у відкритих біотопах, ніж у закритих [Wearn & Glover-Kapfer 2019].

На сьогоднішній день фотопастки активно використовують для досліджень ссавців на багатьох заповідних територіях [Sarmiento *et al.* 2009; Rozhnov & Sidorchuk 2016; Rich *et al.* 2017; Fiderer *et al.* 2019; Ferreira-Arias *et al.* 2021], у тому числі і в Україні [Gashchak *et al.* 2017; Koval 2017]. Поширення практики використання фотопасток на заповідних територіях України сприятиме проведенню моніторингових досліджень тварин на сучасному рівні.

За допомогою розглянутих методик проведення спостережень можна отримати дані з різних аспектів екології та поведінки норovих хижих ссавців. Для визначення заселеності нір, кількості тварин та продуктивності розмноження, добової та сезонної активності потрібні різні зусилля та різні підходи. На основі наших спостережень та оглядів інших дослідників [Macdonald *et al.* 2004; Kluever *et al.* 2013; Rozhnov & Sidorchuk 2016] ми спробували визначити найбільш придатні методики для вирішення тих чи інших задач (табл. 3).

Таблиця 3. Придатність використання різних методик спостереження для вивчення деяких аспектів екології та поведінки норovих хижих ссавців

Table 3. The suitability of using different observation methods in the study of various aspects of ecology and behaviour of burrowing carnivores

Методика*	Окремі задачі у дослідженнях екології та поведінки тварин				
	Особливості використання сховища	Добова та сезонна активність	Особливості поведінки	Чисельність	Міжвидова взаємодія
ВС	+/-	-	+	+/-	+/-
ВСФ	+/-	-	+	+/-	+/-
ВДС	+	+	+	+	+
ФС	+	+	+	+	+
Джерела	Наші дані, Rozhnov & Sidorchuk 2016	Наші дані, Rozhnov & Sidorchuk 2016	Наші дані, Macdonald <i>et al.</i> 2004, Rozhnov & Sidorchuk 2016	Наші дані, Kluever <i>et al.</i> 2013, Rozhnov & Sidorchuk 2016	Наші дані, Macdonald <i>et al.</i> 2004, Rozhnov & Sidorchuk 2016

* ВС — візуальні спостереження; ВСФ — візуальні спостереження з фотофіксацією; ВДС — відеоспостереження; ФС — фотоспостереження.

Сучасні підходи до проведення спостережень з використанням фотопасток та відеокамер забезпечують збір великої кількості даних для якісних досліджень екології та поведінки норових хижих ссавців. У першу чергу це пов'язано з довгостроковою безперервною зйомкою. Візуальні спостереження біля нір обмежені у часі фізичними можливостями виконавця, тому ця методика мало придатна для вивчення добової та сезонної активності тварин.

Для виявлення деяких особливостей поведінки норових хижих ссавців загалом можна використовувати всі методики. Однак слід враховувати, що частину даних дослідник втрачає, коли не перебуває біля підземного сховища тварин. З цієї ж причини можуть бути повністю втрачені події, пов'язані з міжвидовою взаємодією та особливостями використання нір. Візуальні спостереження традиційно використовують для підрахунку кількості дитинчат у виводках лисиць та борсуків. Але наразі встановлено, що фотоспостереження забезпечують точніші дані щодо чисельності тварин [Kluever *et al.* 2013].

Висновки

1. На підставі порівняльного аналізу чотирьох методик спостережень (візуальні спостереження, візуальні спостереження з фотофіксацією, відеоспостереження та фотоспостереження) встановлено, що оптимальною методикою для використання біля нір лисиць та борсуків є фотоспостереження. Застосування фотопасток дозволяє проводити цілодобові довгострокові дослідження та охопити одночасно кілька об'єктів, зменшує вплив людини на поведінку тварин, робить проведення спостережень зручним для дослідника.

2. Можливість використання різних методик спостереження біля нір норових хижих ссавців різниться для різних природних комплексів. Для лісових ділянок найбільше підходить проведення фотоспостережень. Для відкритих ділянок, окрім того, актуальними залишаються і візуальні спостереження з фотофіксацією.

Подяки

Ми висловлюємо вдячність усім волонтерами, які брали участь у пошуках підземних сховищ норових хижих ссавців, керівництву та співробітникам НПП «Гомільшанські ліси», НПП «Слобожанський», НПП «Тузлівські лимани», ДПЗ «Білогір'я» за допомогу у зборі матеріалу та проведенні досліджень, В. Ловчиновському за частину наданих фотопасток. Особливу подяку висловлюємо Є. Яцюку за значний внесок в організацію та проведення польових робіт на території НПП «Гомільшанські ліси» та І. Загороднюку за корисні зауваження та поради під час підготовки рукопису статті.

References

- Ferreiro-Arias, I., J. Isla, P. Jordano, A. Benítez-López. 2021. Fine-scale coexistence between Mediterranean mesocarnivores is mediated by spatial, temporal, and trophic resource partitioning. *Ecology and Evolution*, **11** (22): 15520–15533. [CrossRef](#)
- Fiderer, C., T. Göttert, U. Zeller. 2019. Spatial interrelations between raccoons (*Procyon lotor*), red foxes (*Vulpes vulpes*), and ground-nesting birds in a Special Protection Area of Germany. *European Journal of Wildlife Research*, **65**: 14. [CrossRef](#)
- Findlay, M. A., R. A. Briers, P. J. C. White. 2020. Component processes of detection probability in camera-trap studies: understanding the occurrence of false-negatives. *Mammal Research*, **65**: 167–180. [CrossRef](#)
- Formozov, A. N. 1989. *Pathfinder's companion*. Publishing house of Moscow State University, Moscow, 1–320. [In Russian]
- Gashchak, S., Y. Gulyaichenko, N. A. Beresford, M. D. Wood. 2017. European bison (*Bison bonasus*) in the Chornobyl Exclusion Zone (Ukraine) and prospects for its revival. *Proceedings of the Theriological School*, **15**: 58–66. [CrossRef](#)
- Ivanova, G. I. 1963. The experience of census of foxes, badgers and raccoon dogs in burrows in the Voronezh reserve. *Re-sources of the fauna of game animals in the USSR and their accounting*. Publishing USSR Academy of Sciences, Moscow, 164–167. [In Russian]
- Jumeau, J., L. Petrod, Y. Handrich. 2017. A comparison of camera trap and permanent recording video camera efficiency in wildlife underpasses. *Ecology and Evolution*, **7**: 7399–7407. [CrossRef](#)
- Kluever, B. M., E. M. Gese, S. J. Dempsey, R. N. Knight. 2013. A comparison of methods for monitoring kit foxes at den sites. *Wildlife Society Bulletin*, **37** (2): 439–443. [CrossRef](#)
- Koval, N. 2017. The wildcat (*Felis silvestris*) in the Uzhansky National Nature Park (Eastern Carpathians). *Proceedings of the Theriological School*, **15**: 105–110. [CrossRef](#)
- Macdonald, D. W., C. D. Buesching, P. Stopka, J. Henderson, S. A. Ellwood, S. E. Baker. 2004. Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). *Journal of Zoology*, **263** (4): 385–392. [CrossRef](#)
- Meek, P. D., G. A. Ballard, J. Sparkes, M. Robinson, B. Fleming, P. J. S. Nesbitt. 2019. Camera trap theft and vandalism: occurrence, cost, prevention and implications for wildlife research and management. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, **5** (2): 160–168. [CrossRef](#)

- Meia, J.-S., J.-M. Weber. 1992. Characteristics and distribution of breeding dens of the Red fox (*Vulpes vulpes*) in mountainous habitat. *Z. Säugetierk.*, **47**: 137–143.
- Newey, S., P. Davidson, S. Nazir, G. Fairhurst, F. Verdicchio, [et al.]. 2015. Limitations of recreational camera traps for wildlife management and conservation research: A practitioner's perspective. *Ambio*, **44**: 624–635. [CrossRef](#)
- Novikov, G. A. 1949. *The field studies of the terrestrial vertebrate ecology*. Sovetskaya Nauka, Leningrad, 1–602. [In Russian]
- Nowak, M. R. 2005. *Walker's carnivores of the world*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, London, 1–313.
- Nowakowski, K., A. Ważna, P. Kurek, J. Cichocki, G. Gabrys. 2020. Reproduction success in European badgers, red foxes and raccoon dogs in relation to sett cohabitation. *PLoS ONE*, **15** (8): e0237642. [CrossRef](#)
- O'Connell, A. F., J. D. Nichols, K. U. Karanth. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, 1–271. [CrossRef](#)
- Palencia, P., J. Vicente, R. C. Soriguer, P. Acevedo. 2021. Towards a best-practices guide for camera trapping: assessing differences among camera trap models and settings under field conditions. *Journal of Zoology*, **316** (3): 197–208. [CrossRef](#)
- Reichman, O. J., S. C. Smith. 1990. Burrows and burrowing behaviour by mammals. *Current Mammalogy*, Plenum Press, New York and London, 197–244.
- Rich, L. N., C. L. Davis, Z. J. Farris, D. A. W. Miller, J. M. Tucker, et al. 2017. Assessing global patterns in mammalian carnivore occupancy and richness by integrating local camera trap surveys. *Global Ecol. Biogeography*, **26** (8): 918–929. [CrossRef](#)
- Rovero, F., F. Zimmermann, D. Berzi, P. Meek. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, **24** (2): 148–156. [CrossRef](#)
- Rozhnov, V. V., N. V. Sidorchuk. 2016. *Behavioural ecology of badgers. Experience in data collection by means of photo-traps*. KMK Scientific Press Ltd, Moscow, 1–104. [In Russian]
- Rukovskiy, N. N. 1991. *Four-footed shelters*. Agropromizdat, Moscow, 1–143. [In Russian]
- Ruzhilenko, N. S., A. L. Prodchenko. 1998. Territorial distribution, ecology and number of the Badger in the Kaniv Nature Reserve. *Nature Reserves in Ukraine*, **4** (1): 61–65. [In Ukrainian]
- Sarmiento, P., J. Cruz, C. Eira, C. Fonseca. 2009. Evaluation of camera trapping for estimating Red fox abundance. *Journal of Wildlife Management*, **73** (7): 1207–1212. [CrossRef](#)
- Scheibe, K. M., K. Eichhorn, M. Wiesmayr, B. Schonert, O. Krone. 2008. Long-term automatic video recording as a tool for analysing the time patterns of utilisation of predefined locations by wild animals. *European Journal of Wildlife Research*, **54**: 53–59. [CrossRef](#)
- Stewart, P. D., S. A. Ellwood, D. W. Macdonald. 1997. Remote video surveillance of wildlife — an introduction from experience with the European badger *Meles meles*. *Mammal Review*, **27** (4): 185–204. [CrossRef](#)
- Swinnen, K. R. R., J. Reijniers, M. Breno, H. Leirs. 2014. A novel method to reduce time investment when processing videos from camera trap studies. *PloS ONE*, **9** (6): e98881. [CrossRef](#)
- Wearn, O. R., P. Glover-Kapfer. 2019. Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science*, **6**: 181748. [CrossRef](#)
- Wilson, G., R. Delahay. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, **28** (2): 151–164. [CrossRef](#)
- Wright, H. W. Y. 2006. Paternal den attendance is the best predictor of offspring survival in the socially monogamous bat-eared fox. *Animal Behaviour*, **71**: 503–510. [CrossRef](#)



COMPOSITION OF WINTER AGGREGATIONS OF BATS (CHIROPTERA) IN CAVE-TYPE SHELTERS IN THE MIDDLE DNISTER REGION (CENSUS OF 2021)

Oleksandr Vikyrchak , Petro Ploshchanskyi , Andriy Bachynsky , Tetiana Mykytiuk

Key words

bats, winter aggregations, cave-type shelters, Ternopil Transnistria, EUROBATs

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2212>

Article info

submitted 09.09.2021

revised 26.12.2021

accepted 20.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Affiliations

Dnistrovsky Canyon National Nature Park (Zalishchyky, Ukraine)

Correspondence

Oleksandr Vikyrchak; Dnistrovsky Canyon National Nature Park; 5b Stepan Bandera Street, Zalishchyky, Ternopil Oblast, 48601 Ukraine
e-mail: ol_vikirchak@ukr.net
orcid: 0000-0002-2683-9213

Abstract

In 2021, the authors, with the assistance of speleological clubs, conducted winter surveys of bats in underground cavities of in the Ternopil part of the Middle Dnister Region. Twenty wintering shelters of different origin and size were inspected, of which ten are described for the first time. A total of 2573 individuals of 6 species were recorded. The most abundant species (92.84%) was *Rhinolophus hipposideros*. The most noticeable accumulations of this species were found in the caves Kryshtaleva, Vitrova, Verteba, Yuvileyna, and Ozerna. The second most abundant species was *Myotis myotis*. A total of 134 individuals of this species were found, which is 5.2% of the total number of recorded bats. On the third place were *Myotis daubentonii* (1.1%) and *Plecotus auritus* (0.7%), which were found in five shelters each, albeit in small numbers. The largest number of bats was found in Kryshtaleva Cave—1188 individuals belonging to 2 species. Several hundred individuals were found during the winter in the caves Verteba and Vitrova, and more than a hundred in the caves Khomach, Yuvileyna, and Ozerna. The highest species richness was recorded in the caves Ugryn, Teklivska, and Mlynky (four species in each). There have been no noticeable changes in the abundance and species composition of bats during the winter in the underground cavities of the studied region since 2019 (at the time of preliminary surveys). It is possible to trace an increase in the abundance of *Rhinolophus hipposideros* in Kryshtaleva Cave, of *Myotis daubentonii* in Ugryn Cave, and of *Plecotus auritus* in several shelters. This indicates that the mode of use of caves (for scientific and recreational purposes) does not prevent them from fulfilling the role of wintering shelters for this group of animals. The Ternopil part of the Middle Dnister Region is characterized by the absolute dominance of *Rhinolophus hipposideros*, whereas in the neighbouring Kamenets part of the region this species ranks second in abundance after *Myotis myotis*. Cold-tolerant species are much more common in the Kamianets-Podilskyi area. These differences are related to the different types of the most common wintering shelters in the region.

Cite as

Vikyrchak, O., P. Ploshchansky, A. Bachynsky, T. Mykytiuk. 2021. Composition of winter aggregations of bats (Chiroptera) in cave-type shelters in the Middle Dnister region (census of 2021). *Theriologia Ukrainica*, 22: 111–124. [In Ukrainian, with English summary]

Склад зимових агрегацій кажанів (Chiroptera) у сховищах печерного типу Тернопільського Придністер'я (обліки 2021 року)

Олександр Вікирчак, Петро Площанський, Андрій Бачинський, Тетяна Микитюк

Резюме. Тернопільське Придністер'я завдяки складності геологічної будови багате на підземні сховища, які важливі для зимівлі троглофільних видів кажанів. У 2021 р. авторами, за сприяння спелеоклубів, проведені зимові обліки рукокрилих у підземних порожнинах регіону Тернопільського Придністер'я. Було обстежено 20 зимових сховищ різного генезису і різних розмірів, 10 з них описані вперше. Загалом обліковано 2573 особин 6 видів. Найчисельніший вид (92,84 %) — підковик малий — *Rhinolophus hipposideros*. Найбільш помітні скупчення цього виду виявлено у печерах Кришталева, Вітрова, Вертеба, Ювілейна, Озерна. На другому місці за чисельністю особин перебуває нічниця велика — *Myotis myotis*. Всього виявлено 134 особини цього виду, що становить 5,2 %. На третьому — нічниця водяна — *Myotis daubentonii* (1,1 %) та вухань бурий — *Plecotus auritus* (0,7 %), які виявлені у 5 сховищах кожен хоча і у незначних кількостях. Найбільша кількість кажанів виявлена у печері Кришталева: 1188 особин, що належать до 2 видів. По декілька сотень особин виявлено на зимівлі у печерах Вертеба та Вітрова, понад сотню — у печерах на Хомах, Ювілейній, Озерній. Найбільше видове різноманіття зафіксовано у печерах Угринь, Теклівська, Млиники (по 4 види у кожній). Різких змін чисельного та видового складу кажанів на зимівлі у підземних сховищах регіону з 2019 р. (часу попередніх обліків) не відбулось. Можна вказати на збільшення кількості виявлених особин підковика малого у печері Кришталева, нічниці водяної у печері Угринь, вуханя бурого у кількох сховищах. Це свідчить про те, що режим використання печер (у наукових і рекреаційних цілях) не перешкоджає виконанню ними ролі зимових сховищ для даної групи видів тварин. Проведено порівняння складу зимової хіроптерофауни досліджуваного регіону та сусіднього — Кам'янецького Придністер'я. Для Тернопільської частини Придністер'я характерне повне домінування підковика малого, на Кам'янецьчині цей вид за кількістю посідає друге місце при переважанні нічниці великої. На Кам'янецьчині частіше фіксуються холодолюбні види. Ці відмінності впливають із відмінностей у найпоширеніших типах сховищ: на Тернопіллі значні за об'ємами і протяжністю гіпсові лабіринти, на Кам'янецьчині частка таких сховищ менша.

Ключові слова: кажани, зимові агрегації, сховища печерного типу, Тернопільське Придністер'я, EUROBATs.

Вступ

У фауні України кажани представлені 28 видами, складаючи четверту частину теріофауни країни, і всі вони внесені до Червоної книги України (2009). Їх високий соціологічний статус підтверджено включенням до Переліку видів тварин, що заносяться до Червоної книги України (тваринний світ) згідно наказу Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 19 січня 2021 р. № 29. Проблема охорони рідкісних і корисних для людини видів кажанів змушує звернути пильну увагу на з'ясування змін у складі хіроптерофауни регіону та здійснити сучасну оцінку стану популяцій кажанів.

Тернопільське Придністер'я завдяки складності геологічної будови багате на підземні сховища. З причин їх великої ролі для існування популяцій троглофільних кажанів, вони здавна привертали увагу дослідників-зоологів [Verkhatsky 1869; Abelentsev & Popov 1956; Tatarinov 1956, 1962]. Кількість публікацій з цього питання різко зросла, починаючи із 90-х років ХХ ст. [Zagorodniuk & Tkach 1996; Vargovich 1998; Bashta & Vikyrchak 2015; Vikyrchak 2018; Vikyrchak *et al.* 2020] Проте динаміка змін у складі хіроптерофауни спонукає до постійного оновлення даних.

Матеріал і методи

У 2021 році авторами, за сприяння і за участі представників спелеоклубів Києва, Львова, Тернополя, Борщова, Чорткова, проведені зимові обліки рукокрилих у підземних порожнинах південної частини Тернопільської області та двох підземель Буковини. Насамперед, було ор-

ганізовано експедиційні виїзди до печер, які міжнародною організацією, що координує дослідження і моніторинг популяцій рукокрилих у Європі — EUROBATs внесені до Списку ключових підземних сховищ кажанів загальноєвропейського значення.

Обліки кажанів проводили згідно із загальноприйнятими методиками [Petrushenko 2002, 2017] зі змінами. Здійснювалося візуальне обстеження порожнин з використанням ліхтарика і, за потреби — бінокля невеликої кратності; фотозйомка проводилась макро-та телеоб'єктивами. Визначення виду здійснювали візуально, без взяття до рук, за видоспецифічними морфологічними ознаками. Терміни проведення обліків (зима) було обрано коли всі осілі види знаходяться в стані гібернації.

Працювала одна облікова група у складі 2–5 чоловік з чітким розподілом обов'язків (пошуківці, провідник, топограф, координатор). Розташування кажанів наносились на картосхему ходів печер, що унеможливлювало повторні обліки. Використовувалися картосхеми підземель отримані із загальнодоступних інтернет-ресурсів [Інформаційно-аналітична система Кадастр печер та порожнин України // <https://caves.in.ua>]. У разі відсутності матеріалів топографічної зйомки для невеликих порожнин створювалися приблизні картосхеми.

У таблицях використано акроніми латинських назв видів: RHIP — *Rhinolophus hipposideros*; MMYO — *Myotis myotis*; MDAU — *Myotis daubentonii*; PAUR — *Plecotus auritus*; BBAR — *Barbastella barbastellus*; ESER — *Eptesicus serotinus*.

Сховища

Обстежено 20 підземних порожнин різних розмірів та різного походження (рис. 1). Серед них — 14 природних печер, 5 закинутих штолень та 1 підвал.

Деякі з них міжнародною організацією, що координує дослідження і моніторинг популяцій рукокрилих у Європі, EUROBATs, внесені до Списку ключових підземних сховищ кажанів загальноєвропейського значення [Domashlinets 2018]. Це — печери Вертеба, Кришталева, Вітрова та Угринь. Як місця зимівлі кажанів вони згадуються у багатьох літературних джерелах [Godlevska *et al.* 2005]. Відомими сховищами є також печери Ювілейна, Озерна, Гострі Говди, Елефантина, Млинки, Славка [Godlevska *et al.* 2010].

Інші підземелля як сховища кажанів наводяться вперше.

Печера Мушкаророва Яма — гіпсова печера. Знаходиться в с. Олексинці Більче Золотецька ОТГ Тернопільська обл. Довжина розвіданих ходів близько 6500 м. До 2008 року вхід у порожнину був повністю перекритий і представляв собою невеликий замкнений провал у гіпсах [Pokaliuk *et al.* 2010]. Може слугувати об'єктом вивчення початкових етапів процесу заселення кажанами великих сховищ.

Штольня Гиньківська — знаходиться в селі Гиньківці Товстенської ОТГ Тернопільської обл. Розміщена на правому борту ерозійного яру, що на лівому березі каньйоноподібної долини р. Тупи. Довжина ходів близько 250 м. Підземелля має вхід завширшки 1 м, висоту 0,2–0,4 м, два бокових вікна менших розмірів та два крила. Утворилася в результаті добування піску [Dobriansky & Ploschansky 2019]. У підземеллі сліди постійного перебування лисиць (кістки домашньої птиці, запах, екскременти).

Штольня Гиньківська нижня знаходиться 100 м нижче по ходу яру від попередньої печери. Закинута піщана штольня, довжиною ходів близько 100 м. Висота ходів 1 – 1,5 м. Як і попередньому сховищі, виявлено сліди постійного перебування лисиць (кістки домашньої птиці, запах, екскременти).

Штольня Теклівська — знаходиться на правому схилі струмка другорядної правої притоки р. Серет біля хутора Теклівка (Більче-Золотецька ОТГ Тернопільська область). Закинута піщана штольня, довжиною ходів близько 120 м [Dobriansky & Ploschansky 2020].

Печера Джурицька карстовий лабіринт у гіпсах довжиною ходів понад 2 км. Розташована поблизу с. Нагоряни Товстенської ОТГ. Постійно доступною для кажанів є лише ближча до входу частина лабіринтів. Вхід у дальню частину як правило закритий.

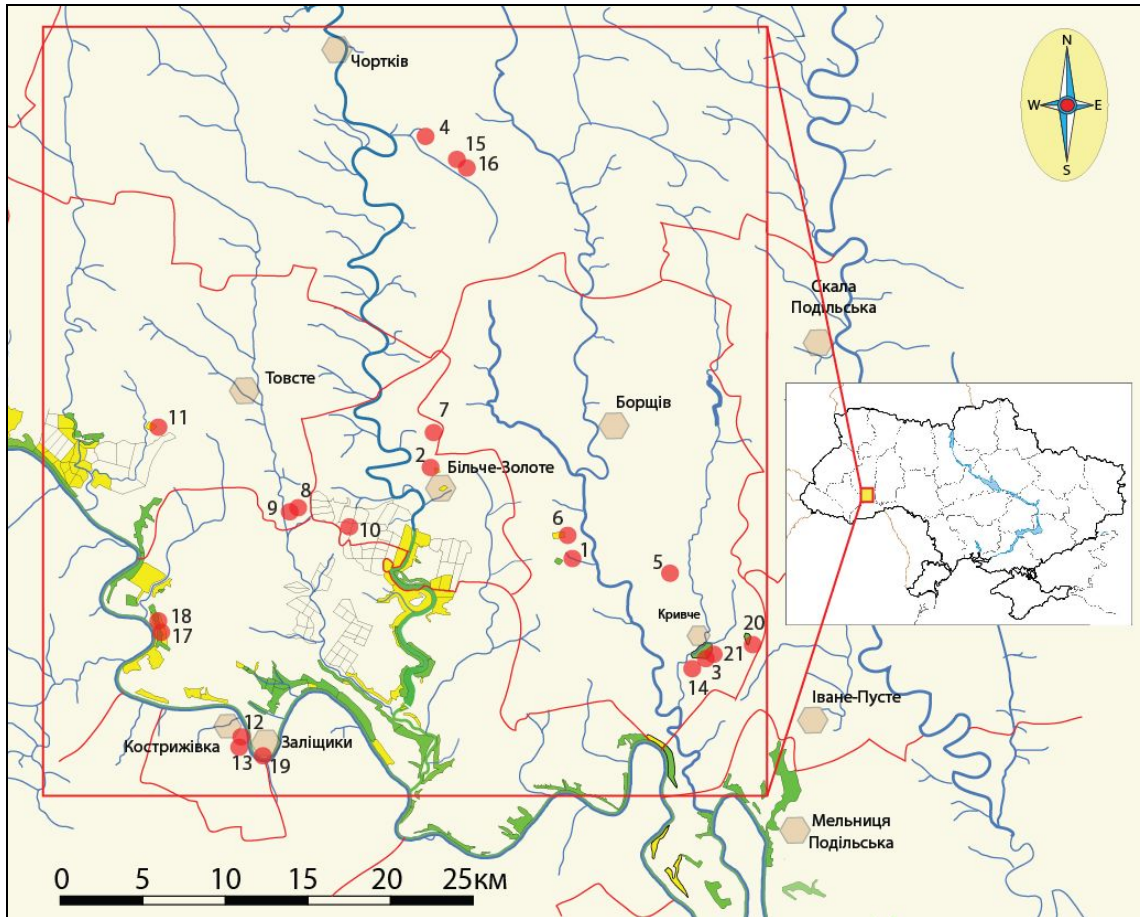


Рис. 1. Картохема розташування зимових сховищ печерного типу (номер на карті відповідає табл. 1).

