

ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ
НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

БАБКА РОМАНА ВІКТОРОВИЧА

УДК 593.17:574.58

ДИСЕРТАЦІЯ
УГРУПОВАННЯ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ
(CHROMISTA, CILIOPHORA) КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ

03.00.17 – гідробіологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук.
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.



Р.В. Бабко.

Науковий консультант: Афанасьєв Сергій Олександрович, член-кореспондент,
доктор біологічних наук, професор

Київ – 2019

АНОТАЦІЯ

Бабко Р.В. Угрупування вільноживучих війчастих найпростіших (Chromista, Ciliophora) континентальних водойм. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук за спеціальністю 03.00.17 «гідробіологія». – Інститут гідробіології НАН України, Київ, 2019.

Дисертаційна робота присвячена вивченню екології вільноживучих війчастих найпростіших (Chromista, Ciliophora) та структурній організації їх угруповань в умовах прісноводних континентальних водойм України. Робота виконувалась на базі Інституту гідробіології НАН України, Інституту зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, Ягеллонського університету (Краків, Польща), Інституту систематики та еволюції тварин ПАН (Краків, Польща) та Люблінського політехнічного університету (Люблін, Польща). Протягом кількох десятиріч, починаючи з 1993 р., різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших вивчали у водоймах п'яти річкових басейнів України: Дніпра, Південного Бугу, Дністра, Сіверського Дінця і річок Приазов'я.

Уперше наводиться інформація про видовий склад і поширення інфузорій у водоймах з басейнів Південного Бугу і річок Приазов'я та різнотипних заплавлених водойм басейну Дніпра. Стаціонарними дослідженнями були охоплені різні типи оселищ у річках Псел і Ворскла та в системі їх супутніх водойм.

За результатами власних досліджень у континентальних водоймах зареєстровано 567 видів вільноживучих війчастих найпростіших. Уперше для фауни України вказано 71 вид з 56 родів, 44 родин і 9 класів наведені. Описано новий для науки вид *Urotricha halteriiiformis*.

Узагальнено інформацію щодо вивченості і поширення вільноживучих війчастих найпростіших у континентальних водоймах основних річкових басейнів України, починаючи з кінця XIX сторіччя. Узагальнений, інвентаризований і узгоджений з сучасною систематикою (Lynn, 2008) список

видів вільноживучих війчастих найпростіших з водойм України налічує 1192 види, що належать до 303 родів, 128 родин і 38 рядів з 11 класів типу Ciliophora. У водоймах на території України виявлено близько 80% видів світової фауни прісноводних вільноживучих війчастих найпростіших, яка на сьогодні налічує близько 1500 морфовидів.

Найбільшу кількість видів інфузорій виявлено у басейні Дніпра – 971. Від 250 до 400 видів зареєстровано у басейнах Дністра, Сіверського Дінця та Дунаю. Найменша кількість видів відома з басейну річок Приазов'я – 62 види. У водоймах Причорномор'я, Криму і басейну Південного Бугу виявлено відповідно 109, 127, 133 види. Показано, що найбільшою подібністю за індексом Серенсена характеризувалися басейни річок Дністра і Дунаю – 56%, Дніпра і Дунаю 47%, Дністра і Сіверського Дінця – 44%. Найменшу подібність відмічено між фауною інфузорій Дніпра і Південного Бугу (21%) та Дніпра і водойм Криму (18%).

У роботі представлено різноманіття і характеристику таксономічного складу вільноживучих війчастих найпростіших у континентальних водоймах різного типу, а також в активному мулі. Найбільше різноманіття видів інфузорій виявлено у річках – 592 види, дещо менше – у водосховищах (525 видів), озерах (417), лиманах (310), ставках (257) і струмках (114). Менше 100 видів відмічено в солонуватих озерах, водоймах-охолоджувачах і копанках – 84 види, 47 і 27 видів відповідно. В активному мулі зареєстровано 73 види вільноживучих війчастих найпростіших. Подібність між різними типами водойм за індексом Серенсена варіювала від 31% до 61%. Найвищою подібністю характеризувались річки і озера (61%). Очікуваною була висока подібність між річками і водосховищами (56%), між річками і ставками (50%) та між болотами і ставками (53%). Отримані результати свідчать про специфічність та індивідуальність фауни інфузорій у різнотипних водоймах. Це підтверджує тезу про важливість збереження різнотипних заплавної водойми і малих річок як рефугіумів, які забезпечують загальне аутентичне різноманіття гідробіонтів.

Встановлено когерентність населення вільноживучих війчастих найпростіших, яка полягає у його структурній, просторовій і функціональній корелятивності і взаємозалежності його елементів – угруповань та ценоекоморф. Доведено ефект когерентності біотопів як властивості гідроекосистем, яка полягає у тому, що дві або більше ценоекоморф можуть отримувати життєвий простір і ресурси у межах одного біотопу, в разі їх узгодженості з реалізованими в біотопі кисневими градієнтами.

Запропоновано концепцію *«біотопічного парадоксу найпростіших»*, згідно з якою у гіперпросторі водойм специфічні *ценотичні об'єднання* вільноживучих війчастих найпростіших формуються відповідно до скалярних полів фізичних і хімічних факторів і не детерміновані фізичними параметрами біотопів. Прикладами таких полів є температура, вміст кисню і т.п.

Запропоновано *методологію* виділення ценотичних структур вільноживучих війчастих найпростіших на основі поширення їх популяцій у градієнті кисню, як головного лімітуючого фактора.

Запропоновано універсальну одиницю виміру щільності популяцій інфузорій, яка дозволяє коректно розрахувати і порівнювати структурні та енергетичні показники угруповань найпростіших у кожному з біотопів і водоймі в цілому.

За результатами аналізу щільності популяцій вільноживучих війчастих найпростіших виділились чотири групи, що відрізнялись за потребою у молекулярному кисні або за реакцією уникання умов з розчиненим киснем. Охарактеризовано видову структуру чотирьох груп війчастих найпростіших, що виокремились в певних інтервалах значень кисневого скалярного поля (локаціях).

На основі преферентного розподілу популяцій інфузорій у градієнті кисню виділили два інтегровані структурно ценотичні об'єднання, що функціонують на різних біохімічних платформах, – аеробне і анаеробне угруповання. Групи, що характеризують вузлову структуру угруповання,

демонструючи його адаптивні можливості у гіперпросторі водойми, розглядали як ценоекоморфи.

Проаналізовано головні відмінності аеробного і анаеробного угруповань за типом і рівнем метаболічних процесів, видовою, біхевіоральною і трофічною структурами. Виділено 154 види-преференти двох угруповань і їх ценоекоморф та встановлені діапазони їх толерантності в кисневому градієнті.

Показано, що *анаеробне угруповання* представлене однією ценоекоморфою – аноксифільною. До складу анаеробного угруповання увійшли представники 6 класів: Armophorea (18 видів), Plagiopylea (9), Prostomatea (2), Litostomatea (1 вид), Nassophorea (1) і Oligohymenophorea (1). Виділено 32 види-преференти цієї ценоекоморфи.

До складу преферентів *аеробного угруповання* увійшли 122 види війчастих найпростіших з 7 класів: Oligohymenophorea (48 видів), Spirotrichea (21), Litostomatea (20), Prostomatea (15), Heterotrichea (9), Karyorelictea (5), Phyllopharyngea (4). За преференціями до вмісту кисню аеробне угруповання розділилось три ценоекоморфи – мікрооксифільну, оксифільну і евриоксифільну. Мікрооксифільна ценоекоморфа представлена 66 видами-преферентами, оксифільна – 33 види, а евриоксифільна – 23.

Представники двох угруповань найпростіших еволюціонували у різних умовах конкурентного напруження, що виразно відбилось на різноманітті їхніх екоморф і життєвих форм. Усе різноманіття форм найпростіших традиційно об'єднують у три біхевіоральні групи (*екоморфи*) – сидячу, повзаючу і плаваючу. Показано, що кожна з екоморф в різних інтервалах вмісту кисню має специфічні адаптації на рівні життєвих форм.

Аеробне угруповання представлено п'ятьма трофічними групами: хижакі, омніфаги, бактеріофаги, альгофаги і детритофаги, тоді як у трофічній структурі анаеробного угруповання – лише дві групи: бактеріофаги, які складають переважну більшість, і хижакі.

У дисертаційній роботі детально розглянуто питання сезонних змін чисельності, біомаси і деструктивної активності війчастих найпростіших у

залежності від основних абіотичних факторів – температури, вмісту кисню, вмісту органічних речовин.

Запропоновано алгоритм розрахунку *деструкційної активності* представників анаеробного угруповання, з урахуванням особливостей їх метаболізму. Це дозволяє оцінити вклад аноксифільних еукаріот (представлених переважно анаеробними вільноживучими війчастими найпростішими) у загальну деструкцію у водоймі. Показано, що інтенсивність деструкційної активності вільноживучих війчастих найпростіших є залежною від вмісту кисню у водному середовищі.

Уявлення про локалізацію кожної з ценоекоморф у гіперпросторі гідроекосистеми та їх деструкційні потенціали дають можливість аналізувати і моделювати внутрішньоводоймні процеси та розробляти заходи, спрямовані на їх регулювання. Розраховано інтегральні показники інтенсивності процесу деструкції, що реалізуються в масштабі водойми різними ценоекоморфами.

У континентальних водоймах різного типу структура населення вільноживучих війчастих найпростіших визначається кисневим (∇O_2) і температурним (∇T) градієнтами, які залежать від гідрохімічних умов, морфометричних і гідрологічних характеристик водойми.

Показано, що сезонні зміни торкаються не тільки структури угруповань вільноживучих війчастих найпростіших, і їх локалізації у гіперпросторі водойми. Так, наприклад, у зимовий період майже весь гіпероб'єм водойм може займати лише аноксифільна ценоекоморфа. Найбільший рівень структурованості населення інфузорій спостерігається наприкінці літа і на початку осені, коли життєві простори усіх ценоекоморф, локалізованих у найбільш сприятливих для них умовах, мають мінімальне перекривання.

Проаналізовано зміни структури населення вільноживучих війчастих найпростіших в гідроекосистемах з різним рівнем трофності. Зростання рівня органічного забруднення призводить до спрощення структури населення найпростіших. Показано, що з підвищенням трофності водойми з структури угруповань на першому етапі зникає оксифільна ценоекоморфа, у подальшому

– евриоксифільна, а при критичному навантаженні виявляються тільки представники мікрооксифільної ценоекоморфи.

Таким чином, ценотична структура населення може використовуватися як індикатор якості середовища у різнотипних водоймах. На цих засадах запропоновано *метод ценоіндикації* стану водних екосистем, який дозволяє здійснювати експрес-тестування якості водного середовища на підставі просторової локалізації та кількості присутніх у водоймі ценоекоморф.

Ключові слова: вільчасті найпростіші, інфузорії, угруповання, ценоекоморфа, життєва форма, біотопічний парадокс, бенталь, пелагіаль, перифіталь, анаероби, деструкція.

ANNOTATION

Babko R.V. Communities of free-living ciliated protozoa (Chromista, Ciliophora) of continental waters. – Qualification scientific work with the manuscript copyright.

Thesis for the Degree of Doctor of biological science by speciality 03.00.17 “Hydrobiology”. – Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2019.

The thesis is devoted to studying the ecology of free-living ciliated protozoa (Chromista, Ciliophora) and the structural organization of their communities in the conditions of the continental freshwater bodies of Ukraine. The work was carried out in the Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, the Schmalhausen Institute of Zoology of the NAS of Ukraine, Jagiellonian University (Krakow, Poland), Institute of Taxonomy and Animal Evolution of the Poland Academy of Sciences (Cracow, Poland) and Lublin Polytechnic University (Lublin, Poland). For several decades, since 1993, the diversity of free-living ciliated protozoa studied in the reservoirs of five river basins in Ukraine: the Dnieper, Southern Bug, Dniester, Seversky Donets and the rivers of the Azov region. For the first time, information is given on the species composition and distribution of infusoria in reservoirs from the basins of the Southern Bug and the Azov region rivers and various types of reservoirs

in floodplain of the Dnipro basin. Stationary studies covered different types of habitats in the rivers Psel and Vorskla and in the system of their associated water bodies.

According to our own studies of the fauna of ciliated protozoa in continental Ukraine, 567 species from 11 classes were registered. Among them 71 species from 56 genera, 44 families and 9 classes were given for the fauna of Ukraine for the first time. New for the science species described of *Urotricha halteriiformis*.

The data on the level of knowledge and distribution of ciliated protozoa in the main river basins of Ukraine starting from the end of the nineteenth century have been analyzed. A generalized, inventoried and consistent with modern taxonomy (Lynn, 2008) list of species of free-living ciliated protozoa from reservoirs in Ukraine consists of 1192 species belonging to 303 genera, 128 families and 38 orders from 11 classes. About 80% of the world's fauna of freshwater free-living ciliated protozoa — which today comprises of about 1500 morphospecies — are found in reservoirs in Ukraine.

The largest number of infuzoria species was found in the Dnipro basin – 971. From 250 to 400 species are registered in the basins of the Dniester, Seversky Donets and the Danube. The smallest number of species is known from the basin of the Azov sea – 62 species. In the reservoirs of the Black Sea, Crimea and the Basin of the Southern Bug, respectively, 109, 127, 133 species were identified. It was shown that the largest similarity by the Serensen index the basins of the Dniester and Danube rivers were characterized – 56%, the Dnieper and the Danube – 47%, Dniester and Siversky Donets – 44%. The smallest similarity was noted between the fauna of the infusoria of the Dnipro and the Southern Bug (21%), and the Dnipro and the reservoirs of the Crimea (18%).

The diversity and characterization of taxonomic composition of free-living ciliated protozoa in continental reservoirs of different types, as well as in an activated sludge are presented. The largest diversity of infuzoria species is found in the rivers – 592 species, somewhat lower diversity level – in reservoirs (525 species), lakes (417), estuaries (310), ponds (257) and streams (114). Less than 100 species are

noted in salty lakes, whereas in water bodies-coolers and small digged ponds – 84 species, 47 and 27 species, respectively. In the activated sludge, 73 species of free-living ciliated protozoa were registered. The similarity between different types of reservoirs according to the Serensen index varied from 31% to 61%. The highest similarity was observed between rivers and lakes (61%). Expected was a high similarity between rivers and reservoirs (56%), between rivers and ponds (50%) and between swamps and ponds (53%). The obtained results testify to the specificity and individuality of the fauna of infusoria in various types of reservoirs. This confirms the thesis of the importance of preserving various types of floodplain waterbodies and small rivers as refugia, providing an authentic diversity of hydrobionts.

The coherence of the population of free-living ciliated protozoa, which consists in its structural, spatial and functional correlativeness and interdependence of its elements – groups and coenoecomorphs, is established. The effect of coherence of biotopes as an attribute of hydroecosystems is proved, which consists in the fact that two or more coenoecomorphs can use living space and resources within a single biotope if they are consistent with oxygen gradients realized in a biotope.

The concept of a biotopic paradox is proposed, according to which the protozoa do not depend on the system of spatial coordinates of a biotope, but instead, specific coenotic associations are formed in the physical space of biotopes in accordance with the scalar fields of physical and chemical factors. Examples of such fields are temperature, oxygen content, etc.

A methodology has been proposed for identifying coenotic structures of free-living ciliated protozoa, based on the distribution of their populations in gradients of factors on a reservoir scale.

Universal unit of measurement has been proposed that allows one to correctly calculate and compare the structural and energy indices of the protozoan communities in each of the biotopes and the water body as a whole.

According to the results of the analysis of the density of populations of free-living ciliated protozoa, there were four groups that differ in molecular oxygen demand or by the reaction of avoiding conditions with high levels of dissolved

oxygen. The species structure of the four groups of the ciliated protozoa, associated with certain intervals of the values of the dissolved oxygen scalar field is described.

Two the most integrated structurally and acting on different biochemical platforms coenotic associations, – aerobic and anaerobic communities – have been identified. Groups that characterize the node structure of the community, showing its adaptive capabilities in the hyper-space of the reservoir, were considered as coenoecomorphs.

The main differences between the aerobic and anaerobic communities and their coenoecomorphs were shown, based on the type and level of metabolic processes, species, behavioral and trophic structures. 154 species of two groups and their coenoemorphs are distinguished; ranges of their tolerance in the oxygen gradient are established.

The anaerobic community is represented by one – anoxyphilic coenoecomorph. The members of the anaerobic community included representatives of six classes: Armophorea (18 species), Plagiopylea (9), Prostomatea (2), Litostomatea (one species), Nassophorea (1) and Oligohymenophorea (1). 32 species of this coenoecomorph have been distinguished.

The composition of the aerobic community includes 122 species of ciliated protozoa of seven classes: Oligohymenophorea (48 species), Spirotrichea (21), Litostomatea (20), Prostomatea (15), Heterotrichea (9), Karyorelictea (5), Phyllopharyngea (4). The coenotic structure of the aerobic community is represented by three coenoecomorphs – oxyphilic, microoxyphilic, and euryoxyphilic. The microoxyphylic cenoecomorph is represented by 66 species, oxyphilic – by 33 species, and euryoxifilic – by 23.

Representatives of the two protozoan communities evolved in different conditions of competitive tension, which clearly reflected on the diversity of their ecomorphs and life forms. All the diversity of the forms of the protozoa is traditionally divided into three behavioral groups (ecomorphs) – sessile, crawling and swimming. It is shown that each of the ecomorphs at different intervals of oxygen content has specific adaptations at the level of life forms.

Aerobic community are represented by five trophic groups: predators, omniphages, bacteriophages, algophages and detritophages, whereas in the trophic structure of anaerobic community by two groups only: the bacteriophages that make up the vast majority and predators.

The issues of seasonal changes in abundance, biomass and destruction activity of ciliated protozoa are discussed in detail in the context of the spatial redistribution of their cenotic structures, depending on the main abiotic factors – temperature, oxygen content, organic matter content.

An algorithm was proposed for calculating the intensity of destruction, which is performed by species with an anaerobic type of metabolism, which made it possible to estimate the contribution of anaerobic species to the total destruction in a body of water. It is shown that the intensity of the destruction of organic matter by free-living ciliated protozoa is dependent on the oxygen content in the aquatic environment.

The conception of the localization of each of the coenoecomorphs in the hyperspace of the hydroecosystem and their destructive potentials make it possible to analyze and model the processes in body of water and to develop measures aimed at their regulation. The integral indexes of the intensity of the destruction processes, realized on the scale of the reservoir by different coenocomorphs, are calculated.

In continental reservoirs of different types, the structure of the population of free-living ciliated protozoa is determined by the oxygen (∇O_2) and temperature (∇T) gradients, which depend on the hydrochemical conditions, morphometric and hydrological characteristics of the reservoir. It is shown that seasonal changes affect not only the structure of communities of free-living ciliated protozoa, but also their localization in hyperspace of reservoirs. So, for example, in winter, almost all hyperspace of the water body can be occupied by anoxyphilic coenoecomorph only. The highest level of structuredness of the infusoria population is observed at the end of summer and in the beginning of autumn, when the living spaces of all coenoecomorphs, localized in the most favorable conditions for them, have minimal overlap.

The changes in the population structure of free-living ciliated protozoa in hydroecosystems with different trophic levels were analyzed. The increase in the level of organic pollution leads to simplification of the structure of the community of the protozoa. It is shown that with increasing trophicity of the reservoir at the first stage from the structure of the community the oxyphilic coenoeocomorph disappears, later – euryoxyphilic one, and only the representatives of the microoxyphylic coenoeocomorph are found at the critical load.

Thus, the cenotic structure of the community can be used as an indicator of the quality of the environment in different types of reservoirs. The method of coenoindication has been proposed which allows giving a rapid assessment of the quality of the environment on based the distribution and number of coenoeocomorphs present in the studied reservoir.

Key words: ciliated protozoa, infusoria, community, coenoeocomorph, life form, biotope paradox, benthal, pelagial, periphytal, anaerobic, destruction.

Список публікацій здобувача

Колективна монографія

1. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. Київ, Ін-т екології, 2003. 380 с.

Наукові праці, в яких опубліковано основні результати

2. Babko R.V. Infusorian communities of a polluted small river. *Hydrobiol. J.*, Publ. Scripta Technica, Inc. 1996. Vol. 32, № 4. P. 1–9.

3. Kovalchuk A.A., Babko R.V. Respiration by ciliates of various dimensions in conditions of different oxygen concentrations. *Folia biologica* (Krakow). 1997. Vol. 45, № 1-2. P. 35–40.

4. Grigorovich I.A., Babko R.V. Sessile invertebrates in beds of aquatic macrophytes. *Zebra mussels and other aquatic nuisance species* / Ed. F. D'Itri. 1997. P. 87–97.

5. Babko R.V., Kuzmina T.M. Spatial distribution of ciliates (Protista, Ciliophora) in the River Bityza (Dnieper Basin). *Вестн. зоологич.* 1999. Т. 33, №6.

C. 83–89.

6. Бабко Р.В., Кириченко М.Б. До визначення біотопічного преферендуму виду. *Изв. Харьк. энтом. общ-ва*. 2000. Т. 8, вып. 2. С. 60–62.

7. Babko R.V., Kuzmina T.N. Ciliata (Protista, Ciliophora) of Epiphyton of Higher Aquatic Plants in a Small River. *Hydrobiol. J.* 2004. Vol. 40, № 4. P. 22–38.

8. Бабко Р.В., Кузьміна Т.М. Особливості розповсюдження війчастих найпростіших у товщі води заплавного озера. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія*. 2005. № 3(26). С. 23–25.

9. Babko R., Kuzmina T. Effect of dams on hydrological parameters and the structure of benthic molluscs: case study in Dnieper river basin. *Ecohydrology Hydrobiology*. 2009. Vol. 9, № 2-4. P. 159–164. DOI: 10.2478/v10104-010-0015-y.

10. Pajdak-Stós A., Fiałkowska E., Fyda J., Babko R. Resistance of nitrifiers inhabiting activated sludge to ciliate grazing. *Water Science & Technology*. 2010. Vol. 61, № 3. P. 573–580. DOI: 10.2166/wst.2010.868.

11. Jaromin-Glen K., Babko R., Lagod G. Liczebność pierwotniaków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków „Hajdów” na tle zmian stężeń azotu. *Proceedings of ECOpole*. 2010. Vol. 4, № 2. P. 403–408.

12. Babko R., Fyda J., Kuzmina T., Hutorowicz A. Ciliates on the macrophytes in industrially heated lakes (Kujawy Lakeland, Poland). *Vestnik zoologii*. 2010. Vol. 44, № 6. P. 483–493. DOI: 10.2166/wst.2010.868

13. Babko R., Lagod G., Jaromin-Glen K. Abundance and structure of ciliated protozoa community at the particular devices of “Hajdow” WWTP. *Rocznik Ochrona Srodowiska*. 2012. T. 14. P. 56–68.

14. Lagod G., Babko R., Jaromin-Glen K., Kuzmina T. Zmiany w strkturze zbiorowiska pierwotniakow osadu czynnego w zroznicowanych warunkach tlenowych. *Proceedings of ECOpole*. 2012. Vol. 6, № 1. P. 297–303. DOI: 10.2429/proc.2012.6(1)041.

15. Jaromin-Glen K., Babko R., Lagod G., Sobczuk H. Community composition and abundance of protozoa under different concentration of nitrogen

compounds at “Hajdow” wastewater treatment plant. *Ecol Chem Eng., S.* 2013. Vol. 20, № 1. P. 127–139. DOI: 10.2478/eces-2013-0010.

16. Babko R., Lagod G., Jaromin-Glen K. Analysis of the periphyton communities at the municipal wastewater treatment plant – case study. *Ecol Chem Eng., A.* 2014. Vol. 21, № 4. P. 403–414. DOI: 10.2428/ecea.2014.21(4)32.

17. Babko R., Kuzmina T., Jaromin-Glen K., Bieganski A. Bioindication assessment of activated sludge adaptation in a lab-scale experiment. *Ecol Chem Eng., S.* 2014. Vol. 21, № 4. P. 605–616. DOI: 10.1515/eces-2014-0043.

18. Babko R., Kuzmina T., Lagod G., Jaromin-Glen K. Changes in the structure of activated sludge protozoa community at the different oxygen condition. *Chem Didact Ecol Metrol.* 2014. Vol. 19, № 1-2. P. 87–95. DOI: 10.1515/cdem-2014-0008.

19. Babko R., Kuzmina T., Łagód G., Jaromin-Gleń K. The periphyton communities of a municipal wastewater treatment plant. *Proceedings of ECOpole.* 2015. Vol. 9, № 1. P. 13–17. DOI: 10.2429/proc.2015.9(1)001.

20. Fyda J., Babko R., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Kocerba-Soroka W., Sobczyk M., Sobczyk Ł. Effect of high levels of the rotifer *Lecane inermis* on the ciliate community in laboratory-scale sequencing batch bioreactors (SBRs). *European Journal of Protistology.* 2015. Vol. 51. P. 470–479. DOI: 10.1016/j.ejop.2015.09.001.

21. Babko R., Kuzmina T., Pliashchnik V., Łagód G., Fyda J. Anaerobic Ciliates in Activated Sludge Communities. *Rocznik Ochrona Środowiska.* 2016. Vol. 18. P. 733–745.

22. Babko R., Kuzmina T., Suchorab Z., Widomski M., Franus M. Influence of treated sewage discharge on the benthos ciliate assembly in the lowland river. *Ecol Chem Eng., S.* 2016. Vol. 23, № 3. P. 461–471. DOI: 10.1515/eces-2016-0033.

23. Łagód G., Babko R., Jaromin-Glen K., Kuzmina T., Bieganski A. Biofilm communities in successive stages of municipal wastewater treatment. *Environmental Engineering Science.* 2016. Vol. 33, № 5. P. 306–316. DOI: 10.1089/ees.2014.0511.

24. Babko R., Jaromin-Glen K., Łagód G., Pawłowska M., Pawłowski A. Effect of drilling mud addition on activated sludge and processes in sequencing batch reactors. *Desalination and water treatment*. 2016. Vol. 57, № 3. P. 1490–1498. DOI: 10.1080/19443994.2015.1033137.