Fig. 1. Map of the location of cave-type shelters of bats (numbers correspond to 'No.' in Table 1).

Печера на Хомах — карстовий лабіринт у гіпсах, довжиною ходів 126 км. Розташована на лівому борту р. Циганка поблизу хут. Хоми (присілок с. Кривче Борщівської ОТГ).

Печера Млиночки — карстова порожнина, довжиною ходів близько 50 м. Розташована біля с. Залісся Заводської ОТГ неподалік від печери Млинки.

Штольня Мідниця-1. Підземний горизонтальний хід, що залишився після добування міднєвмісної породи у 30-х роках ХХ ст. Розташована на крутих схилах долини р. Дністер поблизу с. Іване-Золоте Заліщицької ОТГ. Довжина 8 м.

Штольня Мідниця-2. Підземний горизонтальний хід, що залишився після добування міднєвмісної породи у 30-х роках ХХ ст. Довжина 25 м. Розташована на крутих схилах долини р. Дністер поблизу с. Іване-Золоте Заліщицької ОТГ.

Підвал офісу «НПП Дністровський каньйон» (м. Залішки) — довжина верхнього ярусу 20 м (зимова температура $+10^{\circ}\text{C}$), нижнього (зимова температура $+6^{\circ}\text{C}$) — 20 м. Стіни вимуровані тесаним вапняком, перекриття склепінчасте. Вентиляційні отвори відкриті постійно.

Результати і обговорення

Кількісний і видовий склад

Результати обліків видового і кількісного складу зимових агрегацій кажанів у 2021 р. наведено у таблиці 1. Загалом у 20 сховищах обліковано 2574 особини 6 видів.

Для оцінки повноти обліків на рисунках 2–19 вказано ділянки обстежених лабіринтів.

Таблиця 1. Результати обліків кажанів у обстежених печерах (дані 2021 р.)

Table 1. Results of bat censuses carried out in the surveyed caves (data from 2021)

№	Назва сховища	Користувач (розпорядник) надр	Дата обстеження	Кількість особин						
				Rhip	Mmyo	Mdau	Paur	Bbar	Eser	Разом
1	Печ. Вітрова (район печ. Оптимістична)	Львівський спелеоклуб «Циклоп»	28.01.2021	277	–	–	–	–	–	277
2	Печ. Вертеба	Борщівський спелеоклуб «Музей»	10.02.2021	304	51	–	–	–	–	355
3	Печ. Кришталева	Управління освіти ТОДА	31.01.2021	1187	1	–	–	–	–	1188
4	Печ. Угринь	Заводська ОТГ	24.02.2021	13	48	21	6	–	–	88
5	Печ. Ювілейна	НПП «Дністровський каньйон»	21.02.2021	155	–	1	3	–	–	159
6	Печ. Озерна	Спелеоклуб «Поділля» (м. Тернопіль)	04.01.2021	170	–	–	–	–	–	170
7	Печ. Мушкаророва Яма	Більче Золотецька ОТГ	09.01.2021	15	–	–	–	–	–	15
8	Гиньківська	Товстенська ОТГ	13.01.2021	15	–	–	–	–	–	15
9	Гиньківська нижня	Товстенська ОТГ	13.01.2021	32	–	–	–	–	–	32
10	Печ. Теклівська	Більче Золотецька ОТГ	13.01.2021	3	–	1	2	1	–	7
11	Печ. Джуриńska	НПП «Дністровський каньйон»	16.02.2021	39	19	–	1	–	–	59
12	Печ. Скитська (Гострі Говди)	Кострижівська ОТГ	20.01.2021	45	7	–	–	–	–	52
13	Печ. Елефантина	Кострижівська ОТГ	20.02.2021	4	2	–	–	–	–	6
14	Печ. на Хомах ¹	Борщівська ОТГ	17.01.2021	110	–	–	–	–	–	110
15	Печ. Млинки (привхідн. зал)	Спелеоклуб «Кристал» (м. Чортків)	24.01.2021	9	5	4	–	–	1	19
16	Печ. Млиночки	Спелеоклуб «Кристал» (м. Чортків)	24.02.2021	–	–	1	7	–	–	8
17	Мідниця-1	НПП «Дністровський каньйон»	04.03.2021	1	–	–	–	–	–	1
18	Мідниця-2	НПП «Дністровський каньйон»	04.03.2021	10	–	–	–	–	–	10
19	Підвал офісу НПП «Дністровський каньйон», м. Заліщики	НПП «Дністровський каньйон»	24.02.2021	–	1	–	1	–	–	2
20	Печ. Славка	НПП «Дністровський каньйон»	13.05.2021	(Вхід засипано земляною масою)						
21	Печ. Лісячий хід ²	Управління освіти ТОДА	31.01.2021	–	–	–	–	–	–	–
Всього особин				2390	134	28	20	1	1	2574
Частка %				92,85	5,2	1,08	0,77	0,04	0,04	100

¹ Це сховище обстежено на прохання авторів тернопільським спелеологом Ю. Зарембським.² 24.02.2019 у цьому сховищі виявлено 3 особини вуханя австрійського (*Plecotus austriacus*) та 1 особину широковуха європейського (*Barbastella barbastellus*).

Опис домінантних видів

Найчисельніший вид (92,85 %) — підковик малий (*Rhinolophus hipposideros*), як це було і в попередні роки [Kvasha & Vikyrchak 2000; Godlevska *et al.* 2005; Bashta & Vikyrchak 2017]. Найбільш помітні скупчення цього виду виявлено у печерах Кришталева, Вітрова, Вертеба, Ювілейна, Озерна. Скупчення цього виду в печері Кришталева чисельністю понад 1000 особин — унікальне явище для Поділля. Підковик малий — порівняно теплолюбний вид і у глибині величезних Подільських лабіринтів, подалі від входу, підковики знаходять комфортну для себе зону з температурами узимку $+8 \dots +10^{\circ} \text{C}$.

На другому місці за чисельністю особин перебуває нічниця велика (*Myotis myotis*). Всього виявлено 134 особини цього виду, що становить 5,2 %. Ознак враженості тварин хворобою «білого носа» (грибкове захворювання, яке призвело до масової загибелі кажанів на американському континенті) в обстежених цього річ сховищах не виявлено, хоча у 2015 р. знайдено декілька хворих особин нічниць великих. Випадків масової загибелі не зафіксовано.

На третьому місці — нічниця водяна (*Myotis daubentonii*) та вухань бурий (*Plecotus auritus*), які виявлені у 5 сховищах кожен хоча і у незначних кількостях. Чисельність цих двох видів дещо зросла з часу попередніх обліків.

Розміщення кажанів у сховищах

На рис. 2–19, що подані нижче, вказано місце розташування кажанів на момент обліків. Ця інформація потрібна для встановлення закономірностей вибору кажанами місць зимівлі у підземеллях значних за об'ємами, за кількістю ходів та галерей з однаковими мікрокліматичними умовами, якими є подільські гіпсові печери.

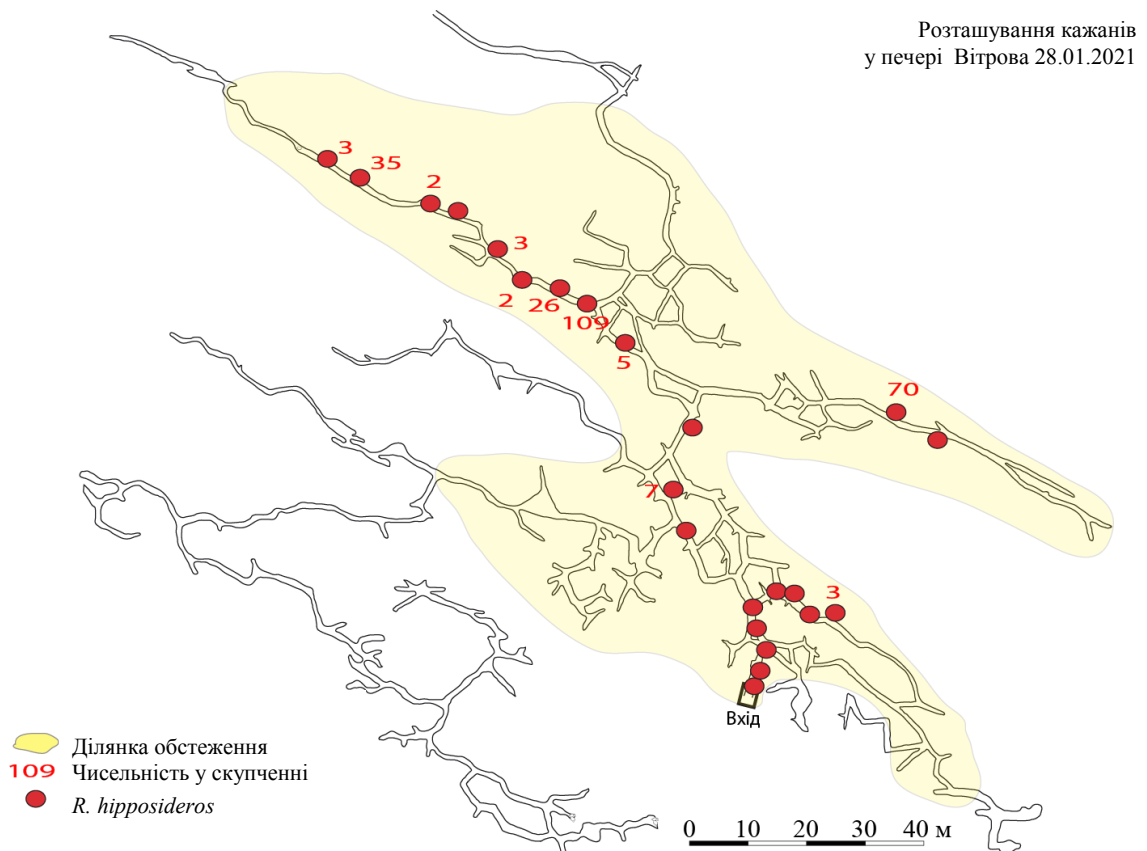


Рис. 2. Розташування кажанів у печ. Вітрова 28.01.2021.

Fig. 2. Location of bats in the cave Vitrova on 28.01.2021.

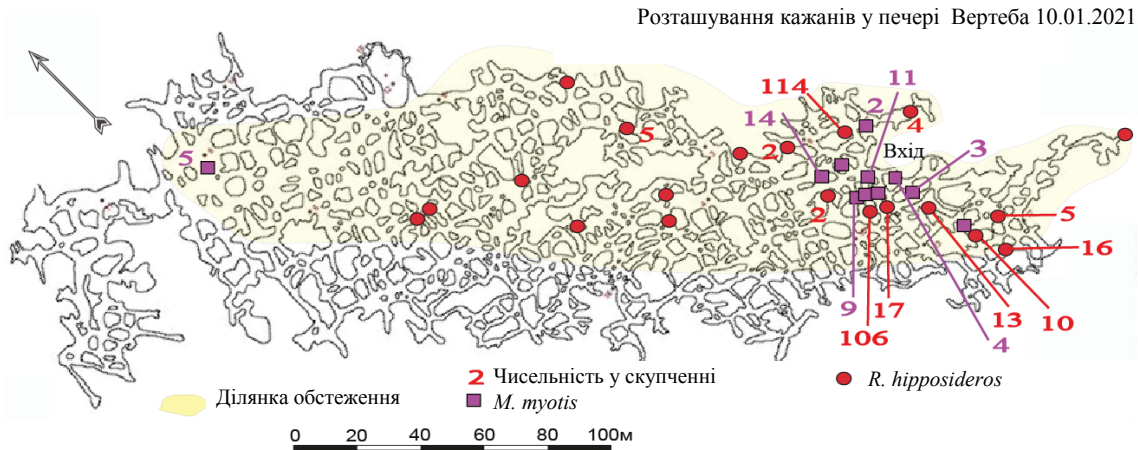


Рис. 3. Розташування кажанів у печ. Вертеба 10.02.2021.

Fig. 3. Location of bats in the cave Vertheba on 10.02.2021.

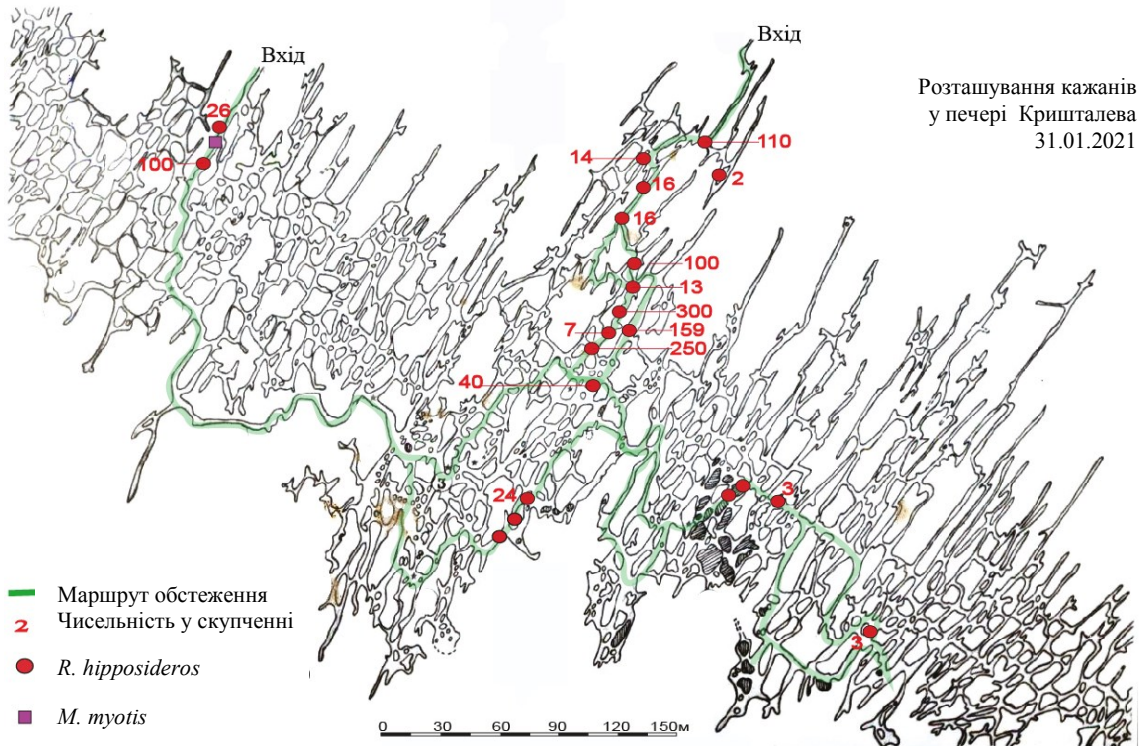


Рис. 4. Розташування кажанів у печ. Кришталева 31.01.2021.

Fig. 4. Location of bats in the cave Kryshtaleva on 31.01.2021.

Загально відомо, що кажани вибирають місце гібернації відповідно до біологічно затребуваних температур. «Теплолюбний» підковик малий (*Rhinolophus hipposideros*) проникає углиб лабіринтів, розміщуючись двома способами: поодинокими особинами або їх багаточисельні скупчення. Причому місця скупчення формуються з року у рік в одних і тих самих районах печери (рис. 2–4), ігноруючи сусідні ділянки лабіринтів, подібні за об'ємами і температурами. Прив'язаність до місця скупчення підковиків у печері Вітрова (рис. 1) автори спостерігають з 1989 р. [Vikyrchak 2018].

Розташування кажанів
у печері Озерна 14.01.2021

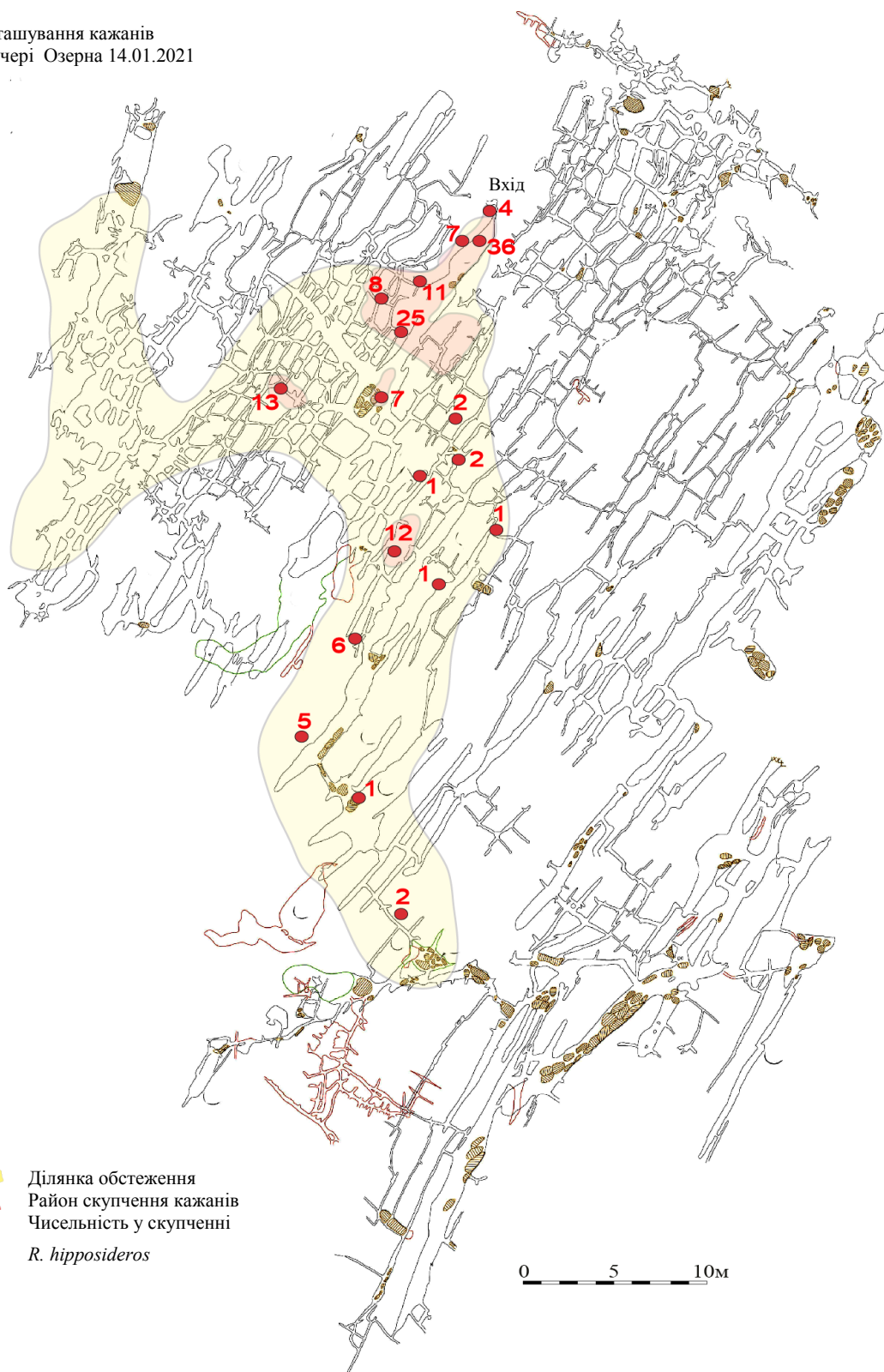


Рис. 5. Розташування кажанів у печ. Озерна 04.01.2021.

Fig. 5. Location of bats in the cave Ozerna on 04.01.2021.

Розташування кажанів
у печері Угринь 24.02.2021

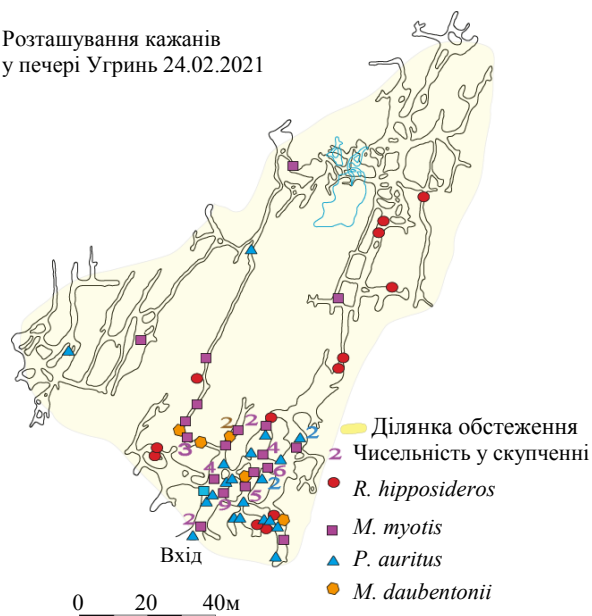


Рис. 6. Розташування кажанів у печ. Угринь 24.02.2021.

Fig. 6. Location of bats in the cave Ugryn on 24.02.2021.

Розташування кажанів
у печері Ювілейна 28.01.2021

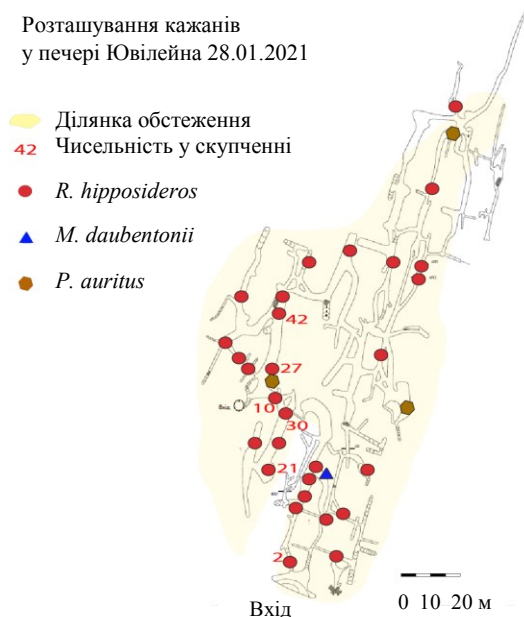


Рис. 7. Розташування кажанів у печ. Ювілейна 28.01.2021.

Fig. 7. Location of bats in the cave Juvileyna on 28.01.2021.

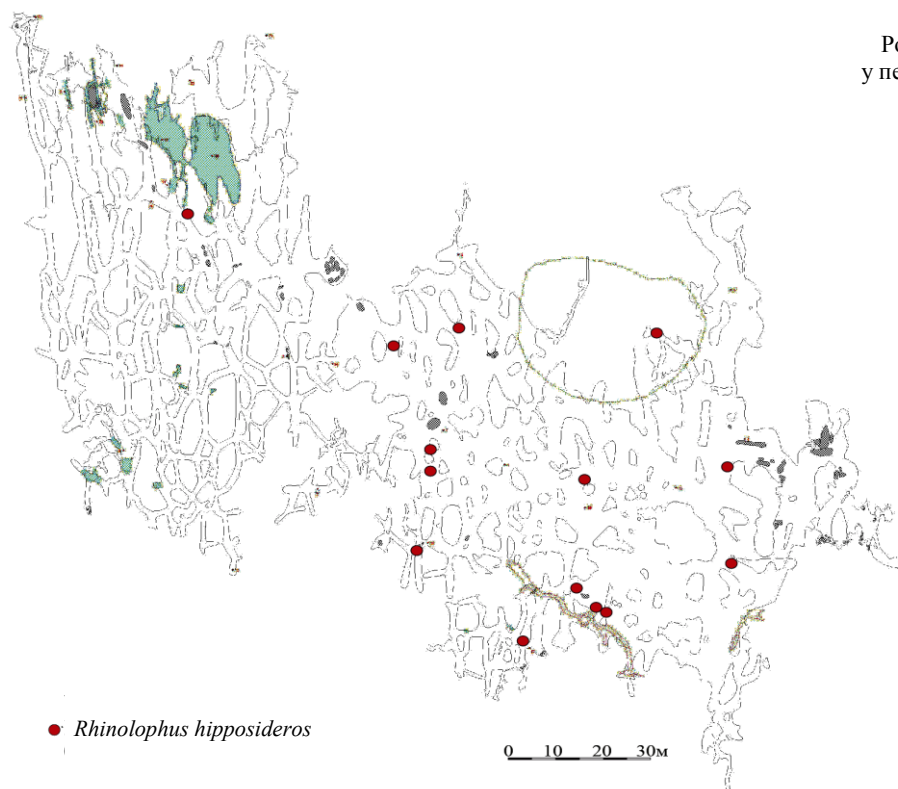


Рис. 8. Розташування кажанів у печ. Мушкарова яма, проведених 09.01.2021.

Fig. 8. Location of bats in the cave Mushkarova Yama on 09.01.2021.

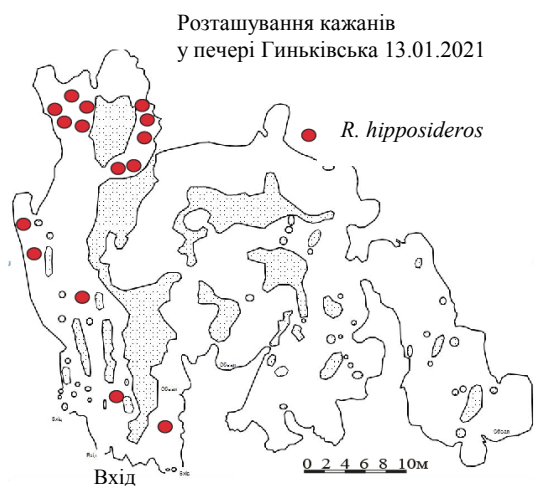


Рис. 9. Розташування кажанів у печ. Гиньківська 13.01.2021.

Fig. 9. Location of bats in the cave Hynkivska on 13.01.2021.

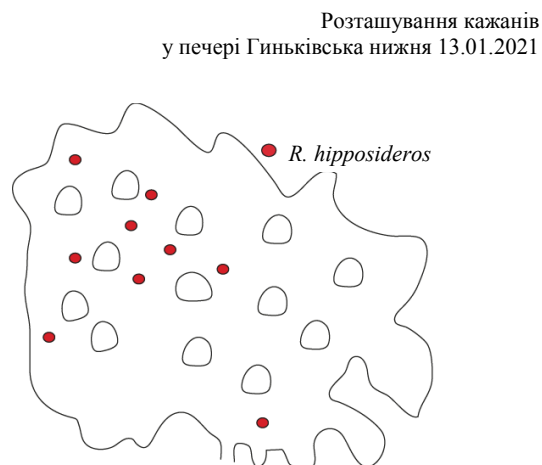


Рис. 10. Розташування кажанів у печ. Гиньківська нижня 13.01.2021.

Fig. 10. Location of bats in the cave Hynkivska nyzhnia on 13.01.2021.

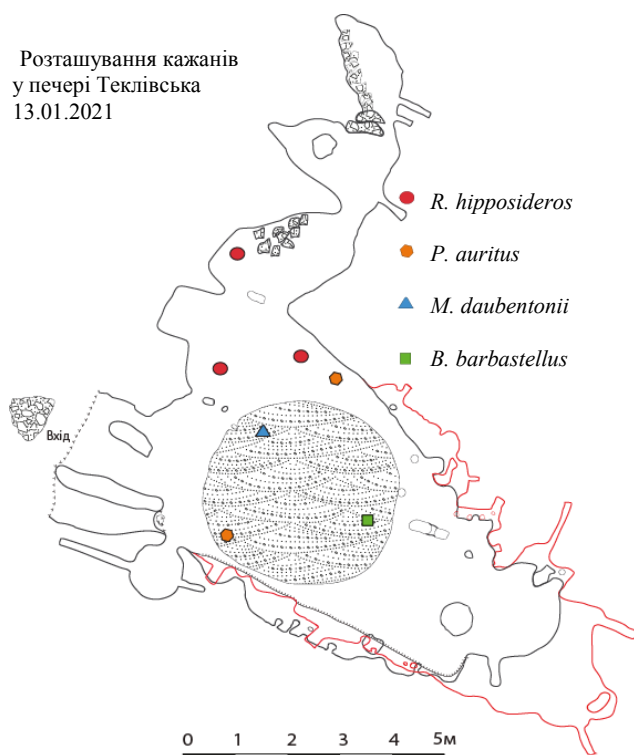


Рис. 11. Розташування кажанів у печ. Теклівська 13.01.2021.

Fig. 11. Location of bats in the cave Teklivska on 13.01.2021.

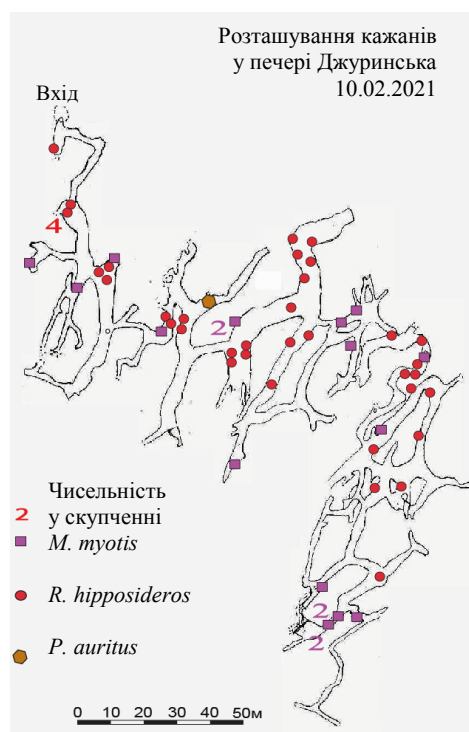


Рис. 12. Розташування кажанів у печ. Джури́нська, проведених 16.02.2021.

Fig. 12. Location of bats in the cave Dzhurynska on 16.02.2021.

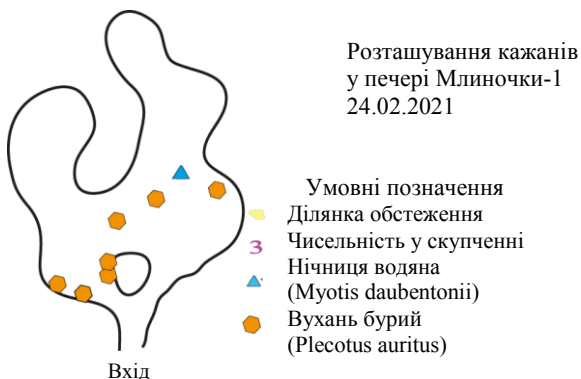
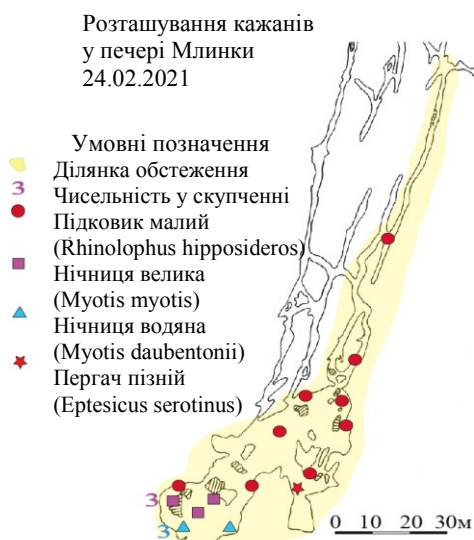


Рис. 13. Розташування кажанів у печ. Млинка 24.02.2021.

Fig. 13. Location of bats in the cave Mlynky on 24.02.2021.

Рис. 14. Розташування кажанів у печ. Млиночки-1, проведенних 24.02.2021.

Fig. 14. Location of bats in the cave Mlynochky-1 on 24.02.2021.

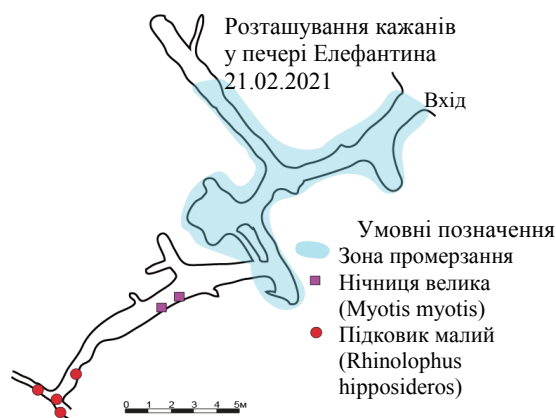
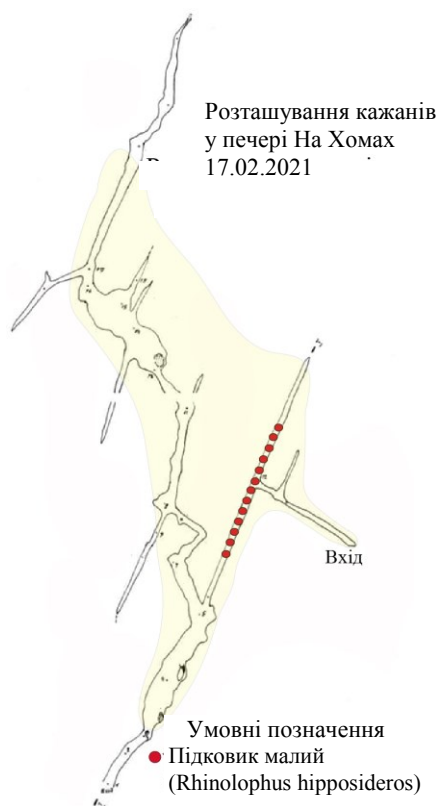


Рис. 15. Розташування кажанів у печ. Елефантина 20.02.2021.

Fig. 15. Location of bats in the cave Elephantine on 20.02.2021.

Рис. 16. Розташування кажанів у печ. На Хомах 17.01.2021.

Fig. 16. Location of bats in the cave Na Khomach on 17.01.2021.



Розташування кажанів у печері Мідниця-1 04.03.2021

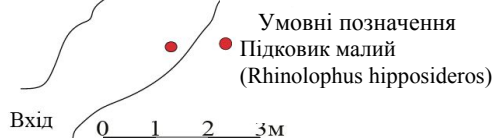


Рис. 17. Розташування кажанів у печ. Мідниця-1 04.03.2021.

Fig. 17. Location of bats in the cave Mednitsa-1 on 04.03.2021.

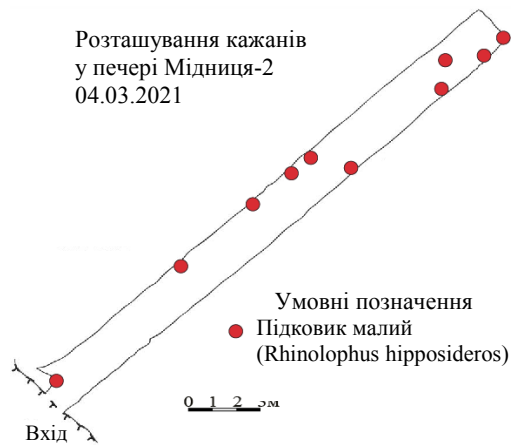


Рис. 18. Розташування кажанів у печ. Мідниця-2 при обліках 04.03.2021.

Fig. 18. Location of bats in the cave Mednitsa-2 on 04.03.2021.

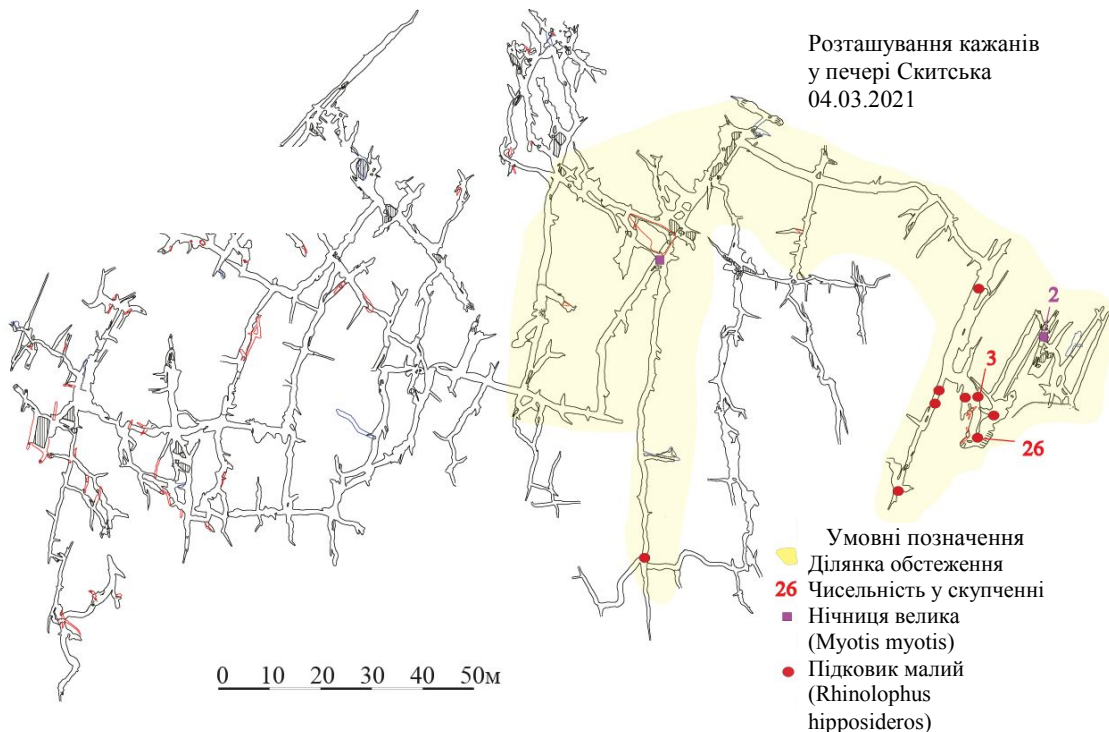


Рис. 19. Розташування кажанів у печ. Скитська 20.01.2021.

Fig. 19. Location of bats in the cave Skitska on 20.01.2021.

Значимість сховищ

Найбільша кількість кажанів виявлена у печері Кришталева: 1188 особин, що належать до 2 видів. По декілька сотень особин виявлено на зимівлі у печерах Вертеба та Вітрова, понад сотню — у печерах на Хомах, Ювілейній, Озерній. Підземелля, де зимує більше сотні особин кажанів, можуть претендувати на включення до Списку ключових підземних сховищ кажанів загальноєвропейського значення [Domashlinets 2018].

Найбільше видове різноманіття зафіксовано у печерах Угринь, Теклівська, Млинки (по 4 види у кожній). У цих підземель широкі входи і великі за об'ємом привхідні порожнини, де знаходять для себе комфортну зону більш холодолюбні види кажанів. У печері Теклівська виявлено рідкісного у регіоні широкоуха європейського (*Barbastella barbastellus*), у Млинках — пергача пізнього (*Eptesicus serotinus*), що також вкрай рідко виявляється на зимівлі у сховищах печерного типу досліджуваного регіону.

Таблиця 2. Порівняння складу зимової хіроптерофауни Кам'янецького та Тернопільського Придністер'я

Table 2. Comparison of species composition of wintering bats in the Kamianets and Ternopil parts of the Middle Dnister Region

Вид	Кам'янецьке Придністер'я (обліки 2008, за даними з: [Drebet <i>et al.</i> 2010])			Тернопільське Придністер'я (обліки 2021)		
	Виявлено особин	Частка %	Середнє на 1 сховище	Виявлено особин	Частка %	Середнє на 1 сховище
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	450	31,5	40,9	2390	92,85	113,8
<i>Myotis myotis</i>	698	48,9	63,4	134	5,2	6,38
<i>Myotis daubentonii</i>	130	9,1	11,8	28	1,08	1,38
<i>Plecotus auritus</i>	50	3,5	4,54	20	0,77	0,95
<i>Barbastella barbastellus</i>	10	0,7	0,91	1	0,04	0,05
<i>Eptesicus serotinus</i>	5	0,35	0,45	1	0,04	0,05
Всього	1425	100,0	129,5	2574	100	128,7
Обстежено сховищ		11			20	

Помітна деяка відмінність складу зимової хіроптерофауни досліджуваного регіону та сусіднього — Кам'янецького Придністер'я (табл. 2).

Зокрема для Тернопільської частини Придністер'я характерне повне домінування підковика малого, тоді як на Кам'яниччині цей вид за кількістю посідає друге місце при кількісному переважанні нічниці великої. Обидва види відносно легко виявляються під час огляду сховищ, легко діагностуються, що збільшує об'єктивність результатів обліків. На Кам'яниччині значно частіше фіксуються холодолюбні види.

Ці відмінності впливають із відмінностей у найпоширеніших типах сховищ: на Тернопіллі значні за об'ємами і протяжністю гіпсові лабіринти, на Кам'яниччині частка таких сховищ менша (майже 62 % особин кажанів тут було виявлено у штольнях).

Перспективи збереження

Різких змін чисельного та видового складу кажанів на зимівлі у підземних сховищах Тернопільського Придністер'я з часу попередніх обліків не відбулося [Bashita & Vikyrychak 2017]. Можна вказати на збільшення кількості виявлених особин підковика малого у печері Кришталева, нічниці водяної у печері Угринь, вуханя бурого у кількох сховищах. Це свідчить про те, що режим використання печер (у наукових і рекреаційних цілях) не перешкоджає виконанню ними ролі зимових сховищ для даної групи видів тварин з високим природоохоронним статусом. Вхідні двері обладнано отворами для безперешкодного проникнення кажанів, масові екскурсійні відвідування проводяться поза місцями скупчень кажанів.

У 2019 р. з ініціативи Заводської ОТГ, на землях якої розташована карстова лійка, на вході до печери Угринь була встановлена решітка для забезпечення печери від неконтрольованого відвідування. Проект решітки розроблений згідно з вимогами ЄВРОБАТС. Такий тип загорожі на вході забезпечує безперешкодне проникнення кажанів, природну вентиляцію підземель, природний температурний режим привхідних районів, сприятливий для холодолюбних видів кажанів. Такий досвід облаштування вхідної загорожі та наземної інфраструктури варто поширювати серед інших територіальних громад, де є печери.

Дверима подібної конструкції заготовлено вхід до печери Джурицька. Вхідні отвори до печер Кришталева, Вертеба, Вітрова, Оптимістична, Озерна та Млиники забрано суцільними металевими дверима з невеликими отворами для кажанів. Тому у при входових лабіринтах відсутня зона перехідних температур між зовнішньою і лабіринтовою, а це у свою чергу спричинило зникнення холодолюбних кажанів.

Із обстежених сховищ 11 мають статус об'єктів ПЗФ, інші ж як об'єкти природної спадщини наразі не мають жодного юридичного захисту. Тому важливо ініціювати процес оголо-

шення печер Мушкарова Яма, Гиньківська, Гиньківська-нижня, Теклівська, Млиночки, Елефантина об'єктами природно-заповідного фонду.

Печери Поділля — неповторні природні утворення. Крім унікальності як геологічних об'єктів, важливі ще й для збереження європейських видів кажанів. Без сумніву вони мають отримати статус об'єкту природної спадщини ЮНЕСКО, який додає гарантії їх збереження, привертає увагу влади та громади, дає пріоритет у залученні коштів для реконструкції і сприяє розвитку туризму.

Подяки

Автори висловлюють подяку В. Голубцю, А. Мельничуку, М. Сохацькому та Ю. Зарембському за допомогу при проведенні обліків, І. Загороднюку за висловлені пропозиції та надані тексти статей.

References

- Abelentsev, V. I., B. M. Popov. 1956. Order Chiroptera, or bats. In: *Fauna of Ukraine. Vol. 1 (Mammals), Is. 1*. Acad. Sci. Ukr. RSR Press, Kyiv, 229–446. [In Ukrainian]
- Bashta, A.-T. V., O. K. Vikyrychak. 2015. Wintering bat (Chiroptera) censuses in some underground shelters of the NNP 'Dnistrovskiy Canyon' and adjacent areas (2013/2014). In: *Regional Aspects of Floristic and Faunistic Research*. Proc. II Intern. Conf. DrukArt, Chernivtsi, 288–291. [In Ukrainian]
- Bashta, A.-T. V., O. K. Vikyrychak. 2017. Bat wintering (Chiroptera) in some undergrounds of the NNP "Dnistrovskiy Canyon" area (censuses results, 2014–2017). Scientific bases of nature conservation management of ecosystems of the Dnister canyon region. Proc. of II Intern. Sci. Conf. DrukArt, Chernivtsi, 106–109. [In Ukrainian]
- Dobriansky, V., P. Ploschansky. 2019. On the study of the cave "Ginkivtsi" in Zalishechanshchyna. *Abstracts of the International Scientific Conference "Per aspera ad astra: to the 100th anniversary of the famous archaeologist Borys Tymoschuk"*. ChNU, Chernivtsi, 48–50. [In Ukrainian]
- Dobriansky, V., P. Ploschansky. 2020. Preliminary results of archeological and speleological research near Teklivska cave on the left bank of the Dnister canyon. *Archeology of Bukovina: achievements and prospects*. IV scientific seminar. Technodruk, Chernivtsi, 65–67. [In Ukrainian]
- Domashlinets, V. 2018. The role of international treaties in conservation of Chiroptera. *Therologia Ukrainica*, **16**: 11–16. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Drebet, M., M. Matveev, M. Tarasenko. 2010. The results of bats surveys in the National Natural Park "Podilsky Tovtry" in the winter of 2008. *Proceedings of the Theriological School*, **10**: 47–52. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Godlevska, O. V., Ya. V. Petrushenko, V. M. Tyschenko, I. V. Zagorodniuk. 2005. Winter aggregations of bats in caves of Central Podillia (Ukraine). *Vestnik zoologii*, **39** (2): 37–45. [In Ukrainian]
- Godlevska, O. V., V. M. Tyshchenko, M. A. Ghazali. 2010. Current status of cave-dwelling bats of Podillia and the Middle Dnister Region (Ukraine). *Nature reserves in Ukraine*, **16** (1): 53–64. [In Ukrainian]
- Information and analytical system Cadastre of caves and cavities of Ukraine: online <https://caves.in.ua/cave.php?id=18>
- Kvasha, V. I., O. K. Vikyrychak. 2000. Ecological and faunistic characteristics of wintering species of bats (Chiroptera) at Middle Transdnistria. *Scientific notes of the Ternopil Ped. Univ. Series Biology*, No. 4 (11): 22–25. [In Ukrainian]
- Petrushenko, Ya. V. 2002. Cave-dwelling bats and methods of their census. *Bats of Ukraine and neighboring countries: a guide for field research*. National Science and Natural History Museum, NAS of Ukraine, Kyiv, 29–38. (Series: Proceedings of the Theriological School; Vol. 3). [In Ukrainian]
- Petrushenko, Ya. V. 2017. The problem of objectivity of bat censuses in underground shelters. *Novitates Theriologicae*, **10**: 118–120. [In Ukrainian]
- Pokaliuk, V. V., I. M. Stefanyshyn, A. P. Grachov, S. T. Muiyachenko. 2010. New large gypsum cave of Ukraine — Mushkarova Yama (assessment of prospects and directions of search of new labyrinths on the basis of cosmophotodescription). *Reports of the Academy of Sciences of Ukraine*, № 10: 102–108.
- Tatarinov, K. A. 1956. *Mammals of the western regions of Ukraine*. Ukr. Acad. Sci. Press, Kyiv, 29–34. [In Ukrainian]
- Tatarinov K. A. 1962. Caves of Podolia, their fauna and protection. *Ochrana prirody i zapovednoye delo v SSSR*. AS USSR. Moscow, 7: 88–101. [In Russian]
- Tatarinov, K. A. 1974. Bats of Podolia and the Northern Carpathians. Indices of their abundance and ways of protection. *Materials of the 1st All-Union Conf. on Bats (Chiroptera)*. Zool. Inst. AS USSR, Leningrad, 58–60. [In Russian]
- Vargovich, R. 1998. Hibernation of bats (Chiroptera) in gypsum caves of Bukovina and Podillia. *European Bat Night '98 in Ukraine*. Kyiv, 117–123. (Series: Proceedings of the Theriological School; Vol. 1). [In Ukrainian]
- Verkhatsky, I. 1869. About bats. *Pravda. Scientific and literary writing*. Ed. N. Vakhnyanin. Stavropygysky Institute Printing House. Lviv, Yearbook 3 (17): 150–151. [In Ukrainian]
- Vikyrychak, O. K. 2018. Results of censuses of troglodyte bat species in the Middle Dnister Region (Ukraine) in 1984–2000. *Therologia Ukrainica*, **16**: 17–24. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Vikyrychak, O., P. Ploschansky, A. Bachynsky. 2020. Results of bat censuses (Chiroptera) in winter (2019) in key underground shelters of the south of Ternopil region (Ukraine). *Scientific Principles of Environmental Management of Transdnistrian Canyon Ecosystems*. Proceedings of the Third International Conference. VIC "City, Chernivtsi, 168–172. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I. V., V. V. Tkach. 1996. The present state of fauna and the historical changes of abundance of bats (Chiroptera) in the territory of Ukraine. *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, No. 5: 136–142. [In Ukrainian]



CHARACTERISTICS OF SETTLEMENTS OF THE NORTHERN MOLE MOLE (*ELLOBIUS TALPINUS*) IN THE KAMIANSKA SICH NATIONAL NATURE PARK

Igor V. Nakonechny¹ , Sergiy V. Skoryk² , Yulia A. Khodosovtseva²

Key words

Kamianska Sich National Nature Park, northern mole vole, *Ellobius talpinus*, settlements

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2213>

Article info

submitted 02.08.2021
revised 09.12.2021
accepted 23.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Abstract

Preserved and protected within the territory of the Kamyanska Sich National Nature Park areas of psammophytic steppe are natural habitats of the highly specialized and stenotopic northern mole vole *Ellobius talpinus*. Studies of recent settlements of the species have revealed their strong preference for slopes of riparian balkas and upper terraces of the Kamiansko-Mylivska section of the Kakhovka Reservoir covered with psammophytic vegetation. As places for colonies, these rodents definitely prefer dry loess-sandy soils of light composition, avoiding shrubbery and dense grass due to the danger of disguising in them flying and terrestrial predators. A total of 14 "living" colonies of the northern mole vole were registered, 9 of which were defined as small-family settlements (less than 100 m²). The other five colonies had a clearly multi-family structure and a large area (680–1720 m²), within which spatially isolated clusters of emissions were traced hypothetically perceived as separate family constructions (up to 270 m²). According to these landmarks, some large settlements contained 3 to 9 networks of family burrows located at a distance of 57 to 106 m. Five small uninhabited settlements (45–70 m²) were also recorded with signs of last year emissions. These settlements were located on the periphery of large colonies, 108–219 m far from the nearest emissions of "living" settlements. Estimates of the total number of inhabitants of the 14 "living" settlements in the territory of the Kamianska Sich National Nature Park range from 50 to 200 individuals. As of July 2021, the number of reproductive adults in the registered colonies of the species is 40–50, while the number of young of the current year of birth should be estimated at least 100–120 individuals. Colonies of the northern mole vole are characterized by the presence in their vicinities of spring ephemeroids such as *T. hypanica*, *T. schrenkii*, *B. versicolor*, and *C. reticulatus*, which are indicator species of primary virgin steppe biotopes. The results of surveys of northern mole vole colonies and ecological assessments of protected natural habitats of the Kamianska Sich National Nature Park provide grounds for a favourable prognosis of further preservation of the last range segment of the species in the territory of Right-Bank Ukraine.