25. Stastna G., Stransky D., Kabelkova I., Babko R. Simplified sampling of benthic macroinvertebrates from small streams. *Proceedings of ECOpole*. 2016. Vol. 10, № 2. P. 517–522. DOI: 10.2429/proc.2016.10(1)084.

26. Babko R., Kuzmina T., Łagód G., Jaromin-Gleń K., Danko Y., Pawłowska M., Pawłowski A. Short-term influence of drilling fluid on ciliates from activated sludge in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Quality*. 2017. Vol. 46, № 1 P. 193–200. DOI: 10.2134/jeq2016.09.0332.

27. Babko R., Jaromin-Gleń K., Łagód G., Danko Y., Kuzmina T., Pawłowska M., Pawłowski A. Short term influence of drilling fluids of two types on wastewater treatment rate and eukaryotic organisms of activated sludge in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Quality*. 2017. Vol. 46, № 4. P. 714–721. DOI:10.2134/jeq2017.05.0184.

28. Pliashechnyk V., Danko Y., Łagód G., Drewnowski J., Kuzmina T., Babko R. Ciliated protozoa in the impact zone of the Uzhgorod treatment plant. *E3S Web of Conferences*. 2018. Vol. 30, № 02008. P. 1–7. doi.org/10.1051/e3sconf/20183002008.

29. Majerek D., Duda S., Babko R., Widomski M. K. Statistical analysis of the water pollution indicators pertaining to treated municipal sewage introduced to the river. *MATEC Web of Conferences*. 2019. Vol. 252, № 09009. P. 1–4. doi.org/10.1051/matecconf/201925209009.

Статті у інших фахових виданнях

30. Бабко Р.В., Ковальчук А.А., Кузьмина Т.Н. Влияние некоторых абиотических факторов среды на таксоценозы свободноживущих инфузорий. *Вестник Сумс. гос. ун-та*. 1994. № 1. С. 130–134.

31. Бабко Р.В., Ковальчук А.А. Экспериментальное изучение

энергобюджета пресноводных свободноживущих инфузорий. *Вестник Сумс. гос. ун-та*. 1994. № 2. С. 106–110.

32. Бабко Р.В. Війчасті найпростіші річки Либідь. Урбанізоване навколишнє середовище: охорона природи та здоров'я людини. К.: 1996. С. 237–239.

33. Григорович И.А., Бабко Р.В. Сессильные беспозвоночные в обрастаниях водных макрофитов. *Вестник экологии*. 1996. № 1-2. С. 199–208.

34. Бабко Р.В., Кузьміна Т.М. Фауна інфузорій (Protozoa: Ciliophora) річки Битиці і супутніх заплавлених водойм. *Вакалівицина*: зб. наук. праць. Суми: СумДПІ. 1998. С. 4–20.

35. Бабко Р.В., Кузьміна Т.М. Війчасті найпростіші (Protista, Ciliophora) річки Охирки. *Природничі науки*: зб. наук. праць. Суми: СумДПУ ім. А.С. Макаренка. 2003. С. 199–206.

36. Дубровський Ю.В., Бабко Р.В., Дубровська Л.Д. Оцінка стану річки Ворскла в районі впадіння річки Охирка. Зб. наук. праць Полтавського держ. пед. ун-ту імені В. Г. Короленко. Сер. «Екологія. Біологічні науки». 2007. Вип. 58. С. 133–138.

37. Fyda J., Babko R. Prosty klucz do oznaczania orzęsków osiadłych (Peritrichia) najczęściej występujących w osadzie czynnym. *Forum eksploatatora*. 2007. P. 27–30.

38. Pajdak-Stos A., Fialkowska E., Fyda J., Babko R. Jeszcze o nityfikacji oczami biologa. Sukcesja nityfikatorów w nowo otwartej oczyszczalni ścieków. *Forum eksploatatora*. 2010. P. 32–35.

39. Бабко Р.В. Вплив порушення проточності на кількісний розвиток губок (Porifera). *Актуальні проблеми дослідження довкілля*. Зб. наук. праць. Т. 1. Суми: СумДПУ ім. А.С. Макаренка, 2013. С. 151–155.

40. Бабко Р.В., Довгаль И.В., Кузмина Т.Н. Рец. на кн. : Алекперов И. Х. Свободноживущие инфузории Азербайджана (экология, зоогеография, практическое значение): монография. *Вестник зоологии*. 2013. Т. 47, № 2. С. 189–190.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

41. Бабко Р.В., Хімко Р.В. Вплив зарегульованості русел на екосистеми малих річок. *Природокористування в Україні: Тези колоквиуму «Надзвичайні екологічні ситуації: аналіз та перспективи подолання»*. Кривий Ріг, 1993. С. 30.
42. Бабко Р.В., Хімко Р. В. Деякі загальні проблеми, пов'язані з сучасним станом малих річок. *Екологія і освіта: проблеми теорії і практики*: матеріали міжнар. наук.-практ. конф. Т. 2. Умань, 1994. С. 3–5.
43. Хімко Р.В., Бабко Р.В. Вплив морфоперебудов русел малих річок на їх екосистеми. І з'їзд гідроекологічного тов-ва України. Київ, 1994. С. 55.
44. Бабко Р.В., Кузьмина Т.Н. Ресничные простейшие в условиях дефицита кислорода. Тезисы докладов науч.-техн. конфер. преподавателей, сотрудников и студентов СумГУ. Сумы: СумГУ, 1995. С. 125.
45. Babko R., Kuzmina T. Ciliated Communities in Small Rivers of the Ukraine. Programme & Abstracts of IV International Symposium „River Bottom” Brno, 27–30 August 1996. Brno, 1996. P. 58.
46. Babko R., Kuzmina T., Gromova J. Ciliate and rotifer taxocoenoses in the small river with artificially changed hydrological regimen. XVII Zjazd Hydrobiologow Polskich: materialy zjazdowe. Poland, Poznan, 8–11 września 1997. Poznan, 1997. P. 115.
47. Бабко Р.В., Кузьмина Т.Н. Состояние гидроекосистемы реки Ворсклы. *Проблеми р. Ворскли*: матеріали міжнар. наук.-практ. семінару. Охтирка, 2002. С. 15–16.
48. Бабко Р.В., Кузьмина Т.Н. Состояние пойменных озер реки Ворсклы. *Проблеми р. Ворскли*: матеріали міжнар. наук.-практ. семінару. Охтирка, 2002. С. 17–18.
49. Бабко Р.В., Кузьміна Т.М., Нечаєва І.А. Особливості розповсюдження війчастих найпростіших (Protista, Ciliophora) у заплавному озері. Матеріали науч.-техн. конф. преподавателей, сотрудников, аспирантов и студентов инженеров ф-та СумГУ. Сумы: СумГУ, 2002. С. 27–29.

50. Бабко Р.В., Кузьміна Т.М. Особенности распределения ресничных простейших в мелководном евтрофном пойменном озере. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды*: материалы II междунар. науч. конф. Беларусь, Минск, 22-26 сентября 2003. Минск: БГУ, 2003. С. 396–399.

51. Babko R., Kuzmina T., Fyda J. Struktura przestrzenna i bioróżnorodność orzęsków w jeziorze Mikorzyńskim w okolicach Konina. XX zjazd hydrobiologów polskich: streszenia wystąpień. Poland, Torun, 5–9 September 2006. Torun, 2006. P. 69.

52. Fyda J., Kuzmina T., Babko R. Struktura zespołów orzęsków peryfitonowych na roślinach wodnych w podgrzanych jeziorach Konińskich. XX zjazd hydrobiologów polskich: streszczenia wystąpień. Poland, Torun, 5–9 September 2006. Torun, 2006. P. 97.

53. Fiałkowska E., Pajdak Stós A., Fyda J., Babko R. Can protists influence nitrifiers' morphology in activated sludge? II International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology (BioMicroWorld2007): Book of Abstracts. Spain, Seville, 28 Nov. – 1 December 2007. Seville, 2007. P. 131.

54. Fyda J., Pajdak-Stós A., Fiałkowska E., Babko R. Can selective grazer pressure enhance filamentous bacteria growth in activated sludge? II International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology (BioMicroWorld2007): Book of Abstracts. Spain, Seville, 28 Nov. – 1 December 2007. Book of Abstracts. Seville, 2007. P. 132.

55. Babko R., Fyda J. Zbiorowiska orzęsków w osadzie czynnym oczyszczalni ścieków Polski Południowej. 21 Zjazd Hydrobiologów Polskich: materiały zjazdowe, Poland, Lublin, 9–12 września 2009. Lublin, 2009. P. 110.

56. Babko R. Jeziora zalewowe zasilane rzekami płynącymi przez tereny zurbanizowane i rolnicze. Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego na terenach wiejskich: Ogólnopolska konf. Naukowa, Poland, Urszulin, 21–22 czerwca 2010. Lublin–Urszulin, 2010. P. 8.

57. Бабко Р.В., Кузьмина Т.Н. Количественный учет ресничных простейших (Protista, Ciliophora) в эпифитали высших водных растений. 4-й

Международ. симпозиум «Экология свободноживущих простейших наземных и водных экосистем»: тезисы докл., Россия, Тольятти, 17–21 октября 2011. ИЭВБ РАН: Тольятти, 2011 С. 11.

58. Бабко Р., Лагуд Г., Яромин К. Динамика численности инфузорий (Protista, Ciliophora) в условиях лабораторного аэротенка. 4-й Международ. симпозиум «Экология свободноживущих простейших наземных и водных экосистем»: тезисы докл., Россия, Тольятти, 17–21 октября 2011. ИЭВБ РАН: Тольятти, 2011. С. 37.

59. Lagód G., Babko R. Związek pomiędzy liczebnością pierwotniaków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków „Hajdów” a zmianami stężenia związków azotu. X Ogólnopolska Konferencja Naukowa «Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska», Poland, Koszalin-Darłówko, 2011. Koszalin-Darłówko, 2011. P. 262.

60. Кузьмина Т.Н., Лаврик О.М., Бабко Р.В. Організми активного мулу з очисних споруд м. Суми. *Сучасні технології у промисловому виробництві*: Матеріали II Всеукр. міжвузів. наук.-техн. конф., Суми, 17–20 квітня 2012. СумДУ, 2012. С. 76.

61. Babko R., Kuzmina T., Jaromin-Gleń K.M., Bieganski A. Różnorodność organizmów eukariotycznych osadu czynnego w warunkach laboratoryjnego bioreaktora SBR. *Технології очищення води. Технічні, біологічні та екологічні аспекти*: міжнар. наук.-практ. конф. Збірник тез. Київ, 3–5 грудня 2013. Київ, 2013. С. 123–124.

62. Бабко Р.В., Яромин-Глень К., Кузьмина Т.Н. Формирование биологической пленки в условиях SBR. *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали III Всеукр. міжвуз. наук.-техн. конф, Суми, 22–25 квітня 2014. Ч. 2. Суми: СумДУ, 2014. С. 25–26.

63. Яромин-Глень К., Кузьмина Т.Н., Бабко Р.В. Моделирование процесса очистки стоков в реакторах типа SBR. *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали III Всеукр. міжнар. наук.-техн. конф., Суми, 22–25 квітень 2014. Ч. 2. Суми: СумДУ, 2014. С. 70–71.

64. Babko R., Kuzmina T., Łagód G. Inundation as determinant of water quality and biodiversity in floodplain lakes. *Wody przejściowe: XXI Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne*. Polska, Elbląg-Sztutowo, 8–10 maja 2014. Elbląg-Sztutowo, 2014. P. 39.

65. Fyda J., Babko R., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Kocerba-Soroka W., Sobczyk M., Sobczyk Ł. Effect of high *Lecane inermis* rotifers abundance on activated sludge biocenosis. VII ECOP – ISOP Joint Meeting (Spain, Seville, 5–10 September 2015). Seville, 2015. P. 131.

66. Кузьміна Т.М., Корчан Г.Л., Бабко Р.В. Сучасні стандарти оцінки стану водойм. *Сучасні технології у промисловому виробництві: матеріали наук.-техн. конф. викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій*. Суми, 14–17 квітня 2015. Ч. 2. Суми: СумДУ, 2015. С. 163–164.

67. Бабко Р., Кузьміна Т., Дуда С., Добровольська А., Лагуд Г. Оптимізація методу підрахунку організмів в активному мулі. *Water Supply and Wastewater Removal. Designing, construction, operation and monitoring: Proceedings of the I International Scientific – Technical Conference*. Lviv, 4–6 November 2015. Lviv, 2015. P. 55–56.

68. Бабко Р., Кузьміна Т., Яромін-Глень К., Лагуд Г. Оцінка стабільності функціонування активного мулу. *Water Supply and Wastewater Removal. Designing, construction, operation and monitoring: Proceedings of the I International Scientific – Technical Conference*. Lviv, 4-6 November 2015. Lviv, 2015. P. 93–95.

69. Babko R., Suchorab Z., Widomski M.K., Franus M. Wpływ ścieków z oczyszczalni miejskiej na strukturę zespołu orzęsek bentosowych w rzece na terenach nizinnych. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: Матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. Київ, 26–28 жовтня 2016.* – Київ: Вид. дім «КІЙ», 2016. С. 21.

70. Кузьміна Т.М., Спориш О. О., Бабко Р.В. Сучасний стан річки Сумки на території міста Суми. *Сучасні технології у промисловому виробництві:*

матеріали V Всеукр. міжвуз. наук.-техн. конф., Суми, 17–20 квітня 2018 р. Суми: СумДУ, 2018. С. 212–213.

71. Кузьміна Т.М., Спориш О.О., Лагуд Г., Бабко Р.В. Фактори впливу на стан річки Сумки на території міста Суми. *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали наук.-техн. конф.. Суми, 18–21 квітня 2017. Ч. 2. Суми, 2017. С. 148–149.

72. Jaromn-Gleń K., Babko R., Łagód G., Bieganski A. Redox potential during the laboratory SBR stable work stage. 16th International Workshop for Young Scientists “BioPhys Spring 2017”: Book of Abstract. Poland, Lublin, May 31 – 3 June 2017. Lublin, 2017. P. 51–52.

73. Бабко Р.В., Берест З.Л., Дубровський Ю.В., Кузьміна Т.М., Мильників О.П. Найпростіші та безхребетні дуплових водойм Голосіївського національного природного парку. *Охорона, збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу*: матеріали міжнар. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю створення НПП «Голосіївський». Київ, 7–8 вересня 2017. Харків: Вид-во «Діса Плюс», 2017. С. 224–233.

74. Pliashchynk V., Danko Y., Łagód G., Drewnowski J., Babko R. Ciliated protozoa in the impact zone of the Uzhgorod treatment plant. *Water, Wastewater and Energy in Smart Cities: IWA Polish Young Water Professionals Conference*. Book of Abstracts. Poland, Cracow, 12–13 September 2017. Cracow, 2017. P. 162–164.

75. Jaromin-Gleń K., Babko R., Bieganski A., Łagód G. Potencjał redox jako wskaźnik zakończenia etapu adaptacji osadu czynnego w reaktorze SBR. *Adaptacja do zmian klimatu w rolnictwie: Ogólnopolska konferencja doktorantów i młodych naukowców z okazji 25-lecia studiów doktoranckich w IUNG-PIB*. Poland, Puławy, 14–15 września 2017. 2017. P. 46.

76. Pliashchynk V., Kuzmina T., Danko Y., Łagód G., Babko R. Tlen jako czynnik limitujący dla mikroaerofilnych gatunków pierwotniaków. *Adaptacja do zmian klimatu w rolnictwie: Ogólnopolska konferencja doktorantów i młodych naukowców z okazji 25-lecia studiów doktoranckich w IUNG-PIB*. Poland, Puławy, 14–15 września 2017. 2017. P. 61.

77. Кузьміна Т., Лагуд Г., Данько Я., Сухораб З., Бабко Р. Вплив комунальних стоків на асамблею війчастих найпростіших донних відкладів рівнинної річки. *Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring*: Proceedings of the II International Scientific-Practical Conference. Lviv, 18–20 October, 2017. P. 80–81.

78. Плещеник В., Лагуд Г., Маєрек Д., Древновскі Я., Бабко Р. Вплив комунальних стоків на асамблею війчастих найпростіших донних відкладів гірської річки. *Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring*: Proceedings of the II International Scientific-Practical Conference. Lviv, 18–20 October 2017. P. 82–83.

79. Babko R., Łagód G., Kuzmina T., Danko Y. *Arcella vulgaris* (Testacea) jako obiekt testowy osadu czynnego. Pure Water. Fundamental, Applied and Industrial Aspects: Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference. Kyiv, 26–28 October 2017. Kyiv, 2017. P. 23–24.

80. Jaromin-Gleń K. M., Babko R., Bieganski A., Łagód G. Laboratory sequencing batch reactor – greenhouse gas emitter. Pure Water. Fundamental, Applied and Industrial Aspects: Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference. Kyiv, 26–28 October 2017. Kyiv, 2017. P. 31–32.

81. Плещеник В., Кузьміна Т., Данько Я., Лагуд Г., Бабко Р. Вплив стоків з комунальної очисної споруди на структуру асамблеї війчастих найпростіших (Ciliata). *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти*: матеріали 5-ї міжнар. наук.-практ. конф. Київ, 26–28 жовтня 2017. Київ, 2017. С. 176–177.

82. Babko R., Duda S., Łagód G., Danko Y. Bioindication studies of the storm water system influence on receiver waters. Proceedings of 27 Środkowoeuropejska Konferencja ECOpole'18. Poland, Polanica Zdrój, 10–13 October 2018. Polanica Zdrój, 2018. P. 99.

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	2
ВСТУП	26
РОЗДІЛ 1. СУЧАСНІ УЯВЛЕННЯ ПРО СТРУКТУРУ І ОРГАНІЗАЦІЮ УГРУПОВАНЬ НАЙПРОСТІШИХ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД)	36
Висновки до розділу 1	48
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	49
2.1 Район та об'єкти досліджень	49
2.2 Методи досліджень	70
Висновки до розділу 2	85
РОЗДІЛ 3. ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД ТА РІЗНОМАНІТТЯ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ УКРАЇНИ	87
3.1 Таксономічний склад та різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших основних річкових басейнів України	87
3.2 Таксономічний склад та різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших різнотипних континентальних водойм	122
Висновки до розділу 3	132
РОЗДІЛ 4. НАСЕЛЕННЯ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ ТА ЙОГО СТРУКТУРА	134
4.1 Умови існування вільноживучих війчастих найпростіших у прісних водоймах	134
4.2 Виділення угруповань вільноживучих війчастих найпростіших	143

4.3 Біхевіоральна структура угруповань вільноживучих війчастих найпростіших	175
4.4 Трофічна структура угруповань вільноживучих війчастих найпростіших	191
Висновки до розділу 4	197
РОЗДІЛ 5. КІЛЬКІСНІ І ФУНКЦІОНАЛЬНІ ПОКАЗНИКИ УГРУПОВАНЬ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ	199
5.1 Зміни щільності та біомаси вільноживучих війчастих найпростіших у градієнті кисню	199
5.2 Анаеробна деструкція вільноживучих війчастих найпростіших у прісних водоймах	208
5.3 Деструкція вільноживучих війчастих найпростіших аеробного і анаеробного угруповань у градієнті кисню та її сезонні зміни	212
5.4 Сезонні зміни структури угруповань вільноживучих війчастих найпростіших у прісних водоймах	234
Висновки до розділу 5	238
РОЗДІЛ 6. СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ В УМОВАХ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ	240
6.1 Угрупування вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах різного типу	240
6.2 Угрупування вільноживучих війчастих найпростіших в оселищах різного типу	256
6.3 Вільноживучі війчасті найпростіші активного мулу	265
Висновки до розділу 6	280
ВИСНОВКИ	283
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	286

ДОДАТКИ	332
Додаток А.1 Список таксонів вільноживучих війчастих найпростіших (Ciliophora) у басейнах річок на території України	333
Додаток А.2 Список таксонів вільноживучих війчастих найпростіших (Ciliophora), відмічених у різнотипних континентальних водоймах на території України та активному мулі	376
Додаток Б.1 Діапазони толерантності видів вільноживучих війчастих найпростіших аеробного і анаеробного угруповань у градієнті кисню	418
Додаток Б.2 Діапазони толерантності видів вільноживучих війчастих найпростіших аеробного і анаеробного угруповань в температурному градієнті	445

ВСТУП

Актуальність теми

Інфузорії (Chromista, Ciliophora) є найбільшою за кількістю видів і морфологічним різноманіттям групою найпростіших [314, 412]. Еволюція їх форм супроводжувалась ускладненням ротових апаратів та морфофункціональними адаптаціями до різних умов середовища, що забезпечило максимальне розширення спектру їхніх екологічних ніш. У трофічних ланцюгах в гідроекосистемах інфузорії є головними споживачами бактерій, водоростей та інших мікроскопічних гідробіонтів [322, 336, 347]. Саме завдяки вільчастим найпростішим відбувається поєднання енергетичних потоків між світом одноклітинних і багатоклітинних організмів. Разом з прокаріотами інфузорії беруть участь у залученні розчиненого і нерозчиненого вуглецю в ланцюги живлення та забезпечують його доступність для вищих трофічних рівнів [337, 338].

Вільчасті найпростіші є важливими компонентами угруповань в усіх типах оселищ, представлених у прісних водоймах і морях. Окрім водойм, вони є мешканцями капілярної води ґрунту [302], води, що міститься у моху [368], у пазухах листя [442], у дуплах дерев [13, 95, 127, 407] та інших типах оселищ, де присутня волога. Хоча у водоймах більшість представників типу Ciliophora є вільноживучими, частина видів є симбіонтами або перейшла до паразитичного способу життя [6, 42, 43, 44, 45, 49, 89, 183, 190, 224, 252, 264].

Вільчасті найпростіші здатні існувати у непридатному для більшості гідробіонтів безкисневому середовищі, опанувавши анаеробні донні відклади та безкисневу товщу пелагіалі в озерах і морях. До того ж, інфузорії в анаеробних типах оселищ мають значне видове різноманіття [291, 339, 340, 395 та ін.].

Наслідком адаптацій війчастих найпростіших до широкого діапазону концентрацій кисню і опанування безкисневих умов є їх континуальний характер поширення в гіперпросторі водойм. Широкий спектр видів з визначеними факторними пріоритетами сприяє їх структурованості в межах бенталі, перифіталі і пелагіалі. Поширення інфузорій в усьому гіпероб'ємі гідроекосистем, їх провідна роль в угрупованнях найпростіших та визнання їх одними з найкращих індикаторів стану водного середовища робить ці організми вдалимими модельними об'єктами, спостереження за якими дає змістовну інформацію про внутрішньоводоймні процеси [301, 369, 370, 371, 372, 373, 440].

Попри численні дослідження, питання щодо існування структурної організації населення вільноживучих війчастих найпростіших у формі об'єктивно існуючих, детермінованих причинно-наслідковими зв'язками ценотичних об'єднань залишається дискусійним, а принципи їх виділення – доволі суб'єктивними [55, 56, 97, 181, 353, 458]. Не втрачають актуальності й питання щодо чинників, які визначають динаміку популяцій та їх співіснування у просторі і часі [339, 340, 347, 348]. З огляду на вищезазначене, на часі є узагальнення результатів та пошук відповідей на питання стосовно основних принципів організації угруповань найпростіших, що були сформульовані в процесі довготривалих і плідних досліджень, виконаних на методологічному ґрунті класичної гідробіології.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами

Дисертаційна робота підготовлена в Інституті зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України у відділі фауни та систематики безхребетних в межах планової наукової теми «Морфо-екологічний та зоогеографічний аналіз фонових груп гідробіонтів України та суміжних територій», виконавець розділу «Війчасті найпростіші (Protista: Ciliophora) солонуватоводних континентальних водойм Українського Причорномор'я та Приазов'я» (2014–2018 рр., державний реєстраційний номер теми № 0114U000100); а також при виконанні ряду

міжнародних проектів: «Osad czynny: biologia i analiza mikroskopowa» (2004–2006 pp., IBAES No. EVK2-CT-2002-80009, Ягеллонський університет, Краків, Польща), «Activated sludge bulking control in wastewater treatment plants with usage of rotifers (Rotifera)» (2010–2011 pp., реєстраційний номер: UDA-POIG.01.03.01-12-176/09-02, Ягеллонський університет, Краків, Польща), «Wykorzystanie metod bioindykacyjnych w modelowaniu oczyszczania ścieków miejskich osadem czynnym» (2011–2014 pp., реєстраційний номер: NN523 494934 4949/B/T02/2008/34, Люблінський політехнічний університет, Люблін, Польща), «Effect of drilling mud addition on activated sludge and processes in sequencing batch reactors» (2015–2016 pp., реєстраційний номер: BLUEGAS-BG1/SOIL/2013, Люблінський політехнічний університет, Люблін, Польща).

Мета і завдання дослідження

Мета роботи – встановити закономірності організації угруповань вільноживучих війчастих найпростіших, базуючись на результатах досліджень їх різноманіття, кількісного розвитку, поширення у просторі і часі в основних біотопах прісних водойм різного типу, та розробити методологію їх виділення.

У зв'язку з цим поставлено такі *завдання*:

- Узагальнити відомості про видовий склад і поширення вільноживучих війчастих найпростіших та їх різноманіття в основних річкових басейнах України.
- З'ясувати особливості поширення популяцій вільноживучих війчастих найпростіших в умовах основних біотопів – пелагіалі, бенталі і перифіталі у водоймах різного типу.
- Розробити методологію виділення ценотичних структур вільноживучих війчастих найпростіших на основі аналізу сучасних підходів та принципів класифікації угруповань найпростіших.

- Встановити вплив провідних абіотичних факторів – концентрації кисню, температури та вмісту органічних речовин – на структурну організацію та функціональні характеристики угруповань вільноживучих війчастих найпростіших.
- Визначити межі толерантності видів вільноживучих війчастих найпростіших у градієнтах лімітуючих факторів водного середовища – кисню, температури і вмісту органічних речовин.
- Дослідити сезонні зміни структури населення вільноживучих війчастих найпростіших в умовах прісних континентальних водойм.
- Вивчити закономірності змін структурної організації угруповань вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах з різним рівнем органічного забруднення.