Affiliations

¹ Admiral Makarov National University of Shipbuilding (Mykolaiv, Ukraine); ² Kamianska Sich National Nature Park (Beryslav, Ukraine)

Correspondence

Igor V. Nakonechny; Admiral Makarov National University of Shipbuilding; 9 Heroiv Stalin-gradu Avenue, Mykolaiv, 54025 Ukraine; e-mail: nakonechniigor777@gmail.com
orcid: 0000-0002-3797-3725

Cite as

Nakonechny, I. V., S. V. Skoryk, Y. A. Khodosovtseva. 2021. Characteristics of settlements of the northern mole vole (*Ellobius talpinus*) in the Kamianska Sich National Nature Park. *Theriologia Ukrainica*, 22: 125–132. [In Ukrainian, with English summary]

Характеристика поселень сліпачка степового (*Ellobius talpinus*) у Національному природному парку «Кам'янська січ»

Ігор В. Наконечний, Сергій В. Скорик, Юлія А. Ходосовцева

Резюме. Збережені та такі, що охороняються в межах території Національного природного парку «Кам'янська Січ» ділянки псамофітного степу є природними стаціями стенотопу — сліпачка звичайного, *Ellobius talpinus*. Проведеними дослідженнями рецентних поселень сліпачка звичайного встановлено їх акцентоване тяжіння виключно до схилів прибережних балок і верхніх терас Кам'янсько-Милівської ділянки берега Каховського водосховища, вкритих рослинністю псамофітного типу. В якості місць для поселень ці гризуни однозначно надають перевагу сухим лесово-супіщаним ґрунтам легкого складу, уникаючи чагарників і щільного травостою через небезпеку маскування в них повітряних і наземних хижаків. Всього обліковано 14 «живих» поселень сліпачка звичайного, 9 із яких визначені в якості дрібно-точкових сімейних (площею менше 100 м²). Інші 5 поселень мали явно багатосімейну структуру та значну площу (680–1720 м²), в межах якої простежували просторово виокремлені скупчення викидів, що гіпотетично сприймали в якості окремих сімейних побудов (площею до 270 м²). За цими орієнтирами окремі великі поселення містили від 3 до 9 сімейних норових мереж, розташованих між собою на відстані від 57 до 106 м. Також було фіксовано 5 дрібних нежилих ділянок (площею 45–70 м²) із ознаками минулорічних викидів. Ці поселення були розташовані на периферії великих колоній, за 108–219 м від найближчих норових викидів «живих» поселень. Оцінки сумарної чисельності мешканців 14 «живих» поселень на території НПП «Кам'янська Січ» складають від 50 до 200 особин. Розрахунково на липень місяць 2021 року число репродуктивних дорослих особин у складі облікованих поселень виду складає 40–50, тоді як кількість молодих поточного року народження слід оцінити не менш ніж у 100–120 особин. Результати обстежень виявлених у 2021 році в НПП «Кам'янська Січ» поселень сліпачка звичайного, наявність поряд із ними значних степових площ, придатних для існування даного виду та задовільні екологічні оцінки стану природних біотопів, надають підстави для сприятливого прогнозу щодо подальшого збереження останньої диз'юнкції виду на території Правобережної України.

Ключові слова: Національний парк «Кам'янська Січ», *Ellobius talpinus*, рецентні поселення сліпачка.

Вступ

Розташований у Бериславському районі Херсонської області, нині «наймолодший» в Україні Національний природний парк «Кам'янська Січ» створений за указом Президента України № 140/2019 від 11.04.2019 з метою збереження генетичного, видового, ландшафтного та екосистемного різноманіття степів правобережжя Дніпра, інших природних комплексів і об'єктів, що мають важливе природоохоронне, наукове, естетичне, рекреаційне та оздоровче значення¹. Територія Національного парку охоплює 12261,14 га земель, існуючих у той час у межах Качкарівської, Милівської, Новокаїрівської, Червономаяцької та Новорайської сіл'рад, а також значну площу (410 га) акваторії Каховського водосховища.

На території Милівської балки, що увійшла до складу Національного парку, ще на початку минулого десятиріччя були знайдені рецентні поселення сліпачка звичайного *Ellobius talpinus* Pallas, 1770, які є останніми в українському Правобережжі. В Україні відомі три ізольовані диз'юнкції — в Середньому Подніпров'ї, Північному Криму і Луганських степах, чисельність виду в яких разом оцінена не більше за 2–3 тис. особин [Korobchenko et al. 2014; Rusin 2011]. Повсюдно вид є індикатором мало порушених ділянок псамофітного степу.

Придніпровська (Кам'янська-Качкарівська) субпопуляція сліпачка, яка є об'єктом цього дослідження, відома з 1928 року, проте дотепер фактично не досліджена, а неодноразово описані факти її існування [Selezniyov 1928; Korobchenko et al. 2010] відрізняла відсутність належної уваги до особливостей екології виду.

Окрім цього, досліджувані в Правобережному Придніпров'ї поселення сліпачка, як типового мешканця степів і напівпустель Центрально-Євразійської зоогеографічної області, нині являють собою найбільш західно розташовану точку рецентного ареалу виду та й роду

¹ Докладніше про це див. на вебсайті НПП «Кам'янська Січ» <https://www.npp-sich.org.ua/>

Ellobius загалом. У зв'язку з цим важливо розуміти умови існування виду в таких маргінальних поселеннях, виходячи з того, що специфічно спеціалізовані (підземні землерії) стенотопи на межах степових біомів виживають лише у вузькому діапазоні екологічних умов, слугуючи при цьому безцінними природними індикаторами стану степових комплексів.

Відповідно, метою даної роботи стало вивчення основних екологічних особливостей рецентних поселень *E. talpinus*, існуючих на території НПП «Кам'янська Січ». Отримані результати виконаних досліджень використовували для оцінки інших степових площ Бузько-Дніпровського Пониззя, перспективних у плані польових обстежень щодо пошуку невідомих поселень сліпачка звичайного, які могли тут зберегти свою присутність.

Характеристика території досліджень

У ландшафтному плані територія НПП «Кам'янська Січ» являє собою схилів місцевості двох крупних балок — Кам'янської та Милівської, а також степові ділянки верхніх терас (правого берега) Дніпра між селами Червоний Маяк і Качкарівка, прилеглі ділянки плакору тощо. Більша частина охоронних територій представлена залишками типчаково-ковилового степу, рослинність якого відрізняє переважання кореневищних злаків (*Elytrigietea stipifolia*, *Salvia tesquicola*, *Achillea nobilis*) та дрібних оселень степових чагарників (*Amygdaleta nanae*, *Prunus spinos*). Значна частина (17,1% сучасної площі) природно-степових біотопів Національного парку, розташованих переважно на балкових схилах, була піддана штучному залісненню. Нині цілісні лісосмуги та невеликі масиви зрілих лісонасаджень збережені лише на нижніх терасах балок, проте в полях більшість лісосмуг значно деградована палами та рубкою. За відсутності в останні роки випасного навантаження, в цілих ділянках степового ландшафту балок помітні розширення площ чагарників і чагарничків.

На території парку зростає понад 500 видів судинних рослин, серед них 46 особливо цінних видів, що перебувають під охороною, у т. ч. 19 видів занесено до Червоної Книги України. Збережені лише три оселища зі списку Резолюції № 4 Бернської конвенції: E1.2 Багаторічні трав'яні кальцифітні угруповання та степи; E2.2 Рівнинні та низькогірні сінокосні луки; F3.247 Понтично-сарматські листопадні чагарникові зарості. Загалом на території Парку зростає понад 500 видів судинних рослин, у т. ч. 19 внесених до Червоної Книги України².

Матеріал та методи

Базисним матеріалом при підготовці даної статті слугували результати власних польових досліджень поселень сліпачка звичайного, проведених навесні-влітку 2021 року на цілинно-степових ділянках балкових схилів та верхньої тераси правого берега Дніпра на території Милівської сільської об'єднаної територіальної громади Бериславського району Херсонської області. Додатково в якості вихідного фактичного матеріалу використовували різноманітні фактичні дані, запозичені зі спеціальної літератури.

Маршрутні обстеження місцевості з метою обстеження відомих і можливого знаходження раніше не облікованих поселень *E. talpinus* проводили на території Національного парку «Кам'янська Січ» та частково за його межами — до обох витоків річки Кам'янки (до с. Червоний Яр та с. Суханово), до вершини Милівської балки (курбан «Могила Сорокахрестова»), а також на ділянці правого берега Дніпра (Каховського водосховища) від с. Червоний Маяк до околиць с. Саблуківка. Маршрути пошуку та орієнтовне розташування поселень сліпачка наведено на картосхемі (Рис. 1).

Методологічна специфіка виконаних досліджень полягала в проведенні детальних комплексних обстежень місцевості з метою знаходження поселень сліпачка, їх описом та наступним екологічним аналізом біотопних характеристик цих ділянок. У методичному плані пошук та облік поселень сліпачка на місцевості базований на візуальному знаходженні останніх, орієнтуючись при цьому на викиди ґрунту специфічного вигляду [Korobchenko & Zagorodniuk

² Мойсієнко, І. 2019. Національний природний парк «Кам'янська Січ» — <https://uncg.org.ua/kam-ianska-sich/>

2008]. На території кожного виявленого поселення підраховували кількість викидів, їх свіжість та фіксували тип і вологість ґрунту.

Для геолокації та «прив'язки» оглядових трансект і польових маршрутів, а також для отримання даних щодо рельєфу, орографії, пересічних і абсолютних висот місцевості використовували засоби кросплатформеної геоінформаційної системи QGIS ver.2.19.2.

Результати досліджень та їх обговорення

Головним завданням виконаних досліджень був не стільки пошук поселень сліпачка, стільки екологічна деталізація середовища існування останніх. Базуючись на цих даних, намагались зрозуміти чому сліпачок *E. talpinus*, раніше поширений у межах всього західного фрагменту свого первинного ареалу (Бузько-Дніпровське Пониззя), зумів зберегти свою присутність саме в цій місцевості? Окрім цього, в процесі досліджень намагались знайти відповіді на проблемні моменти оцінки стану та контролю поселень, важливі в практичній діяльності Національного парку. Наприклад, облік минулорічних «неживих» поселень – це свідчення нормальної аутоекологічної специфіки виду, який по мірі виснаження кормових запасів змінює місцезнаходження, чи це ознака недавньої загибелі «живих» поселень? Звісно, що розв'язання подібних питань вимагає в першу чергу детальних досліджень аутоекології виду, так і глибоких екологічних досліджень середовища його існування.

Досліджувана територія в геологічному плані досить проста — базисом слугує типовий для правобережного Південного степу неогеновий карст, перекритий лесовими товщами Метісу-Понту. Саме леси з вапняковим делювієм та еоловим шаром формують підґрунтя південних слабо-гумусних, залишково солонцюватих супіщаних чорноземів із потужністю плас-ту до 0,8 м (нині 0,4–0,5 м).



Рис. 1. Територія НПП «Кам'янська Січ» (виділено чорною лінією) та орієнтовні точки місцезнаходження поселень *E. talpinus* (позначені червоним прапорцем), на основі даних картографічного порталу map.meta.ua (M = 1:1000).

Fig. 1. Territory of the Kamianska Sich National Nature Park (highlighted by a black line) and the approximate localities of *E. talpinus* colonies (marked with a red flag) based on data of the mapping portal map.meta.ua (M = 1:1000).

Упродовж XX ст. дана місцевість є ареною досить інтенсивного агрокористування, сучасний рівень їх польової трансформації один із найбільших в Україні. Особливо потужний вплив на довкілля в 1953–1959 рр. зумовило створення Каховського водосховища, впровадження поливного землеробства та заліснення балок, які слугували останніми резерватами степової біоти [Baydikov 2017].

За результатами польових досліджень, влітку 2021 р. на обстеженій території загальною площею майже 9 тис. га обліковано 14 «живих» поселень сліпачка, 9 з яких визначені в якості дрібно-точкових сімейних (площею менше 100 м²). При цьому сумнівність щодо їх просторової ізолюваності між собою та від більш крупних материнських поселень не дозволяє визначення чіткого статусу останніх. Із числа облікованих лише 5 поселень мали явно багатосімейну структуру та значну площу (680–1720 м²). У межах території цих поселень простежували просторово виокремлені скупчення викидів, що гіпотетично сприймали в якості окремих сімейних побудов (площею до 270 м²). За цими орієнтирами окремі великі поселення містили від 3 до 9 сімейних норових мереж, розташованих між собою на відстані від 57 до 106 м.

Також було фіксовано 5 дрібних нежилых ділянок (площею 45–70 м²) із ознаками минулорічних викидів. Ці поселення мали характер ізолюваних і були розташовані на периферії великих колоній, за 108–219 м від найближчих нірних викидів «живих» поселень. Проте, одне з вказаних нежилых поселень було знайдено за 4,2 км від найближчої зони поширення виду, тобто було абсолютно ізолюваним. Можливо це було останнє з реліктових поселень даної місцевості, але в однаковій мірі даний факт може свідчити і про спроби розселення сімейних груп сліпачків із материнських поселень.

Опираючись на дані про кількість членів окремих повновікових сімей виду (в межах 15–20 особин), середні показники смертності та враховуючи поправку на можливу 30% частку молодих сімей (із 3–6 особин) у складі окремих поселень [Evdokimov 2013; Novikov *et al.* 2015], орієнтовні оцінки сумарної чисельності в облікованих «живих» поселеннях на території НПП «Кам'янська Січ» складають від 50 до 200 особин. Вірогідно, що на липень 2021 р. число репродуктивних дорослих особин у складі облікованих поселень виду складає 40–50, тоді як кількість молодих поточного року народження слід оцінити у 100–120 особин.

Розрахунок щільності виду, проведений до загальної площі обстежених земель дає не ймовірно низьку цифру — 0,005 особин/га, проте в більш реальному перерахунку — лише на площу схилових цілинно-степових біотопів (712 га), вільних від лісонасаджень, лісосмуг, кар'єрів тощо, щільність виду складає вже 0,28 особин/га. Щільність у межах сумарної площі «живих» поселень розрахунково сягає до 32 особин/га. Подібні показники щільності цілком співвідносяться з середніми рівнями щільності інших степових землеріїв, що мешкають у цілинно-степових біотопах Північно-Західного Причорномор'я [Nakonechni 2007], а також із показниками щільності виду в східно-українських ділянках ареалу [Rusyn *et al.* 2008].

При цьому відразу виникає проблема оцінки ландшафтної належності біотопів, які є стадіями існування сліпачків із облікованих поселень. Вони всі розташовані на берегових схилах Дніпра та його правих балок, тоді як сусідні плакори є ареною панування польового агроландшафту, покращеного лісосмугами, лісонасадженнями та дорогами. Через це вже невідомо, чи нинішні схилі ділянки типчаково-ковилового степу слугують первинними біотопами для поселень *Ellobius talpinus*, чи це вторинні ситуативні резервати виживання мешканців степових плакорів? Чіткої відповіді на це питання навіть в умовах контролю поселень, розташованих на охоронних землях Національного парку, поки що не існує. Відповідно, не існує і достовірного прогнозу щодо успішності розширення існуючих поселень сліпачка, так як невідомо, які ж саме умови середовища є оптимальними. Певно, що шлях до розуміння вказаних питань полягає в системних екологічних дослідженнях місцевості, де збережена первинна структура степового біому.

Узагальнюючи матеріали щодо ландшафтно-грунтових характеристик місцевості, де були обліковані поселення сліпачка звичайного, їх впевнено охарактеризували в якості схилових ділянок, розташованих у зоні вищих терас долини Дніпра.

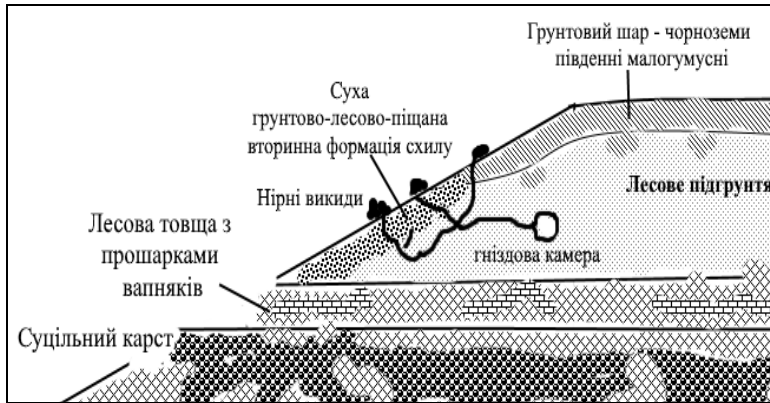


Рис. 2. Розташування нір сліпачка на схилових ділянках Кам'янської балки та її умовно-стратиграфічна схема

Fig. 2. The location of burrows of the northern mole vole on slopes of Kamianska Balka and the scheme of their structure.

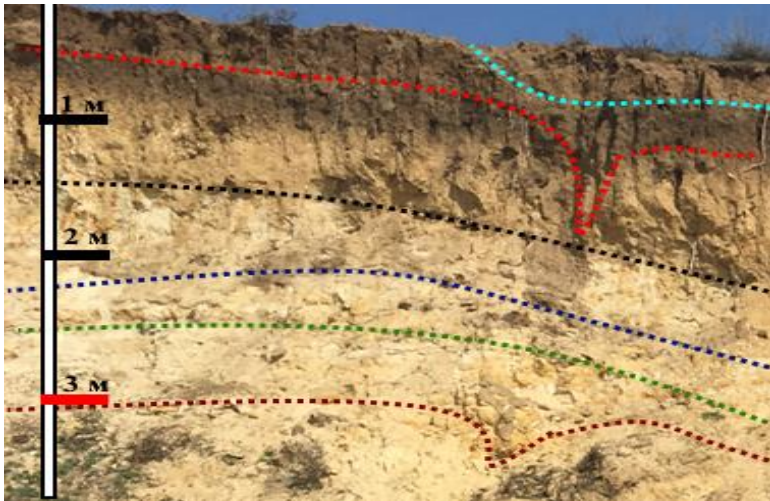


Рис. 3. Ґрунт, підґрунтя і структура лесової товщі на розрізі правого борту Милівської балки. Фото авторів.

Fig. 3. Structural layers of the right side of Milivska Balka. Photo by the authors.

Загальними рисами останніх є достатньо високий рівень водно-стокового ґрунтового розмиття (часто до лесового підґрунтя) з повторним, алювіально-еольним накопиченням піщано-гумусного шару. Вертикальна стратиграфічна будова поверхні балкового схилу та структура мережі нір одного з поселень сліпачка звичайного відображені на рис. 2.

Помітним також є виражене тяжіння мережі нір «живих» поселеннях сліпачка саме до ділянок схилової поверхнево-ґрунтової деструкції, динаміку якої показано червоною та блакитною лініями рис. 3. Останнє безперечно пов'язане з намаганням цих гризунів, як малосильних і невеликих землеріїв, до існування в малощільних піщано-лесових вторинних ґрунтах.

Виразене тяжіння мережі нір у «живих» поселеннях сліпачка саме до ділянок схилової поверхнево-ґрунтової деструкції безперечно пов'язане з намаганням цих гризунів, як малосильних і невеликих землеріїв, до існування в малощільних піщано-лесових вторинних ґрунтах. Подібні ділянки вторинно переміщеного, помірно супіщаного ґрунту на схилах Дніпра та задіяних на нього балок відрізняє трав'яниста рослинність, яку характеризує низький і середній рівень проективного покриття (30,7–52,4 %). Зазвичай, у таких умовах утворення дернини відсутнє, а за наявності випасного навантаження відбувається швидка руйнація легких ґрунтів. Їх піщано-лесову специфіку підтверджують і викиди ґрунту з нір сліпачків, представлені гумусованою піщано-лесовою зернистою фракцією світло-піщаного, бурого чи каштанового кольору. Викиди ґрунту, які мають ознаки типового чорнозему теж часто присутні на периферійних ділянках обстежених поселень, «заходячи» іноді за краї полів, до обочин польових доріг тощо. Проте, поселення сліпачка в дрібних ділянках цілинно-степового типу, розташованих на плакорних чорноземах, відсутні. Не знайдено також викидів сліпачків у заростях високорослої степової рослинності, в чагарниках, у лісосмугах, на території схилових лісона-

саджень, як широколистих, так і хвойних. Жодних ознак життєдіяльності сліпачків не виявлено в суто прибережних ділянках схилів, навіть у високо розташованих відносно рівня води.

Таким чином, попри очікування «прив'язки» нір сліпачка як типового рослинного землерія до лучних і лучно-степових фітоценозів (багатих підземною фітомасою та видовим різноманіттям рослинності), всі виявлені в НПП «Кам'янська Січ» поселення виду розташовані в межах верхніх частин схилових ділянок псамофітно-степового ландшафту. Останні в даній місцевості прямо пов'язані з пониженнями рельєфу — балками і береговими терасами, але в жодному випадку обстежені поселення сліпачка не втрачали залежності від верхньосхилових ділянок. Характерним для цих поселень є факт їх просторового дистанціювання (мінімум на 3-5 м) від існуючих лісонасаджень та чагарників, а також від відслонень вапняків, кар'єрів та бортів ерозійних врізів. Проте, декілька поселень були розташовані на південно-схилових галявинах, закритих з півночі та північного сходу контурними лісосмугами і чагарниками (*Prunus spinosa*). Окрім цього, на площах, де розташовані поселення сліпачка, ґрунтова поверхня частково вільна від дернини. Відсутні також, або мають дрібно-мозаїчне поширення ділянки високорослої степової рослинності з високим рівнем проективного покриття.

Відповідно, вказані ландшафтні та фітоценотичні характеристики біотопів, де за ознаками специфічних викидів із нір встановлена присутність *E. talpinus*, поєднує схиловий тип розташування та псамофітна специфіка рослинності. Останні, поряд із фактом нинішньої відсутності поселень сліпачка на плакорах, перетворених на поля, унеможливають чіткі стаціональні оцінки наявних біотопів у плані їх первинності. За описом декількох рецентних поселень виду неможливо достовірно судити про їх статус, як первинних, або вторинних, чи ситуаційно вимушених. Скоріше за все, поселення сліпачка в непорушених природних біотопах зональних степів Правобережжя первинно проявляли більш виражене в ландшафтному та орографічному плані різноманіття місцезнаходжень. Нині, за отриманими даними польових обстежень зрозуміло, що сліпачок однозначно надає перевагу сухим лесово-супіщаним ґрунтам легкого складу та уникає чагарників і ділянок зростання високих щільних трав. Окрім цього, схилова експозиція сприяє швидкому стоку води та за відсутності затіненостей забезпечує більш успішну вегетацію рослин навесні.