Об'єкт дослідження: видовий склад, кількісні характеристики, особливості функціональної активності вільноживучих війчастих найпростіших в умовах прісноводних екосистем.

Предмет дослідження: закономірності формування структури угруповань вільноживучих війчастих найпростіших в умовах прісних водойм різного типу.

Методи дослідження

Використовували загальноприйняті методи в гідробіологічних (відбір проб з товщі води з застосуванням батометру Рутнера; відбір проб з донних субстратів з застосуванням мікробентометра в авторській модифікації [7]; відбір проб з вищих водяних рослин); гідрохімічних (встановлення показників середовища різнотипних водойм) і протозоологічних дослідженнях (ідентифікація морфовидів, з'ясування їхніх морфо-фізіологічних особливостей з використанням різних методів фіксації). Статистичну обробку та аналіз даних здійснювали з використанням програм [390, 434].

Наукова новизна отриманих результатів

Запропоновано методологію встановлення угруповань вільноживучих війчастих найпростіших, ідея якої полягає у виділенні ценотичних структур у відповідності до наявних у водоймах факторних градієнтів та аналізі поширення популяцій, згідно з їх кисневими преференціями.

Запропоновано поняття біотопічного парадоксу, згідно з яким найпростіші не залежать від системи просторових координат біотопу, а формують у фізичному гіперпросторі водойми специфічні ценотичні об'єднання відповідно до скалярних полів фізичних і хімічних факторів. Прикладами таких полів є температура, вміст кисню і т.д.

Виходячи з концепції біотопічного парадоксу найпростіших, запроваджено універсальну одиницю виміру щільності популяцій вільноживучих війчастих найпростіших в умовах бенталі, перифіталі та пелагіалі.

Встановлено структурні характеристики угруповань вільноживучих війчастих найпростіших в оселищах різного типу. Доведено, що в умовах континентальних водойм структура населення найпростіших представлена двома угрупованнями, поширення яких у гіперпросторі прісних водойм детерміновано кисневими умовами.

Показано відмінності виділених угруповань вільноживучих війчастих найпростіших за типом і рівнем метаболічних процесів, видовою, біхевіоральною і трофічною структурами.

З'ясовано, що в структурі аеробного угруповання формуються три ценоекоморфи – оксифільна, мікрооксифільна і евриоксифільна, а в структурі анаеробного угруповання одна – аноксифільна.

У складі мікрооксифільної і евриоксифільної ценоекоморф присутні три екоморфи – сидяча, плаваюча і повзаюча, а в складі оксифільної – лише плаваюча і сидяча. Аноксифільна ценоекоморфа анаеробного угруповання представлена плаваючою екоморфою з специфічною гвинтоподібною

формою. Екоморфи мають специфічні ознаки та морфологічні відмінності, пов'язані з пристосуванням до умов середовища.

Проаналізовано особливості структурної організації населення вільноживучих війчастих найпростіших в оселищах різного типу в умовах водойм з лотичними і лентичними умовами.

Вперше встановлено амплітуду толерантності та температурні і кисневі оптимуми для 154 найбільш поширених у прісних водоймах видів вільноживучих війчастих найпростіших.

Проаналізовано зміни структури населення вільноживучих війчастих найпростіших в гідроекосистемах з різним рівнем трофності. Показано, що в умовах підвищення рівня органічного забруднення з структури угруповань на першому етапі зникають представники оксифільної ценоекоморфи, у подальшому – евриоксифільної; а при критичному навантаженні в структурі гідроекосистеми виявляються лише види з мікрооксифільної ценоекоморфи.

На основі виділених угруповань вільноживучих війчастих найпростіших впроваджено метод ценоіндикації. В основу методу покладено порівняння наявних у водоймі або біотопі видів з еталонними наборами видів-преферентів чотирьох ценоекоморф, виділених на основі їх положення у градієнті кисню. Метод дозволяє встановити кількість і тип присутніх ценоекоморф і таким чином оцінити якість середовища.

Оцінено різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших у різних типах водойм основних річкових басейнів України: Дніпра, Дунаю, Сіверського Дінця, Південного Бугу та річок Приазов'я.

Доведено відсутність залежності між різноманіттям видів вільноживучих війчастих найпростіших і географічним положенням водойм. Показано наявність залежності реалізованого різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших від типу водойм.

За результатами власних досліджень, у континентальних водоймах України зареєстровано 567 видів вільноживучих війчастих найпростіших з 11 класів. Вперше для фауни України виявлено 71 вид війчастих найпростіших,

що належить до 56 родів, 44 родин і 9 класів. Описано новий для науки вид *Urotricha halteriiformis* [123].

Практичне значення отриманих результатів

У природоохоронному аспекті. Матеріали дисертаційної роботи використано в Програмі оцінки екологічного стану та для розробки стратегії відновлення річок Сумської області. Розроблено підходи до оцінки екологічного стану гідроекосистем на підставі різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших, які використано при виконанні науково-дослідної роботи у проектах: «Оцінка сучасного стану біорізноманіття р. Ворскла і водойм заплавного комплексу в межах заказника Хухрянський» (1994–1997 рр.), «Дослідження стану р. Сейм в межах Сумської області» (2002 р.), «Оцінка екологічного стану р. Псел» (2008 р.) та «Річка Сейм як модельний об'єкт міжнародного екологічного коридору між Україною і Росією» (2009 р.).

Матеріали дисертації використано в рамках програми паспортизації водних об'єктів «Екологічні дослідження ставків і малих водосховищ у басейні р. Ворскла» та в рамках виконання проекту «Виявлення водно-болотних угідь, перспективних для надання їм статусу водно-болотних угідь міжнародного значення» (2005 р.).

В аспекті міжнародної співпраці. З метою оцінки ефективності роботи очисних споруд різного типу, спільно з науковцями Інституту наук про навколишнє середовище Ягеллонського ун-ту (Краків, Польща) та Люблінського політехнічного ун-ту (Люблін, Польща), встановлено закономірності формування структури та функціональної активності вільноживучих війчастих найпростіших активного мулу під впливом різних форм азоту та бурового шламу.

В освітньому аспекті. Розроблено теоретичний і практичний курс гідробіології для студентів спільно з колегами Сумського державного університету. Матеріали щодо структурної організації і функціональної активності найпростіших та їх ролі у процесах очищення стічних вод увійшли у підручник «Біоіндикаційний контроль процесу очищення стоків» [408].

Особистий внесок здобувача

Викладені в дисертаційній роботі наукові узагальнення, положення, результати і висновки здійснено безпосередньо здобувачем. У наукових статтях, опублікованих у співавторстві, автору належить фактичний матеріал і основний творчий доробок: участь в аналізі та узагальненні отриманих даних, підготовка матеріалів до друку.

Апробація матеріалів дисертації

Результати дисертації оприлюднені на: Колоквіумі «Надзвичайні екологічні ситуації: аналіз та перспективи подолання» (Кривий Ріг, 28 вересня – 1 листопада 1993); Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія і освіта: проблеми теорії і практики» (Умань, 20–21 квітня 1994); I з'їзді гідроекологічного товариства України (Київ, 16–19 листопада 1993); Научно-технической конференции преподавателей, сотрудников и студентов СумГУ (Сумы, 1995); IV Symposium “River Bottom” (Czech Republic, Brno, 27–30 August 1996); XVII Zjazd Hydrobiologow Polskich (Poland, Poznan, 8–11 września 1997); Міжнародному науково-практичному семінарі «Роль національних парків в навчально-виховній роботі» (Охтирка, 21–23 травня 2002); Научно-технической конференции преподавателей, сотрудников, аспирантов и студентов инженеров ф-та СумГУ (Сумы, 2002); II Международной научной конференции (Беларусь, Минск, 22–26 сентября 2003); XX zjazd hydrobiologów polskich. (Poland, Toruń, 5–8 September 2006); II International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology (BioMicroWorld2007) (Spain, Seville, 28 November – 1 December 2007); XXI Zjazd Hydrobiologów Polskich (Poland, Lublin, 9–12 września 2009); Ogólnopolskiej konferencji Naukowej (Poland, Urszulin, 21–22 czerwca 2010); 4-м Международном Симпозиуме «Экология свободноживущих простейших наземных и водных экосистем» (Россия, Тольятти, 17–21 октября 2011); X Ogólnopolska Konferencja Naukowa «Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska» (Poland, Koszalin-Darłówek, 2011); II Всеукраїнській міжвузівській науково-технічній конференції (Суми, 17–20 квітня 2012);

Міжнародній науково-практичній конференції «Технології очищення води. Технічні, біологічні та екологічні аспекти» (Київ, 3–5 грудня 2013); III Всеукраїнській міжвузівській науково-технічній конференції (Україна, Суми, 22–25 квітня 2014); XXI Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne (Polska, Elbląg-Sztutowo, 8–10 maja 2014); VII ECOP – ISOP Joint Meeting (Spain, Seville, 5–10 September 2015); Науково-технічній конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів факультету технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 14–17 квітня 2015); I International Scientific-Technical Conference (Lviv, 4–6 November 2015); IV Міжнародній науково-практичній конференції (Київ, 26-28 жовтня 2016); Науково-технічній конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів факультету технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 18–21 квітня 2017); V Всеукраїнської міжвузівської науково-технічної конференції (Суми, 17–20 квітня 2018); 16th International Workshop for Young Scientists “BioPhys Spring 2017” (Poland, Lublin, May 31 – June 3 2017); Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 10-річчю створення національного природного парку «Голосіївський» (Київ, 7–8 вересня 2017); IWA Polish Young Water Professionals Conference (Poland, Cracow, 12–13 September 2017); Ogólnopolska konferencja doktorantów i młodych naukowców z okazji 25-lecia studiów doktoranckich w IUNG-PIB (Poland, Puławy, 14–15 września 2017); II International Scientific-Practical Conference „Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring” (Lviv, 18–20 October, 2017); V International Scientific and Technical Conference: “Pure Water. Fundamental, Applied and Industrial Aspects” (Kyiv, 26–28 October 2017); 27 Środkowoeuropejska Konferencja ECOpole’18 (Poland, Polanica Zdrój, 10–13 October 2018).

Публікації

Основні положення, результати та висновки, які викладено в дисертації, опубліковано у 82 працях; у тому числі 1 колективна монографія, 28 статей – у фахових виданнях (з них 20 – у закордонних виданнях, що входять до

наукометричних баз даних Web of Science, Scopus), 11 – у часописах і збірниках наукових праць, 42 – матеріали та тези доповідей міжнародних і всеукраїнських конференцій.

Структура та обсяг дисертації

Дисертаційна робота викладена на 471 сторінці машинописного тексту (обсяг основного тексту дисертації – 271 сторінці друкованого тексту), складається зі вступу, 6 розділів, висновків, списку використаних джерел та 2 додатків. Робота ілюстрована 10 таблицями, 141 рисунком. Список використаних джерел містить 458 посилань, з них 268 кирилицею та 190 латиницею, на 46 сторінках. Додатки викладено на 140 сторінках.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНІ УЯВЛЕННЯ ПРО СТРУКТУРУ І ОРГАНІЗАЦІЮ УГРУПОВАНЬ НАЙПРОСТІШИХ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД)

На сучасному рівні розуміння структурної організації екосистем існує потреба узагальнення різноманіття структурно-функціональних комбінацій, які утворюють популяції, та зведення їх у передбачувані сполучення – угруповання, і виявлення основних чинників їх формування, як поліморфних структур на ценотичному рівні. Закономірності формування та функціонування біологічного різноманіття на рівні угруповань є однією з фундаментальних проблем біології та гідробіології.

Відсутність однозначного вирішення цієї проблеми на сьогоднішній день констатують різні дослідники. Зокрема, Р. Ріклефс [435] констатує: «Що стосується визначення угруповання, то в екології відбуваються серйозні дебати щодо того, чи є екологічні угруповання достатньо цілісними утвореннями, щоб їх можна було вважати прийнятними об'єктами дослідження.» («With respect to the definition of community, there has been considerable debate in ecology concerning the degree to which ecological communities are sufficiently coherent entities to be considered appropriate objects of study»). Цю проблему визнає і М. Веленд [450], посилаючись на роботу Р. Ріклефса [435].

Зі свого боку, В. К. Шитіков з співаторами зазначають: «Основная задача экологии сообществ состоит в том, чтобы выделить закономерности, которые определяют композиционный состав, разнообразие, трофическую организацию и стабильность ассоциаций видов в природных объектах, и понять процессы, которые определяют эти закономерности. В центре обсуждаемых проблем стоит дилемма: являются ли сообщества простыми

сочетаниями видов, случайно извлеченными из регионального пула, или они являются ассоциациями взаимодействующих между собой таксономических групп, состав которых сильно детерминирован факторами окружающей среды.» [262, стор. 13].

Понятійний апарат, яким користувались і який продовжують застосовувати науковці, представлений цілим рядом термінів (понять), які, по суті, означають ценотичні об'єднання або «угруповання» – біоценоз, голоцен, таксоценоз, зооценоз, мікрокосм і т.п.

Щодо визначення поняття «угруповання», то в сучасних публікаціях наводяться різні його варіанти. Наприклад: «Сообщества представляют собой системы видовых популяций, имеющие внутреннюю структуру и обладающие той или иной степенью организованности. Для характеристики уровня организованности часто используют термины «сложность», «упорядоченность.» [57, стор. 2]. Широко вживаною дефініцією угруповання є і така: «Угрупповання – це сукупність організмів (популяцій) різних видів, які співіснують у певному місці і часі.» [40, 435, 450]. У роботі Т. Саутвуда [443] зазначено, що угруповання є організованою (а не просто співіснуючою) сукупністю організмів, яка мешкає в оселищі, що має ознаки специфічності.

На сьогодні термін «угруповання» дедалі більше віддаляється від його розуміння в сенсі «біоценоз». Термін «біоценоз» є більш визнаним і визначеним, аніж «угруповання». Схоже, саме тому більшість науковців вживають термін «угруповання», роблячи спробу вчергове дати йому власну дефініцію. З цього приводу можна процитувати В. К. Шитікова: «Нередко сообщество отождествляется с термином *биоценоз*, и тогда под биоценозом понимается «совокупность растений, животных и микроорганизмов, которые населяют участок суши или акваторию и характеризуются определенными отношениями как между собой, так и с абиотическими факторами среды.» [262, стор. 13].

Чим більше існує визначень, тим меншою є вірогідність, що вони описують те саме явище. Сам факт різночитання ніби загальновідомого

поняття наводить на думку, що й до цих пір ще не існує чітких критеріїв, за якими б велися дослідження і, згідно з якими, науковці доповнювали б інформацію про угруповання. Невизначеність на рівні дефініцій породжує різночитання, а різночитання залишають поняття невизначеним, таким, що може бути витлумачене за суб'єктивними критеріями, які можуть бути різними у тих, хто займається цією проблемою.

Відсутність чітких дефініцій термінів дає можливість постійно декларувати різні підходи і теорії. Найбільш відомими є декілька теорій угруповання. На початку XX століття відбувалося багато дискусій про «природу» угруповань. Русійним питанням було: чи є угруповання самоорганізованою системою спільних видів, або просто безсистемним набором популяцій з мінімальною функціональною інтеграцією. У той час домінували два протилежні погляди на цю проблему: одна точка зору розглядала угруповання як суперорганізм, члени якого були тісно пов'язані між собою взаємодіями, що сприяли повторюваним моделям різноманіття видів у просторі та часі. Фредерік Е. Клементс [312] був одним з провідних прихильників цього підходу, і його погляд став відомий як організмична концепція угруповань. Вона передбачає спільну еволюційну історію інтегрованих видів. Так сформувалася *холістична або організмична теорія* угруповань, згідно з якою угруповання – це дискретний об'єкт з чіткими просторовими межами (своєрідний надорганізм).

Протилежною є концепція *індивідуалістичного континууму*, яку обґрунтував Г. А. Глісон [385]. Він приділяв увагу особливостям окремих видів, які дозволяють кожному жити в межах певних середовищ існування або географічного діапазону. Щільність популяції кожного виду поступово змінюється вздовж градієнтів середовища, але неоднаково порівняно з іншими популяціями. З цієї точки зору, індивідуальний розподіл популяцій може призводити або до утворення дискретних угруповань, або до континууму.

Об'єктом *нейтральної теорії*, яка популяризується С. Хаббелом [392], є метаугруповання, тобто угруповання регіонального масштабу. В ньому види є

функціонально еквівалентними, а щільність популяцій змінюється стохастичними демографічними процесами (тобто, випадковими народженнями і смертями). Кожна популяція характеризується рівною адаптивною цінністю (конкурентна здатність і розсіювання), а локальний і регіональний склад видів буде являти собою баланс між видоутворенням і розсіюванням (які збільшують різноманіття) та випадковим вимиранням (які зменшують різноманіття) [450].

Критерії визначення угруповання.

Важливим кроком до визначення «угруповання» як поняття і об'єкту досліджень є вирішення проблеми критеріїв, оскільки без визначення критеріїв досягти консенсусу щодо уявлення про те, чим є угруповання, не тільки важко, а й неможливо. Наприклад, В. Бурковський називає такий критерій угруповання, як наявність стійких взаємовідносин чи зв'язку між його складовими елементами [56]. Однак стійкість зв'язків важко визнати однозначним критерієм. У оцінках стійкості залишається значний вплив суб'єктивної думки дослідника.

В іншій роботі І. В. Бурковського та Ю. А. Мазея [57, стор. 2] також наведено цей критерій, а також розвинута думка про складність визначення того, чи є виявлені сукупності видів функціонально пов'язаними, тобто такими, що утворюють систему, чи вони є лише набором видів, які існують поряд, оскільки мають подібні вимоги до умов середовища. І. В. Бурковській зазначає, що стійкість взаємозв'язків між елементами в угрупованні він визначає на підставі фіксації стійких, постійно існуючих комплексів видів, навколо яких, як він вважає, можуть групуватись інші види або цілі комплекси.

Натомість, як ми вже акцентували увагу, такі критерії навряд чи можуть бути практично використані, оскільки мають суб'єктивний характер. І знов таки, І. Бурковській робить уточнення, говорячи, що види можуть об'єднуватись у квазіструктури на підставі спільних вимог до середовища існування. І підкреслює, що в природі ці критерії співіснують, і від їх співвідношення залежить рівень складності систем [56]. У цьому контексті А.

І. Азовський [275] зазначає, що визначення наявності стійких взаємин між елементами системи залежить від того, в якій мірі структури, які ми досліджуємо, обумовлені внутрішніми, а в якій мірі зовнішніми чинниками, що діють на систему.

Та, попри декларування і пошук теоретичних критеріїв, за якими можливо було б виділяти угруповання або будь-які структури, що мають реальне підтвердження свого існування в статусі сукупностей, утворених взаємозалежними компонентами, які співіснують на підставі взаємодії, метод їх виділення залишається традиційним.

На практиці виділення ценотичних структур базується на широкоживаному підході: апріорному поділі простору водойми на біотопи – бенталь, пелагіаль, перифіталь. І у подальшому, на основі такого поділу, організми, що реєструються в межах апріорно виділених просторових меж біотопу, автоматично залічуються до відповідного угруповання – бентосу, перифітону або пелагосу. Такий підхід ілюструє цитата з монографії І. В. Бурковського: «В любом крупном водоеме можно выделить по меньшей мере три типа сообществ: планктонное, эпибионтное и бентосное... Каждый тип сообщества характеризуется не только своим набором видов, но, что особенно важно, специфической жизненной формой.» [55, стор. 156].

Отже, згідно з цією парадигмою, угрупованням є сукупність видів з різних таксономічних груп, що взаємодіють, співіснують і функціонують як структура в межах апріорі виділеного простору, що за морфологічними ознаками є їх біотопом. В рамках такого підходу протягом останніх 100 років формувалися школи фахівці з перифітону та бентологи і планктологи.

При цьому ігнорується (і продовжує ігноруватися) конфлікт понять, що виник внаслідок багатозначності терміну «біотоп». У класичному розумінні біотоп є місцем локалізації біоценозу. Відповідно, визнаючи, наприклад, озеро екосистемою, або гідробіоценозом, ми апріорі визнаємо, що сукупність таких абіотичних компонентів гідробіоценозу як водна товща, донні відклади і тверді поверхні, піднесені над дном, є біотопом (гідробіоценоз = біоценоз +

біотоп). В той же час, частина цього біотопу – дно (бенталь) також іменується біотопом, як і перифіталь та пелагіаль. У той же час, бентос, перифітон і планктон прийнято називати екологічними групами. Вирішенням цього конфлікту могло б бути використання терміну «екотоп», який був запропонований у 1915 році Г. Н. Висоцьким [82] і, на жаль, не став широко вживаним.

Попри термінологічні дискусії, кожен з фахівців, що спеціалізувався на дослідженні бентосу, планктону або перифітону, працюючи в масштабі свого біотопу, розвивав ідею його структурованості. Так, неоднорідність бенталі, яка може бути утворена різними донними відкладами – гравієм, галькою, глиною, мулом, піском з різним ступенем замулення, стає підставою для подальшого поділу бенталі (біотопу) на ряд біотопів. Наприклад, «биотоп илистых грунтов», «биотоп сапропелевого ила» [4, стор. 86]. Відповідно, угруповання бентосу поділяють на «псаммофильное сообщество» [56, стор. 95], «целиоценоз серого ила» [4, стор. 105] чи «угруповання замуленого піску», «угруповання глини», «угруповання крейди» і т.д. Іншими словами, ценотична структура ототожнюється з суб'єктивно визначеним дослідником простором. Проблема виявляється при подальшому аналізі таких угруповань, який викриває відсутність їх більш чи менш сталого видового складу і наявність тих самих видів у різних «угрупованнях».

Особливо гостро суперечності виявляються при спробі виділення ценотичних структур, утворених *найпростішими*. Так, дослідники планктону систематично спостерігають присутність у просторі пелагіалі видів, які прийнято вважати бентосними, і навпаки, в бенталі часто у значних кількостях виявляються, так звані, пелагічні види. Це явище підтверджує цитата з монографії І. В. Бурковського: «В мелких водоёмах нередко *планктонное сообщество* представлено батипелагическими и бентосными инфузориями, а истинный специфический комплекс отсутствует.» [55, стор. 156]. Дослідники бентосу констатують зворотну ситуацію: «...в составе бентоса встречается довольно много видов, которые считаются типично планктонными, а именно:

T. fluviatile, *T. cylindrata*, *S. humile*, *S. minimum*, *S. vernalis* и некоторые виды сем. Urotrichidae.» [122, стор. 32].

Як результат, спроби описати угруповання війчастих найпростіших бенталі призводять до опису щоразу іншого набору видів. Те ж стосується угруповання війчастих найпростіших в інших біотопах – пелагіалі й перифіталі.

Інформація, накопичена стосовно найпростіших перифітону, показує, що має місце значне перекривання видового складу найпростіших перифітону і бентосу. «Достаточно трудно провести также грань для некоторых типов водоемов между бентосом и перифитоном. В горных реках с каменистым дном и затонами с листовым опадом населяющих ложе реки инфузорий в одинаковой мере можно отнести к бентосу и к перифитону, что показывает условность деления на экологические группы фауны таких водоемов.» [113, стор. 121]. Європейські і американські екологи також констатують існування проблем з виділенням локальних угруповань [450, 435].

Такі підходи дають підстави розглядати населення найпростіших у водоймах як континуум видів, популяції яких стохастично трапляються у різних біотопах.

Підхід до виділення угруповань, який застосовує відомий європейський протистолог В. Фойсснер [369], базується на визначенні домінуючого виду чи видів, які систематично виявляються разом в певних умовах. Автор описав орієнтовний (приблизний) видовий склад декількох угруповань, виділених для умов з різним рівнем органічного забруднення, а також для умов пелагіалі та специфічних умов, що формуються в болотах та ґрунтах [302]. Наприклад, опис угруповання *Metopetum* містить назву індикаторних видів війчастих найпростіших – представників роду *Metopus* spp. Наводиться основний видовий склад: 7 видів і 5 родів, всі види з яких можуть вважатися членами цього угруповання. Більшість видів з цього угруповання є типовими анаеробами, для яких кисень є токсичним, хоча декілька видів не належать до анаеробів і трапляються в умовах з різним рівнем насичення киснем.

Для умов з високим рівнем органічного забруднення ним описано декілька угруповань: Colpidietum з індикаторним видом *Colpidium colpoda* і Trithigmostometum з індикаторним видом *Trithigmostoma cucullulus*, Carchesietosum з індикаторним видом *Carchesium polypinum*, угруповання Stentoretum з індикаторним родом *Stentor*. Виділено також угруповання пелагіалі під назвою Oligotrichetea. Однак сам автор в описі угруповання зазначає, що планктонні види (euplanktonic species) трапляються також у більшості груп (тобто угруповань) війчастих найпростіших [369, стор. 470].

Знову таки, автор залишається в орбіті існуючої парадигми апріорного виділення біотопу і сприйняття його як місця існування угруповання, але вирішує називати угруповання за таксономічною ознакою. І, відповідно, якщо він знаходить індикаторні види, то угруповання існує, якщо не знаходить – то не існує.

Ми згодні з точкою зору Ріклефса, який ставить питання про *масштаб*, у якому відбуваються пошуки угруповання [435, стор. 746]: «...сосредоточившись на локальном разнообразии (видов), мы задаем неправильные вопросы или, возможно, правильные вопросы в неправильном масштабе. Новое понимание экологии сообществ придет при исследовании факторов, которые влияют на распределение видов по всему пространству и по градиентам экологических условий.»

Очевидно, помилка протозоологів, які спеціалізуються на вивченні екології найпростіших, полягає в успадкуванні методичних підходів і методології вивчення водойм, розроблених для макроорганізмів. І тому думка Ріфлекса [435] тут має стати ключовою, оскільки існує дисонанс між розмірами найпростіших – і масштабом, в якому вони поширюються, навіть у межах однієї водойми. Якщо для макроформ дно і товща води мають значні відмінності, то для мікроформ сприйняття умов середовища існування, у зв'язку з їх розмірами, є кардинально іншим.