Аналіз видового складу трав'янистої рослинності в місцях поселень сліпачка, відрізняючись низьким рівнем проективного покриття, загалом не демонструє значних відмінностей від рослинності навколишніх балок, що заперечує пряму залежність цих тварин від конкретних харчових видів рослин. За результатами весняних ботанічних обліків у зоні поселень сліпачка можливо вказати лише на постійну наявність тут весняних ефемероїдів. Серед останніх присутні: *Tulipa hypanica*, *T. schrenkii*, *Bulbocodium versicolor*, *Crocus reticulatus* тощо. На думку авторів їх присутність ніби і закономірна для місць поселень підземних гризунів, у раціоні яких значну частку займають саме рослини з бульбастим і цибулевим типом кореневої системи. Проте сумнівно, що тварини з таким вузько кормовим спектром (щодо вказаних видів рослин) змогли набути майже суцільного поширення в степах і напівпустелях Євразії. Характерно при цьому, що вказані ефемероїди, та і сам сліпачок, є достовірними індикаторними видами біотичних комплексів цілинно-степових біотопів, які уникнули значної антропогенної чи агрогенної деструкції.

Очевидно, що кормова специфіка виду та пошук можливих взаємозалежностей сліпачка звичайного з певними видами рослин (наприклад – ковилою), вимагають спеціальних досліджень. Поряд із цим вимагає прояснення і саме питання щодо екологічної ролі сліпачка в складі степових екосистем, де значимість такого дрібного гризуна-землерія трохи сумнівна в якості дієвого перемішувача ґрунту. Можливо, що цей гризун є кінцевим, або проміжним хазяїном якогось інфекційного паразиту, здатного до потужної міжвидової регуляції екосистеми і саме в цьому криється його функціональна роль.

Нічого особливого в характеристиках місцевості не показують і дані кліматичного аналізу. Останній лише свідчить про те, що вся територія НПП «Кам'янська Січ» розташована на південній межі існування сталого снігового покриву, який позитивно впливає на зимове існування більшості степових видів гризунів, фізіологічно не здатних до виживання в умовах

вологих вітрів і переохолодження. Але ж успішне існування представників виду в інших ділянках ареалу з різко відмінними кліматичними умовами заперечує настільки високий рівень їх залежності від фактору присутності/відсутності снігового покриву, так і від низьких температур, що мають місце в степах Північно-Західного Причорномор'я.

Отриманий дослідницький матеріал щодо даної диз'юнкції *Ellobius talpinus* дозволяє сформулювати декілька узагальнюючих висновків.

Висновки

1. Критично оцінюючи отримані результати польових обстежень та їх аналітичного узагальнення, потрібно визнати, що поставлені завдання були виконані лише частково. Всебічний аналіз аутоекологічних характеристик виду та загально-екологічний аналіз середовища його існування в межах дослідженої території НПП «Кам'янська Січ» безперечно вимагають більш системних та розширених моніторингових досліджень. Локально зібрані, досить епізодичні в системному плані дані породжують більше питань, чим дають відповідей;

2. Встановлено, що місця знаходження досліджених поселень сліпачка звичайного є невіддільними від псамофітно-степових біотопів — свого природного середовища існування та єдиного резервату на території панівного нині мозаїчного агроландшафту. Відповідно, заходи щодо збереження поселень виду вимагають обов'язкової охорони залишкових ділянок псамофітного ландшафту та розширення їх площі, придатної для заселення сліпачком за рахунок часткової ліквідації чагарників і залишків штучних лісонасаджень;

3. Як мешканець специфічних суто степових біотопів балкових схилів із псамофітною рослинністю сліпачок не має жодного значення в якості шкідника посівів та водночас і не піддається прямому впливу оранки, пестицидів тощо;

4. Обстежені на території НПП «Кам'янська Січ» поселення *E. talpinus* не мають ознак руйнації чи деградації, водночас демонструючи активне освоєння периферійних ділянок колонії, що вказує на сприятливий прогноз їх подальшого існування в умовах охорони цілинно-степових біотопів. Із природних ворогів певну загрозу цим дрібним гризунам-землеріям у наявних поселеннях даної диз'юнкції мають лише ласка та полози, а також сови.

References

- Baydikov, I. A. 2017. The modern landscape structure of the territory of the Kherson region as a basis for laying a large-scale map of landscape complexes of the region. *Ukr. Geogr. Zhurnal*, **3** (99): 21–29. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Evdokimov, N. G. 2013. The structure is colonies of northern mole vole (*Ellobius talpinus*, Rodentia, Cricetidae). *Zoologicheskii zhurnal*, **92** (3): 325–336. [In Russian] [CrossRef](#)
- Korobchenko M., I. Zagorodniuk. 2008. Excavation activity northern mole vole (*Ellobius talpinus*) and characteristics of its pores. *Bulletin of the Luhansk University*, **14** (153): 56–62. [In Ukrainian]
- Korobchenko, M., E. Chebatok, I. Polischuk. 2010. Past and present spread northern mole vole *Ellobius talpinus* (Rodentia, Mammalia) in region around the Dnipro. *Vesnik zoologii*, **44** (4): 368. [In Russian]
- Korobchenko, M., I. Zagorodniuk, K. Redinov. 2014. Review of distribution and morphometric peculiarities of the northern mole vole *Ellobius talpinus* (Arvicolidae) in the Lower Dnipro river region (Ukraine). *Proceedings of the Theriological School*, **12**: 9–101. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Nakonechni, I. V. 2007. The burrowing activity of mammals and its impact on the state of activity of cells of natural infections in agrocenoses of the coastal regions of the Northern Black Sea region. *Bulletin of the LDPU*, **16** (132): 50–56. [In Ukrainian]
- Novikov, E., E. Kondratyuk, D. Petrovski, et al. 2015. Reproduction, aging and mortality rate in social subterranean mole voles (*Ellobius talpinus* Pall.). *Biogerontology*, **16** (6): 723–732. [CrossRef](#)
- Rusin, M. 2011. *Ellobius talpinus* Pallas (Rodentia: Cricetidae) in Ukraine: distribution, quantity and conservation. *Natural almanac*, **16**: 121–137. [In Ukrainian]
- Rusyn M. Y., N. V. Syneva, M. A. Kolesnikov, et al. 2008. About the unions of popular mole rats of the *Ellobius talpinus* (Rodentia, Cricetidae) on the East of Ukraine. *Vesnik zoologii*, **42** (3): 275–279. [In Russian]
- Selezniev, N. 1928. A new find of a northern mole vole (*Ellobius talpinus* Pall.) in the Lower Dnipro river region. *Ukrainian Hunter and Fisherman*, **10**: 41–42. [In Ukrainian]



SHRINKAGE OF BODY SIZE IN RODENTS AS A STRATEGY OF POPULATIONS UNDER ANTHROPOGENIC CONDITIONS (results of 50 years of study of rodent populations)

Stanislav Myakushko 

Key words

reduced body size, population dynamics, forest-dwelling rodents, ecological balance

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2214>

Article info

submitted 03.09.2021
revised 12.11.2021
accepted 04.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Affiliations

Taras Shevchenko National University of Kyiv (Kyiv, Ukraine)

Correspondence

Stanislav Myakushko; Taras Shevchenko National University of Kyiv, 64/13 Volodymyrska Street, Kyiv, 01601 Ukraine; e-mail: aloizaloiz@ukr.net
orcid: 0000-0003-1423-5049

Abstract

Based on results of 50 years of continuous observations of populations of the pine vole (*Microtus subterraneus* de Selys-Longchamps, 1836) and yellow-necked wood mouse (*Sylvaeus flavicollis* Melchior, 1834), the phenomenon of reducing body size of individuals was revealed, particularly a significant reduction in body dimensions and body mass. The research was conducted at the Kaniv Nature Reserve covering various stages of the local ecosystem's existence under anthropogenic impact. Four cycles of density dynamics of two populations are chosen for comparison of their characteristics. The first three cycles correspond to qualitatively different periods in the existence of the protected ecosystem and populations of the studied species, whereas the last cycle reflects the current situation. It has been established that the tendency to decrease body dimensions is also characteristic for other rodent species, its manifestations are observed for 35 years, and the scale gradually increases. By fatness indexes, individuals of the pine vole on average lose 23.3% and yellow-necked wood mice lose 16.7% of the former values. It was shown that the level of reduce in exterior parameters is always greater in females than in males, and in the group of breeding adults it can reach 32%. It has been found that the phenomenon also applies to juveniles, whose fatness decreases by an average of 21%. The phenomenon occurs against the background of violations of various aspects of population dynamics, which allows it to be associated with anthropogenic changes in the environment. It is suggested that shrinking can be realized by various mechanisms. First, as a result of mortality, the largest individuals and reproductive females with their greatest energy needs fall out of the population, and, second, the growth and weight gain of young animals is slower. As a result, the decrease in external parameters of individuals reduces their specific energy needs and allows them to better survive under adverse conditions. From these points of view, reducing body dimensions can be considered as a specific population strategy to maintain ecological balance.

Cite as

Myakushko, S. 2021. Shrinkage of body size in rodents as a strategy of populations under anthropogenic conditions (results of 50 years of study of rodent populations). *Theriologia Ukrainica*, 22: 133–143. [In Ukrainian, with English summary]

Здрібнення особин як стратегія популяцій в антропогенних умовах (досвід 50-річного вивчення популяцій гризунів)

Станіслав Мякушко

Резюме. На підставі безперервних 50-річних спостережень за популяціями полівки підземної (*Microtus subterraneus* de Selys-Longchamps, 1836) і миші жовтогрудої (*Sylvaeus flavicollis* Melchior, 1834) виявлений феномен здрібнення особин, який полягає у суттєвому зменшенні їх основних розмірно-масових показників. Дослідження проводили у Канівському природному заповіднику, а їх період охопив різні етапи існування екосистеми, обумовлені антропогенним впливом. У роботі для порівняння своїх характеристик обрані чотири цикли динаміки щільності двох популяцій. Перші три цикли відповідають якісно відмінним періодам в існуванні заповідної екосистеми і популяцій досліджуваних видів, а останній — сучасній ситуації. Встановлено, що тенденція до здрібнення особин властива також іншим видам гризунів, його прояви спостерігаються упродовж 35 років, а масштаби поступово нарастають. За вгодованістю особини полівки підземної у середньому втрачають 23,3 %, а миші жовтогрудої — 16,7 % від колишніх значень. Показано, що зменшення екстер'єрних ознак самок завжди є більшим, порівняно з самцями, а у групі дорослих особин, що розмножуються, може досягати 32 %. Встановлено, що явище поширюється також на ювенільних осіб, вгодованість яких зменшується у середньому на 21 %. Явище відбувається на фоні порушень різних аспектів популяційної динаміки, що надає підстави пов'язувати його з антропогенними змінами середовища. Висунуте припущення, що здрібнення може реалізуватися за допомогою різних механізмів. По-перше, у результаті смертності із популяції випадають найкрупніші особини і репродуктивні самки з їхніми найбільшими енергетичними потребами, по-друге, повільніше відбувається ріст і набір маси молодими тваринами. У кінцевому результаті зменшення екстер'єрних параметрів особин зменшує їх питому енергетичні потреби і дає можливість краще переживати несприятливі умови. З цих позицій здрібнення своїх елементів можна розглядати у якості специфічної популяційної стратегії щодо підтримання екологічного балансу.

Ключові слова: здрібнення, динаміка популяцій, лісові гризуни, екологічний баланс.

Вступ

Головною умовою виживання популяцій слід вважати забезпечення максимально можливої ефективності перетворення доступної енергії на фоні підтримання екологічного балансу із середовищем [Mezhzherin *et al.* 1991; Rozenberg & Ryansky 2005]. По суті, усі перетворення, які відбуваються з популяцією, є відображенням її пристосувальних реакцій до змінного середовища [Santini *et al.* 2018; Loria *et al.* 2019]. Коливання параметрів середовища у нормальному діапазоні супроводжуються закономірними і тому передбачуваними змінами чисельності, структури популяції, інтенсивності її відтворення [Krebs 1996; Lobkov 2016; Radchuk *et al.* 2016]. Коливальні процеси всередині самих популяцій відображають глибину адаптацій до циклічного середовища і дають можливість здійснювати упереджуваний розвиток, а не просто реагувати на зовнішні зміни (тим більше, що такі реакції інерційні за своєю природою).

Проте все це змінюється, коли мова йде про антропогенний вплив. Його специфіка, відсутність закономірностей і періодичності проявів виключає використання популяціями своєрідних «домашніх заготовок» у плані реагування. Спроби використання наявних сценаріїв дають збій і супроводжуються глибокими порушеннями багатьох взаємозв'язків. Останнє неодноразово спостерігали в популяціях гризунів на територіях, що зазнають антропогенного впливу [Ims *et al.* 2008; Sih *et al.* 2011]. Пошук популяцією нових варіантів реакції та їх апробація потребують часу. Між тим тривале порушення екологічного балансу є неприпустимим, а тому популяції вимушені змінюватись для його відновлення. У такі критичні часи доцільно мінімізувати свої енергетичні потреби та вимоги до середовища, оскільки вихід за межі ємності середовища може мати катастрофічні наслідки.

На жаль наші уявлення про такі процеси поки що недосконалі. Серед багатьох причин цього є й такі, що обумовлені практичною складністю і трудомісткістю досліджень у даному напрямку. Більш того, найчастіше вони потребують доволі тривалих досліджень, оскільки пристосувальні та адаптаційні процеси на популяційному рівні здійснюються упродовж значних проміжків часу [Hayes *et al.* 2017; Tigano *et al.* 2020; Romero-Mujalli *et al.* 2021]. Це обумовлює актуальність і високу цінність результатів довготривалих моніторингових спостережень за долею конкретних популяцій у постійно змінному середовищі мешкання. Мета даної роботи полягала в аналізі багаторічних тенденцій змін розмірно-масових показників особин гризунів двох видів у зв'язку зі станом середовища.

Матеріал і методи

Польові спостереження проводили в Канівському природному заповіднику (Черкаська обл., Україна), де з 1971 р. відбувається безперервний моніторинг за станом популяцій лісових гризунів грабової діброви. Дослідження були започатковані науковою групою під керівництвом В. О. Межжеріна. З того року і до нашого часу протягом першої половини літа відбувався збір польових даних. Крім результатів 30-річних особистих спостережень, у роботі використані матеріали, які зібрані великим колективом дослідників і студентів, яким автор висловлює вдячність.

До фонових видів заповідної лісової екосистеми належать такі види: полівка підземна (*Microtus subterraneus* de Selys-Longchamps, 1836), миша жовтогруда (*Sylvaeus flavicollis* Melchior, 1834) (за іншою класифікацією *Terricola subterraneus* і *Sylvaeus tauricus*: [Zagorodniuk & Emelyanov 2012; Zagorodniuk & Kharchuk 2020]). Третій вид — нориця руда (*Myodes glareolus* Schreber, 1780) — є домінантом в угрупованні, її чисельність складає у різні роки 75–80 % від загального населення гризунів. Популяції перших двох видів є об'єктами даної роботи, нориці рудій буде присвячено окреме дослідження.

Піввікова тривалість досліджень надала унікальну можливість простежити багаторічні тенденції змін різних аспектів існування і функціонування популяцій гризунів. Такий довгий період спостережень охопив різні етапи існування заповідної екосистеми, обумовлені як сукцесійними трансформаціями, так і специфікою антропогенного пресу. Невелика площа, розташування у густонаселеному регіоні, взаємодія із сусідніми територіями, які залучені до господарської діяльності, обумовлювали антропогенний тиск на заповідну територію. Його характер та інтенсивність визначали зміни режиму охорони й ліквідація статусу заповідника в 1951–1968 рр. Пізніше територія зазнавала зростаючого техногенного тиску, до якого додалося радіоактивне забруднення [Orlov 1998]. Ситуацію погіршує синергічна дія хімічних токсикантів у зв'язку з розташуванням заповідника у зоні високої токсичності ґрунтів [Grishchenko *et al.* 1993].

У даній роботі для порівняння своїх характеристик обрані чотири повні цикли динаміки щільності популяцій полівки підземної та миші жовтогрудої (від депресії до депресії). Цикли динаміки можуть не співпадати у часі, тривати 4–6 років і характеризуватися різним рівнем щільності, проте використання усереднених показників, робить можливим їх співвіднесення.

Перший цикл (1971–1974 рр. і 1972–1975 рр. відповідно для нориці і миші) припав на так званий інерційний період, який настав після відновлення у 1968 р. статусу заповідника на території учбово-дослідного лісового господарства. Його специфіка пов'язана з поступовим рухом грабової діброви до клімаксного стану після тривалого періоду рубок і розчистки лісу, різних лісотехнічних заходів та інших форм навантаження і рекреації. Перші роки заповідання ще не стерли наслідки господарської діяльності і вони за інерцією впливали на населення гризунів. Другий цикл (1980–1984 і 1979–1984 рр.) відповідає мінімальному антропогенному впливу на заповідну територію. Третій цикл (1987–1991 і 1986–1991 рр.) припадає на період, який почався після аварії на ЧАЕС у 1986 р., коли в популяціях гризунів був зафіксований комплекс реакцій, що свідчили про глибокі порушення динаміки. Детальніше періодизація стану середовища і відповідні популяційні ефекти наведені у наших попередніх працях

[Mezhzherin & Myakushko 1998; Myakushko 1998; Mezhzherin *et al.* 2002; Myakushko 2016; 2017]. Останні цикли двох популяцій (2008–2013 pp.) характеризують сучасну ситуацію.

Відлови тварин проводили за допомогою традиційного методу облікових ділянок. У грабовому лісі ділянки розташовували на схилах із різною експозицією і вирівняних плато, охоплюючи території з різним ступенем розвитку підліску, трав'янистої рослинності та лісової підстилки. Залежно від поточної чисельності гризунів, для отримання необхідної вибірки, закладали різну кількість облікових площадок.

У межах даного дослідження проаналізовані розмірно-масові параметри 1413 особин гризунів ($n = 734$ для полівки підземної та $n = 679$ для миші жовтогруді). Крім традиційних екстер'єрних показників (маса тіла (W), довжина тіла (L), проаналізовано показник вгодованості (W/L), який являє собою індекс і тому є чутливішим для відображення будь-яких впливів [Myakushko 2005]. Для більш диференційованого аналізу, порівняння параметрів особин здійснювали в окремих розмірних (екстер'єрних) групах. Усі дорослі особини за своєю вгодованістю були розподілені на чотири групи, а відсотковий розмірний склад популяції упродовж 2-го циклу обраний за контроль для порівняння. Показник біомаси (B) являє собою сумарну масу особин у грамах у перерахунку на 1 га [Myakushko 1999].

Розподіл за віком був здійснений лише у першому наблизенні і передбачав виокремлення двох категорій — ювенільні і дорослі (статевозрілі) особини. Певною мірою це відповідає також функціональній ролі особин у популяції. Особливість даного підходу полягає в тому, що у разі виділення груп за основний критерій приймають функціональний стан, пов'язаний зі специфікою росту, розвитку та єдності репродуктивного стану. Зазвичай в межах конкретного сезону декілька суміжних генерацій характеризуються схожим функціональним навантаженням [Pacifi *et al.* 2013; Sobral & de Oliveira 2014].

Під специфічністю функцій (функціональною особливістю) групи у першу чергу розуміють участь тварин у розмноженні, що неминуче відбивається на більшості морфометричних показників. Такий підхід є схожим на виділення всередині популяції різних функціонально-фізіологічних угруповань (ФФУ) [Olenev 1991; Olenev 2002]. На жаль відсутність точних даних щодо віку тварин унеможливує застосування ФФУ. Тому у роботі використовується спрощений прийом — розподіл на дві групи: ювенільні (нестатевозрілі) особини, і дорослі, які беруть (або брали) участь у розмноженні. Статистичне оброблення матеріалу та аналіз вірогідності даних проведені загальноприйнятими методами.

Результати

Аналіз змін основних екстер'єрних параметрів особин двох видів гризунів дає можливість чітко простежити загальну тенденцію: усі показники досягають максимальних значень упродовж 2-го циклу, після чого значно і достовірно знижуються (табл. 1).

Таке здрібнення особин має тенденцію до розширення, оскільки масштаби процесу поступово наростають: за більшістю ознак упродовж останнього циклу зменшення показників виявляється на 11–13 % значнішим, порівняно з попередніми циклами. Також можна помітити, що зменшення масових параметрів виявляється на 6–12 % більшим, ніж лінійних (це стосується не тільки довжини тіла, але й довжини хвоста, стопи і зовнішньої вушної раковини, які також зменшують свої значення). Слід зазначити, що здрібнення особин полівки підземної є масштабнішим — за вгодованістю вони загалом втрачають 23,3 % (у миші жовтогруді аналогічний індекс зменшується на 16,7 %).

Оскільки основний тренд змін досліджуваних параметрів реалізується у вигляді поступового здрібнення особин, у подальшому аналізі є всі підстави порівнювати між собою показники 2-го і 4-го циклів динаміки щільності двох популяцій. Саме упродовж цих періодів екстер'єрні ознаки досягали своїх максимальних і мінімальних значень.

Таблиця 1. Розмірно-масові показники особин двох видів гризунів упродовж різних циклів динаміки щільності популяцій

Table 1. Size and mass parameters of individuals of two rodent species during different cycles of population density dynamics

Цикл	<i>Microtus subterraneus</i>				<i>Sylvaemus flavicollis</i>			
	n	L, мм ($\bar{x} \pm SE$)	W, г ($\bar{x} \pm SE$)	W/L, г/см ($\bar{x} \pm SE$)	n	L, мм ($\bar{x} \pm SE$)	W, г ($\bar{x} \pm SE$)	W/L, г/см ($\bar{x} \pm SE$)
1	180	80,13 $\pm$ 0,45	15,03 $\pm$ 0,71	1,939 $\pm$ 0,131	163	94,14 $\pm$ 0,94	28,71 $\pm$ 0,25	3,081 $\pm$ 0,081
2	224	83,33 $\pm$ 0,11	16,87 $\pm$ 0,45	2,191 $\pm$ 0,042	192	94,90 $\pm$ 1,45	31,33 $\pm$ 0,54	3,281 $\pm$ 0,101
3	163	77,24 $\pm$ 0,50	14,61 $\pm$ 0,19	1,870 $\pm$ 0,071	170	91,05 $\pm$ 1,21	28,44 $\pm$ 0,98	3,095 $\pm$ 0,043
4	167	68,11 $\pm$ 0,37	12,11 $\pm$ 0,37	1,681 $\pm$ 0,143	154	80,33 $\pm$ 0,64	26,08 $\pm$ 0,45	2,733 $\pm$ 0,056

Примітка: L — довжина тіла, W — маса тіла, W/L — індекс вгодованості.

Для детальнішого аналізу усіх особин було розділено на дві вікові категорії: ювенільні і дорослі (статевозрілі). Оскільки представники двох видів гризунів мають різні розміри, для аналізу був використаний індекс вгодованості, що у цілому дозволило нівелювати вплив видової специфіки екстер'єру і того явища, що лінійні і масові параметри змінюються у різних межах.

Серед статевозрілих тварин були виокремлені чотири екстер'єрні групи за величиною вгодованості: крупні особини, тварини, з розмірами вище і нижче середнього значення, а також дрібні індивіди. У різних діапазонах варіювання вгодованості (для полівки від 1,3 до 2,4, для миші — від 2,0 до 3,6) упродовж другого циклу, який був прийнятий за своєрідний «контроль», до цих груп відповідно відносились 15, 35, 35 і 15 % особин популяцій. Представленість таких екстер'єрних груп протягом 4-го циклу показана на рисунку 1. Можна побачити, що в обох популяціях значно зменшують свою представленість особини із вгодованістю вище середнього рівня, тобто випадають крупні особини. У 4-му циклі, в обох популяціях 73 % особин мають вгодованість нижчу, ніж середнє значення 2-го циклу. До цього треба додати, що співвідношення між кількістю ювенільних і дорослих індивідів у популяціях практично не змінюється упродовж усього часу спостережень. Проте зафіксовано, що в останні роки самки обох видів починають розмножуватися за порівняно низьких значень індексу вгодованості. Під час 4-го циклу для полівки та миші вони становлять 1,71 і 2,53 проти 1,93 і 3,17 відповідно для 2-го циклу ($P < 0,01$ в обох випадках). Іншими словами, тварини приступають до відтворення не досягнувши колишньої вгодованості.

Вікову специфіку здрібнення буде логічним доповнити аналізом цього явища у різних статевих групах: розглянути масштаби зменшення вгодованості за час між 2-м і 4-м циклами окремо серед самців і самок (рис. 2). Зменшення вгодованості відбувається у представників обох статей, проте серед самок це відбувається на 12–14 % інтенсивніше.

На підставі узагальнених даних щодо втрат вгодованості різних груп особин полівки підземної і миші жовтогрудой (табл. 2) можна зробити такі висновки. Явище здрібнення зафіксоване в усіх статевих і вікових групах гризунів обох видів. Загальні середні втрати вгодованості у полівки на 9 % перевищують аналогічні показники миші жовтогрудой ($P < 0,01$). Самки обох видів характеризуються суттєвішим зменшенням показників, порівняно з самцями. Так, самки полівки підземної втрачають $\frac{1}{4}$ вгодованості, а якщо розглядати окремо групу самок, які залучені до відтворення, то втрати виявляються ще більшими (31,8 %, $P < 0,001$). Серед вікових груп за масштабами здрібнення дорослі індивіди випереджають ювенільних.

Враховуючи наведене, слід підкреслити, що даний феномен не можна вважати артефактом досліджень, або випадковим явищем. Про це свідчить не тільки масштаби і тривалість процесу, але й його стійкість. Доводить це й майже дворазове зменшення у 4-му циклі коефіцієнту варіації індексу вгодованості (20,3 % проти 38,9 % у 2-му, $P < 0,001$). Останнє опосередковано свідчить, що у популяції представлені особини зі меншим діапазоном змін розмірно-масових параметрів, тобто відносно схожими за екстер'єром тваринами.

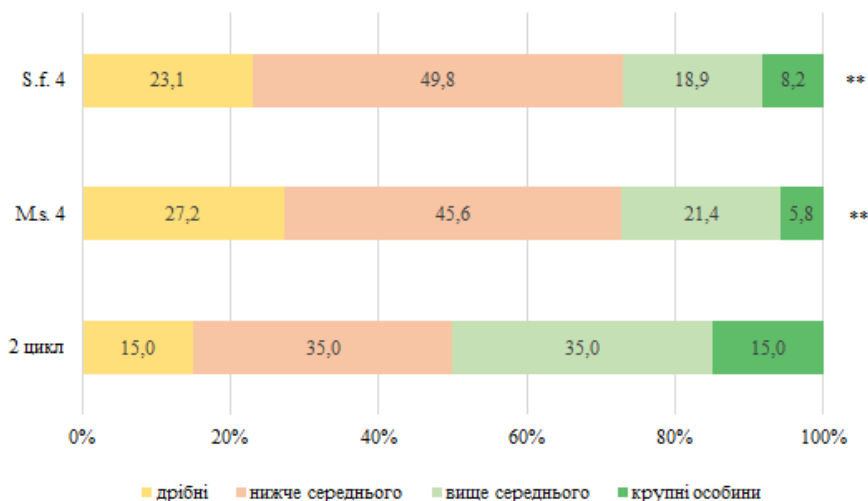


Рис. 1. Представленість різних екстер'єрних груп особин (за вгодованістю) у популяціях упродовж 4-го і 2-го циклів (2-й цикл — контроль); M. s. — *Microtus subterraneus*; S. f. — *Sylvaemus flavicollis*; ** — $P < 0,01$

Fig. 1. Representation of different external groups of individuals (by fatness index) in populations during the 4th and 2nd cycles (2nd cycle as a control); M. s. — *Microtus subterraneus*; S. f. — *Sylvaemus flavicollis*; ** — $P < 0.01$.

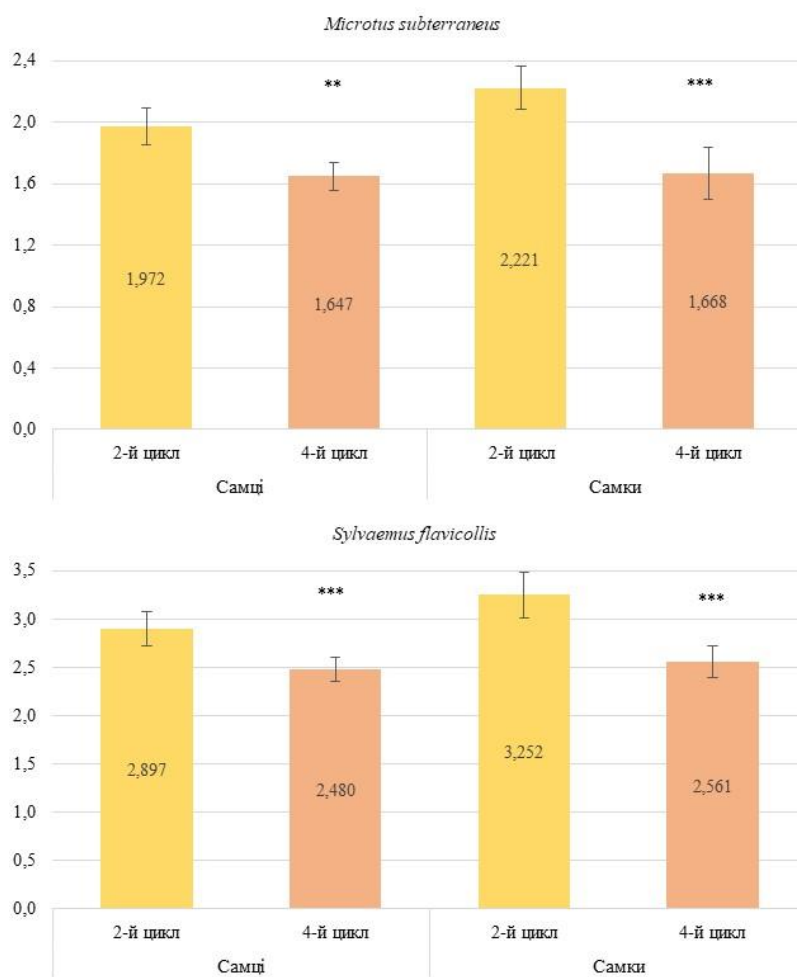


Рис. 2. Зменшення індексу вгодованості (W/L, г/см) серед самців і самок гризунів двох видів (достовірність зменшення у 4-му циклі, порівняно з другим: ** — $P < 0,01$; *** — $P < 0,001$)

Fig. 2. Decrease in the fatness index (W/L, g/cm) among males and females of the two rodent species (the significance of the decrease in the 4th cycle, compared with the 2nd: ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$)

Таблиця 2. Втрати вгодованості (%) у статевих і вікових групах двох видів порівняно з 2-м циклом

Table 2. Losses in the fatness index (%) in different sex-age groups of the two species compared to the 2nd cycle

Група особин	<i>Microtus subterraneus</i>		<i>Sylvaeus flavicollis</i>	
	п	втрати вгодованості, %	п	втрати вгодованості, %
Самки	185	24,9	165	22,3
Самці	206	16,5	181	14,4
Ювенільні	105	21,1	98	20,8
Дорослі	286	23,3	248	22,4

Таблиця 3. Екстер'єрні показники особин полівки підземної (*Microtus subterraneus*) на фазах піка і депресії щільності популяціїTable 3. External parameters of individuals of the pine vole (*Microtus subterraneus*) in the phases of peak and depression of population density

Параметр	Фаза динаміки: пік		Фаза динаміки: депресія	
	2-й цикл (n = 84)	4-й цикл (n = 71)	2-й цикл (n = 47)	4-й цикл (n = 35)
Щільність, ос/га	17,81	27,02	5,12	9,93
Біомаса (B), г/га	299,57	302,94	87,20	89,41
Маса тіла (W), г	16,83 ± 0,21	11,21 ± 0,56	17,09 ± 0,46	11,32 ± 0,28
Довжина тіла (L), мм	82,31 ± 1,08	77,07 ± 0,76	83,04 ± 1,54	78,36 ± 1,65
Вгодованість (W/L), г/см	2,13 ± 0,11	1,74 ± 0,17	2,19 ± 0,20	1,86 ± 0,09

Наявність більшої і рівномірної вибірки щодо особин полівки підземної дало можливість провести для цього виду диференційований аналіз і порівняти ситуації, які склалися у роки з термінальними значеннями щільності популяції протягом двох циклів (роки піків і депресій щільності).

Крім зменшення довжини і маси тіла тварин, привертає увагу ще одна особливість. Незважаючи на різну щільність популяції, досягнуту у роки піків двох циклів, показники загальної біомаси популяції майже не відрізняються між собою (табл. 3). Іншими словами описати ситуацію можна так. Приблизно однаковий рівень біомаси у роки піків динаміки забезпечується за рахунок різних складових: під час 2-го циклу — порівняно меншою кількістю тварин з певними екстер'єрними характеристиками, у ході 4-го циклу — досягається існуванням значно більшої кількості особин, але вже з меншими розмірно-масовими параметрами. Тобто, межа для ємності даного середовища біомаса популяції досягається завдяки кількості споживачів ресурсів (не можна виключати, що у збиток їх умовної «якості»). Абсолютно аналогічна ситуація спостерігається також у роки депресій щільності популяції полівки підземної.

Обговорення

Піввікова тривалість спостережень у Канівському заповіднику дала змогу виявити цілу низку популяційних реакцій на ту сукупність явищ, які прямо або опосередковано пов'язані з антропогенною трансформацією середовища. Упродовж періоду досліджень були виявлені такі ефекти, як зміна типу динаміки усіх популяцій гризунів, порушення різних типів структури популяцій, стратегії розмноження, внутрішньо- і міжпопуляційних зав'язків, що висвітлено у наших попередніх публікаціях [Myakushko 2002, 2016, 2018].

У контексті даної роботи уявляється важливим те, що біосистеми популяційного рівня організації мають власну специфіку реагування на антропогенну зміну якості середовища. Ці факти відомі і багаторазово знаходили своє підтвердження в дослідженнях популяції гризунів [Madan 2019]. Проте швидке і своєрідне реагування популяції може супроводжуватися такими проявами, трактування яких є далеко не однозначним і не очевидним. Наприклад, певне зростання рівня щільності (чисельності) популяцій в умовах антропогенного пресу можна

розглядати як негативний симптом, оскільки його супроводжують екстенсивне розмноження і висока смертність [Myakushko 2001].

У першому наближенні було логічним пов'язувати здрібнення особин з ростом щільності популяцій. Така залежність дійсно існує і так чи інакше пов'язана з обмеженістю ресурсів, у тому числі й просторових, що чітко показано в острівних екосистемах [Russell *et al.* 2011].

У нашому випадку цей фактор не може бути визначальним з двох причин. По-перше, для вивчення здрібнення для порівняння було обрані такі цикли динаміки населення, які за рівнем щільності суттєво не відрізнялися між собою. По-друге, результати спостережень за параметрами кормової бази гризунів свідчать про відсутність змін кількості або доступності кормів за межами звичайного діапазону. Проте ситуація з кормовою базою є дещо складнішою. Упродовж 2-го циклу динаміки кореляційні зв'язки між щільністю усіх популяцій і характеристиками кормової бази були наявні, але у подальшому вони зникають. Спираючись на положення концепції екологічного балансу, відсутність залежності від кількості або якості доступної енергії для популяції є неприпустимою ситуацією [Mezhzherin *et al.* 2002]. На нашу думку справа полягає не у відсутності зв'язку, а скоріше у відсутності очікуваної дослідниками реакції популяції на коливання доступних ресурсів. Узгодженість динаміки популяцій гризунів зі станом їх кормової бази дійсно є нормою [Sinclair *et al.* 2003], але лише в природних (не трансформованих) умовах.

Проте в умовах антропогенного середовища, навіть у випадку не дуже суттєвого впливу, ситуація може розвиватися за іншим сценарієм. Можливо, саме це ми й спостерігаємо, незважаючи на той факт, що досліджувані популяції населяють заповідні території. Існують підстави вважати, що популяції слабо реагують на прирости або зменшення доступної енергії у вигляді кормів, оскільки їх стратегія полягає в іншому. У неоптимальних антропогенних умовах раціональною стратегією для популяції можна вважати зниження сумарних енергетичних потреб [Mezhzherin *et al.* 2002]. Не відкидаючи інші варіанти, слід визнати, що найпростіший шлях до цього пов'язаний зі зниженням питомих витрат на підтримання біомаси індивідів.

Базуючись на отриманих результатах, можна припустити, що реалізація даної стратегії відбувається принаймні за рахунок двох різних механізмів. Перший із механізмів можна розглядати як порівняно жорсткий: у результаті підвищеної смертності із популяції випадають найкрупніші особини. Як правило, у гризунів вони представлені тваринами минулого року народження, які зберігають здатність до відтворення [Ergon 2007]. Можна припустити, що відбувається «омолодження» складу популяції. На жаль, відсутність точних даних щодо віку гризунів не дає можливості це перевірити. Іншою «групою ризику» є самки, що розмножуються. Відомо, що у них під час вагітності, лактації та інших явищ, пов'язаних із репродукцією, суттєво зростають енергетичні потреби [Rödel *et al.* 2016]. На користь цього свідчить зменшення частки самок серед дорослого населення на 12,5 %, що дещо трансформує приблизно рівне співвідношення статей.

Відносно м'який сценарій не пов'язаний зі зростанням смертності особин з великими енергетичними потребами. Він, можливо, полягає у повільнішому рості і наборі маси тіла молодняком в антропогенному середовищі. Схожі приклади також були встановлені для різних популяцій гризунів [Isaev & Pokarzhevsky 1978; Predavec 1994; Lobkov 2001; Rowe & Ter-ry 2014]. За нашими даними, вгодованість ювенільних особин також зменшується, хоча і меншою мірою, порівняно з дорослими. Важливо, що у 4-му циклі до розмноження залучається молодняк, який досягнув нормальних для свого виду лінійних розмірів, проте характеризується меншою вгодованістю (тобто розмножуються худіші особини). На підставі наявних даних важко сказати, який із наведених сценаріїв здійснюється, не можна виключати їх паралельну реалізацію.

Обговорення механізмів здрібнення не відміняє головного питання про причини цього явища. З цього приводу уявляється важливим той факт, що на однакових фазах динаміки упродовж різних циклів популяція досягає схожих показників своєї біомаси. Є всі підстави вважати, що вони відповідають ємності конкретного середовища у поточний проміжок часу.

Узгодженість коливань чисельності із зовнішніми для популяції чинниками, такими як стан кормової бази, кількість хижаків, паразитів, відома давно [Morris 1984; Andreassen *et al.* 2013; Bilodeau *et al.* 2013]. Не применшуючи значення внутрішніх причин популяційної цикліки, кількість доступної для цих процесів енергії є пріоритетним фактором. Судячи з усього, популяції гризунів на різних фазах своїх циклів засвоюють усю доступну їм кількість енергії. Відрізняється лише ефективність її використання. На фазах піка і депресії щільності у 4-му циклі загальна біомаса не відрізняється від аналогічних показників 2-го циклу, але досягається більшою кількістю індивідів. Якщо до цього додати смертність крупних особин, використання енергії не можна визнати ефективним. Популяція втрачає значну частку біомаси (а також пов'язаних з нею ресурсів і енергії), але намагається компенсувати це інтенсифікацією відтворення. У результаті до розмноження залучаються особини без достатньої вгодованості.

Менші розміри і маса особин потребують меншої кількості енергії на підтримання власного існування, тобто забезпечують індивідуальне переживання неоптимальних умов. Така економія «на собі» є важливою і необхідною у певні моменти. У зв'язку з цим доречно згадати феномен А. Денеля (Dehnel's Phenomenon), описаний для землерийок роду *Sorex*: зменшення розмірів і маси тіла як елемент підготовки до переживання несприятливих зимових умов [Dehnel 1949]. Пізніше це явище знайшло своє пояснення з енергетичних позицій і було зафіксовано серед інших тварин [Mezhzherin 1964; Hope *et al.* 2010; Lázaro *et al.* 2021].

Проте такий шлях зовсім не сприяє ефективному використанню тієї частки енергії, яка йде на підтримання існування не індивіда, а популяції, тобто на відтворення. Можна сказати, що баланс у розподілі енергії між індивідуальним (виживання) і груповим (відтворення) зміщується на користь першого. Виживання досягається зменшенням власних розмірів, що у широкому розумінні не збільшує життєздатності та у разі зростання навантажень під час розмноження супроводжується смертністю. Раніше нами були зафіксовані ознаки низької ефективності та успішності репродуктивних процесів: загибель найбільш плодючої частини маткового поголів'я, зменшення виживання молодняка [Myakushko 2001, 2002]. Іншими словами, такий тип розвитку подій цілком виправданий, але упродовж нетривалих проміжків часу. У подальшому він неминуче входить у протиріччя із забезпеченням існування самої популяції. Зараз можна лише констатувати, що здрібнення своїх елементів є своєрідною популяційною стратегією щодо підтримання екологічного балансу у даних конкретних умовах антропогенного середовища. На сьогоднішній час важко казати про успішність цієї стратегії, а також про універсальність такої популяційної реакції у цілому. Проте той факт, що її реалізують досить різні за екологічною специфікою види гризунів, доводить її не випадковість.

Висновки

1. На підставі результатів 50-річних спостережень за популяціями лісових гризунів Канівського заповідника зафіксований феномен здрібнення особин, який виявляється у зменшенні розмірно-масових параметрів і вгодованості тварин.

2. Виражена тенденція до здрібнення особин властива усім фоновим видам гризунів, його прояви спостерігаються упродовж 35 років, а масштаби цього явища поступово нарастають. Так, за вгодованістю особини полівки підземної у середньому втрачають 23,3 %, а миші жовтогруді — 16,7 % від колишніх значень.

3. Серед представників окремих груп особин величини здрібнення є різними. Зменшення екстер'єрних ознак самок завжди є більшим, порівняно з самцями, і у групі дорослих особин, що розмножуються, може досягати 32 %. Встановлено, що явище поширюється також на ювенільних осіб, вгодованість яких зменшується у середньому на 21 %.

4. Показано, що здрібнення особин відбувається на фоні численних популяційних реакцій на антропогенну трансформацію середовища: зміни типу динаміки на нестабільний, порушень різних типів популяційної структури, зниження успішності розмноження. Між тим відповідного зменшення кількості або доступності кормів, що могло би обумовити здрібнення, у

середовищі не відбувається. Зміни показників кормової бази гризунів відбуваються у звичайному діапазоні, тому не можуть виступати безпосередньою причиною здрібнення.

5. Висунуто припущення, що явище здрібнення може реалізуватися за допомогою різних механізмів. По-перше, у результаті смертності із популяції випадають найкрупніші особини і репродуктивні самки з їхніми найбільшими енергетичними потребами, по-друге, повільніше відбувається ріст і набір маси молодими. У кінцевому результаті зменшення екстер'єрних параметрів особин зменшує їх питомі енергетичні потреби і дає можливість краще переживати несприятливі умови. З цих позицій феномен здрібнення своїх елементів можна розглядати у якості специфічної популяційної стратегії щодо підтримання екологічного балансу.

References

- Andreassen, H. P., P. Glorvigen, A. Rémy, R. A. Ims. 2013. New views on how population-intrinsic and community-extrinsic processes interact during the vole population cycles. *Oikos*, **122** (4): 507–515. [CrossRef](#)
- Bilodeau, F., D. G. Reid, G. Gauthier, C. J. Krebs, D. Berteaux, A. J. Kenney. 2013. Demographic response of tundra small mammals to a snow fencing experiment. *Oikos*, **122** (4): 1167–1176. [CrossRef](#)
- Dehnel, A. 1949. Badania nad rodzajem Sorex L. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, sectio C*, **4** (2): 17–97.
- Ergon, T. 2007. Optimal onset of seasonal reproduction in stochastic environments: When should overwintering small rodents start breeding? *Ecoscience*, **14** (3): 330–346. [CrossRef](#)
- Grishchenko, A. M., V. G. Ostapenko, S. A. Grishchenko. 1993. Cartographic data on the determination of the levels of total technogenic pollution of the environment by embryotoxicity and teratogenicity of bottom sediments and soils of a part of the territory of Ukraine before and after the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, **1**, 127–134. [In Russian]
- Hayes, L. D., L. A. Ebensperger, D. A. Kelt, P. L. Meserve, N. Pillay, V. A. Viblan, C. Schradin. 2017. Long-term field studies on rodents. *Journal of Mammalogy*, **98** (3): 642–651. [CrossRef](#)
- Hope, A. G., E. Waltari, N. E. Dokuchaev, S. Abramov, T. Dupal, A. Tsvetkova, H. Henttonen, S. O. MacDonald, J. A. Cook. 2010. High-latitude diversification within Eurasian least shrews and Alaska tiny shrews (Soricidae). *Journal of Mammalogy*, **91** (5): 1041–1057. [CrossRef](#)
- Ims, R. A., J.-A. Henden, S. T. Killengreen. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution*, **23** (2): 79–86. [CrossRef](#)
- Isaev, S. I., A. D. Pokarzhevsky. 1978. Growth and sexual development of wood mice with increased 90Sr content in the biocenosis. *Russian Journal of Ecology*, **3**: 64–68. [In Russian]
- Krebs, C. 1996. Population cycles revisited. *Journal of Mammalogy*, **77** (1): 8–24. [CrossRef](#)
- Lázaro, J., L. Nováková, M. Hertel, J. Taylor, M. Muri, K. Zub, D. Dechmann. 2021. Geographic patterns in seasonal changes of body mass, skull, and brain size of common shrews. *Ecology and evolution*, **11** (6): 2431–2448. [CrossRef](#)
- Lobkov, V. A. 2001. Dynamics of the size of individuals of the speckled ground squirrel in acrocyanosis of the northwestern Black Sea region. *Structure and Functional Role of Animals in Natural and Transformed Ecosystems*. Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, 165–167. [In Russian]
- Lobkov, V. A. 2016. *Intrapopulation regulation in mammals*. I. I. Mechnikov National University of Odessa, 1–237. [In Russian]
- Loria, A., M. E. Cristescu, A. Gonzalez. 2019. Mixed evidence for adaptation to environmental pollution. *Evolutionary Applications*, **12** (7): 1259–1273. [CrossRef](#)
- Madan, K. O. 2019. Population cycles in voles and lemmings: state of the science and future directions. *Mammal Review*, **49** (3): 226–239. [CrossRef](#)
- Mezhzhherin, V. A. 1964. Denel's phenomenon and its possible explanation. *Acta Theriologica*, **8** (6): 95–114. [In Russian] [CrossRef](#)
- Mezhzhherin, V. A., I. G. Emelyanov, O. A. Mihalevich. 1991. *Comprehensive approaches in studying of populations of small mammals*. Naukova dumka, Kyiv, 1–204 [In Russian]
- Mezhzhherin, V. A., S. A. Myakushko. 1998. Strategy of small rodent populations from Kaniv Nature Reserve under habitat changes caused by technogenic pollutions and an accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Izvestia Akademii nauk. Seriya biologicheskaya*, **3**, 374–381. [In Russian]
- Mezhzhherin, V. A., S. A. Myakushko, S. K. Semenyuk. 2002. Population as a test system. *Biology bulletin*, **29** (5): 519–524. [CrossRef](#)
- Morris, D. W. 1984. Rodent population cycles: life history adjustments to age-specific dispersal strategies and intrinsic time lags. *Oecologia*, **64** (1): 8–13. [CrossRef](#)
- Myakushko, S. A. 1998. Changes in the dynamics of populations and communities of rodents as a result of anthropogenic impact on the protected ecosystem. *Vestnik zoologii*, **32** (4): 76–85. [In Russian]
- Myakushko, S. A. 1999. Multiannual changes of productivity in pine vole populations. *Vestnik zoologii*, **33** (4–5): 45–53. [In Russian]
- Myakushko, S. A. 2001. Reproduction strategies in rodent populations. *Uchenyye Zapiski Tavricheskogo Natsional'nogo Universiteta. Seriya biol.*, **14** (2): 129–133. [In Russian]
- Myakushko, S. A. 2002. Long-term dynamics of populations of rodents as a criterion of the environment. *Visnyk L'vivskoho universytetu. Seriya biologichna*, **30**: 30–34. [In Ukrainian]
- Myakushko, S. A. 2005. Changes in body weight and body size of rodents under various forms of anthropogenic load. *Zapovidna sprava v Ukraini*, **11**: 34–40. [In Ukrainian]
- Myakushko, S. A. 2016. The ratio of different forms of variability in populations of two species of voles. *Naukovi zapysky Ternopil'skoho Natsional'noho Pedagogichnoho Universytetu. Seriya biologiya*, **3–4** (67), 84–90 [In Ukrainian]
- Myakushko, S. A. 2017. Patterns of multiannual changes in the spatial structure of a bank vole (*Myodes glareolus*) population in hornbeam-oak forest. *Biosystems Diversity*, **25** (3): 169–173. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Myakushko, S. A. 2018. Heterogeneity of rodent populations during terminal phases of density dynamics. *Ukrainian Journal of Ecology*, **8** (1): 97–102. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Olenev, G. V. 1991. Role of structurally functional groups of rodents in dynamics of the leading population parameters. *Development of the Ideas of the Academician S. S. Shvarts in the Modern Ecology*, 92–108. [In Russian]
- Olenev, G. V. 2002. Alternative types of ontogeny in cyclomorphic rodents and their role in population dynamics: an ecological analysis. *Russian Journal of Ecology*, **5**: 321–330. [CrossRef](#)