Відмовившись від апріорного поділу водойм на «біотопи», ми визнали, що для найпростіших, які існують апріорі лише в об'ємі води, фізичних обмежень для розповсюдження в масштабі водойм не існує і тому:

- масштаб простору, який потенційно може бути зайнятий популяцією або угрупованням найпростіших, дорівнює водоймі;
- єдиним біотопом для найпростіших є вода, яка займає увесь простір водойми;

Відповідно, важливим завданням у наших дослідженнях було максимально охопити простір водойми по вертикалі і по горизонталі при відборі проб.

Щоб уникнути проблеми заздалегідь визначеного або апріорі призначеного угруповання, ми не встановлюємо апріорно масштаб угруповання або угруповань, а у якості *єдиного біотопу для найпростіших* приймаємо тривимірний фізичний простір, заповнений водою. Як *робочу гіпотезу*, визнаємо, що у цьому просторі не існує фізичних перешкод для поширення популяції найпростіших на весь об'єм водойми. Це дає підстави визнавати гіпероб'єм водойми як гіпернішу. Слідом за Г. Хатчинсоном [393], визнаємо, що поняття ніші є багатовекторним і не обмежено лише параметрами фізичного тривимірного простору.

Багатовимірний гіперпростір (біотоп) водних біоценозів є системою скалярних полів, що описуються градієнтами факторів у тривимірному просторі, або у чотиривимірному, якщо враховувати часовий вимір, а водойму сприймати як просторово-часовий континуум. Власне, таке сприйняття найпростіших у факторних скалярних полях дозволяє аналізувати структури у просторі і часі. Фактично, ми масштабуємо біотоп найпростіших, як об'єм води, що заповнює пониззя земної поверхні і саме вода може вважатись гіпернішою цього біоценозу. Наявність факторних градієнтів визначає різноманіття і розподіл екологічних ніш, представлених у водоймах. Іншими словами, біотоп, як місце локалізації біоценозу, дорівнює поняттю

«гіперніша», в якій реалізується і функціонує складна динамічна система взаємодіючих між собою і середовищем популяцій гідробіонтів.

У цій системі існує і світ найпростіших, який, вочевидь, близько 1,8 мільярдів років проіснував як біоценоз без багатоклітинних. Світ одноклітинних, разом з прокаріотами, був структурованою системою, яка мала усі рівні трофічної піраміди, була здатна здійснювати кругообіг речовин і підтримувати потік енергії. Сучасні біоценози можна розглядати як первинні біоценози найпростіших з надбудованою трофічною пірамідою багатоклітинних, причому остання позбавлена редуцентів і може існувати лише у взаємодії з прокаріотами і найпростішими. У випадку зникнення багатоклітинних, біоценози продовжать існувати, виконуючи свої функції – кругообіг речовин і потік енергії. Тоді як зникнення прокаріот і найпростіших унеможливить існування біоценозів, побудованих з багатоклітинних компонент.

Довготривала коеволюція одноклітинних і багатоклітинних компонент, в процесі якої сформувались сучасні екосистеми, забезпечила їх потужним запасом демпферних можливостей. Сучасні екосистеми, гідроекосистеми зокрема, здатні витримувати значні амплітуди дестабілізуючих факторів. Однак антропічний вплив, що постійно зростає, особливо протягом останніх 100 років, призвів до значних порушень у структурі водних екосистем, скорочення їх різноманіття і зникнення значної кількості видів. На рівні макроформ ці факти не потребують додаткової аргументації і є доведеними.

Повноцінне існування і функціонування сучасних гідробіоценозів базується, перш за все, на повноцінному функціонуванні складних за ієрархічною організацією і внутрішньо-системними функціональними зв'язками угруповань найпростіших і мікробів (прокаріот), які, власне, і забезпечують функцію кругообігу речовини і потоку енергії у гідроекосистемах. Інформація про структурну організацію, функціонування, різноманіття і гомеостатичні механізми цього компоненту у сучасних гідробіоценозах залишається вкрай обмеженою.

Таким чином, встановлення механізмів структурної організації угруповань найпростіших є важливим як для вирішення суто практичних завдань, так і для розвитку теоретичної біології, перш за все, на рівні організації екологічних систем.

Війчасті найпростіші є одним з найбільш різноманітних компонентів гідроекосистем, і саме вони, завдяки надзвичайному різноманіттю форм, утворюють складні багаторівневі трофічні піраміди. Війчасті найпростіші є важливим компонентом анаеробних ланцюгів. Протягом останніх років все більше інформації накопичується про фізіологію і біохімію анаеробних видів, їх роль в утилізації органіки і процесах самоочищення водойм [335, 349, 350, 352, 439]. Однак на сьогодні вкрай обмеженою є інформація про структуру їх угруповань, поширення у гіперпросторі водойм, причини їх появи і зникнення, інтенсивності метаболічних процесів. Недостатньо інформації навіть про їх кількісну і якісну структуру, не говорячи вже про їх роль у внутрішньоводоймних процесах, про їх взаємодію і співіснування з аеробними видами, їх толерантність до кисню, активності іонів водню, редокс-потенціалу та інших факторів.

Понятійний апарат та термінологія.

Біотоп – екотоп. Біотоп у класичному його розумінні [246, 458] є місцем локалізації біоценозу і в масштабі, наприклад, озера має сприйматись як весь гіпероб'єм, в якому існує все видове різноманіття гідробіонтів, представлене популяціями – від вірусів до вищих форм – риб. Взаємодіючи у гіперпросторі біотопу сукупність популяцій забезпечує необмежено довге існування біоценозу за рахунок кругообігу речовин і підтримання потоку енергії.

У межах гідробіоценозів об'єктивно існують екологічні групи: «Экологические группировки гидробионтов составляют единое население водоемов, и, в то же время, каждая в отдельности обладает спецификой и определенной ограниченностью. Это связано с топической неоднородностью среды обитания гидробионтов.» [234, стор.34]. Це ставить закономірне

питання: якщо під біотопом розуміти місце існування біоценозу, то що є частиною біотопу, в межах якої реалізуються екологічні групи?

Відповідно, вслід за А. А. Протасовим [234] визнаємо, що біоценоз представлений екологічними групами, еволюція і адаптації яких пов'язані з топічною неоднорідністю середовища існування гідробіонтів. Для позначення місць існування екологічних груп вважаємо за доцільне застосувати відповідний термін – екотоп. Термін «екотоп» запропонований у 1915 році Г. Н. Висоцьким [82, стор. 366] і може бути коректно вживаний як аналог загальноновизнаного терміну «оселище».

Біотопічний парадокс найпростіших.

Згідно з концепцією «біотопічного парадоксу найпростіших», у гіперпросторі водойм специфічні ценотичні об'єднання вільноживучих війчастих найпростіших формуються відповідно до скалярних полів фізичних і хімічних факторів і не детерміновані фізичними параметрами традиційних біотопів. Прикладами таких полів є температура, вміст кисню і т.п.

Ценоекоморфи, екоморфи та життєві форми.

Ценоекоморфа – комплекс адаптацій на рівні організму та надорганізменному рівні як в системі біоценотичних зв'язків в угрупованні, так і в системі зв'язків з середовищем існування [232, стор. 293].

Екоморфа – сукупність видів, що набули у процесі конвергентної еволюції морфологічно схожих у загальному плані будови ознак зі спільними вимогами до певних умов середовища.

Життєві форми – це сукупність функціональних, біохімічних, фабричних, етологічних ознак, що формують відмінності в межах екоморф одного типу, забезпечуючи їх співіснування за рахунок урізноманітнення параметрів їх екологічних ніш.

Традиційно при поділі на екоморфи, чи екологічні або біхевіоральні групи [411], серед різноманіття форм вільноживучих війчастих найпростіших виділяють три основні – плаваючі, повзаючі і прикріплені (сидячі або сесильні). Для макроформ екоморфи добре узгоджуються з характером і

особливостями основних біотопів, демонструючи відповідність адаптивних рис в будові, у випадку з найпростішими така пряма залежність не прослідковується.

Висновки до розділу 1

Розглянуто сучасні уявлення про організацію ценотичних структур найпростіших у водних екосистемах і теоретичні засади та методологічні підходи до їх виділення. Показано існування значних суперечностей в сучасних уявленнях про структуризацію угруповань найпростіших у водних екосистемах.

Запропоновано концепцію «біотопічного парадоксу найпростіших» і підхід до виділення ценотичних структур вільноживучих війчастих найпростіших, згідно з яким формування таких структур відбувається відповідно до скалярних полів фізичних і хімічних факторів і не детерміноване фізичними параметрами традиційних біотопів.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Район та об'єкти досліджень

Загальна характеристика об'єктів дослідження. Об'єктами досліджень були різнотипні континентальні водойми України. Основними типами континентальних водойм на території країни є річки з системою похідних від них природних водойм (старики, заплавні озера, болота, струмки, ефемерні водойми), а також штучно створені на руслах річок водосховища і ставки. Менш поширені – озера, що не пов'язані за походженням з річками, а також лимани – водойми перехідного типу між прісними і солоними.

Водойми штучного походження представлені каналами і водоймами-охолоджувачами електростанцій та копанками. Окреме місце займає водна система штучного походження, яка представлена аеротенками очисних споруд. Враховуючи кількість очисних споруд різного типу, розосереджених по території країни, значення цієї штучної водної системи і розуміння її функціонування є достатньо вагомим. Тим більше, що похідне цієї системи – активний мул, є чи не найбільш активно дослідженою системою у світі.

Гідрографічна мережа України. Сучасна гідрографічна мережа почала формуватися у неогені після звільнення значних просторів від моря, і у геологічному масштабі поступово змінювала свої обриси. Початком формування річкової мережі вважають четвертинний період. Зокрема, у цей час починають формуватися долини Дніпра, Дністра та інших великих річок, а також почали формуватися й долини сучасних малих річок. Тоді як значна частина водозборів середніх та малих річок формувалась у післяльодовиковий період. Загалом, річки та їхні долини відігравали значну роль у формуванні сучасного рельєфу країни [186].

В Україні на сьогодні налічують більш як 63 тисячі річок, 8 тисяч озер і лиманів [223]. Середня густота сучасної річкової мережі країни становить $0,34 \text{ км/км}^2$ [106]. За даними [65], на 63119 річках в Україні налічується 1103 водосховища і 49444 ставки. Так, середній багаторічний обсяг місцевого стоку становить понад $52,4 \text{ м}^3$, а середній багаторічний обсяг транзитного стоку перевищує 160 м^3 [99].

Особливості річкових екосистем є результатом взаємодії рельєфу і клімату. Географічне положення України обумовлює значне різноманіття на її території природно-кліматичних умов, які визначаються її розташуванням у помірному поясі Північної півкулі. Особливістю клімату рівнинної частини країни є те, що у напрямку з північного заходу на південний схід середні температури літніх місяців підвищуються, а зимові знижуються, що є ознакою зростання континентальності клімату [231]. У цьому ж напрямку спостерігається й виразне зменшення кількості атмосферних опадів. За останні роки, у зв'язку з потеплінням клімату почастишали бездощові періоди з високими середньодобовими температурами повітря (явище спеки). Вони спостерігаються переважно наприкінці весни та влітку, температура повітря сягає $+30 \text{ }^\circ\text{C}$ і вище. Тривалі бездощові періоди та низька вологість повітря і ґрунту призводять до посухи. Усе це суттєво впливає на водність континентальних водойм по всій території країни.

Сучасні водні екосистеми суттєво змінені під впливом потужного антропогенного втручання, що спричинило порушення гідрологічних умов і, як наслідок, призвело до зміни не тільки складу їх біоценозів, але і рівня трофності водойм, загального різноманіття водної фауни і флори, а також якості водного середовища.

Так, сучасна річкова мережа країни являє собою значну кількість річок, стік яких порушений численними греблями. Внаслідок антропогенного втручання у функціонування гідроекосистем, велика кількість, особливо малих річок і струмків, зникла і продовжує зникати з мапи України. Успішність спроб ревіталізації водойм, відновлення їх аутентичного рівня

різноманіття та повноцінного природного рівня процесів самоочищення, будуть залежати від знань історії формування водойм та факторів, які призвели до тих чи інших змін.

За будовою сучасних долин річки поділяють на три типи [106]. До першого належать допливи Дніпра, Південного Бугу, Сіверського Дінця та більшість річок степової зони. Долини річок цього типу достатньо широкі і мають розчленовані схили, їхні русла меандрують, а у середній течії можуть розділятися на протоки. У долинах цих річок формуються численні старики і заплавні озера. Низька притерасна заплава, як правило, заболочена. У меженний період середня швидкість течії рівнинних річок становить 0,2–0,5 м/с, а у період повені цей показник зростає до 1 м/с і вище. Водозбірні басейни річок цього типу, як правило, достатньо розчленовані ярами і балками, по яких у весняний період відновлюються тимчасові потоки, сприяючи повеням і паводкам. Похил рівнинних річок у верхній і середній течії складає від 1 до 10 м/км. У напрямку гирла похил падіння у річок цього типу поступово зменшується.

Річки другого типу локалізовані переважно в межах Поліської низовини. Вони мають широкі заплави, але незначну глибину врізання долин, по яких русла вільно меандрують. Похил падіння русла у таких річок не більше 1 м/км. Швидкість течії у річках цього типу в меженний період складає 0,3–0,4 м/с, а у період повені і паводків може досягати 1 м/с.

Третій тип річок – гірські, – це річки Карпат і Криму. Долини гірських річок глибокі, з крутими схилами і вузькими заплавами. У передгір'ях глибина долин складає 150–250 м, а в горах досягає 600–800 м [106]. Похил русла у верхів'ях і середній течії сягає 60–70 м/км, а в районі гирла знижується до 5–10 м/км. Порівняно з рівнинними річками русла гірських річок є неглибокими. Характерною рисою цього типу річок є значні перепади глибин, які спостерігаються у посушливі періоди, і швидке збільшення глибин у період дощів, або танення снігу в горах. Швидкість течії у меженний період зазвичай досягає 1–2 м/с, а у періоди весняних повеней і паводків швидкість

підвищується до 3–5 м/с, а на окремих ділянках може сягати навіть 10 м/с [106].

Тип живлення у більшості річок України змішаний. Переважно снігове живлення мають річки на рівнинній частині країни, а у горах переважає дощове. Підземне живлення річок на теренах країни переважає взимку і становить не більш як 20%. У маловодні роки річки помітно міліють, а у степовій зоні можуть навіть повністю втрачати стік.

З огляду на значну протяжність території країни з півночі на південь, у термічному і льодовому режимі річок з різних басейнів існує певна відмінність. Ця різниця, що стосується середньомісячних температур води в річках півдня і півночі, незначна і для травня–липня складає 3 °С. Так, наприклад, на півдні країни пересічна температура води в серпні 23 °С, у вересні – 17 °С, у жовтні – 11 °С, а на півночі і північному сході 20°, 14° і 8°С відповідно.

Відповідно до вимог Водної Рамкової директиви ЄС [63] було розроблено нову систему гідрографічного районування України [188], згідно з якою у межах країни виділяють 9 річкових басейнів: Вісли, Дунаю, Дністра, Південного Бугу, Дніпра, Дону, басейнів річок Причорномор'я, річок Приазов'я та Криму (рис. 2.1).

Стисла характеристика басейнів.

Басейн Дніпра має найбільшу площу і, відповідно, займає 48,5% території України [106] (рис. 2.1). Площа басейну становить 504 тис. км². Середній річний стік 53,5 км³. Середня густота річкової мережі складає 0,27 км/км². Басейн Дніпра налічує 15381 малу річку з загальною довжиною 67,2 тис. км [106]. Річка Дніпро впадає у північно-західну частину Чорного моря, де з Південним Бугом утворює Дніпро-Бузький лиман. Серед правих допливів Дніпра найбільш значними за водністю, площею водозборів і довжиною є річки – Прип'ять, Рось, Сиріч, Горинь, Случ, Уборть, Уж, Тетерів та Ірпінь. Серед лівих допливів найбільшими є Десна, Сейм, Снов, Рось, Сула, Удай, Псел, Хорол, Ворскла та інші.

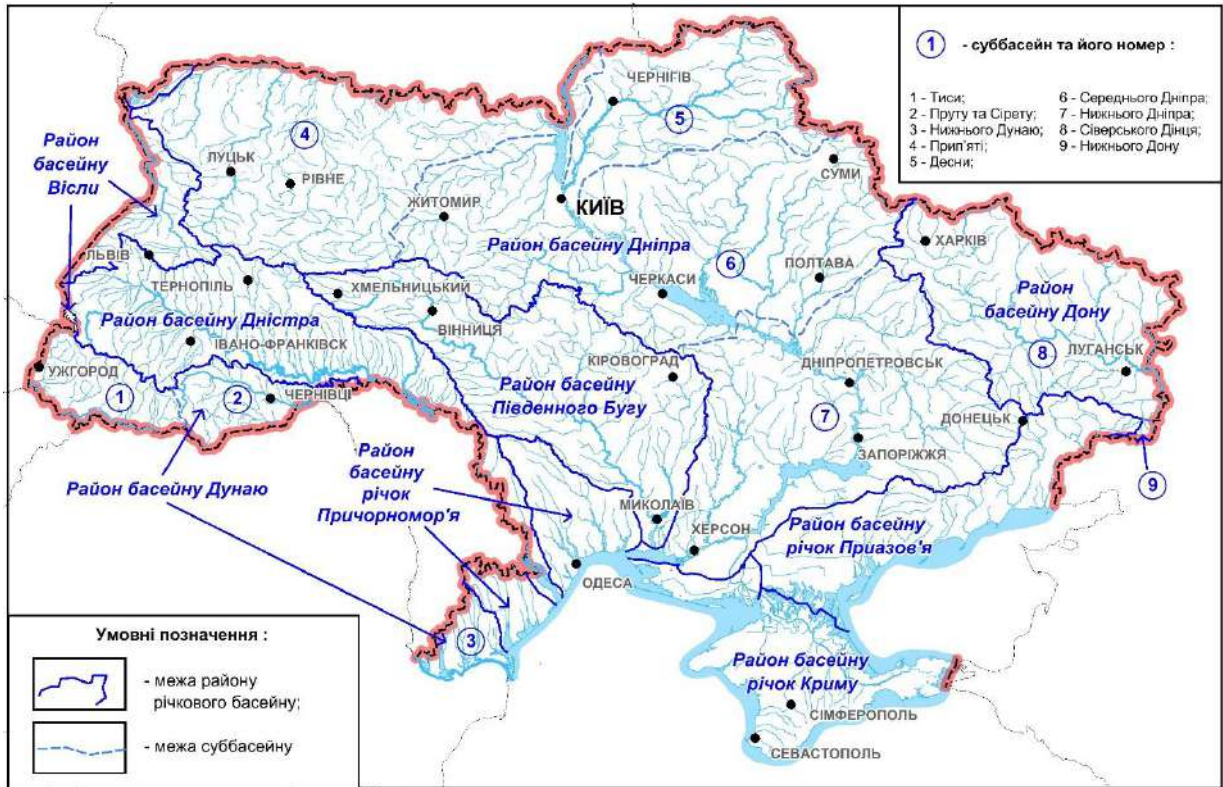


Рис. 2.1 Гідрографічне районування території України з зазначенням дев'яти річкових басейнів та суббасейнів [71].

Басейн Дунаю охоплює 5,3% території країни і має площу 817 тисяч км². Річкова мережа Дунаю налічує понад 17 тисяч малих річок сумарною довжиною 35,2 тис. км [106]. Басейн цієї річки охоплює частину південних та південно-східних схилів Східних Карпат, Закарпаття і південно-західну частину Причорноморської низовини (рис. 2.1). На більшості території басейну середня густота річкової мережі досягає 1,12 км/км² [106]. У Карпатах цей показник підвищується до 1,7 км/км². Окрім самого Дунаю важливу роль у функціонуванні цього басейну відіграють річки Тиса, Серет і Прут.

Басейн Південного Бугу охоплює 10,6% території країни, площа басейну 63,7 тисяч км². Він займає територію Волино-Подільської і Придніпровської височин, нижня частина басейну охоплює Причорноморську низовину (рис. 2.1). До басейну належить 6638 малих річок загальною довжиною 20,1 тис. км, пересічна густота річкової мережі складає 0,35 км/км² [106]. Щодо середньої

висоти водозбору цього басейну, то у верхів'ях вона 300–320 м, в нижній частині 5–20 м [106]. Річкова мережа має деревоподібний рисунок, середня густота її близько 0,35 км/км².

Басейн річок Приазов'я. До річок Приазов'я належать Молочна, Обіточна, Берда, Кальміус, Кальчик, Мокрий Єланчик, Грузький Єланчик, Міус, Кринката інші, які стікають з південних схилів Приазовської височини. По території Приазов'я протікають 2213 малих річок. Середня густота річкової мережі Приазов'я дорівнює 0,36 км/км² [106]. Водозбори більшості річок басейну знаходяться на висоті 130–150 м н.р.м.

Басейн Вісли в межах України займає північний захід Волино-Подільської височини і західну частину Поліської низовини (рис. 2.1). В країні цей басейн представлений басейнами річок – Західний Буг і Сан. В межах цього басейну налічується 3112 малих річок загальною довжиною понад 7 тис. км [106]. Загальна площа водозбору р. Західний Буг і р. Сан складає 2,1% від площі України, а середня густота річкової мережі – 0,58 км/км². Середня висота водозборів досягає 250–350 м, похил падіння більшості річок може сягати від 20 до 90 м/км [106].

Територія басейну *Дністра* охоплює східні схили Українських Карпат і південно-західну частину Подільської височини (рис. 2.1). Площа його басейну дорівнює 72,1 тис. км², що становить 8,7 % від площі країни. У басейні налічується 14886 малих річок сумарною довжиною 32,3 тис. км [106]. Середня густота річкової мережі становить 0,65 км/км². Від гірських річок Дунайського басейну річки цього басейну відрізняються дещо меншими величинами похилу річкових долин.

Загальна площа басейну *Сіверського Дінця (Дону)* становить 98,9 тис. км² і займає 9,1% території країни. Річка Сіверський Донець є найбільшою правобережною притокою Дону і четвертою за розміром річкою в Україні. У гідрографічному відношенні басейн Сіверського Дінця поділяють на дві частини: лівобережну, де найбільші річки басейну беруть свій початок на схилах Середньоруської височини, та правобережну, де річки стікають з

схилів Донецького кряжу. Загалом у басейні Сіверського Дінця налічують 1487 річок загальною довжиною 8870 км, з яких 1265 річок мають довжину до 10 км [106]. До басейну належать річки Уда, Берека, Оскіл, Казенний Торець, Айдар, Красна, Лугань, Деркул, Велика Кам'янка та інші.

Район басейну річок Причорномор'я. до річок даного басейну належать – Тилігул, Великий Куяльник і Малий Куяльники, Сарата, Когильник і Чатирлик. Крім Чатирлику який впадає у Чорне море, річки Сарата і Когильник несуть свої води в озеро Сасик. Більшість річок утворюють лимани – Тилігульський, Куяльницький і Хаджибейський, Будацький. Належать до басейну Чорного моря і озера Сасик та Шагани. На сьогодні спостерігається значне обміління водойм та засолення лиманів Причорномор'я.

Басейн річок Криму. Район цього басейну поділяють на рівнинну (степову) і гірську частини (рис. 2.1). Усього на Кримському півострові налічується близько 1660 річок загальною довжиною 6000 км; більшість з них розташовані на висотах 600–1000 м [106]. Усі річки цього регіону беруть початок з гір. Найбільшими за водністю і довжиною є річки басейну Азовського моря – Салгир і басейну Чорного моря – Альма, Бельбек, Кача і Чорна. Середній коефіцієнт густоти річкової мережі дорівнює 0,22 км/км² [106]. Усі водотоки степової частини Криму мають довжину від 4 до 50 км, а площі водозборів 100–200 км²; як правило, їхні русла пересихають.

Типи водойм.

Річки. За площею водозбору і довжиною річки України поділяються на великі, середні й малі [73]. Переважна більшість річок (98%), що протікають територією України, належить до басейнів Чорного й Азовського морів та лише незначна їх кількість (близько 2%) належить до басейну Балтійського моря – це притоки р. Вісли (Сан та Західний Буг).

Густота річкової мережі на території України дуже нерівномірна. У першу чергу, це пояснюється геологічною будовою, характером рельєфу та відмінністю кліматичних умов в різних частинах країни. Середня густота річкової мережі по рівнинній країні становить 0,34 км/км², а для гірських

районів Карпат – 1,49 км/км². В Україні більшість річок належать до рівнинних, а річки гірського типу протікають в Карпатах і на Південному березі Криму.

Для більшості річок країни характерне живлення снігове і ґрунтовими водами. Дощове живлення притаманне річкам басейну Дністра, Тисі і Прут.

Стосовно кількості малих річок, то різні джерела подають різну інформацію, що не дивно, оскільки, починаючи з 50-х років XX сторіччя, коли розпочалась масштабна меліорація, і до теперішнього часу процес зникнення малих річок продовжується. На сьогодні постала нагальна потреба у масштабній програмі паспортизації малих річок, оцінки стану і перспектив поверхневих вод в Україні.

Згідно з даними [223], на території України налічується 9 великих річок, 81 – середня та 63029 малих річок і водотоків загальною довжиною понад 206 тис. км. Малих річок довжиною понад 10 км налічується 3212, їхня загальна довжина становить близько 74 тис. км [73].

Озера. На території України озера розташовані нерівномірно. Показник «озерності» становить 0,3 %. Загалом налічується понад 20 тис. озер [106]. Понад 40 озер мають площу 10 км² і більше. Більшість озер має невеликі розміри і переважно локалізовані у долинах Дніпра, Прип'яті, Десни, Орелі, Самари, Сули, Хоролу та у долинах Поліських річок. Здебільшого вони неглибокі і мають невелику площу. Також зосереджені озера у пониззі Дунаю та на узбережжі Чорного і Азовського морів.

За походженням озера України поділяються на заплавні; провальні; карстові та просадочні, що переважно поширені на Поліссі та у степовій зоні; залишкові, що утворились внаслідок відокремлення від моря заток, бухт, гирл річок; карові озера, які поширені в Українських Карпатах. За рівнем трофності виділяють три основні типи озер: оліготрофні, евтрофні та дистрофні [154].