- Orlov, O. O. 1998. Goals, objectives and methods of radioecological research in natural reserves of Ukraine, which are contaminated by the Chernobyl accident. *Zapovidna sprava v Ukrayini*, **4** (2): 65–68. [In Ukrainian]
- Pacifici, M., L. Santini, M. Di Marco, D. Baisero, L. Francucci, G. G. Marasini, P. Visconti, C. Rondinini. 2013. Generation length for mammals. *Nature Conservation*, **5**: 89–94. [CrossRef](#)
- Predavec, M. 1994. Population dynamics and environmental changes during natural irruptions of Australian desert rodents. *Wildlife Research*, **21**: 569–581. [CrossRef](#)
- Radchuk, V., R. A. Ims, H. P. Andreassen. 2016. From individuals to population cycles: the role of extrinsic and intrinsic factors in rodent populations. *Ecology*, **97** (3): 720–732. [CrossRef](#)
- Rödel, H. G., T. G. Valencak, A. Handrek, R. Monclús. 2016. Paying the energetic costs of reproduction: reliance on postpartum foraging and stored reserves. *Behavioral Ecology*, **27** (3): 748–756. [CrossRef](#)
- Romero-Mujalli, D., M. Rochow, S. Kahl, S. Paraskevopoulou, R. Folkertsma, F. Jeltsch, R. Tiedemann. 2021. Adaptive and nonadaptive plasticity in changing environments: implications for sexual species with different life history strategies. *Ecology and Evolution*, **11**: 6341–6357. [CrossRef](#)
- Rozenberg, G. S., F. N. Ryansky. 2005. *Theoretical and applied ecology*. Publishing House of Nizhnevartovsk State University, Nizhnevartovsk, 1–292. [In Russian]
- Rowe, R. J., R. C. Terry. 2014. Small mammal responses to environmental change: integrating past and present dynamics. *Journal of Mammalogy*, **95** (6): 1157–1174. [CrossRef](#)
- Russell, J. C., D. Ringler, A. Trombini, M. Le Corre. 2011. The island syndrome and population dynamics of introduced rats. *Oecologia*, **167** (3): 667–676. [CrossRef](#)
- Santini, L., M. González-Suárez, D. Russo, A. Gonzalez-Voyer, A. von Hardenberg, L. Ancillotto. 2018. One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, **22** (2): 365–376. [CrossRef](#)
- Sih, A., M. C. Ferrari, D. J. Harris. 2011. Evolution and behavioral responses to human-induced rapid environmental change. *Evolutionary applications*, **4** (2), 367–387. [CrossRef](#)
- Sinclair, A. R. E., C. J. Krebs, J. M. Fryxell, R. Turkington, S. Boutin, R. Boonstra, P. Secombe-Hett, P. Lundberg, L. Oksanen. 2000. Testing hypotheses of trophic level interactions: a boreal forest ecosystem. *Oikos*, **89** (2): 313–328. [CrossRef](#)
- Sobral, G., A. J. de Oliveira. 2014. Annual age structure and reproduction in the Caatinga red-nosed mouse, *Wiedomys pyrrhorhinos* (Rodentia, Sigmodontinae). *Therya*, **5** (2): 509–534. [CrossRef](#)
- Tigano A., J. P. Colella, M. D. MacManes. 2020. Comparative and population genomics approaches reveal the basis of adaptation to deserts in a small rodent. *Molecular Ecology*, **29** (7): 1300–1314. [CrossRef](#)
- Zagorodniuk, I. V., I. G. Emelyanov. 2012. Taxonomy and nomenclature of mammals of Ukraine. *Proceedings of the National Museum of Natural History*, **10**: 5–30. [In Ukrainian]
- Zagorodniuk, I., S. Kharchuk. 2020. List of mammals of Ukraine 2020: additions and clarifications. *Theriologia Ukrainica*, **20**: 10–28. [In Ukrainian] [CrossRef](#)



THE SOCIAL VOLE *MICROTUS SOCIALIS* (CRICETIDAE, RODENTIA) IN THE WESTERNMOST PART OF ITS GEOGRAPHIC RANGE

Zoya V. Selyunina , Maria I. Nitochko 

Key words

population density, social vole,
Black Sea seaboard steppes, popu-
lation dynamics, cyclicity

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2215>

Article info

submitted: 29.09.2021
revised: 23.11.2021
accepted: 12.12.2021

Language

English, Ukrainian summary

Affiliations

Black Sea Biosphere Reserve,
National Academy of Sciences of
Ukraine (Hola Prystan, Ukraine)

Correspondence

Zoya V. Selyunina; Black Sea
Biosphere Reserve, NAS of
Ukraine; Hola Prystan, 75600
Ukraine
e-mail: scirtopoda@gmail.com
orcid: 0000-0003-3037-0742

Abstract

According to the literature, there are several isolated range segments of *Microtus socialis* across the Palearctic, within which the distribution of the species has mosaic pattern. The westernmost range segment is located in the south of Ukraine covering steppe areas of the Crimea and southern Ukraine and stretching from the lower reaches of the Dnipro to Melitopol in the east and to Dnipro in the north. The social vole is represented in this centre of distribution by the subspecies *Microtus socialis nikolajevi*. The Yahorlyk Kut Peninsula in Kherson Oblast represents the westernmost edge of the subspecies' range, where local conditions have practically remained in their natural state and the social vole (*Microtus socialis*) has a substantial population density. The Yahorlyk Kut Peninsula separates Yahorlyk Bay of the Black Sea from Tendra Bay. The western part of the peninsula (5540 ha) constitutes the 'Yahorlyk Kut' protected area of the Black Sea Biosphere Reserve, where steppe habitats have been partially preserved in their natural state in contrast to the area of the former bombing range, which was attached to the reserve in 1998, where the steppe has slightly transformed. This is the only area of typical halophytic wormwood–grass steppe that has avoided continuous ploughing and irrigation. The population density of *M. socialis* depends on the microrelief, hydrological conditions, and natural spring flooding. The disturbance of vegetation and soil cover due to fires and grazing disrupt the natural population dynamics of social voles. Recovery takes 2 to 3 years. After the cessation of the impact of hydrological, pyrogenic, or pascual factors, population density of the social vole in different habitats becomes balanced. Over 30 years, the population density of *Microtus socialis* ranged from 200 to 7000 ind./ha (on average 1800 ind./ha). The amplitude of fluctuations in the value of relative abundance in the periods between peaks is about 15 units. The cyclicity in population dynamics of the social vole in the Yahorlyk Kut Peninsula is 6–8 years. The dynamics of the number of social voles is determined by abiotic and biotic factors, which are also cyclical. Disturbances in the cyclicity of population dynamics can occur due to 'force majeure' situations of both natural and anthropogenic nature.

Cite as

Selyunina, Z. V., M. I. Nitochko. 2021. The social vole *Microtus socialis* (Cricetidae, Rodentia) in the westernmost part of its geographic range. *Theriologia Ukrainica*, 22: 144–150. [In English]

Гуртова полівка *Microtus socialis* (Cricetidae, Rodentia) на західній межі свого поширення

Зоя В. Селюніна, Марія І. Ніточко

Резюме. За літературними даними на території Палеарктики існують декілька ізольованих осередків, в межах яких розповсюдження виду мають мозаїчний характер. Західний осередок — Південно-Український — це степова частина Криму та півдня України: від пониззя р. Дніпро до м. Мелітополя на сході та до м. Дніпро — на півночі. На території цього осередку мешкає *Microtus socialis nikolajevi*. На західній межі ареалу підвиду на півострові Ягорлицький Кут (Херсонська обл.), що знаходиться практично в природному стані, гуртова полівка (*Microtus socialis*) створює поселення зі значною щільністю населення. Півострів Ягорлицький Кут, відокремлює Ягорлицьку затоку Чорного моря від Тендрівської затоки. Це — єдина ділянка типового галофітного полинно-злакового степу, яка уникла суцільної оранки та зрошування. На ділянці «Ягорлицький Кут» (5540 га) Чорноморського біосферного заповідника цей степ зберігся частково в природному стані, а на приєднаній в 1998 році території (за рахунок ліквідованого військового полігону) — в мало трансформованому вигляді. Щільність населення *M. socialis* залежить від мікрорельєфу, гідрологічних умов, природного весняного підтоплення. Порушення рослинного та ґрунтового покриву через пожежі та випас порушують природну динаміку чисельності гуртовою полівки. Відновлення відбувається за 2–3 роки. Після припинення дії гідрологічного, пірогенного або пасквального фактору значення щільності населення гуртової полівки у різних біотопах вирівнюється. За 30 річний період щільність населення *Microtus socialis* коливалася від 200 до 7000 ос./га (в середньому 1 800 ос./га). Амплітуда коливань значення відносної чисельності у періоди між піками дорівнює близько 15 одиниць виміру. Циклічність в динаміці чисельності популяції гуртової полівки на півострові Ягорлицький Кут становить 6–8 років. Динаміка чисельності гуртової полівки визначається абіотичними та біотичними чинниками, що також мають циклічність. Порушення в циклічності динаміки чисельності можуть відбуватися через «форс-мажорні» ситуації як природного, так і антропогенного характеру.

Ключові слова: щільність населення, гуртова полівка, приморські степи, динаміка чисельності, циклічність.

Introduction

The geographic range of the species *Microtus socialis* has a mosaic structure. There are several isolated range segments inhabited by different subspecies: *Microtus socialis nikolajevi* on left bank of the Dnieper River at its southern reaches, in the Crimea, Donetsk Oblast, and in the south-west of Rostov Oblast, Russia; *Microtus socialis parvus* in the Caucasus, Stavropol and Krasnodar oblasts and Dagestan in Russia; *Microtus socialis binominatus* in Georgia, west of Azerbaijan, and Iranian Azerbaijan; *Microtus socialis goriensis* in South Ossetia; *Microtus socialis astrachanensis* in Kalmykia and Astrakhan Oblast of Russia; *Microtus socialis socialis* in Kazakhstan, Guryev region, northern part of Ustyurt, in the north to the south-eastern borders of Volgograd region (Lake Elton); *Microtus socialis gravesi* in the northern Aral Sea region, Syr-Darya valley, Kzyl-Orda region, to the east to Chui valley and eastern Kazakhstan (Lake Alokol), to the south to Tajikistan (Kuramin ridge); *Microtus socialis bogdoensis* in China, Eastern Tien Shan, Bogdo ridge [Gromov 1995].

The western boundary of the range of *Microtus socialis nikolajevi* and the species in general is in the Kinburn Peninsula and the Yahorlyk Kut Peninsula, but the abundance of social vole reaches large values only in the Yahorlyk Kut Peninsula. The morphology of the subspecies distributed in the south of Ukraine has been studied quite in detail [Synyavska et al. 2015]. The social vole is a common representative of the steppe mammal fauna and an abundant rodent species of protected and little transformed southern steppes.

The Yahorlyk Kut Peninsula is located in the northern part of the Black Sea between Yahorlyk and Tendra bays of the Black Sea (in the southwest of Kherson Oblast, Ukraine). Its total area is about 10 000 hectares, of which 5540 hectares constitute the ‘Yahorlyk Kut’ protected area of the Black Sea Biosphere Reserve (Fig. 1).

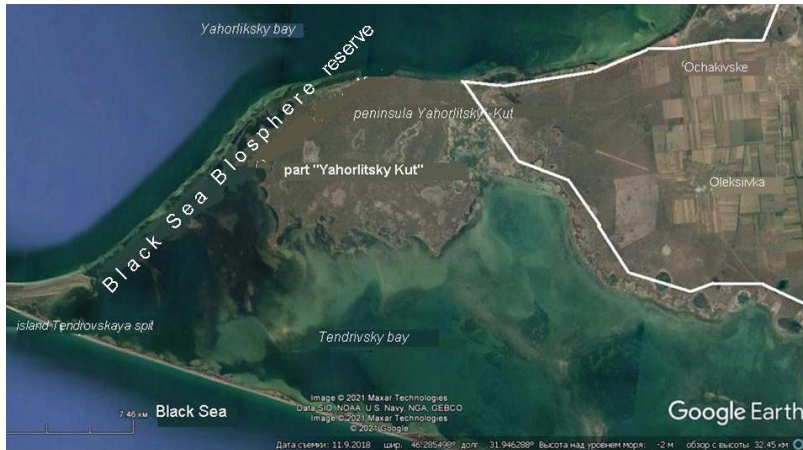


Fig. 1. The Yavorlyk Kut Peninsula.

Рис. 1. Півострів Ягорлицький Кут.

The aim of this research is to study the population dynamics of the social vole in the westernmost segment of its geographic range and the factors that affect species abundance.

Study area

The Yavorlyk Peninsula is a system of hypsometric terraces not separated from one another. Their surface consists of 1–3 m thick light sandy loess-like loams, on which solonetzic chernozems, dark-chestnut and chestnut soils were formed in complex with solonetztes [Umanets et al. 2007]. Desert coastal wormwood-fescue-sawdust and coastal wormwood-fescue western Black Sea complex steppes stretch along the Black Sea coast from Yavorlyk Bay to Bilosarai Spit [Lavrenko 1980].

The largest fragment of this zonal Black Sea steppe is represented on the Yavorlyk Kut Peninsula. Most of these steppes have been irreversibly transformed anthropogenically. The most destructive for the steppes and their aboriginal faunal complex were ploughing, the introduction of a network of irrigation canals, the creation of a network of rice checks, and overgrazing [Selyunina & Umanets 2006]. Untouched (or little transformed) steppes have survived only in coastal areas of the Black Sea Reserve, on the Yavorlyk Kut Peninsula, and on the coast of Yavorlyk and Tendra bays.

The complexity of the soil cover, the difference in humidity and salinity determine the complex structure of natural vegetation. The main place in its composition is occupied by wormwood-grass steppes, against the background of which are very large arrays of halophytic-steppe vegetation [Umanets 2009].

The ecological and scientific value of natural complexes of the Yavorlyk Kut Peninsula is extremely high. This is the only area of typical halophytic wormwood-grass steppe, which has survived in a slightly transformed form. Land melioration and the resulting flooding and re-salinization in the area of Krasnoznamenska and other irrigation systems, as well as ploughing of the steppe, especially for rice crops, have led to the irreversible degradation of this type of steppe everywhere. In the Yavorlyk Kut Peninsula, it has survived only due to the lack of irrigation and long-term protection [Umanets et al. 2007]. The natural complex is represented here by the following habitats:

- *Coastal deserted steppe*. The coastal steppe mammal assemblage is represented by typical steppe species. It consists of 18 mammal species belonging to 6 orders, 10 families, and 15 genera; 27.8% of species tend to synanthropization, 15.8% are threatened species, 22.2% are species common for desert steppe and 16.7% for steppe hollows. The other species are widespread and common for the entire mammal assemblage of the coastal steppe.

- *Meadows*, which are located in hollows of the Black Sea steppe, are characterized by the presence of the East European vole (*Microtus levis*), pygmy wood mouse (*Sylvaemus uralensis*), northern white-breasted hedgehog (*Erinaceus roumanicus*), and least weasel (*Mustela nivalis*). The lesser white-toothed shrew (*Crocidura suaveolens*) [Selyunina & Moskalenko 2020] is a common species of solonetztes and salt marshes.

- Hollows ('pods'), solonchets, and coastal reed thickets.

Beside the species that are characteristic for the Black Sea zonal saline desert steppe, the mammal assemblage of Yahorlyk Kut includes such widespread species as the red fox (*Vulpes vulpes*), common raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*), wild boar (*Sus scrofa*), and, in recent years, also wolves (*Canis lupus*) and badgers (*Meles meles*). The stone marten (*Martes foina*), brown rat (*Rattus norvegicus*) and house mouse (*Mus musculus*) are distributed near human settlements.

Material and Methods

The material for the study was collected during stationary and route surveys, which are part of the monitoring system developed in the Black Sea Biosphere Reserve, including the annual 30 km route survey of the protected area 'Yahorlyk Kut.' Censuses have been carried out annually since 1983 in all main kinds of habitats.

Census of small mammals on trap-lines has been carried out using standard mousetraps in different habitats for more than 30 years; the annual sampling effort was 200 trap-days.

In the period of 2010–2021, additional data was obtained by using Barber traps. In general, the study material used in this research are the results of annual route surveys with a total length of about 1200 km and a total sampling effort of 5000 trap-days using standard mousetraps and more than 4500 trap-days using Barber traps.

Results and Discussion

Description of the population

The social vole *Microtus socialis* (Pallas, 1773) is an abundant species of mammals of the Black Sea steppe in the Yahorlyk Peninsula. This species is also found in other parts of the Black Sea Biosphere Reserve: in forest-steppe areas, in the Potiivka protected area and in the protected zone of Tendra Bay. All these sites are located on the western border of the species' geographic range.

In the Yahorlyk Kut protected area, the population density of *M. socialis* depends on the micro-relief, hydrological conditions, disturbance of vegetation and soil cover due to fires and grazing, and natural spring flooding. Here, at the western edge of its range, *M. socialis* is represented by a population having a significant density, which in the Yahorlyk Kut Peninsula ranges in different years from 200 to 7000 individuals per hectare, on average 1800 individuals per hectare. The cyclicity of population dynamics of the social voles equals 6 to 8 years with an amplitude of fluctuation of about 15 units in the periods between peaks and is determined by abiotic and biotic factors, which also have cyclicity. Disturbances in the cycle of population dynamics can occur due to 'force majeure' situations of both natural and anthropogenic nature.

Population dynamics

To determine the population density of the social vole in different habitats, the stationary census method was used. The relative population density is determined by the number of burrows on a given with a mandatory coefficient that characterizes the number of burrows per individuals. In addition, the trap-line method was used to determine relative abundance, where spring-loaded bar traps were used. Since 2010, cones used as modified Barber traps for collecting herpetobiont invertebrates [Selyunina 2000, 2003, 2017; Nitochko 2012] have also been used.

The population dynamics determined by different methods generally coincides (Fig. 2).

Over 30 years of research, the population density of *Microtus socialis* has changed significantly (Table 1). Peak values, which include years with a density of more than 2500 specimens per hectare (sp/h), were observed five times, when density values reached 2500–7000 sp/h (in 1992, 1996, 2002, 2014, and 2020). Minimum values (less than 500 sp/h) were also observed five times, when density dropped to 150–500 sp/h (in 1990, 1997, 2005, 2010, and 2015–2016).

Analysis of cyclicity of population dynamics

The cyclicity in population dynamics of the social vole in the Yahorlyk Peninsula is 6–8 years. In one cycle, population density can change 10–12 times (Table 1). The average 30-year value of population density in the entire area is 1800 individuals per hectare. The amplitude of fluctuations in the value of relative abundance in periods between peaks is about 15 units (Fig. 3).

In low-lying areas of the steppe, the average long-term relative population density is about five times lower than the average long-term value because steppe depressions are often flooded by atmospheric or flood waters.

In areas that have experienced fire or overgrazing, the average population density of voles is two or three times higher. After the cessation of the impact of hydrological, pyrogenic, or pascual factor, the population density of the social vole in different habitats becomes balanced.

Table 1. Peak and minimum values of population density of *M. socialis* in the Yahorlytsky Kut for 30 years (ind./ha)

Таблиця 1. Пікові й мінімальні значення щільності *M. socialis* на Ягорлицькому Куту за 30 років (ос./га)

Parameters	1990	1992	1996	1997	2002	2005	2010	2014	2016	2020
Peak values (>2500 ind./ha)		4500	7000		3600			5000		2500
Minimum values (<500 ind./ha)	200			500		500	150		350	

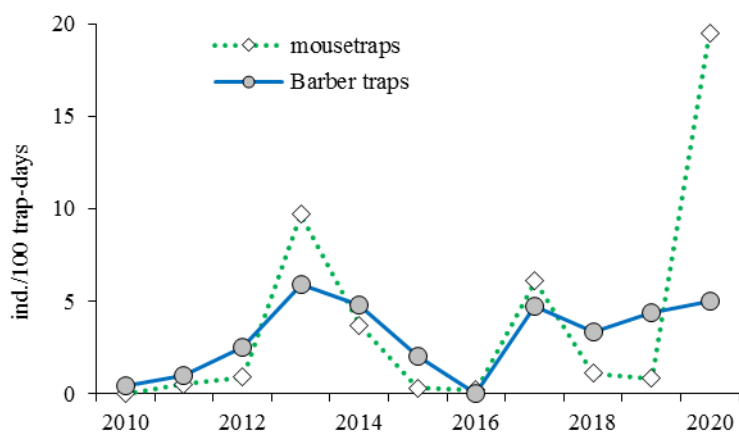


Fig. 2. Population dynamics of *Microtus socialis* according to different census methods in 2010–2020.

Рис. 2. Динаміка чисельності *Microtus socialis* за різними методами обліку 2010–2020 рр.

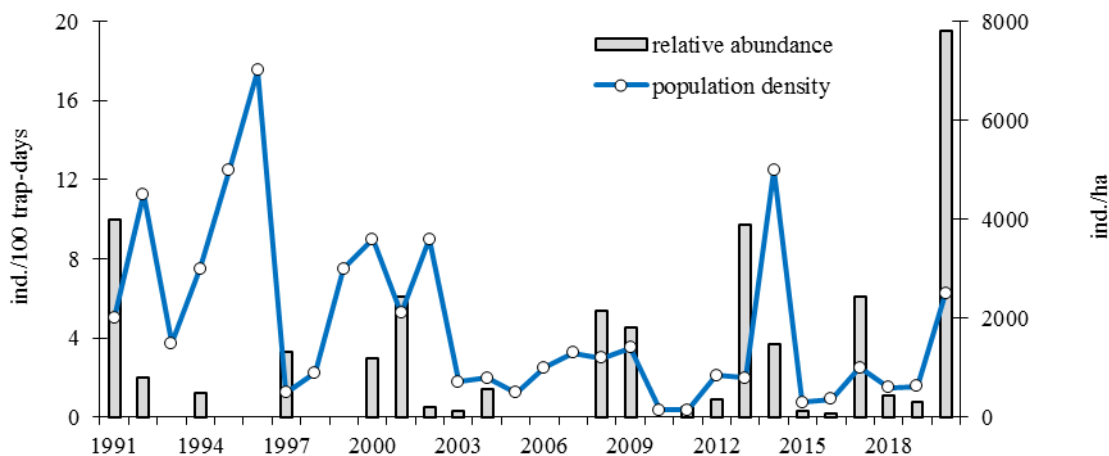


Fig. 3. Population dynamics of the social vole in the Yahorlyk Kut protected area.

Рис. 3. Динаміка чисельності полівки гуртової на ділянці «Ягорлицький Кут».

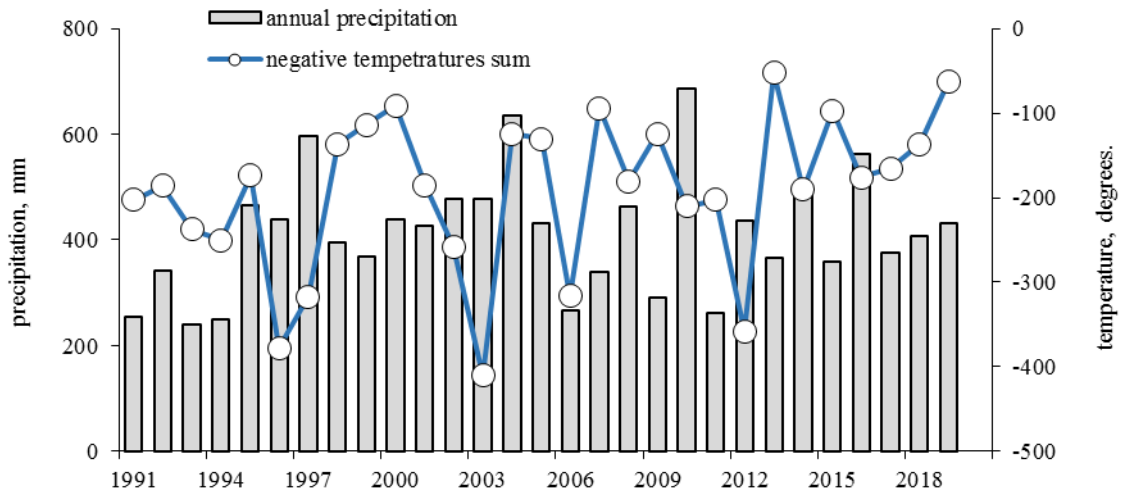


Fig. 4. Parameters of weather factors during 1991–2020.

Рис. 4. Параметри погодних факторів протягом 1991–2020 рр.

In areas that have experienced fire or overgrazing, the average population density of voles is two or three times higher. After the cessation of the impact of hydrological, pyrogenic, or pascual factor, the population density of the social vole in different habitats becomes balanced.

The cyclicity of population abundance of the social vole is also determined by weather factors. After years of maximum annual precipitation (1997, 2004, 2010, and 2016), the relative abundance of *M. socialis* decreases sharply (Fig. 4). In addition, warm snowless winters, which have been observed for six consecutive years, lead to the concentration of predators and the availability of muroid rodents for both terrestrial carnivores and birds of prey due to the lack of stable snow cover [Selyunina & Moskalenko 2020]. In dry years, the abundance of social voles increases tenfold.

Conclusions

On the western border of the subspecies' geographic range in the Yahorlyk Kut Peninsula (Kherson Oblast, Ukraine), which is characterized by the presence of steppe habitats of nearly natural state, the social vole (*Microtus socialis*) has a significant population density.

The population density of *M. socialis* depends here on the microrelief, hydrological conditions, natural spring flooding, and annual weather conditions. The cyclicity in the population dynamics of the social vole in the Yahorlyk Kut Peninsula is 6–8 years.