Водосховища. В Україні налічується 1157 водосховищ і 28,8 тис. ставків [106]. Переважна більшість водосховищ – понад 850 – є річковими (руслові), окрім цього є також наливні та озерні. Сумарна площа акваторії 6

дніпровських водосховищ: Київське, Канівське, Кременчуцьке, Кам'янське (колишнє Дніпродзержинське), Дніпровське (Запорізьке) і Каховське становить понад 6900 км². Найбільші з Дніпровських водосховищ – Кременчуцьке з площею водного дзеркала 2252 км² і Каховське – 2155 км². Вони, а також Київське, Канівське і Кам'янське належать до категорії дуже великих за площею водосховищ (площа від 500 до 5000 км²). Дніпровське водосховище (410 км²) та два водосховища на річках Дністер (Дністровське – 142 км²) і Оскіл (Оскільське – 122,6 км²) належать до великих водосховищ (площа від 100 до 500 км²). Крім цього, на річках України створено ще п'ять середніх водосховищ (площа від 20 до 100 км²). Решта належить до невеликих і малих водосховищ.

Водосховища за гідрологічним режимом мають спільні риси з озерами і річками. Подібність до озер зумовлена великою площею водного дзеркала, значною шириною, нешвидкою течією та стратифікацією водної товщі. Як правило, відмінність водосховища від річки стає більш виразною при наближенні до греблі [154]. На верхніх ділянках водосховищ зберігається подібність гідрологічних і біоценотичних характеристик водосховища з річками, особливо, вздовж осі затоплених русел, де зберігається проточність, а застійні явища не виразні [154].

Створення руслових водосховищ спричинило значні зміни умов у річкових екосистемах: уповільнення течії, аж до її зникнення на значному відрізку русла річки, та акумуляція наносів, що має прояв у замуленні донних відкладів. При цьому, чим менше водосховище, тим швидше відбувається його замулення. Акумуляція наносів у руслах призводить до порушення в річках балансу наносів від витоків до гирла. Створення водосховищ спричиняє уповільнення водообміну в гідрографічній мережі, збільшення витрат води на випаровування, що є додатковою причиною зменшення стоку річок. Зміни морфологічних характеристик русла у сполученні з уповільненням течії призводять до появи у водосховищах стратифікації і, як наслідок, дефіциту кисню у придонних шарах води, «цвітіння» води. Багаторічне існування

водосховищ призводить до руйнування природного водного режиму річок нижче гребель (змінюється характер затоплення заплави – заплави і дельти річок висихають, порушуються руслові процеси); перешкоджання проходу на нерест цінних видів риби [191].

Ставки. За своїм генезисом ставки не відрізняються від водосховищ, оскільки так само створюються шляхом перетинання русла річок греблями. Це водойми, об'єм яких не перевищує 1 млн. м³. Ставки мають невелику глибину. Вітрове перемішування, як правило, захоплює всю водну товщу ставка, що призводить до скаламучення води, внаслідок підняття донних відкладів. Таким чином, особливостями умов середовища існування у ставках є низька прозорість води, проникнення сонячних променів на невелику глибину і висока концентрація біогенних сполук. Температурний, кисневий режим і вміст біогенів є більш нестабільним у ставках порівняно з іншими типами водойм [154]. У неспускних ставках може спостерігатися розростання вищих водних рослин по всій площі ставка. Більшість малих річок в Україні перетворені на системи ставків, що є однією з причин їх зникнення.

Характеристика об'єктів досліджень. Дослідження проводили, починаючи з 1993 по 2017 рр. включно. Для виконання даної роботи було обстежено 28 річок та 18 заплави озер, 3 водосховища, 5 ставків і 2 копанки. Крім цього, війчастих найпростіших досліджували у мілководних болотах, дуплових водоймах і очисних спорудах. Було відібрано і кількісно опрацьовано понад 5000 проб. Пункти проведення досліджень в різних басейнах річок на території України подано на мапі (рис. 2.2).

Так, у басейні *Дніпра* нами було обстежено 14 річок. Допливи р. Дніпро 1-го порядку – Десна, Псел, Ворскла, Сула, Либідь; 2-го порядку – Восковаха, Олешня, Битиця, Сироватка, Рибиця, Рябина, Хухра; 3-го порядку – Гуска і Попадька. В межах трьох руслових водосховищ проводили дослідження війчастих найпростіших: Низівське і Ворожбянське на р. Псел та Куземинське на р. Ворскла.

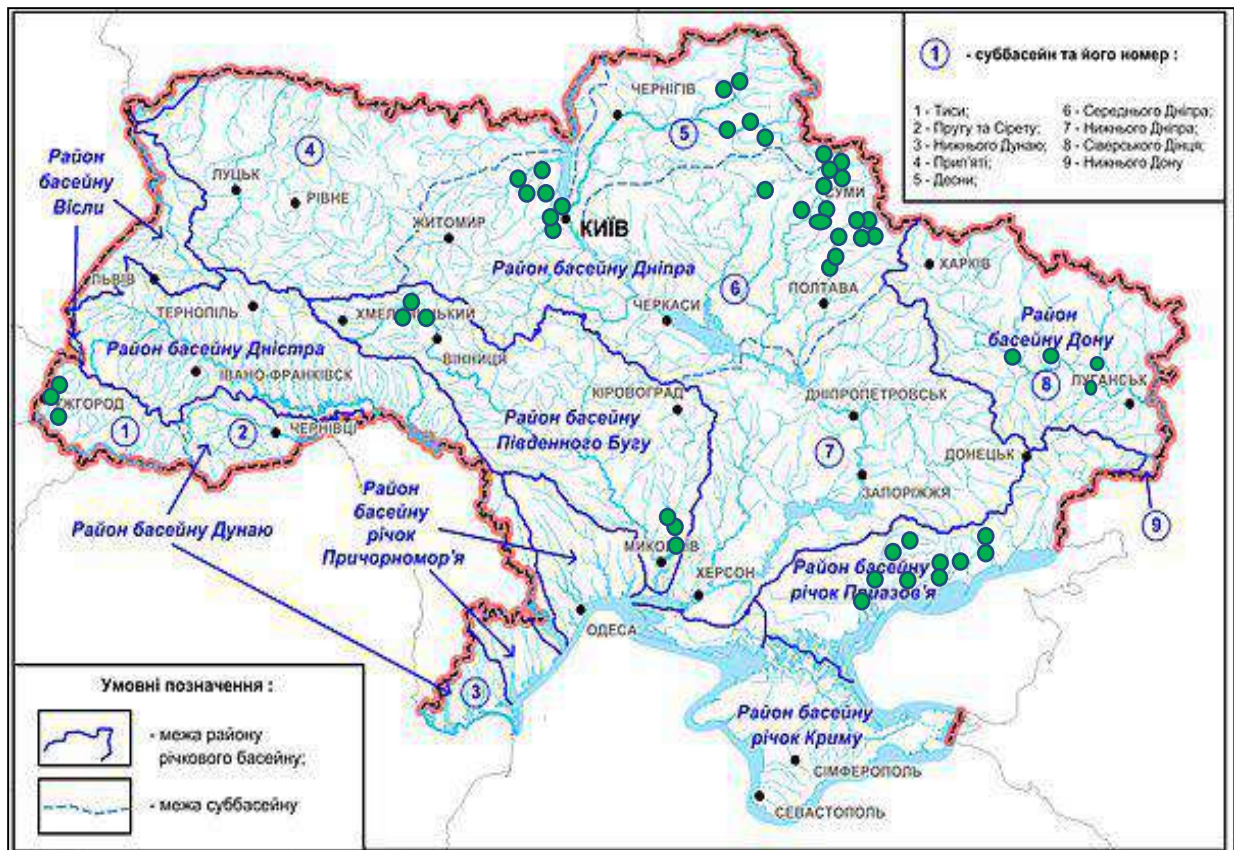


Рис. 2.2 Мапа з зазначеними пунктами власних досліджень у басейнах річок на території України [71].

У районі басейну річок *Приазов'я* досліджено 10 річок – Берда і її лівий доплив Каратиш, Кальміус, Молочна і її ліві допливи Юшанли і Курашани, Обіточна з допливом Кільтичія, Грузький Єланчик, Великий Утлюк. В басейні *Дону* досліджували р. Сіверський Донець в її середній течії. У басейні *Південного Бугу* досліджували 2 річки – Інгул та Згар, допливи 1-го порядку р. Південний Буг. У басейні *Дунаю* досліджували р. Уж – доплив р. Дунай 5-го порядку.

Дослідженнями було охоплено 18 заплавних озер, а саме, у заплаві р. Десна – 5 озер, у заплаві р. Псел – 3 озера, у заплаві Ворскли – 10 озер. Збір матеріалу проводили також у 5 ставках на малих річках – Олешня (2), Битиця (1), Охтирка (1) і ставку в с. Токарі; та 2 копанках, розташованих в с. Вакалівщина і на хуторі Петренків (Сумська обл.).

Стационарні дослідження проводили на середніх річках – допливах 1-го порядку Дніпра: Ворскла, Псел, Сула, а також на малих річках – допливах Дніпра 1-го, 2-го і 3-го порядку – Либідь, Битиця, Олешня, Сироватка і Гуска.

Річка Либідь – права притока Дніпра, що протікає територією м. Києва. У теперішній час бере початок в районі перетину вулиць Світлогорської та Радищева. Далі протікає підземним колектором. На поверхню виходить в районі вул. Залізничної і тече переважно в бетонному руслі. Нижче за течією Либідь протікає в підземних колекторах; на поверхню Либідь виходить неподалік Лисої гори і далі тече у земляному руслі, а біля Столичного шосе – знову у бетонному. Швидкість течії – від 0,5 м/с у межень до 2 м/с і більше під час паводків. Проби відбирали на відкритих ділянках русла.

Річка Псел є лівим допливом Дніпра довжиною 717 км, у межах країни його довжина – 520 км. Загальна площа басейну – 22800 км², а в межах країни – 16270 км². Бере початок на західних схилах Середньоруської височини, на території Белгородської області Російської Федерації. Перетинає Придніпровську низовину, тече по території Сумської та Полтавської областей України. Річка впадає у Кам'янське (Дніпродзержинське) водосховище поблизу м. Кременчук. Долина у верхній течії вузька, глибока, з крутими схилами, нижче її ширина досягає 10–15 км, у нижній течії – 20 км. Схили долини асиметричні: високі праві (30–70 м) та низькі ліві. Ширина русла у нижній течії до 60–80 м. Живлення переважно снігове. Заплава розчленована старицями та протоками, на окремих ділянках заболочена. Дно піщане, місцями крейдяне. Річка на території країни зрегульована 4-ма водосховищами. Русло у межах водосховищ замулене і заросле вищими водяними рослинами. Проби відбирали на ділянці в середній течії річки від кордону з Росією (рис. 2.3).

Річка Олешня є правим допливом Псла 1-го порядку, впадає в Псел вище м. Суми (рис. 2.3). Одна з типових рівнинних малих річок лівобережжя Дніпра. Довжина річки 40 км з площею водозбору 311 км². Її русло слабо звивисте; дно

замулене. Річкова долина коритоподібна, порізана ярами. Заплава у середній течії заболочена. На руслі споруджено 7 ставків.

Річка Гуска, доплив Псла 2-го порядку, є однією з правих допливів р. Сумка, в яку вона впадає вище м. Суми (рис. 2.3). Довжина 11 км, площа басейну – 32,4 км². Її русло помірно звивисте, шириною від 2 до 4 м, глибина від 0,1 до 0,3 м. До того ж, русло зрегульоване. Дно замулене.

Річка Битиця є правим допливом р. Псел довжиною близько 7,5 км, яка утворена злиттям двох струмків, протікає через с. Вакалівщина і Битиця (Сумський р-н, Сумська обл.) [58]. Має асиметричну долину, ширина русла до 2 м, ширина заплави коливається від 200 до 600 м. Нижче ставка на території с. Вакалівщина її русло губиться в болоті, а нижче села, аж до впадіння у р. Псел, тече спрямленим руслом. На руслі існує 2 ставки, які розташовані вище с. Вакалівщина (рис 2.4).

Річка Сироватка є лівим допливом Псла. Довжина річки – 58 км, площа басейну становить 738 км². Долина цієї річки коритоподібна, шириною до 3 км. Ширина заплави – до 600 м. Заплава заболочена, у нижній течії осушена. Русло р. Сироватка звивисте, його ширина – до 5 м. Дно замулене. У басейні річки існує 20 ставків.

У басейні р. Псел були досліджені ставки на річках Сумка і Битиця (рис. 2.3, 2.4). Були обстежені два руслові водосховища на р. Псел: Низівське і Ворожбянське. Також у долині р. Псел та її допливів було обстежено 3 заплавних озера (оз. Чеха, Паркове і Коноплянка), 2 болота і 2 копанки.

Озеро Паркове розташоване у заплаві на правому березі р. Псел, в центральному парку м. Суми (рис. 2.3). Це неглибоке і невелике за площею поверхнє озерце, яке не має зв'язку з руслом річки. Озеро Чеха – це стариця русла р. Бистра, лівого допливу р. Псел; воно розташоване серед житлових забудов м. Суми. Озеро має більш-менш овальну, витягнуту з південного заходу на північний схід форму (рис. 2.3). Живлення озера відбувається за рахунок опадів і підземних вод. Основні морфометричні показники цих озер наведено у табл. 2.1.

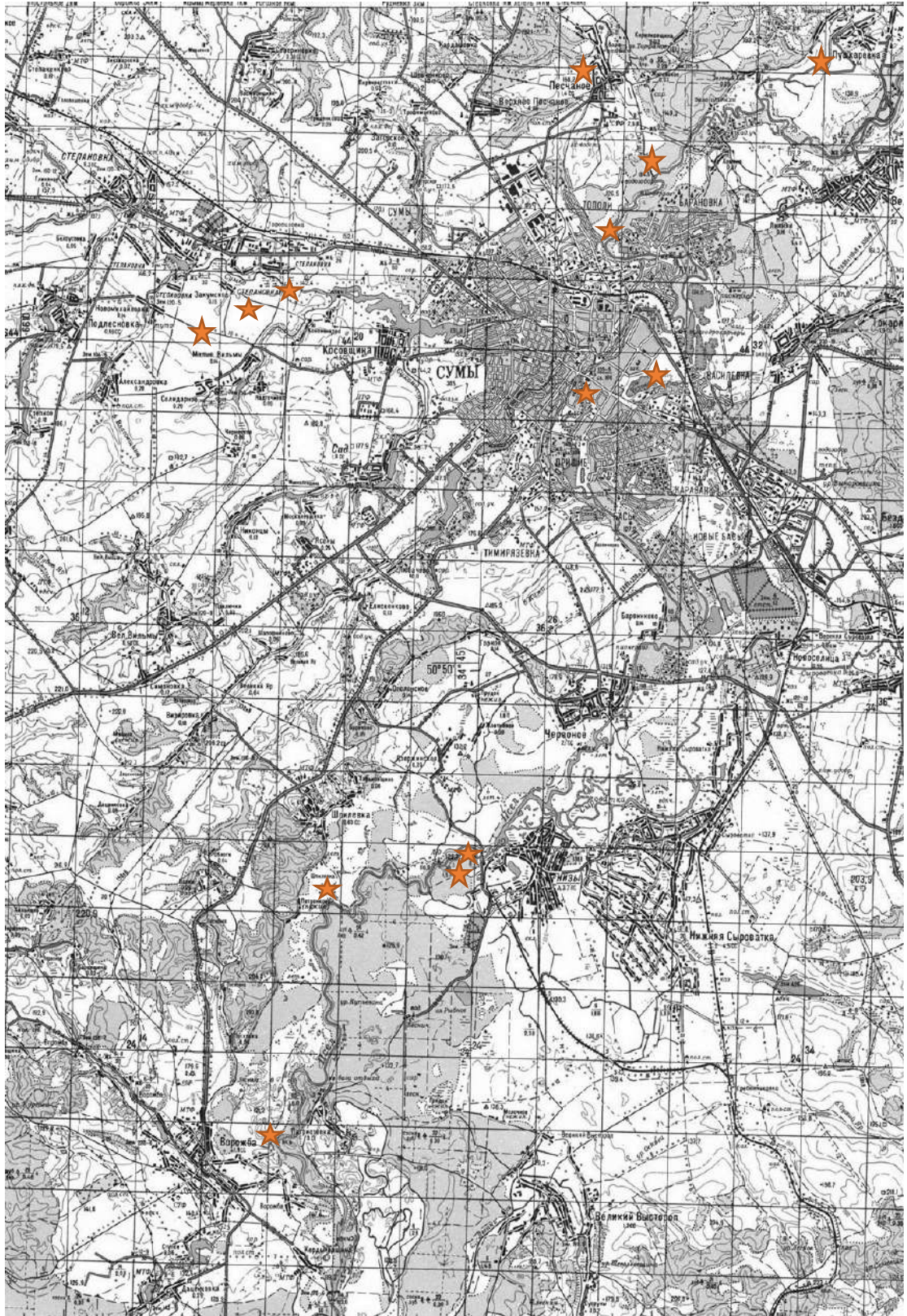


Рис. 2.3 Мапа району стаціонарних досліджень: ділянка р. Псел з заплавленими водоймами та її допливами – Олешня, Гуска, Битиця і Сирозатка. Позначення: зірочками зазначені станції відбору проб.

Таблиця 2.1

Основні морфометричні характеристики озер і ставка у басейні р. Псел

Назва об'єкту	Довжина, м	Ширина, м	Площа, м ²	Глибина макс., м	Глибина середня, м	Об'єм, м ³
Оз. Паркове (м. Суми)	33	27	567	1,5	0,8	454
Оз. Чеха (м. Суми)	900	350-400	320000	14	6,0	1920000
Ставок на руслі р. Битиця	665	230	54000	3,05	1,1	59400

Ставок на руслі р. Битиця має трикутну форму (рис. 2.4). Основні морфометричні показники ставка наведено у табл. 2.1. Для його берегів не характерні процеси абразії. Живлення снігове; замерзання водойми відбувається у листопаді – грудні, а скресання у квітні.



Рис. 2.4 Мапа розташування ставка в середній течії р. Битиця. Позначення: пряма стрілка вказує напрямок течії.

Річку Сулу, лівий доплив Дніпра, досліджували на 78-км ділянці у верхній течії – від витоків до м. Ромни. Довжина річки 363 км, площа басейну 19600 км². Сула бере початок на південно-західних схилах Середньоруської височини на території Сумської області. Протікає по території Придніпровської низовини і впадає у Кременчуцьке водосховище. Долина цієї річки трапецієвидна, здебільшого асиметрична, шириною від 0,4 км у верхній течії до 11–15 км у нижній. Русло звивисте, місцями розгалужене, глибина від 1,5 до 2 м. Дно замулене. Заплава її заболочена, в деяких місцях є осушеною. У витоках р. Сули споруджено ставки.

Річка Ворскла, лівий доплив Дніпра, бере початок на схилах Середньоруської височини на території Росії. Вона протікає по території Придніпровської низовини і впадає у Кам'янське водосховище. Її довжина 464 км, площа басейну на території України 12590 км². Долина річки трапецієвидна, в межах України завширшки 10–25 км і глибиною 56–83 м, різко асиметрична, майже на всьому протязі річки правий берег підвищений, крутий, а лівий – низький і подекуди заболочений. Русло звивисте, ширина в середній та нижній течії 35–40 м, глибина від 0,5 до 2 м, максимальна – до 12 м. Заплава має ширину 2 км і більше, подекуди дуже заболочена, її перетинають численні рукави Ворскли. Найбільше система рукавів розвинена в межах Сумської області, між смт. Велика Писарівка і с. Куземин (рис. 2.5). Заплава складена піщано-глинистими і піщаними покладами з прошарками болотяного мергеля і торфу. Ділянки центральної заплави зайняті під сільськогосподарські угіддя. Русло зрегульоване, у межах руслових водосховищ – замулене.

Була обстежена 100-км ділянка в середній течії річки, а також її ліві допливи 1-го порядку – Рябина і Хухра (рис. 2.5). У заплаві р. Ворскла дослідження проводили також на 10 заплавних озерах (Доброславівка, Сірководневе, Монастирське, Буймерівка №1, Буймерівка №2, Бистра №1 та №2, Пилівка, озера поблизу с. Лутище і на околиці м. Охтирки) і русловому ставку на р. Охтирка (рис. 2.5, 2.6).

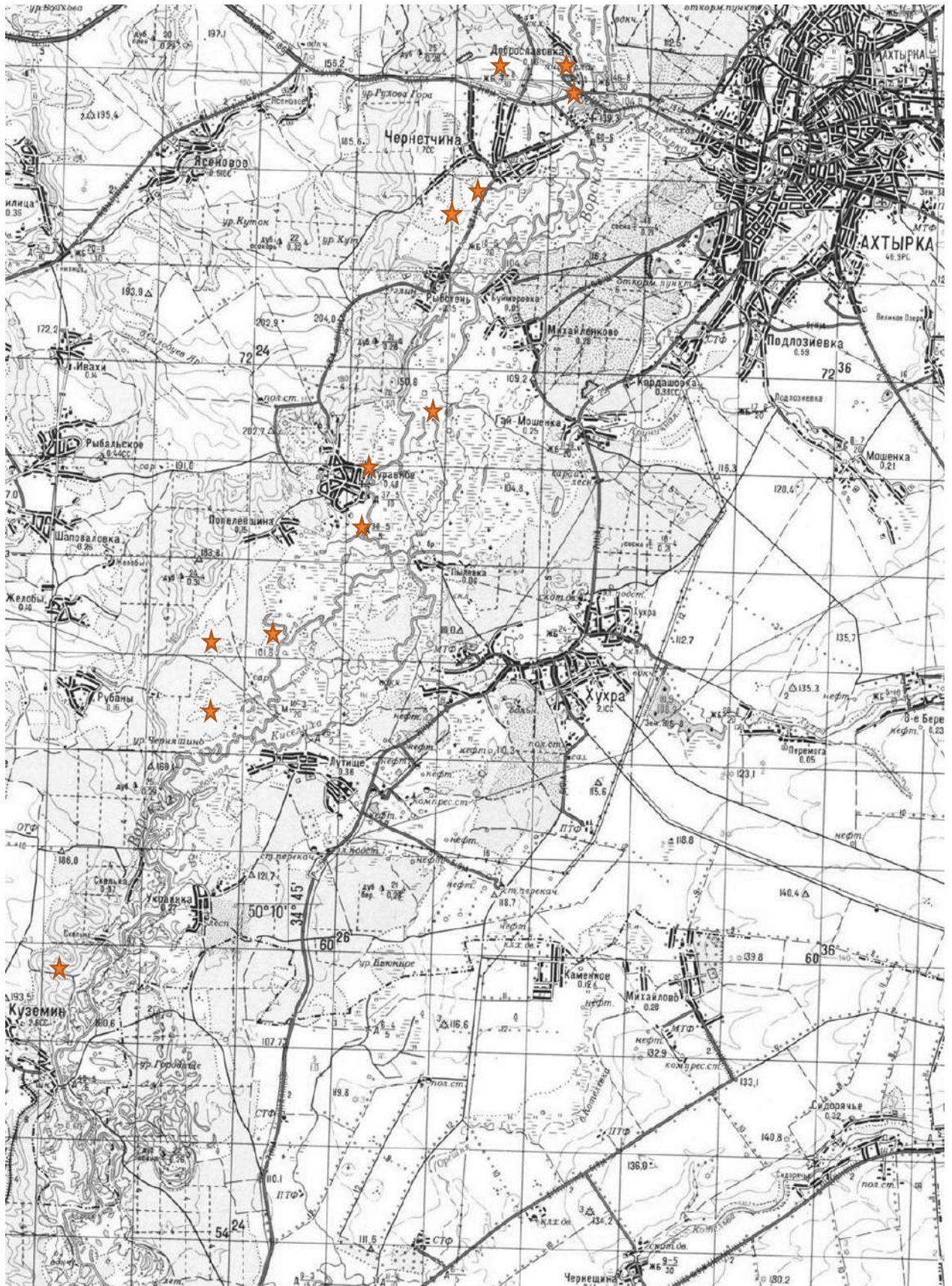


Рис. 2.5 Мапа району стаціонарних досліджень: ділянка р. Ворскла з заплавними водоймами. Позначення: зірочками зазначені станції відбору проб.



Рис. 2.6 Місце локалізації заплавних озер р. Ворскла, на яких здійснювали стаціонарні дослідження: глибоководне оз. Доброславівка – № 1 та Сірководневе – № 2. Позначення: стрілки вказують на досліджений водний об'єкт.

Також проби відбирали на ряді тимчасових заплавних водойм, що формувались після повені та утримувались до середини літа.

Заплавне озеро Доброславівка розташоване на правому березі Ворскли поблизу с. Доброславівка (табл. 2.2, рис. 2.6). Більша частина водного дзеркала не заростає вищою водяною рослинністю. В літній період встановлюється стратифікація водної товщі з розташуванням металімніону на глибині 1,5–4 м. Оксиклін в різні періоди розміщується між 1,5–5 м, а в окремі періоди звужується і знаходиться від 1 м до 3 м або між 0,6 і 2,5 м. В період льодоставу вся товща води анаеробна. У гіполімніоні анаеробні умови утримуються протягом усього року. Апвелінг не захоплює придонні шари води в центральній найбільш глибоководній частині озера. Така стратифікація визначає спрямованість та інтенсивність внутрішньоводоймних процесів і відбивається на просторовому поширенні гідробіонтів. У цих умовах поширення більшості гідробіонтів – коловерток, рачків, мальків риби,

обмежується поверхневим однометровим шаром води, де зберігається сприятливий для організмів кисневий режим ($O_2 > 2$ мг/л). Тоді як максимальна кількість найпростіших, їх потенційних кормових об'єктів, реєструється в зоні зниженого вмісту кисню в металімніоні. Підтримка такої високої чисельності найпростіших можлива лише при наявності рясної кормової бази, яка забезпечується за рахунок «детритного дощу», і недоступності їх для основних (перерахованих вище) споживачів.

Таблиця 2.2

Основні морфометричні характеристики озер у заплаві р. Ворскли

Назва об'єкту	Довжина, м	Ширина, м	Площа, м ²	Глибина макс., м	Глибина середня, м	Об'єм, м ³
Озеро Доброславівка	400	56,0	21000	8,0	2,4	50100
Озеро Сірководневе	140	52	7000	1,2	0,5	3500
Озеро Бистра №1	38,4	20,5	532	3,7	1,7	903
Озеро Бистра №2	50,0	24,0	750	4,3	1,7	1248
Озеро Пилівка	36	18,5	650	3,7	1,6	1040

Таким чином, значна частина біомаси, що продукується в кисневмісних шарах води і надходить в зону оксиклину, виявляється недоступною для верхніх трофічних рівнів і, в основному, збагачує донні відклади.

Озеро Сірководневе площею 7000 м², максимальна глибина – 1,5 м (рис. 2.6, табл. 2.2). Дзеркало повністю вкрито шаром вищих водяних рослин (*Lemna trisulca* L., *L. minor* L., *Spirodela polyrrhiza* (L.), *Hydrocharis morsus ranae* L.), що визначає умови в поверхневому 15-сантиметровому шарі води протягом вегетаційного періоду: підвищений вміст кисню (фотосинтетична аерація) і висока температура (від +25 °С і вище). Однак уже на глибині 0,5–0,7 м формується стійка анаеробна зона, і температура падає до 10 °С.

Озеро Бистра №1 знаходиться на лівобережній заплаві на відстані близько 20 м від русла; воно утворилося на місці колишньої протоки Бистої (рис. 2.5, табл. 2.2). В меженний період це озеро не з'єднане з руслом.

Прозорість води в озері – 0,7 м за Секкі. Донні відклади представлені замуленим піском і мулом. Накопичення мулу відбувається від периферії до центру. В прибережній зоні товщина донних відкладів досягає 0,3 м, на центрі озера відклади мулу незначні. Береги поросли вільхою, що спричиняє часткове затінення поверхні озера (приблизно 50%). Майже вся водна поверхня вкрита водяними рослинами, основна маса яких представлена ряскою триборозенчастою (*Lemna trisulca*) і в невеликій кількості – ряскою малою (*L. minor*), спіроделою багатокореневою (*Spirodela polyrrhiza*), жабурником звичайним (*Hydrocharis morsus-ranae*), куширом темно-зеленим (*Ceratophyllum demersum*), глечиками жовтими (*Nuphar lutea*). Наявність суцільного шару ряски триборозенчастої на поверхні озера призводить до формування специфічних умов, зокрема світлового, температурного і газового режимів. Характерним для таких озер є інтенсивне денне прогрівання поверхневого шару води, заповненого ряскою, яке спричиняє різкий перепад температур між поверхневим і нижчими шарами води протягом вегетаційного періоду. Між глибинами 1 і 2 м можна спостерігати другу зону перепаду температури, нижче якої температура залишається майже незмінною. Суцільний шар рослин на поверхні озера затіняє нижчі шари води, перешкоджаючи тим самим розвитку водоростей.

Незважаючи на невелику глибину, в озері має місце чітка киснева стратифікація. За вмістом кисню весь об'єм озера поділяється на три зони – аеробну, анаеробну і перехідну зону з пониженим вмістом кисню. В шарі ряски протягом доби спостерігаються коливання вмісту кисню від 120% в денні години до 20% в нічні. Товщина шару води з ряскою становила 0,1 м, а об'єм – 51 м³. Безпосередньо нижче розташований шар води характеризувався цілодобовим низьким рівнем насичення киснем, яке не перевищувало 40%. Товщина цього шару води складала близько 1 м, а об'єм – 294 м³. Нижче 1 м

фіксується анаеробна зона. Об'єм води, охоплений анаеробною зоною, складає 516 м³. Отже об'єми трьох зон з відмінним кисневим режимом співвідносяться приблизно як 1:6:10.

Дифузія кисню з поверхневого шару води, де спостерігається його перенасичення в денні години, не призводить до підвищення вмісту кисню в нижче розташованих шарах води. Це свідчить про насичення води неокисленими продуктами розкладу органіки і кінцевими продуктами відновлювальних процесів, які відбуваються в анаеробних донних відкладах. В таких умовах відбувається швидке накопичення мулу. В умовах такого газового режиму формується вкрай збіднене за складом тваринне населення озера. Перш за все, 68% об'єму водної товщі озера, що позбавлені кисню, придатні для існування дуже малої за видовою представленістю групи тварин. Головним чином, це факультативно- і облігатно-анаеробні види інфузорій. Але аналіз їх просторового поширення показує, що анаеробна зона заселена лише в придонних шарах води. Отже, близько половини об'єму озера займає зона, не заселена еукаріотними організмами.

Озеро Бистра №2 розташоване поряд з озером Бистра №1, – це друге озеро від русла р. Ворскли, яке утворилося на місці протоки Бистої. Ці озера відокремлені вузьким перешийком шириною близько 6 м. За морфометричними характеристиками близьке до озера № 1 (табл. 2.2).

Озеро Пилівка розташоване на правобережній заплаві, приблизно напроти с. Пилівка (рис. 2.5, табл. 2.2.). В меженний період зв'язку з руслом не має. У період повені в озеро, завдяки його специфічному розташуванню, заходить вода з Ворскли, в результаті чого воно частково промивається. Цю водойму відрізняє від інших вищеописаних «глибоких» озер (з глибиною понад 3 м) відсутність анаеробної зони в товщі води. З глибини 2,5 м до дна формуються умови з пониженим вмістом кисню ($2 \text{ мг/л} > O_2 > 0$). Прозорість води становить 0,7 м.

2.2 Методи досліджень

Кількісні методи досліджень найпростіших передбачають два основних етапи – натурні дослідження і камеральну обробку проб. Від методології та методів, які дослідник застосовує на кожному з етапів, залежать кінцеві результати та їх інтерпретація.

Методи відбору проб. Збір та обробку проб у різних типах оселищ здійснювали за загальноприйнятими в гідробіології методиками. Окремі методичні доповнення та уточнення описано нижче.

В *пелагіалі* проби відбирали за допомогою батометра Руттнера об'ємом 1 л. Батометр Руттнера використовували у більшості випадків, коли проби відбирали як по вертикалі – від поверхні до дна, так і по горизонталі. Батометром Руттнера також відбирали й проби сапропелю. Кожну пробу об'ємом 1 л, відібрану з різних пунктів або з різних глибин, переливали в окрему пластикову ємкість, у якій її транспортували до лабораторії. У лабораторії відібрані зразки переливали у стакани об'ємом 1,5 л і залишали у холодильнику при температурі $+4^{\circ}\text{C}$ – $+7^{\circ}\text{C}$.

Проби, відібрані з кисневих шарів води транспортували, перенісши їх у ємкості з герметично закритими кришками, об'єм яких заповнювався на $3/4$, щоб у них залишилось повітря. Ємкості, у яких транспортували проби з безкисневих шарів води, являли собою темні склянки з шліфами, які закривали корками шляхом витіснення зайвої води, тим самим досягаючи максимальної герметизації зразку.

Проби *донних відкладів* збирали за допомогою розробленого нами мікробентометра [7]. У водоймах з глибинами до 2 м використовували штанговий варіант, а у водоймах, де глибина перевищувала 2 м, використовували варіант бентометра з додатковим обтяженням і стріловидним стабілізатором, який усуває важливий недолік попередніх конструкцій [105, 256, 257, 81, 247]. Усі попередні конструкції трубчатих бентометрів мали додаткове обтяження, що фіксувалось на верхній частині приладу. У цьому

випадку навіть незначне відхилення від вертикалі в процесі занурення приладу порушувало його входження у ґрунт і не забезпечувало якісних відборів проб. Для відбору проб такими приладами зі значних глибин, бентометр опускали майже на дно і з невеликої відстані від ґрунту відпускали у вільне падіння. Недостатня швидкість руху приладу, пущеного з незначної висоти, створювала проблеми з відбиранням проб щільних донних відкладів, особливо алювію. Запропонована нами конструкція забезпечує стабілізацію вертикального положення приладу під час падіння і входження його в ґрунт під прямим кутом. Це дозволяє відбирати проби як щільного ґрунту, так і піску, маслянистого мулу і глинистих та крейдових донних відкладів.

Найбільш проблематичною є процедура відбирання проб *перифітону* (поверхні предметів і рослин, занурених у воді) як з живих об'єктів – рослин, так і з неживих – затонулих дерев, каміння і т.ін. Відбір проб з різного типу вищих водних рослин (ВВР) докладно описаний в дисертаційній роботі [172, стор. 19–28] та ряді публікацій [26, 278]. Щодо методів відбору проб перифітону, то вони докладно проаналізовані, описані і проілюстровані в монографії А. А. Протасова [234]. Треба однак зазначити, що в цій монографії найбільшу увагу автор приділив збору проб перифітону на предмет мезо- і макробезхребетних.

Стосовно проб мікрооб'єктів, зокрема війчастих найпростіших, то їх відбір має певну специфіку. Перш за все, проби на предмет мікроперифітону передбачають значно менші об'єми субстрату, що спрощує процедуру відбору.

Відбір проб з неживих субстратів здійснювали у залежності від їх розмірів і локалізації. Процедура відбирання проб з занурених мертвих гілок була аналогічною тому, як це описано для відбору проб занурених ВВР [26, 278]. А саме: на фрагмент гілки «надягали» скляний циліндр, фрагмент гілки відтинали, циліндр закривали корками з обох боків і доставляли до лабораторії. У разі відбору проб з великих стовбурів дерев, занурених у воду, пробу відбирали шляхом обережного переміщення відділених частин

субстрату в циліндри. Фрагмент поверхні дерева зрізали гострим ножем, або ножицями і під водою закорковували з обох боків. У випадках, коли дерево було вкрите корою, до циліндрів відбирали невеликі шматки кори, яку зрізали скальпелем. Як правило, з метою мінімізації захоплення води над субстратом, в арсеналі пробовідбірників використовували набір циліндрів з діаметрами 1,5 см, 3 см, 4,5 см, 6 см, 7,5 см та 10 см. Довжина циліндрів з діаметрами 1,5 см і 3 см була 15 см, а з діаметром 4,5 см і більше становила 30 см. Циліндри виготовлені з органічного скла з замикачами з обох боків.

Отриманий в такий спосіб матеріал доставляли до лабораторії, де проводили подальшу обробку зразків. Усі відібрані зразки доставляли до лабораторії і зберігали у холодильнику при $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ – $+7\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Специфічним способом дослідження перифітону є застосування штучних субстратів [38, 96, 199, 200, 201, 202, 229, 242–244, 307–309, 417, 432, 441]. Хоча отримані за допомогою штучних субстратів дані вважаються такими, що не відтворюють ситуації на природних субстратах, і екстраполяція отриманих таким шляхом кількісних даних на природний перифітон вважається недостатньо коректною, проте цей метод дає певне уявлення про різноманіття організмів у водоймі. Тому вважаємо, що не варто протиставляти ці два методи дослідження, оскільки їх спільне використання суттєво доповнює результати, отримані кожним з них окремо.

Камеральна обробка проб. Камеральній обробці проб, зазвичай, передує важливий етап – підготовка зразка до кількісних підрахунків організмів. Підрахунки на цьому етапі можуть суттєво впливати на кінцеві результати і, відповідно, на інтерпретацію результатів.

Підготовка проб товщі води до кількісної обробки. Процедура підготовки до аналізу зразку води, відібраного з пелагіалі, має певні особливості. Перш за все, відібрані зразки до початку обробки та у процесі обробки зберігали у холодильнику. Під час зберігання при низькій температурі організми концентруються при дні, тому при прямому підрахунку в об'ємі перед відбиранням субпроб (об'єм субпроби – 1 мл) пробу гомогенізували,

ретельно перемішуючи за допомогою скляної палички. Після перемішування субпробу відбирали за допомогою автоматичної піпетки (смплера). Процедуру перемішування повторювали перед кожним відбором субпроби. З кожної проби відбирали не менше 5 субпроб по 1 мл.

При низькій концентрації об'єктів в пелагіалі використовували методи концентрації. Різні модифікації методу концентрації проб описані в роботах [182, 184, 258]. Після експериментів з використанням стандартних методів, описаних в літературі, та встановлення їх недоліків було розроблено власну процедуру концентрації проб з пелагіалі. Нижче наводимо опис цієї процедури та аналіз переваг і недоліків стандартних методів.

Метод відстоювання передбачає витримування зразка протягом 2 годин у вузькому мірному циліндрі при низькій температурі (в холодильнику). Після цього пробу розділяли на дві частини. З відстояної проби в інший циліндр відбирали 900 мл, залишаючи 100 мл придонної води. Потім аналізували 100 мл концентрату. Для цього повторювали процедуру ретельного перемішування проби і здійснювали аналіз субпроб (не менше ніж 5 повторів). Як правило, такий підхід дає можливість швидко виявити більшість наявних видів і зробити підрахунки кількості організмів з подальшим перерахунком на весь об'єм – 1000 мл, застосовуючи стандартну процедуру перерахунку. Наступним обов'язковим етапом є повторне концентрування залишку – 900 мл, яке проводилось аналогічно першому етапу. Зразок 900 мл залишали у холодильнику не менше 2 годин і процедуру повторювали. У випадках, коли у другій сконцентрованій пробі виявляли організми, дані про їх щільність додавались до попередніх підрахунків. За нашими спостереженнями, у більшості випадків достатнім є проведення одного етапу концентрації.

Спосіб концентрування проб, наведений у праці Н. В. Мамаєвої [184], передбачає концентрування проби шляхом її фільтрації. Цей метод використовували й інші дослідники [182, 258]. Його перевагою вважається суттєве прискорення процедури підготовки зразку до камеральної обробки. Однак цей метод має певні недоліки, які виявили у процесі його застосування.

По перше, процедура далеко не завжди займає небагато часу. У більшості випадків проби води містять завислі речовини, що значно збільшує час фільтрації. В разі, коли завислих речовин багато, вони швидко засмічують фільтр і процес фільтрації практично припиняється. У разі значного уповільнення процесу фільтрації рекомендовано використовувати насос Комовського [182, 258]. Використання насоса прискорює процес, проте під підвищеним тиском на фільтрі відбувається пошкодження багатьох видів, що суттєво впливає на достовірність отриманих результатів.

Проведені нами експерименти показали, що використання щільних фільтрів фактично не дає можливості скоротити об'єм проби без використання насоса Комовського, оскільки фільтр швидко перестає пропускати воду. В разі ж використання фільтрів з великими порами, в інфільтрованій воді виявляється більшість дрібних форм, які без проблем проходять крізь фільтр. Усе це вносить у кінцеві підрахунки значну похибку. Виходячи з цього, ми рекомендуємо описаний вище метод поетапної концентрації проби, як такий, що не нищить організми найпростіших і дає можливість оперативно і докладно проаналізувати зразок.

Іншим досить поширеним, особливо у європейських дослідників, є *метод миттєвої фіксації*. Цей метод найбільш часто використовують при роботі з рачковим планктоном, фітопланктоном і морськими війчастими найпростішими. В якості фіксаторів використовують розчини: Люголя, Буена і формальдегіду різної концентрації [422, 445, 457]. Найбільш вдалим вважається фіксація розчином Люголя, який доводять у пробі до кінцевої концентрації – 2% [258]. Перевагою цього методу є те, що після фіксації організми стають нерухомими і, таким чином, дослідник легко може їх полічити і отримати інформацію про щільність популяцій. Морські інфузорії мають досить міцну пелікулу, добре зберігають форму клітин після фіксації, тому більшість видів можуть бути ідентифіковані. На відміну від морських, більшість видів прісноводних інфузорій під впливом фіксації значно змінюють форму і розмір клітини – здебільшого набувають кулястої форми і стають мало

придатними до ідентифікації. Частина клітин прісноводних найпростіших руйнується, змішуючись з детритом. Тому при роботі з прісноводними інфузоріями метод фіксації розчином Люголя є недостатньо ефективним і може бути застосований у специфічних ситуаціях, наприклад, коли йдеться про популяційні дослідження і аналізується поширення одного чи двох видів, які після фіксації легко ідентифікуються в пробі.

Метод фіксації ми використовували при з'ясуванні поширення однієї чи кількох популяцій, щоб охопити максимальну кількість оселищ у гіперпросторі водойми при одночасному відборі багатьох проб у різних типах оселищ. Проби фіксували розчином Люголя, доводячи його концентрацію в пробі до 2%. В такий спосіб аналізували просторове поширення видів з родів *Loxodes*, *Stentor* і *Tintinnidium* у водоймах. До початку кількісних досліджень відловлювали до часового скла представників роду *Loxodes*, *Stentor*, *Tintinida*, потім фіксували і отримували інформацію про особливості постлетальних змін форми їхніх клітин, що у подальшому давало можливість їх впевненого пошуку в пробах та ідентифікації до виду.

Ще одним недоліком методу фіксації є те, що після фіксації процес підрахунку стає надзвичайно складним, оскільки клітини є нерухомими, зі зміненими формами, їх важко відрізнити від часток детриту і докладно порахувати. Саме тому при підрахунках фіксованих проб отримували суттєво занижені результати, у порівнянні з підрахунками живих проб. Перевагою обробки живих проб є те, що рухливі, навіть мікроскопічні об'єкти, легко виявити, а це дає можливість їх коректно полічити. Таким чином, підсумовуючи вище сказане, можемо стверджувати, що використання різних методів має свої переваги і свої недоліки.

При проведенні власних досліджень використовували переважно метод прямого підрахунку. Методом фіксації користувались в разі, коли досліджували поширення популяцій окремих масових видів.

Підготовка проб донних відкладів до кількісної обробки. Відбір проб донних відкладів здійснювали за допомогою бентометру [. Пробу розглядали як інтегральну, оскільки вона містить три складові:

- стовпчик води вище над 1 см води над донними відкладами, який ми аналізували окремо;
- власне проба поверхні відкладів на глибину 1 см і змішана з 1 см шаром води над ними;
- наступна проба 3 см шару відкладів глибше за 1 см.

Численні дослідження донних відкладів у прісноводних водоймах показали, що, на відміну від морського піску, найпростіші в піску прісних водойм трапляються на глибині не більше 3–4 см [55, 332]. Основним фактором, що перешкоджає проникненню найпростіших в глиб прісноводних алювіальних відкладів, вважається дрібний склад алювію і його значна щільність [1, 55, 56, 444]. Як показали наші дослідження, це обмеження пов'язано не з щільністю алювію, а з стратифікацією факторів, зокрема, з поширеним явищем – різким зменшенням концентрації O_2 від поверхні до глибини 3-4 см. В умовах сучасних річок, у зв'язку з їх значним замуленням, безкиснева зона, за нашими спостереженнями, починається вже на глибині 1 см. Це спонукало нас проводити додаткову диференціацію проб донних відкладів, розділяючи її на додаткову субпробу і аналізувати вміст донних відкладів глибше 1 см. Така додаткова диференціація зразка донних відкладів особливо актуальна на замулених пісках, де вже на глибині кількох сантиметрів добре видно чорний прошарок мулу з запахом сірководню. У таких оселищах склад війчастих найпростіших на поверхні та в глибині донних відкладів значно відрізняється.

Проби, відібрані бентометром, переливали у пластикові ємкості, в яких їх транспортували в лабораторію, де зберігали у холодильнику. Зразок води вище 1 см над донними відкладами відбирали за допомогою сифона і опрацьовували так, як описано вище для пелагічних проб.

Шар води 1 см над поверхнею відкладів і 1 см вглиб аналізували як єдину пробу. Як правило, 1 см відкладів, змішаний з 1-см шаром води, дає можливість аналізувати зразок без додаткового розбавлення. Зазвичай концентрація організмів у приповерхневому шарі води і у воді, що вміщується в одно-сантиметровому шарі відкладів, на порядок вища, ніж у пелагіалі, а це спрощує як пошук об'єктів, так і їх підрахунок.

Підрахунок організмів здійснювали у субпробах об'ємом 1 мл, відібраних саплером після гомогенізації проби. У разі великої щільності окремих популяцій, їх щільність підраховували в субпробах об'ємом 25 мкл за методикою, описаною для обробки проб активного мулу [343].

З шаром донних відкладів, що відбирали з глибини від 1 см і до 4 см, проводили наступні маніпуляції. Порцію з відкладів розбавляли підготовленою профільтрованою водою з водойми у фіксованому співвідношенні та аналізували аналогічно, як і попередню пробу з поверхневим ґрунтом.

Підготовка проб перифітону (з поверхні рослин і твердих поверхонь) до кількісної обробки. Стандартна методика відбору проб на предмет найпростіших з поверхні рослин та поверхні неживих об'єктів на сьогодні відсутня, так само як уніфіковані підходи до обчислення щільності популяцій організмів, асоційованих з цими поверхнями. Методика підготовки проб, відібраних з поверхні різних водяних рослин, до кількісної обробки на предмет найпростіших досить докладно описана в роботі Т. М. Кузьміної [172, стор. 29–32].

Розрахунки кількісних показників в умовах різних типів оселищ (біотопів). Мікроскопічні організми (мікропланктон – організми розміром менше 0,5 мм, мікроперифітон, мікробентос – організми розміром менше 0,1 мм) [154], завдяки своєму розміру, в усіх типах оселищ у водоймі реалізують свою функціональну активність у тривимірному просторі – у товщі води, де б вона не була розташована – у пелагіалі, у приповерхневому шарі води над твердою поверхнею, чи між частками пухких донних відкладів. Це відрізняє їх

від макроорганізмів, зокрема макроорганізмів бентосу і перифітону, залежність яких від наявності твердих субстратів зумовлює наше сприйняття їхніх оселищ – бенталі і перифіталі, як двовимірних. Війчасті найпростіші бентосу і перифітону здатні віддалятися від поверхні субстратів і переміщуватись у просторі водойми, в об'ємі води з оптимальними для них умовами. З іншого боку, їх утримання у певній частині простору водойми визначається не наявністю твердого субстрату, а градієнтами значимих для них факторів водного середовища.

Найпростіші у воді між частками донних відкладів існують у тому самому вимірі, що й у воді над донними відкладами і у воді пелагіалі, або у воді при поверхні твердих предметів – перифіталі. Іншими словами, незалежно від місця локалізації, найпростіші, на відміну від макроформ, не можуть сприймати дно як двовимірний простір. Так само, як і особина сидячої інфузорії на піщинці існує у просторі, що обмежений довжиною її стебельця. Отже незалежно від місця локалізації, найпростіші, на відміну від макроформ, існують у тривимірному просторі товщі води.

Визнання єдиного тривимірного простору, в якому існують усі найпростіші, не залежно від їх екоморф, дозволяє запровадити уніфіковану одиницю вимірювання щільності (кількості) найпростіших в усіх типах оселищ у межах водойми. Виходячи з концепції єдиного біотопу для найпростіших, проводили підрахунки щільності популяцій в усіх типах оселищ на одиницю об'єму – мл, л або м³.

Розрахунки кількості найпростіших у пробах з товщі води. З проб товщі води саплером відбирали 5–7 субпроб об'ємом 1 мл. Кожну субпробу переносили у камеру Богорова, модифіковану для найпростіших (об'ємом 1,5 мл), та оглядали під бінокулярним мікроскопом МБС-9 при збільшенні $\times 28$ і $\times 56$. У випадках незначної кількості організмів – менше ніж 3 екземпляри на субпробу, кількість субпроб збільшували до 9–11. Отримані щільності популяцій на об'єм 1 мл використовували у статистичних розрахунках.

Визначення кількості найпростіших у пробах з донних відкладів. З проби донних відкладів після перемішування відбирали субпробу 1 мл і переносили у модифіковану камеру Богорова. Аналогічно до проб з товщі води, опрацьовували 5–7 субпроб. Проби з донних відкладів, як правило, значно більш насичені організмами, тому 5-разові підрахунки, як правило, дозволяють отримати уявлення про щільність більшості популяцій інфузорій. Кількість організмів, визначену в об'ємі субпроб, перераховували на одиницю об'єму їх життєвого простору.

Для визначення *об'єму життєвого простору* найпростіших у різних типах донних відкладів, здійснювали таку процедуру. В кожному з типів донних оселищ у досліджуваній водоймі відбирали пробу з поверхні відкладів об'ємом 1 л. Після висушування відклади засипали у мірний циліндр до позначки 1 л. Після цього доливали воду з аналогічного циліндру, що містив 1 л. Воду додавали до моменту, коли вона повністю заповнювала відклади в циліндрі. Далі вимірювали об'єм залишку води у циліндрі. Об'єм, що залишився, дорівнював об'єму, зайнятому частками відкладів. Для досліджених нами донних відкладів ця різниця об'ємів становила від 5 до 15%.

Щільність популяцій обчислювали, враховуючи цю різницю. Так, якщо проба містить 1 мл води над поверхнею відкладів, то у ґрунті кількість води становитиме 0,85 мл при 15% вмісті часток. Відповідно, щільність популяцій найпростіших буде перерахована на об'єм не 2 мл, а 1,85 мл. Наприклад, якщо у субпробі об'ємом 1 мл виявлено 10 екз., то з урахуванням простору, зайнятого частками ґрунту, зайнятий водою простір, в якому існують 10 екз., дорівнює 0,92 мл. Відповідно, при перерахунку щільності популяції у відкладах і приповерхневому шарі води з урахуванням об'єму, що займають частки ґрунту (15%), щільність популяції цього виду буде становити близько 11 екз./мл. Різниця виглядає невеликою, але наближення до оцінки реального об'єму життєвого простору набуває більшого значення, коли йдеться, наприклад, про визначення щільності популяцій у капілярній воді відкладів, або інших вологих, а не водних типах оселищ.

Так само здійснювали перерахунки і при дослідженні сапропелю і активного мулу [30, 32]. І хоча у випадку сапропелю і мулу, зайнятий твердими частками об'єм становить лише 3–4%, однак навіть невелике збільшення показника щільності популяції в 1 мл дає значне збільшення в перерахунку на великі об'єми. Але найбільш важливим у цьому випадку є принцип розрахунку щільності на об'єм, а не поправка до щільності популяції.

Визначення кількості найпростіших у пробах з перифіталі. Відбір і підготовку до камеральної обробки проб вищих водяних рослин (ВВР), як зазначали вище, описано у публікаціях [19, 28, 172, 233]. Головне, на чому слід акцентувати увагу – це уявлення про життєвий простір найпростіших, асоційованих з поверхнями, і спосіб перерахунку чисельності найпростіших.