Acknowledgements

The authors thank Yu. Moskalenko, senior researcher of the Black Sea Biosphere Reserve, and A. Lyashenko, conservation officer at 'Free Port' border, for their assistance in conducting field research. Monitoring studies were carried out according to the program 'Chronicle of Nature,' and on the scientific topic 'Identification of trends and forecasting the impact of climate change on biotic systems under long-term protection (on the example of natural complexes of the Black Sea Biosphere Reserve).'

References

- Gromov, I. M., M. A. Erbaeva. 1995. *Mammals of the fauna of Russia and adjacent territories. Lagomorphs and Rodents*. ZIN RAS, Saint-Petersburg, 1–522. [In Russian]
- Lavrenko, E. M. 1980. Steppe. In: *Vegetation of the European part of the USSR*. Leningrad, 203–272. [In Russian]
- Nitochko, M. I. 2012. The structure and dynamics of the population of carabids and darkling beetles (Coleoptera: Carabidae, Tenebrionidae) of the sandy steppe of the Black Sea Biosphere Reserve. In: *Ecosystems, their optimization and protection. Issue 7*. Simferopol. Tavrian National University, Simferopol, 62–73. [In Ukrainian]
- Selyunina, Z. V. Long-term monitoring of the dynamics of the number of murine rodents in the region of the Black Sea Biosphere Reserve. *Vestnik zoology*, No. 2: 23–30. [In Russian]
- Selyunina, Z., O. Umanets. 2006. Changes in natural complexes of the Northern Black Sea Coast under the influence of natu-

- ral and anthropogenic hydrological factors. In: Zagorodniuk, I. (ed.). *Fauna in Anthropogenic Environments*. Luhansk, 72–76. (Series: Proceedings of the Theriological School; Vol. 8). [In Ukrainian]
- Selyunina, Z. 2017. The system of long-term mammalian monitoring in the Black Sea Biosphere Reserve: census methods. *Novitates Theriologicae*, **10**: 110–120]. [In Ukrainian]
- Selyunina, Z., Yu. Moskalenko. 2020. Small mammals in the diet of the barn owl (*Tyto alba*) in the Black Sea Biosphere Reserve. *Novitates Theriologicae*, **11**: 72–76]. [In Ukrainian]
- [CrossRef](#)
- Umanets, O. Yu., Z. V. Selyunina, A. G. Rudenko, M. I. Nitochko. 2007. The Yahorlyk Peninsula as a promising area for nature conservation and the creation of a buffer zone of the Black Sea Biosphere Reserve. *Protected Steppes of Ukraine. Status and Prospects of Their Conservation*: Proc. Intern. Conf. (Askania-Nova). Armjansk, 93–96. [In Ukrainian]
- Umanets, O. Yu. 2009. Reserved succession of the halophytic wormwood-grass steppe of the Yahorlyk Peninsula (Kherson Oblast, Ukraine). *Steppes of Northern Eurasia. Proc. V International Symposium*. Orenburg, 678–681. [In Russian]



BAT IN THE FLAT — PEOPLE'S REACTION AND FURTHER ACTIONS (RESULTS OF A SOCIOLOGICAL SURVEY)

Igor Merzlikin 

Key words

bats, bat in the flat, animal conservation, environmental education

doi

<http://doi.org/10.15407/TU2216>

Article info

submitted 24.08.2021

revised 04.11.2021

accepted 13.12.2021

Language

Ukrainian, English summary

Affiliations

Sumy State Pedagogical University (Sumy, Ukraine); Mikhailivska Tsilyna Natural Reserve (Sumy, Ukraine)

Correspondence

Igor Merzlikin; Sumy State Pedagogical University; 87 Romenska Street, Sumy, 40000 Ukraine
e-mail: mirdaodzi@gmail.com
orcid: 0000-0001-8209-9144

Abstract

The salvation of some animal species, including of bats, depends not only on the adoption of laws on the protection of these species at a state level, but also on the attitude of the general public towards them at a household level. Faced with a bat, a person will act according to a certain stereotype, which has already been formed and which is associated with their perception of this animal. Therefore, we tried to find out what people do in a situation when a bat flies into their flat and what are their actions to remove this animal from the flat, as well as what emotions bats evoke in them. A total of 503 students of grades 5 to 10 in Sumy City and district centres of Sumy Oblast were interviewed. Of them, 16.9 % (85) responded that they witnessed cases of bats entering their flats. We provide data on the location and people's reactions. In 5.9% of cases (5), bats were found in the morning in the room where people slept and then they were released from the balcony. In 94.1 % of cases (80), the animals entered in the evening and were flying in the room. In 34.2 % (26) of cases the animals were allowed to fly independently and the windows were opened, while in most occasions (47.3 %, 36) they were guided out using various tools. At the same time, in 14.5 % cases (11) bats were killed or seriously injured either occasionally or intentionally. In addition, 9.2 % (7) were killed by domestic cats. In 5.3 % of all cases (4), bats died in the shelters. Three individuals (3.9 %) were captured and kept at home for a few days, after which they were released. That is, 27.2% (22 individuals) of the animals reliably died. Almost 60 % of the students think that for whatever reasons bats are capable of attacking humans, get entangled in their hair or bite them. There is a widespread lack of positive perception of bats among both schoolchildren and their parents. All this indicates the need for further popularization of bats among the general public and the search for new ways to convey information. Obviously, the emphasis should be placed not only on their «usefulness», but also on their attractiveness, defencelessness, and vulnerability. This would change the attitude towards these animals in the mass consciousness and thus give them an additional chance to survive.

Cite as

Merzlikin, I. 2021. Bat in the flat — people's reaction and further actions (results of a sociological survey). *Theriologia Ukrainica*, 22: 151–156. [In English]

Кажан у квартирі — реакція на нього людей і подальші дії (результати соціологічного опитування)

Ігор Мерзлікін

Резюме. Порятунок деяких видів тварин, у тому числі і рукокрилих залежить не тільки від прийняття законів з охорони цих видів на рівні держави, а й від ставлення до них широких верств населення на побутовому рівні. Стикнувшись із кажаном людина буде діяти за певним стереотипом, який вже сформувався і пов'язаний з його сприйняттям цієї тварини. Тому ми зробили спробу з'ясувати, що роблять люди в ситуації, коли до їх квартири залетів кажан і що вони діють, щоб видалити цю тварину з квартири, а також які емоції викликають у них кажани. Опитано 503 учні 5–10 класів шкіл м. Суми та районних центрів Сумської області: 16,9 % (85) з них відповіли, що були випадки, коли в їхнє житло залетали кажани. Наведено дані щодо місць виявлення та реакцій на них у людей. У 5,9 % випадків (5 разів) їх знаходили вранці в кімнаті, де вони спали і тоді ж випускали з балкону. У 94,1 % випадків (80 разів) тварини залетали ввечері та літали по кімнаті; у 34,2 % (26 ос.) випадків звіркам дозволили вилетіти самостійно, розкривши вікна, а 47,3 % (36 ос.) кажанів були вигнані за допомогою різних предметів. При цьому випадково або спеціально було вбито або серйозно скалічено 14,5 % (11 ос.) звірків. Крім того, 9,2 % (7 ос.) кажанів було вбито домашніми кішками, а 5,3 % (4 ос.) тварин загинули в сховищах, 3,9 % (3 ос.) тварин зловили і утримували кілька днів, після чого звільнили. Тобто достовірно загинули 27,2 % (22 ос.) звірків. Майже 60 % учнів вважають, що кажани з тих чи інших причин можуть нападати, заплутуватися у волосся і кусати людину. Як серед школярів, так і їхніх батьків поширене недостатньо позитивне сприйняття кажанів. Все це свідчить про необхідність подальшої популяризації кажанів серед широких верств населення і пошуків нових шляхів щодо донесення інформації. Вочевидь акцент потрібно робити не тільки на їхній «корисності», скільки на їхній привабливості, беззахисності і вразливості. Це дозволить змінити ставлення до цих тваринок у масовій свідомості і, таким чином, дати їм додатковий шанс вижити.

Ключові слова: рукокрилі, кажан у квартирі, захист тварин, екологічна освіта

Вступ

В останнє сторіччя з ростом і розвитком міст суттєво збільшилися площі, які зайняті різноманітними будівлями. Природньо, що ссавці, що мешкали тут були змушені пристосовуватися або ж покинути ці території. Кажани при всій їх вразливості, і в видовому, і в чисельному складі тим не менш мають значну долю в урбаністичній теріофауні [Zagorodniuk 2018]. Окрім видів-дендрофілів, які населяють парки і зелені зони урболандшафтів, значну їх долю складають види, що постійно або тимчасово мешкають серед різноманітних будівель людини. Це і типові синантропи, і види, які використовують будівлі під час сезонних міграцій. У місті існують досить багато прихистків, постійних і тимчасових сховищ у вигляді штучних печер, підвалів, горищ, тріщин і порожнин у стінах та інших укриттів. Суттєвою перевагою кажанів є те, що вони можуть жити в самому місті, а годуватися літають за його межі.

Тяжіння цих звірків до будівель людини збільшує можливість контактів із людиною і домашніми тваринами, у тому числі з котами. В жилі приміщення вони потрапляють по різних причинах: це і молоді недосвідчені особини, які захопилися погонею за комахами, це обстеження простору, і проникнення під час сезонних міграцій. І ось у цій ситуації людина і стає суттєвим чинником їхнього виживання.

Порятунок деяких видів тварин залежить не тільки від прийняття законів з охорони цих видів на рівні держави, а й від ставлення до них широких верств населення на побутовому рівні. Це дуже актуально і для кажанів, оскільки люди часто зустрічаються і контактують з ними, особливо з синантропними видами.

У повсякденному житті доволі звичайна ситуація, коли кажан залітає в квартиру. Відомі нам факти свідчать про те, що для багатьох людей це повна несподіванка та серйозне випро-

бування для їх нервів та кмітливості. І це при тому, що рекомендації щодо поводження з кажанами, що залетіли в квартиру, можна легко знайти в інтернеті на численних вебсайтах¹. Крім того, у ряді міст України працюють волонтери та контакт-центри [Tyshchenko & Negoda 2001; Golenko 2010; Godlevska 2012, 2015; Prilutskaya & Vlaschenko 2013].

З іншого боку, малоімовірно, що людина, яка відчуває стрес від кажана, що залетів у квартиру, залишить його літати по кімнаті, а сама сяде за комп'ютер і шукатиме підказку, що їй робити. Вона буде діяти за певним стереотипом, який вже сформувався і пов'язаний з його сприйняттям цієї тварини [Varzareva 2010; Sevillano & Fiske 2019]. Тому ми зробили спробу з'ясувати, що роблять люди в цій ситуації, і що вони діють, щоб позбутися кажанів з квартири, а також які емоції викликають у них кажани.

Матеріали і методи

У період 2015–2021 рр. автором під час проведення літніх екологічних таборів для школярів та студентів біолого-географічного факультету Сумського державного педагогічного університету під час проходження педагогічної практики у школах м. Суми та Сумської обл. проводили анкетування учнів. Всього опитано 503 учні 5–10 класів середніх шкіл м. Суми та районних центрів Сумської області.

Серед питань були такі: у яких по висоті будинках розташовувалися квартири респондентів і на якому поверсі, та які дії робилися по відношенню до кажанів, що влетіли в житло. З'ясовувалося також, які почуття відчують учні до кажанів та їхні батьки.

Результати і обговорення

З 503 опитаних учнів 16,9 % (85) відповіли, що за останні роки були випадки, коли в їхнє житло потрапляли кажани. Найчастіше кажани проникали до кімнат, розташованих у п'ятиповерхових — 41,2 %, рідше — у 12-поверхових (23,5 %), у 9-поверхових (20,0 %) та одноповерхових (15,3 %) будинках (рис. 1). Квартири, в які залітали звірята, найчастіше розташовувалися на III та II поверхах (26,0 та 20,0 %), рідше на IV (16,4 %) та на I поверсі (14,1 %) і ще рідше — на V–VII поверхах (10,5; 7,1 та 5,9 %) (рис. 2).

У 94,1 % випадків (80 разів) звірята залітали ввечері і продовжували літати по кімнаті, а у 5,9 % випадків (5 разів) їх знаходили вранці у кімнаті за шафою (3 рази), на шторі (1 раз), за диваном (1 раз), де вони спали (рис. 3).

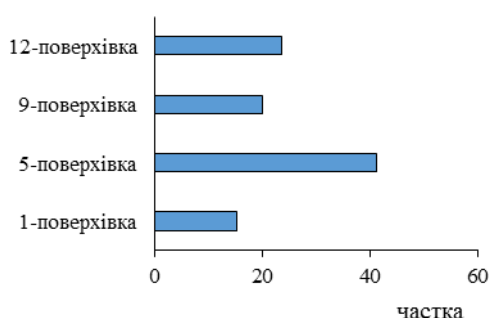


Рис. 1. Потрапляння кажанів у квартири в залежності від кількості поверхів будівлі.

Fig. 1. Bat flights into flats depending on the number of floors in the building.

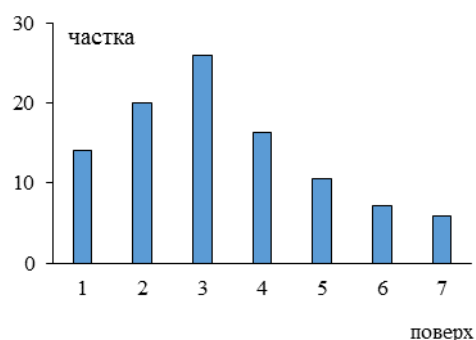


Рис. 2. Потрапляння кажанів у квартири в залежності від поверху будівлі.

Fig. 2. Bat flights into flats depending on the floor of the building.

¹ «Як позбутися кажанів? Що робити, якщо летючі миші завелися в будинку?» (<https://bit.ly/3wNGqMu>), «Якщо у приміщення залетів кажан?» на порталі «Зелене Закарпаття» (<https://bit.ly/31SzHW2>), «Що робити, якщо у приміщення залетів кажан?» на вебсайті УЦОК (<https://bit.ly/3ccvCxM>), «Ви знайшли кажан, що робити?» на вебсайті «Летючі миші Харкова та Харківської області» (<https://bit.ly/3Cg0Sa0>).



Рис. 3. Кажани, які залетіли у квартири: *a* — кажан *Pipistrellus lepidus* (нетопир білосмугий), виявлений 11.04.2021 р. в м. Путивль; *b* — кажан *Eptesicus serotinus* (кажан пізній), виявлений 15.03.2015 в м. Суми; *c* — кажан того ж виду, вбитий у кімнаті під час спроби вигнати його 31.03.2019 в м. Суми.

Fig. 3. Bats that flew into flats: *a* — a bat *Pipistrellus lepidus* (Eastern Kuhl's Pipistrelle) found on 11.04.2021 in Putyvl; *b* — a bat *ptesicus serotinus* (Serotine bat) found on 15.03.2015 in Sumy; *c* — a bat of the same species killed in a room while trying to guide it out in Sumy on 31.03.2019.

В останньому випадку сплячих звірят викинули або випустили з балкона. Як це відбувалося, учні не повідомили, за винятком одного разу — звірка, що сидів, накрили зверху рушником або ганчіркою і відразу ж (тобто вранці) викинули з балкона. Очевидно, що з іншими тваринами вчинили так само.

В чотирьох випадках (4 особи) учні не пам'ятали, що трапилося з кажанами, що залетіли ввечері. Проаналізуємо ситуацію з 76 звірками, які продовжували літати по квартирі ввечері.

Оптимальним виходом з цієї ситуації (як для людей, так і для кажанів) було відкривання вікон, і тварини самі знаходили вихід із кімнати. Так було вирішено проблему з 34,2 % (26 ос.) звірків. Однак більшість людей намагалися прискорити процес звільнення приміщення від непроханих гостей і приймалися виганяти звірків за допомогою швабри, віника, рушника, ганчірки, вибиванки для килимів тощо. При цьому тварини могли отримати та отримували травми. Таким чином була зроблена спроба видворити 47,3 % (36 ос.) кажанів. При цьому частину з них люди збивали на льоту. Деякі учні говорили, що тварини були ще живими, коли їх викидали з балкону. Отже, випадково або спеціально було вбито або покалічено 14,5 % (11 ос.) звірків під час їх ловлення або вигнання з приміщення.

У цій ситуації звільнення кажанів ускладнювалося наявністю в квартирах котів, деякі з яких тут же брали участь у полюванні на них, і ще 9,2 % (7 ос.) звірків були впіймані і вбиті цими хижаками. У чотирьох випадках (5,3 %, 4 ос.) рукокрилі, що залетіли, забивалися за шафу (3 ос.) і за диван (1 ос.) і не могли самостійно вибратися звідти, Люди так само не могли до них дістатися, і звірята гинули там.

У трьох родинах звірків спіймали (3,9 %, 3 ос.), кілька днів тримали в коробці, а потім випустили (через який час не вказується і в який період доби також). В одній із цих родин спійманого звірка навіть намагалися годувати, проте учень не пам'ятав, чим саме.

Таким чином, із 81 звірка, чия доля була відома, тільки 31 (38,3 %) особина виявилася на волі непошкодженою. А якщо виключити з цього числа 5 особин, які були знайдені нерухомими (сплячими), то з тварин, що активно літали, уникли контакту з руками людини та/або з «знарядями вигнання» лише 26 звірків (34,2 %), яким дозволили вилетіти самим. Достовірно загинули 27,2 % (22 ос.) звірків (табл. 1). Доля решти тварин залишилася невідомою.

За словами учнів, як мінімум, половина дорослих негативно реагувала на факт потрапляння в їхню квартиру «летючих мишей», приблизно 30 % сприйняли це спокійно, інші учні не змогли відповісти на це питання. Причому 8 (9,4 %) батьків (1 батько та 7 матерів) відчували гостре неприйняття цих звірків, аж до паніки. Деякі навіть вибігали з кімнати і просили сусідів позбавити їх цих непроханих гостей. Тому не дивно, що майже 60 % учнів вважають, що кажани з тих чи інших причин можуть нападати на людей, заплутуватися у волоссі та кусати людину. Учні, які не вірили в такі твердження і такі, яким було важко відповісти на це питання, знаходилися приблизно в рівних кількостях (по 20 %).

Таблиця 1. Подальша доля кажанів, які залетіли в квартири

Table 1. The fate of bats that flew into the apartment

Статус	Опис ситуації	Кількість	Разом
Вижили	Улетіли самі	26	59
	Спіймали і випустили (частину через кілька днів)	8	
	Вигнали (можливо із пошкодженнями)	25	
Загинули	Вбили люди	11	22
	Вбили коти	7	
	Загинули у сховищах	4	

У той самий час на питання, яке почуття викликають у них кажани, більшість (55 %) учнів відповіли, що позитивне, 35 % — нейтральне і лише 10 % учнів заявили, що негативне. Можливо, у цьому випадку частина школярів хотіла «догодити» інтерв'юерам та/або показати свою «хорошість» і толерантність та видавала бажане за дійсне.

Викладені результати свідчать про те, що, судячи зі слів школярів, їхні батьки та родичі мають низький рівень знань, необхідних для маніпуляції з рукокрилими, що залетіли в їхнє житло, а більшість учнів перебувають у полоні стереотипів і забобонів, пов'язаних з цими тваринами. Незважаючи на велику кількість передач на зоологічну тематику, популярність кажанів та їх «естетичність» у населення досить низька. Таким чином через негативне ставлення до цих тварин більшості людей деякі заходи щодо їх охорони, що проводяться на державному рівні, можуть бути не ефективними.

З розмов з учнями також з'ясувалося, що більшість із них у разі проникнення кажана в їхню квартиру керувалися б метою позбавити себе від цього небажаного сусідства, а не допомогти переляканій тварині опинитися на волі. А ось при потрапленні птахів (горобець, синиця, ластівка) в їхнє житло, вони б прагнули допомогти саме птаху вибратися з цієї пастки. Все це свідчить про більш позитивне сприйняття птахів, ніж кажанів, у тому числі і в естетичному плані. Відомо, що саме естетика є важливим визначальним фактором у сприйнятті певних видів і, що значимість негативістського ставлення до них може зменшуватися [Knight 2008; Collado *et al.* 2021]. Саме краса тварини, яку ми сприймаємо, грає головну роль у наданні тому чи іншому виду «морального статусу» незалежно від його розумових якостей, поведінки або шкідливості [Gunnthorsdottir 2001; Stokes 2007; Klebl *et al.* 2021]. Збереження кажанів багато в чому залежить від зміни людської поведінки [Kingston 2016].

Тому, розповідаючи про кажанів, особливо дітям, вочевидь потрібно робити акцент не тільки і не стільки на їхній «корисності», скільки на їхній привабливості: на їх маленьких розмірах, милій мордочці, очах-«бусинках», на їхній вразливості, зворушливості та беззахисності. Це дозволить змінити ставлення до цих тварин у масовій свідомості і, таким чином, дати їм додатковий шанс вижити. Можливо, це вплине також на бажання допомогти цим звіркам, і надалі залучить додаткових волонтерів до центрів реабілітації кажанів, кількість яких у нашій країні мізерно мала. Для порівняння вкажемо, що в Австралії тільки в штаті Новий Південний Уельс існує 31 ліцензований реабілітаційний центр із загальною кількістю співробітників близько 3000 осіб, а в штаті Вікторії — 244 центри [Tribe & Brown 2000].

Висновки

Як серед школярів, так і їхніх батьків поширене недостатньо позитивне сприйняття кажанів. Багато дорослих не володіють навичками маніпуляції з кажанами, які залетіли в їх квартиру, в результаті чого загинуло 27,2 % звірків. Все це свідчить про необхідність подальшої популяризації кажанів і пошуків нових шляхів щодо донесення інформації.

Подяки

Автор висловлює щирі подяки всім студентам, які брали участь у цьому опитуванні та І. Загороднюку за вичитування тексту, цінні зауваження та поради.

References

- Collado, S., R. Rodriguez-Rey, M. A. Sorrel. 2021. Does beauty matter? The effect of perceived attractiveness on children's moral judgments of harmful actions against animals. *Environment and Behavior*. May 18: 1–29.
- Godlevska, L. V. 2012. Results of the work of the bat contact-centre (Ukraine). *Scientific Notes of Taurida V. I. Vernadsky National University. Series: Biology, chemistry*, 25 (64, No 4): 12–20. [CrossRef](#)
- Godlevska, L. 2015. Results of the Work of the Kyiv Bat Contact-Centre in 2012–2015. *Proceedings of the Theriological School*, 13: 11–19. [In Ukrainian]
- Golenko, A. 2010. The work of the Centre for bat rehabilitation in Kyiv Zoo in 1999–2010. *Proceedings of the Theriological School*, 10: 175–178. [In Ukrainian] [CrossRef](#)
- Gunnthorsdottir, A. 2001. Physical attractiveness of an animal species as a decision factor for its preservation. *Anthrozoös*, 14: 204–215. [CrossRef](#)
- Kingston, T. 2016. Cute, creepy, or crispy — how values, attitudes, and norms shape human behavior toward bats. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, 571–595. [CrossRef](#)
- Klebl, C., Y. Luo, N. P.-J. Tan, J. T. Ping, E. B. Bastian. 2021. Beauty of the Beast: Beauty as an important dimension in the moral standing of animals. *Journal of Environmental Psychology*, 75: 101624. [CrossRef](#)
- Knight, A. J. 2008. «Bats, snakes and spiders, Oh my!» How aesthetic and negativistic attitudes, and other concepts predict support for species protection. *Journal of Environmental Psychology*, 28 (1): 94–103. [CrossRef](#)
- Prilutskaya, A. S., A. S. Vlaschenko. 2013. Materials on the distribution of bats based on the results of the work of the contact center in Kharkov. *Biological Systems*, 5 (4): 532–537. [In Russian]
- Rebrov, S. V. 2014. Research and protection of bats in the Luhansk region: (results of the work of the regional center of the UTSOK). *Scientific Search for Young Researchers*. Luhansk, No. 5: 146–151. [In Ukrainian]
- Sevillano, V., S. T. Fiske. 2019. Stereotypes, emotions, and behaviors associated with animals: A causal test of the stereotype content model and BIAS map. *Group Processes & Intergroup Relations*, 22 (6): 879–900. [CrossRef](#)
- Stokes, D. L. 2007. Things we like: human preferences among similar organisms and implications for conservation. *Human Ecology*, 35: 361–369. [CrossRef](#)
- Tribe, A., P. R. Brown. 2000. The role of wildlife rescue groups in the care and rehabilitation of Australian fauna. *Human Dimensions of Wildlife*, 5 (2): 69–85. [CrossRef](#)
- Tyshchenko, V., V. Negoda. 2001. Activities of the bat rehabilitation center at the Kyiv Zoo. *Current issues of study and conservation of biological diversity* (Proceedings of the student conference). International Solomon Univ., Kyiv, 37–39. [In Ukrainian]
- Varzareva, V. G. 2010. Attitudes towards bats of various social groups. *Plecotus et al.*, 13: 99–103. [In Russian]
- Zagorodniuk, I. 2018. A game against natural selection? Hibernation of migratory bat species in their summering range in Eastern Ukraine. *Theriologia Ukrainica*, 16: 111–119. [CrossRef](#)