Перш за все, приймаємо тезу, що перифіталь – це не двовимірна межа між поверхнею і товщею води, а об'єм приповерхневого шару води, в якому відбуваються біологічні процеси, пов'язані з життєдіяльністю організмів перифітону, зокрема і війчастих найпростіших. Поняття «біологічного простору» індивідуумів і популяцій війчастих найпростіших у бенталі розглядав І. В. Бурковський [56, стор. 48–49], припускаючи, що його об'єм залежить від індивідуальних розмірів особин і від їхньої індивідуальної активності. Проведені нами додаткові дослідження характеру просторового поширення найпростіших в перифіталі та у воді при поверхні, в ході яких здійснювали відбір серій проб на різній відстані від поверхні, за допомогою поршневого пробовідбірника, показали, що вже на відстані 1 см види найпростіших, асоційовані з поверхнями, відсутні.

Таким чином, враховуючи розмір клітин війчастих найпростіших і емпірично визначені межі поширення війчастих найпростіших, асоційованих з субстратами перифіталі, об'єм життєвого простору війчастих найпростіших перифіталі приймали як об'єм 1 см шару води над поверхнею. Отже, показники кількості війчастих найпростіших обчислювали з розрахунку на одиниці об'єму приповерхневого шару води. Це забезпечило можливість

порівняння кількісних показників, отриманих для війчастих найпростіших з пелагіалі, бенталі і перифіталі.

Ідентифікацію видів інфузорій здійснювали як прижиттєво, так і з використанням тимчасових і постійних препаратів. Визначення здійснювали з використанням мікроскопів і луп фірм Leica, Nikon і Olympus з розширеними можливостями для відео- і фотофіксації матеріалу і з сучасними системами розширених можливостей світлової оптики (світле/темне поле, фазовий контраст, люмінесценція, інтерференційний контраст). Для уповільнення руху інфузорій використовували оксипропілцелюлозу [126]. Виготовлення тимчасових препаратів з забарвленням ядра війчастих найпростіших здійснювали з застосуванням метилового зеленого і карміну (рис. 2.7) [240, 366]. Виготовлення постійних препаратів з імпрегнацією аргентофільних структур здійснювали з використанням протарголу [1, 3, 366, 401, 436]; в окремих випадках використовували метод сріблення Фернандес-Гальяно [342].

Нижче наведено фотографії видів інфузорій у прижиттєвому стані та їх препаратів (рис. 2.7).

Прижиттєву фото- і відеозйомку інфузорій та препаратів виконували на мікроскопах Nikon і Olympus в лабораторіях Інституту зоології ім. І. І. Шмальгаузена (Київ), Інституту навколишнього середовища Ягеллонського університету (Краків, Польща), кафедри інженерії середовища Люблінського Політехнічного університету (Люблін, Польща).

Для ідентифікації інфузорій використовували ряд таксономічних праць та визначників, з урахуванням сучасних ревізій [93, 298, 299, 303, 304, 318–320, 323, 325, 327, 329, 331, 354, 355–363, 368; 370, 371; 372, 373, 375, 376, 383, 393, 400, 402, 415, 416, 429, 446, 447, 451, 452, 453, 456 та ін.]. У дисертаційній роботі використано таксономічну систему інфузорій, згідно з роботою Д. Лінна [413].

Дані щодо індивідуальних мас окремих видів війчастих найпростіших використали з публікації [372]. Для інших видів індивідуальну масу

розраховували методом, описаним в публікації Г. В. Нестеренка і А. А. Ковальчука [425].

А – тимчасові препарати



Vorticella extensa
(in vivo)



Vorticella extensa

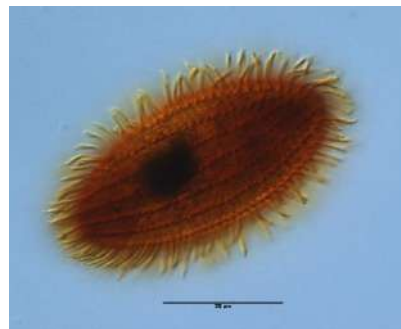


Carchesium polypinum

Б – метод Шаттона-Львова



Plagiocampa rouxi



Tetrahymena pyriformis

В – метод Гальяно



Epistylis enzii



Chilodonella uncinata

Г – фазовий контраст



Vorticella convallaria

Рис. 2.7 Фотографії інфузорій: (А) тимчасові препарати каріотипу (з застосуванням метиленового зеленого); постійні препарати з застосуванням різних методів: (Б) Шаттона-Львова і (В) Гальяно; та (Г) техніка фазового контрасту (ядро *Vorticella convallaria*).

Показники аеробної деструкції визначали методом розрахунку [5, 16, 18, 62, 405] за формулою:

$$R_i = 4,985 \times 10^{-6} \times V_m^{0,750} \quad (2.1)$$

де R_i – індивідуальні трати на обмін (кал), V_m – індивідуальна маса інфузорії (нг).

Для визначення величини анаеробної деструкції використовували дані, користуючись роботою [339].

Визначення фізичних і хімічних показників стану водного середовища.

Вимірювання температури води, концентрації розчиненого кисню, відсотку насичення води киснем, водневого показника (pH) і окисно-відновного потенціалу (Eh) здійснювали за допомогою багатопараметричного приладу Nash HQ40D з відповідними датчиками Intellical. Визначення вмісту легкоокислюваних органічних речовин, сполук групи азоту і завислих часток здійснювали в лабораторних умовах з використанням спектрофотометра DR3900, а також стандартними хімічними методами [189]. Прозорість води визначали за допомогою диску Секкі.

Статистичну обробку даних здійснювали, використовуючи пакети програм R Core Team [434] і PAST [390].

Дані були оброблені за допомогою R (version 3.5.2 (2018-12-20) – "Eggshell Igloo") [433]. Графіки побудовано за допомогою пакетів R: tidyverse, ggplot2 і factoextra [389, 434].

Для встановлення які локації з різними концентраціями кисню (O_2) є більш або менш подібними між собою за складом видів інфузорій застосовували методи – головних компонент (Principal Component Analysis, PCA) і кластеризацію. Для виділення груп видів інфузорій за потребою у молекулярному кисні застосували кластерний аналіз, де в якості міри

подібності був обраний метод Варда (Ward's method), що використовує методи дисперсійного аналізу для оцінки відстаней між кластерами.

Метод головних компонент (РСА) є одним з основних способів зменшення розмірності даних щодо закономірностей, притаманних багатовимірному об'єкту дослідження, з мінімальними втратами інформації. У процесі компонентного аналізу виявляються неявні, але об'єктивно існуючі закономірності, зумовлені дією як внутрішніх, так і зовнішніх факторів. Метод К–середніх (K–means), як один з широкоживаних методів кластеризації, використано з метою встановлення згрупування у даних, де вхідна множина розділяється на К-груп. Перевага цього методу полягає у кластеризації великої кількості даних (спостережень), ніж в ієрархічному методі.

Підготовка даних для аналізу методом головних компонент (РСА) і кластеризації. У матриці даних «154 види x фактори» значення кисню були приведені до цілого наступним чином: значення, що > 1 шляхом округлення, значення більше 0, але менше 1 кодувались як «1», значення 0 залишались як «0». Отже, отримали 15 значень концентрації кисню: 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 17, 18, 19. У цій матриці чисельності для кожного виду були усереднені по одержаних таким чином значеннях кисню. Чисельності трансформовано поділом на суму по стовпчику (метод «total» функції «decostan» пакету «vegan»). Таким чином, матриця в такому вигляді використовувалась для аналізу: у 1-му стовпчику вказані значення кисню, в інших 154 – чисельності кожного виду при концентраціях кисню. Для РСА таблиці даних здійснювали за допомогою функції PCA з пакету FacoMineR. Графіки побудовано за допомогою функції fviz_pca_ind з пакету factoextra.

З метою встановлення залежності просторового розподілу популяцій війчастих найпростіших у градієнті кисню застосовано два методи багатовимірної статистики – канонічний кореляційний аналіз (ССА) і непараметричне багатовимірне шкалювання (NMDs) [434].

При побудові залежності між обраними для аналізу показниками (біомасою і щільністю та концентраціями кисню) та чинниками (вміст

органічних речовин і концентраціями кисню) використовували локально-лінійну модель «loess» (або lowess). На графіках (у розділі 5) лінія регресії побудована за методом loess і подано її 95% довірчі інтервали. Дана методика була запропонована Клевеландом [311] з метою моделювання та згладжування двомірних даних. Процедура цієї оцінки використовує не метод найменших квадратів, а більш стійкий (робастний) метод, який вживає заходи проти викидів. Цей алгоритм має назву локально зваженого згладжування (locally weighted scatter plot smoothing) [67].

Для з'ясування таксономічної подібності між дослідженими водними об'єктами було використано індекс подібності Серенсена [203].

Висновки до розділу 2

Для реалізації мети та вирішення поставлених завдань дисертаційної роботи розроблено методику проведення польових досліджень і камеральної обробки проб на предмет вільноживучих війчастих найпростіших.

Визначено об'єкт дослідження – структурні характеристики населення вільноживучих війчастих найпростіших та особливості їх функціональної активності в умовах прісноводних екосистем. Встановлено предмет дослідження – закономірності формування структури угруповань вільноживучих війчастих найпростіших в умовах прісних водойм різного типу.

Визнання біотопу найпростіших як єдиного тривимірного простору, в якому існують усі найпростіші, не залежно від їх екоморф, дозволяє запровадити уніфіковану одиницю вимірювання щільності (кількості) найпростіших в усіх типах оселищ у межах водойми.

Виходячи з концепції єдиного біотопу для найпростіших, проводили підрахунки щільності популяцій в усіх типах оселищ на одиницю об'єму – мл, л або м³.

Робота виконано з застосуванням загальноприйнятих методів в гідробіологічних, гідрохімічних та протозоологічних дослідженнях. Наведено

детальний опис методів відбору проб: з товщі води, з донних субстратів та з вищих водяних рослин. Також описано методику обробки проб в камеральних умовах (лабораторних). Обробку первинних даних та аналіз результатів проводили з застосуванням статистичних методів аналізу експериментальних даних з використанням ряду програм.

РОЗДІЛ 3

ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД ТА РІЗНОМАНІТТЯ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ УКРАЇНИ

3.1 Таксономічний склад та різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших основних річкових басейнів України

Питання різноманіття мікроскопічних еукаріот, у першу чергу, стикається з проблемою визначення виду для найпростіших [349]. На сьогодні не існує узгодженої думки з цього питання. Існують види найпростіших, які, маючи морфологічну ідентичність, ізольовані репродуктивно [424]. При цьому найбільш вагомий критерій, що зазвичай спрощує вирішення проблеми ідентифікації виду, –стать, для найпростіших не завжди може бути застосований. Найпростіші протягом більшої частини свого існування є безстатевими і, відповідно, розмножуються поділом клітини, а розмноження статевим шляхом відбувається лише спорадично. Серед найпростіших лише інфузорії мають набір достатньо чітких консервативних ознак, які дозволяють впевнено здійснювати видову ідентифікацію на підставі їхньої морфології. До таких ознак належать структурна організація соматичної і ротової ціліатури, каріотипи, залежність між функціями і формою, розмірами і формою, наявністю чи відсутністю симбіонтів, зв'язок між параметрами екологічної ніші та будовою ротового апарату та інші [348].

Загалом застосування концепції біологічних видів щодо найпростіших доводиться визнати непрактичним, оскільки ідентифікація біологічного виду вимагає тривалої процедури виділення організмів у культурі. Однак більшість видів найпростіших й досі не культивували і, вірогідно, не будуть і, тому, частота і характер їхньої статевої поведінки ніколи не будуть відомі [348].

Вирішення цієї проблеми більшість дослідників, які вивчають найпростіших у їх природному середовищі, знаходять у використанні *концепції морфовидів* – видів, ідентифікованих за морфологічними ознаками. Аргументом на користь такого підходу є його практичність, оскільки він реально втілює уявлення про зв'язок між формою і функцією, між організмом і його екологічною нішею. Безумовно, у межах морфовидів існують ізольовані генетичні і фенотипічні варіанти, натомість, більшість накопичених даних свідчить про те, що їх генетичні та фізіологічні варіанти є повсюдними.

Складним залишається і питання про різноманіття видів вільноживучих війчастих найпростіших у глобальному масштабі. З одного боку, систематично описуються нові види, а з іншого – значна кількість видів, описаних без застосування сучасних методів, потребують ревізії. Прогнозні оцінки науковців щодо глобального різноманіття найпростіших, у тому числі інфузорій, суттєво різняться. Так, Джон Корліс вважає, що загальна кількість видів вільноживучих фаготрофних найпростіших: інфузорій, амеб і джгутикових, яких традиційно об'єднують у групу «protozoa», може становити понад 19000 [313]. У свою чергу Б. Фінлей припускає, що ця цифра, швидше за все, буде близькою до 12000. При цьому кількість морфовидів війчастих найпростіших може сягати 3060, амебоїдних – 6570, а джгутикових 2260, що загалом становитиме близько 12000 морфовидів [347]. До того ж, як зауважує сам автор, малоімовірним є те, що загальне багатство морфовидів у майбутньому буде зростати, особливо, якщо витрачені зусилля на опис нових видів будуть співставними з зусиллями, спрямованими на ревізію і усунення синонімів. Так чи інакше, але за оцінками провідних протозоологів глобальне різноманіття морфовидів найпростіших навряд чи наблизиться до видового багатства вищих форм, які мають специфічне географічне поширення [348]. Наприклад, комахи представлені приблизно 5 млн. видів.

Існують і більш оптимістичні прогнози щодо глобального різноманіття найпростіших, яке може бути виявлено у майбутньому. Так, В. Фойсснер

прогнозує можливість виявлення понад 40000 біологічних видів війчастих найпростіших [369].

Попри прогнози, на сьогодні більшість протозоологів визнає існування близько 1500 морфовидів прісноводних вільноживучих війчастих найпростіших, які мають всесвітнє поширення і впевнено визначаються за сукупністю морфо-функціональних ознак.

З огляду на всесвітній характер поширення найпростіших, треба визнати, що їх різноманіття на кожному континенті, в кожній географічній області має бути схожим, водночас численні дослідження показують, що на окремих територіях і в різних типах водойм різноманіття найпростіших має значні відмінності. Треба визнати, що існує потенційне різноманіття, яке ніколи не реалізується, але є основою для повсюдності поширення найпростіших і, відповідно, відсутності серед них ендеміків. Натомість, так зване реалізоване різноманіття є відбитком специфічних умов, які виникають, формуються і утримуються у кожній водоймі та є основою несхожості фауни різних басейнів, водойм і біотопів. Реалізоване різноманіття постійно змінюється у просторі та часі. А відтак, актуальним є питання співвідношення локального і глобального різноманіття. З огляду на всесвітність поширення інфузорій, реалізоване локальне різноманіття, до певної міри, залишається непередбачуваним. З цього приводу Б. Фінлей з співавторами стверджують, що оцінка локального різноманіття конкретної, навіть невеликої водойми розміром в один гектар, ніколи не може бути повною [349]. З іншого боку, локальне реалізоване різноманіття є інтегральним відображенням умов існування в кожній конкретній водоймі. Дослідники виявляють лише незначну частину наявного генетичного потенціалу, як його називає Фінлей: «*seedbank' of protozoan*» (*сім'яний банк*). Різноманіття видів, що перебуває в неактивному стані, ми, слідом за Б. Фінлеем [347], називаємо «*потенційним*» або «*неактивним*» різноманіттям. Отже різноманіття, що виявляється у процесі досліджень, називаємо «*реалізованим різноманіттям*». Реалізоване різноманіття постійно змінюється і залежить від тривалості досліджень,

сезону, географічного положення водойми тощо. На кількість виявлених видів впливає кількість відібраних проб, частота відборів, кількість і типи обстежених оселищ.

Попри широко визнану на сьогодні концепцію повсюдності війчастих найпростіших, обговорення питання про їх ендемічність періодично відбувається. Про наявність ендеміків і реліктів у Дніпровських водосховищах писав А. А. Ковальчук [108]. Зауважимо, що вживання терміну «релікт» у стосунку до найпростіших є неправомірним, а твердження про ендемізм найпростіших Дніпровських водосховищ, вочевидь, є безпідставним. Проте приклад ендемізму серед найпростіших довгий час існував. Так, ендеміком тропічної Африки до останнього часу вважалась інфузорія *Loxodes rex*. Пізніше цей вид був виявлений у Тайланді [348]. Отже, на сьогодні проблема ендемізму серед війчастих найпростіших залишається в площині теоретичних дискусій і припущень. Все більше з'являється доказів відсутності серед війчастих найпростіших ендеміків. Так, проведені дослідження у донних відкладах солонуватого озера вулканічного походження в Австралії [352], попри максимальну віддаленість об'єкту навіть від водойм Австралії, показали, що виявлені 85 видів були відомі також з водойм Північної Європи на початку XX сторіччя. Підсумовуючи обговорення питання ендемізму серед вільноживучих війчастих найпростіших, процитуємо Б. Фінлея і Ж. Естебан [348, стор. 39]: «Деякі види можуть бути ендемічними – наприклад, незвичайні види десмідієвих з Тасманії. Та пояснення цього явища, вірогідно, полягає у тому, що специфічні (локально обмежені) оселища, які створюються незвичайними ендемічними рослинами, забезпечують локальне мікросередовище для певних типів мікроорганізмів. Тому незвичайні десмідієві потенційно можуть розселятись на значні відстані та займати великі ареали, вони навіть можуть бути убіквістами, але одночасно залишатись рідкісними і невиявленими поза місцями їх походження, що обумовлено глобальним дефіцитом відповідного середовища існування.»

Таким чином, на сьогодні відсутня достовірна інформація про ендеміків серед відомих на сьогодні 1500 морфовидів вільноживучих війчастих найпростіших, які повсюдно поширені у водоймах різних континентів, у тому числі, в Антарктиді. В аналізі власних результатів, ми спирались на цифру 1500 морфовидів, яка, на наш погляд, найбільш адекватно характеризує загальносвітове різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших.

Вивченість вільноживучих війчастих найпростіших у басейнах України.

Дослідження вільноживучих війчастих найпростіших (Ciliophora) України розпочались з кінця XIX сторіччя. Зусиллями кількох поколінь зоологів і гідробіологів зібрано значний фактичний матеріал щодо видового складу і кількісної представленості цих організмів у водоймах різного типу. Географія досліджень, що тривали понад 100 років, охопила практично усі басейни України: Дніпра, Дністра, Дунаю, Сіверського Дінця, Південного і Західного Бугу, річок Північно-Чорноморського басейну, річок Приазов'я та водойми Кримського півострова. Найменш обстеженим залишається басейн Західного Бугу. Інформація про інфузорій Західного Бугу, що належить до басейну Вісли, обмежується лише кількома роботами, в яких згадуються близько десятка банальних видів вільноживучих війчастих найпростіших [333, 396, 397, 398, 426].

Враховуючи тривалість накопичення інформації і сучасні уявлення про систематику і номенклатуру найпростіших, дані з проаналізованих наукових джерел уточнювали з врахуванням останніх переописів і синонімізації видів (табл. А.1, А.2). Загальний масив виявлених видів Ciliophora (Chromista) був узгоджений у відповідності до системи Д. Лінна [413]. Загалом, за результатами узагальнення літературних даних і власних досліджень, у континентальних водоймах на території України було виявлено 1192 види вільноживучих війчастих найпростіших, що належать до 303 родів, 128 родин і 38 рядів з 11 класів (табл. А.1). З огляду на інформацію про світову фауну прісноводних вільноживучих війчастих найпростіших, яка налічує приблизно 1500 морфовидів, фауна інфузорій України складає близько 80%.

За результатами власних досліджень у континентальних водоймах країни було зареєстровано 567 видів (позначено знаком * у табл. А.1 і А.2) війчастих найпростіших з 11 класів. Уперше для фауни війчастих найпростіших України нами виявлено 71 вид, що належить до 56 родів і 44 родин з 9 класів (табл. 3.1). Один з них – *Urotricha halteriformis* Kovalchuk and Babko, був описаний як новий для науки [123].

Кількість виявлених видів інфузорій в основних річкових басейнах України представлена на графіку (рис. 3.1). Найбільш обстеженим з річкових басейнів є басейн р. Дніпро, де виявлено 89% відомих для України видів вільноживучих війчастих найпростіших. Значна кількість видів, виявлених у басейні Дніпра, пояснюється і його значною площею, і різноманіттям типів водойм, і тим, що Дніпро протікає з півночі на південь через три фізико-географічні зони України, а його притоки збирають води з території від Волині на заході до Середньоруської височини на сході.

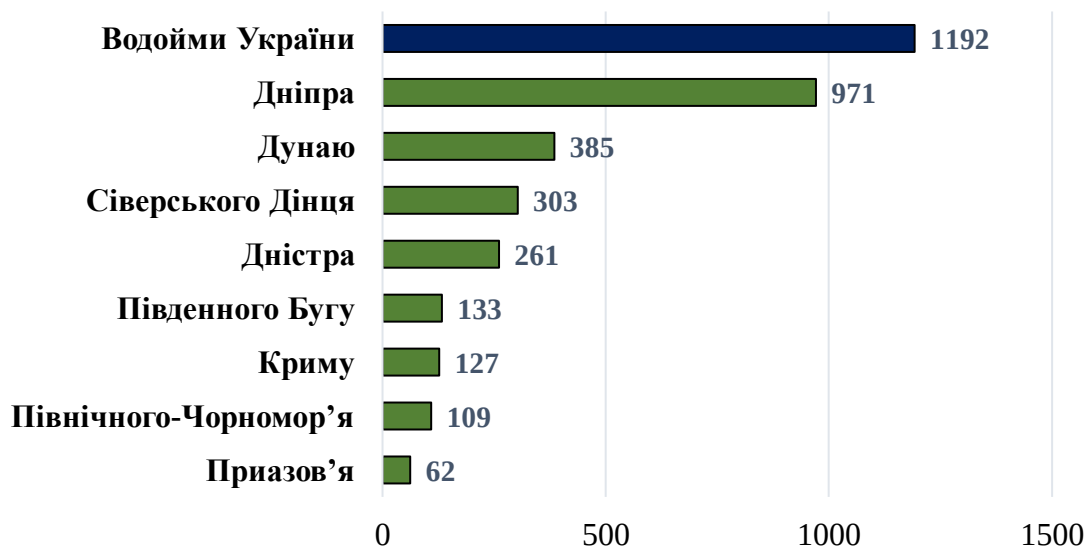


Рис. 3.1 Кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах основних річкових басейнів України.

Таблиця 3.1

Список видів вільноживучих війчастих найпростіших (Ciliophora), вперше виявлених у різнотипних континентальних водоймах на території України та активному мулі

Види	Типи континентальних водойм												Активний мул
	Річки	Струмки	Болота	Ефемерні	Озера	Озера солоні	Лимани	Канали	Водоховища	Водойми-охолоджувачі	Ставки	Копанки	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Amphileptus carchesii</i> Stein, 1867	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Amphileptus punctatus</i> (Kahl, 1926) Foissner, 1984	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Ancystroplodum maupasi</i> Faure-Fremiet, 1909	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Askenasia faurei</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca pulcherrima</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balladinopsis nuda</i> Ghosh, 1921	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ballachyna ovata</i> Tagliani, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma coeruleum</i> Gajewskaja, 1927	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaenea minor</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodontopsis caudata</i> Kahl, 1933	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Climacostomum patulum</i> (Müller, 1786) Kahl, 1932	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps spetai</i> Foissner, 1984	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium fuscum</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtohymena candens</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. 3.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Cyrtophymena gracilis</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dactylocladus pisciformis</i> Lauterborn, 1901	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epilxella antiquorum</i> (Penard, 1922) Corliss, 1960	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Epilxella bidens</i> (Kahl, 1932) Corliss, 1960	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epilxella triangula</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes trisulcatus</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gastrostyla muscorum</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halteria chlorelligera</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halteria minuta</i> Tamar, 1968	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hexotricha caudata</i> Lackey, 1925	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya vesiculosa</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Homalozoon flexile</i> Stokes, 1890	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kahlilembus attenuatus</i> (Smith, 1897) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya retractilis</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptopharynx euryostomus</i> (Kahl, 1931) Foissner & Foissner, 1988	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptopharynx opaca</i> (Detcheva, 1972) Augustin, Foissner & Adam, 1987	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxoecephalus ellipticus</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus halophilus</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax elegans</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax viridis</i> Penard, 1922	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monochilum frontatum</i> Schewiakoff, 1893	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassula flava</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophrydium sessile</i> Kent, 1882	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Ophryoglena macrostoma</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena oblonga</i> Gajevskaja, 1927	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parablepharisma pellitum</i> Kahl, 1932	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Physalophrya spumosa</i> (Penard, 1922) Kahl, 1931	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiopyla ovata</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoblepharisma tenue</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1927	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomicrothorax agilis</i> Mermod, 1914	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudovorticella chlamydomphora</i> (Penard, 1922) Jankowski, 1976	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pyxidium vernale</i> Stokes, 1887 (?)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium integrum</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sathrophilus agitated</i> (Stokes, 1887) Corliss, 1960	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sathrophilus muscorum</i> (Kahl, 1931) Corliss, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Siroloxophyllum utricularium</i> (Penard, 1922) Foissner & Leipe, 1995	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spasmostoma viride</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium distoma</i> Kahl, 1926	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium calkinsi</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium mucicola</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stylonychia putrina</i> Stokes, 1885	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thuricola obconica</i> Kahl, 1933	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Thuricola obliqua</i> Sommer, 1951	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thuricola vasiformis</i> Hamman, 1952	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thylakidium truncatum</i> Schewiakoff, 1893	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-

Продовж. табл. 3.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Trachelius tracheloides</i> Maskell, 1887	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum vestitum</i> Stokes, 1884	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichospira inversa</i> (Claparède & Lachmann, 1859)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trimyema compressum</i> Lackey, 1925	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus mobilis</i> Engelmann, 1862	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uronema parduczi</i> Foissner, 1971	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha halteriiformis</i> Kowalchuk, Babko, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha macrostoma</i> Foissner, 1983	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella halophila</i> Stiller 1941	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella micata</i> Kahl, 1933	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella microscopica</i> Fromentel, 1876	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella rotunda</i> Nenninger, 1948	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Загальна кількість видів	38	0	5	1	41	0	0	0	0	0	7	0	1

Примітки:

1. x – присутність виду;

2. - – відсутність виду.

Розподіл видів інфузорій, виявлених у водоймах України, за класами демонструє графік (рис. 3.2).

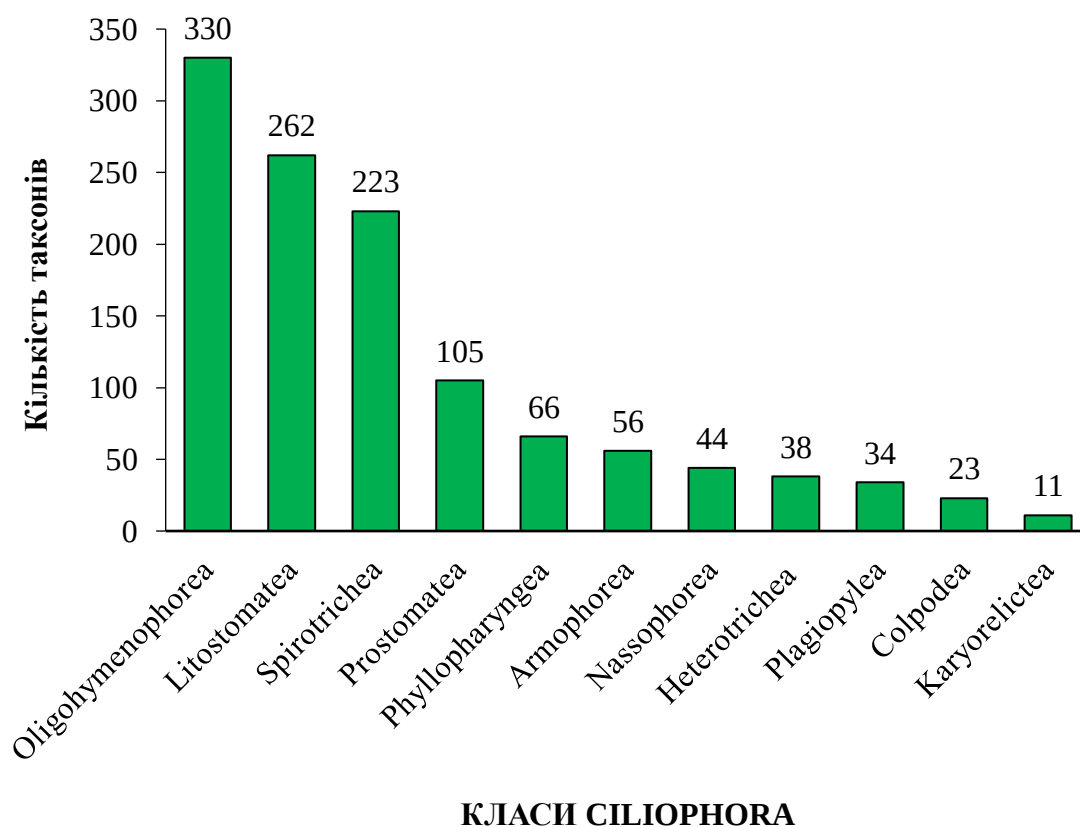


Рис. 3.2 Розподіл виявлених у водоймах України видів вільноживучих війчастих найпростіших за класами, згідно з системою Д. Лінна [413].

Аналіз співвідношення видів за 11 класами показав, що лише три класи мали більше 10% від загалу виявлених у водоймах України видів: Oligohymenophorea (27%), Litostomatea (22%) і Spirotrichea (19%). Кількість видів в інших класах становила від 1 до 5% від загальної кількості видів (рис. 3.3).

Нижче розглянуто історію вивчення 8 річкових басейнів України на предмет вільноживучих війчастих найпростіших.

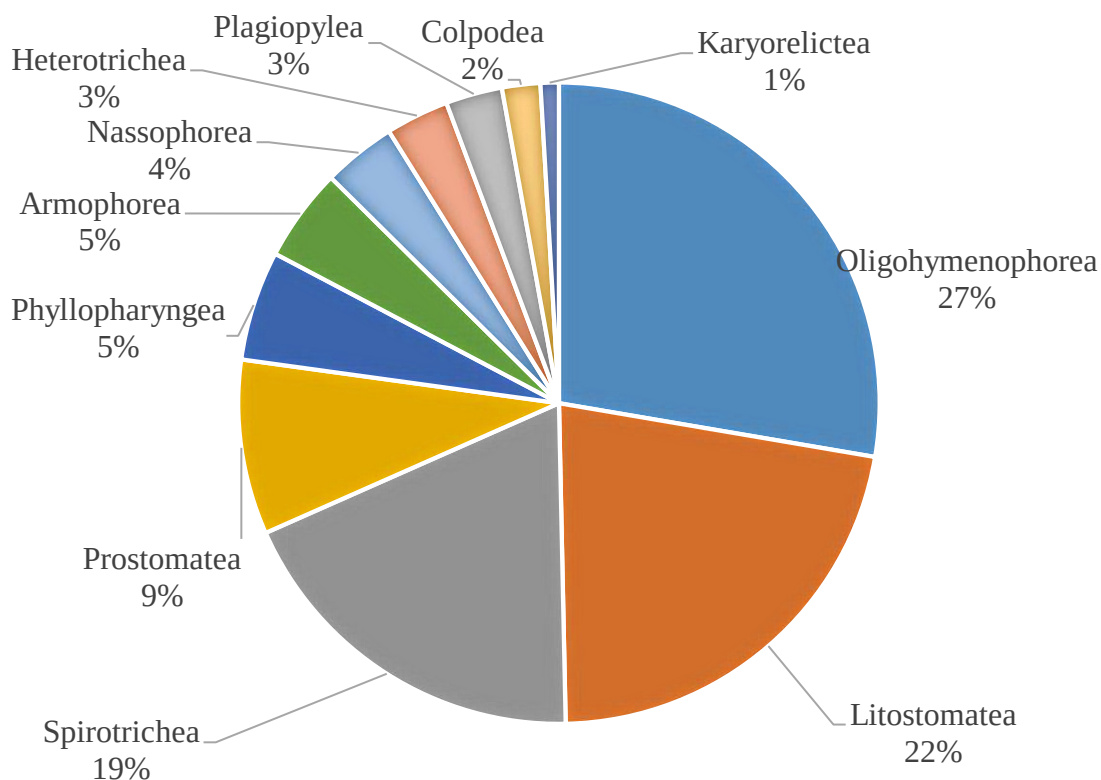


Рис. 3.3 Співвідношення видів інфузорій у водоймах України за 11 класами.

Басейн Дніпра. Перша робота про війчастих найпростіших Дніпра належить В. В. Добровлянському [84], який досліджував водойми басейну Дніпра на території Києва та на його околиці на початку XX століття. Серед загального списку найпростіших В. В. Добровлянський наводить 131 вид інфузорій [84]. Інший дослідник, С. М. Крашенинників [168] у водоймах на околиці м. Києва знайшов 16 видів вільноживучих війчастих найпростіших. У 1929 р. у праці М. М. Фадєєва подано відомості про війчастих найпростіших з водойм басейну Дніпра [249].

Дослідження, війчастих найпростіших у XIX сторіччі і початку XX сторіччя переважно були зосереджені на вивченні фауни ставків і озер [36]. З 50-х років XX сторіччя роботи з вивчення війчастих найпростіших набули гідробіологічної спрямованості. Головна увага у цей період приділяється кількісним показникам – щільності, біомасі найпростіших та їх сезонним

змінам. Значно менше уваги приділяється дослідженням фауни та різноманіття інфузорій.

У 1950-1960-х рр. дослідження були зосереджені на Дніпровських водосховищах. У роботах А. М. Бузакової та І. П. Лубянова [54], В. В. Гурвича [79], І. П. Лубянова [179] та Я. Я. Цееба [257] розглянуто дані щодо кількісних показників розвитку мікрозообентосу і перифітону, у тому числі наводяться дані стосовно розвитку вільноживучих війчастих найпростіших. Так, М. А. Фатовенко [250, 251] наводить 40 видів війчастих найпростіших, виявлених у Дніпродзержинському водосховищі.

Значний вклад у вивчення вільноживучих війчастих найпростіших Дніпровських водосховищ належить А. А. Небрат та А. А. Ковальчуку [107–110, 114, 116, 117, 119, 204, 205, 206, 207, 209, 210, 211]. Всього для Дніпра і водосховищ, не враховуючи Дніпровсько-Бузький лиман, в опублікованих працях наведено 496 таксонів вільноживучих війчастих найпростіших. Для Дніпровсько-Бузького лиману відомо з 180 таксонів вільноживучих війчастих найпростіших [117].

У другій половині ХХ ст. вивченням фауни та поширенням вільноживучих війчастих найпростіших займався цілий ряд науковців, зокрема: В. В. Гурвич [79, 80], І. П. Лубянов [179], В. В. Поліщук [228], В. М. Кравченко з співавторами [162, 167], А. А. Ковальчук [107, 108, 109, 115, 116, 119, 120, 121], А. А. Небрат [204–211, 213], Р. В. Бабко з співавторами [9, 10, 11, 12, 14, 17, 21–26, 280], Т. М. Кузьміна [171, 172], В. А. Мовчан і О. О. Протасов [195], І. В. Довгаль [85, 87, 88, 90], С. М. Костенко з співавторами [156–160, 197, 253], О. Г. Бошко [42–53, 196], Т. І. Комарова [131, 132, 133].

Малі та середні річки басейну Дніпра на предмет вільноживучих війчастих найпростіших найбільш послідовно вивчали В. М. Кравченко [164, 165], Р. В. Бабко і Т. М. Кузьміна [11, 12, 21, 24, 25, 26, 279, 280]. Більшість досліджень були зосереджені на річках Сейм, Псел, Сула, Ворскла та їх допливах [8, 9, 17, 134, 165, 166, 176, 292]. Ґрунтовні багаторічні дослідження лівобережного допливу Дніпра III порядку Стрілки, проведені нами,

дозволили отримати уявлення про рівень різноманіття війчастих найпростіших у цьому типі річок. Загалом тут було виявлено 241 вид війчастих найпростіших [11, 17, 281].

Відомості щодо війчастих найпростіших з правобережних допливів Дніпра торкаються річок: Тетерев, Таль, Здвиж, Ірпінь [8, 9 12, 76] і Прип'яті [212, 213].

Протягом останніх років здійснюються дослідження круговійчастих найпростіших (Ciliophora, Peritrichia) [74, 77, 78, 135, 138, 146, 152, 153, 196, 255, 266, 267, 268].

Дослідження війчастих найпростіших у заплавних озерах і ставках проводились в долинах річок Псел і Ворскла [21, 23, 24, 31, 94, 280].

Результати досліджень війчастих найпростіших у водоймах-охолоджувачах електростанцій містять публікації [195, 214, 215, 236]. З вищенаведених робіт для водойм-охолоджувачів у басейні Дніпра відомо 54 таксони вільноживучих війчастих найпростіших.

У ряді публікацій містяться дані щодо війчастих найпростіших, виявлених в очисних спорудах, розташованих на території басейну Дніпра [117, 139, 140, 143, 144, 149, 151, 173, 292].

Загалом для різнотипних водойм басейну Дніпра відомо 971 вид вільноживучих війчастих найпростіших (без урахування видів-коменсалів). У водоймах басейну Дніпра найбільшою кількістю видів представлені класи: Oligohymenophorea (25%), Litostomatea (22%) та Spirotrichea (19%) і Prostomatea – 10% (рис. 3.4).

Басейн Дунаю. Перші відомості про вільноживучих війчастих найпростіших з водойм басейну Дунаю опубліковано в роботах В. Поліщука [198, 228], де наведено 47 видів. У 80–90-х роках дослідження Дунаю, придунайських заплавних озер та водойм з басейнів річок Тиса і Прут здійснював А. А. Ковальчук [113, 128].

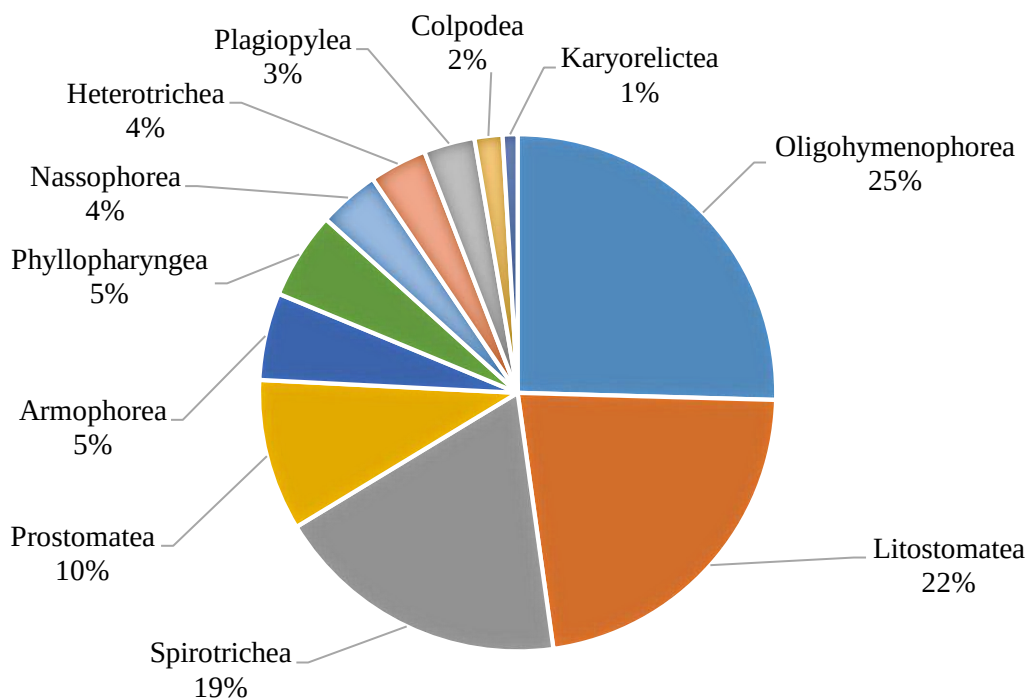


Рис. 3.4 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах басейну Дніпра, за класами.

Узагальнений перелік видів з цього басейну увійшов до кадастру прісноводних вільноживучих найпростіших [116]. Пізніше опубліковано відомості про інфузорій з боліт східних Карпат [130], ставків [148], а також для р. Уж [150, 431].

Загалом для різнотипних водойм басейну Дунаю на сьогодні відомо 385 таксонів вільноживучих війчастих найпростіших. Співвідношення видів війчастих найпростіших з водойм басейну Дунаю, представлених у кожному з класів, демонструє рис. 3.5.

Басейн Сіверського Дінця (Басейн Дону). Дослідження війчастих найпростіших у басейні Сіверського Дінця були розпочаті ще у кінці XIX ст. С. М. Переяславцевою [225]. У цій публікації наведено 33 види з річок, озер, боліт, калюж в околиці м. Харків.

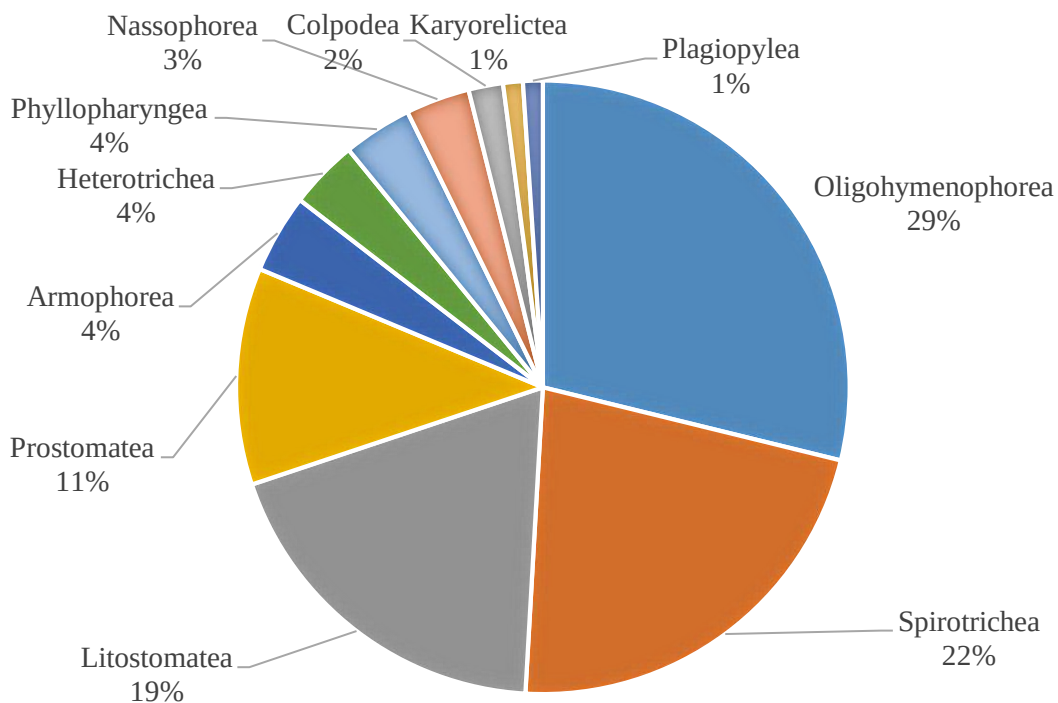


Рис. 3.5 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах басейну Дунаю, за класами.

Для басейну Сіверського Дінця відомо 147 видів прісноводних війчастих найпростіших [161, 241, 249, 259]. Починаючи з другої половини XX ст., дослідження ставків і озер у басейні Сіверського Дінця (Харківська обл.) проводять Є. І. Коновалова, Є. І. Лукін і Л. А. Шкорбатов [136, 180, 263]. За даними В. А. Мовчан для каналу Сіверський Донець-Донбас вказано 62 види [193]. Для Слов'янських солоних озер карстового походження, розташованих у межах басейну Сіверського Дінця, Г. М. Гасовський [70] наводить 27 видів війчастих найпростіших.

За нашим узагальненням, з урахуванням сучасних переописів і синонімізації видів, для водойм басейну Сіверського Дінця на сьогодні відомо 303 види вільноживучих війчастих найпростіших. З 11 класів лише Oligohymenophorea, Spirotrichea, Litostomatea і Prostomatea представлені більш ніж 10% від загалу виявлених видів (рис. 3.6).

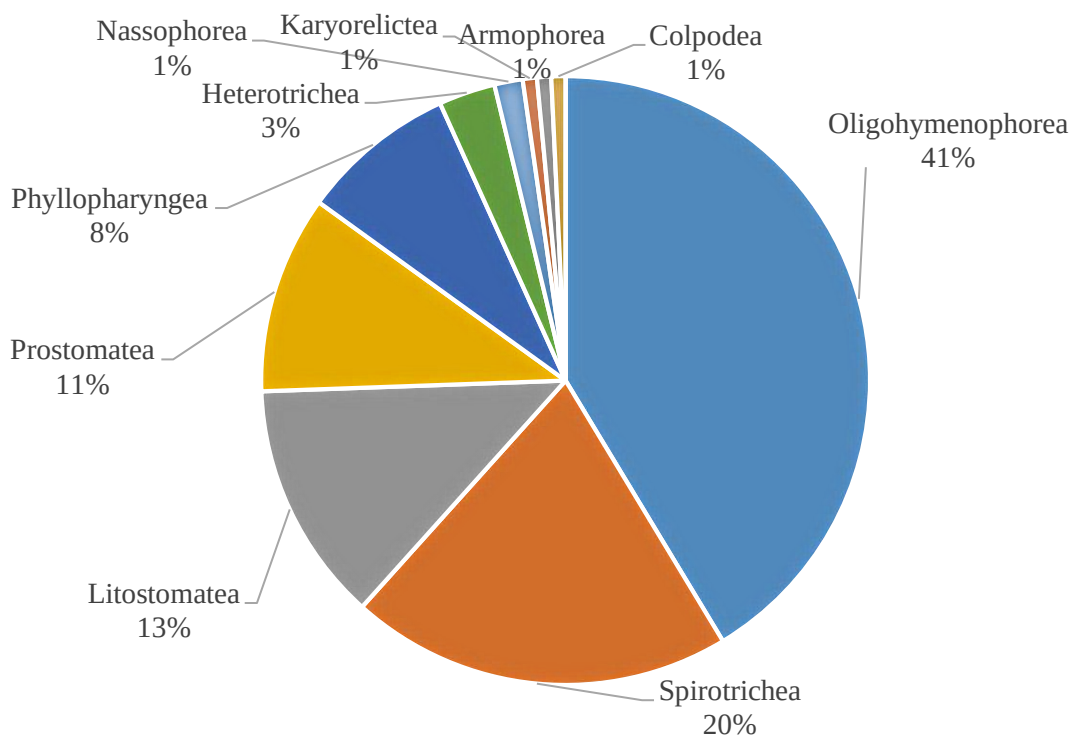


Рис. 3.6 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах басейну Сіверського Дінця, за класами.

Басейн Дністра. Війчастих найпростіших з водойм басейну Дністра вивчали І. Т. Олексів, А. А. Ковальчук, Н. Є. Ковальчук і Л. А. Константиненко [116, 129, 147, 221, 222]. Ці дослідники наводять дані про вільноживучих війчастих найпростіших Дністра та його допливів, Дністровського лиману, Дністровських плавнів, ставків, озер, джерел, калюж, боліт і дуплових водойм.

Для р. Дністер і його допливів відомо 160 таксонів війчастих найпростіших [116, 147], у тому числі 5 видів сукторій [252]; для Дністровського і Кучурганського водосховищ разом з калюжами, джерелами, болотами, дупловими водоймами, озерами і плавнями низовій Дністра – 100 таксонів [116].

Війчастих найпростіших зі ставків і водосховищ у басейні Дністра (водосховища і ставки в м. Тернопіль, Львівській і Тернопільській обл.) вивчали також І. Т. Олексів і Л. А. Константиненко [147, 220, 221, 222]. Всього для цього типу водойм у публікаціях наведено – 98 таксонів [116]. У Дністровському лимані виявлено 40 таксонів війчастих найпростіших [116].

Узагальнивши інформацію, список видів вільноживучих війчастих найпростіших для водойм басейну Дністра налічує 261 вид з 11 класів. Найбільшою кількістю видів представлені класи: Oligohymenophorea, Spirotrichea, Litostomatea і Prostomatea (рис. 3.7).

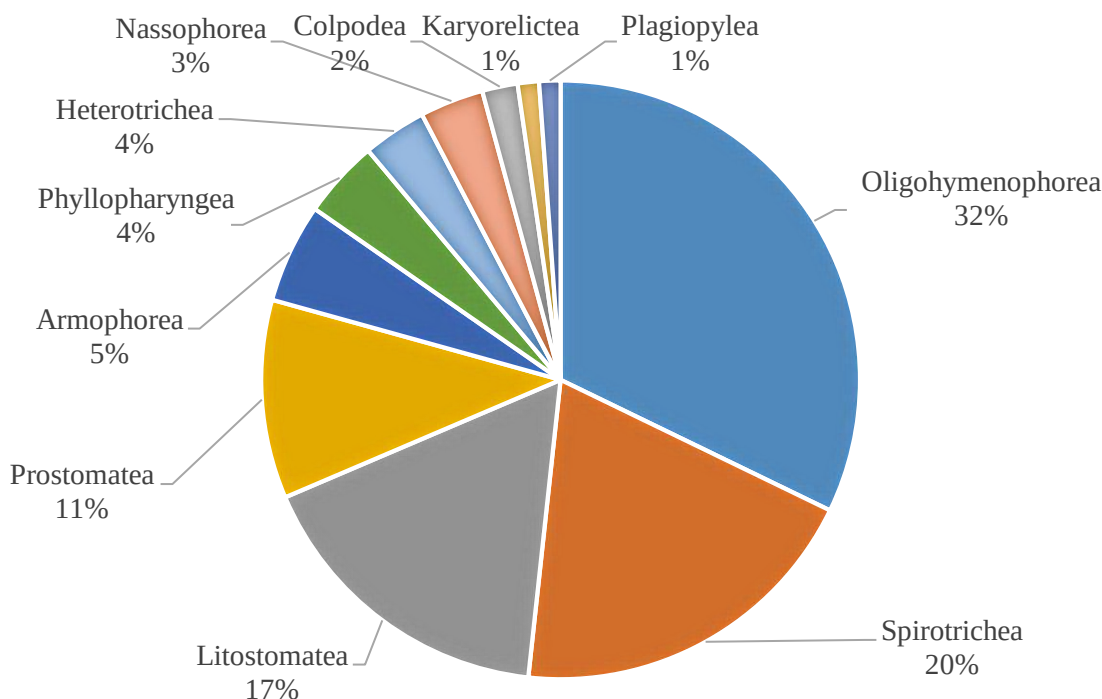


Рис. 3.7 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах басейну Дністра, за класами.

Басейн Південного Бугу. Відомості про війчастих найпростіших з басейну Південного Бугу представлені власними даними і містяться в роботах Л. А. Константиненко, Г. В. Нестеренка, І. В. Довгала [147, 214, 252]. Г. В. Нестеренко, вивчаючи війчастих найпростіших з водойми-охолоджувача Південно-Української АЕС, зареєстрував 140 видів, проте опубліковано перелік з 22 видів [214]. Л. А. Константиненко [147] наводить інформацію щодо 19 видів круговійчастих з водойм басейну Південного Бугу. 4 види вільноживучих сукторій для Південного Бугу і його допливів наводить І. В. Довгаль [252].

За результатами власних досліджень, у притоці Південного Бугу – середній річці Інгул, виявлено 44 види, а у малій річці Згар – 88 видів.

Таким чином, у водоймах басейну Південного Бугу виявлено 133 види вільноживучих війчастих найпростіших, які належать до 10 класів. За кількістю видів тут переважають класи Oligohymenophorea та Spirotrichea (рис. 3.8).

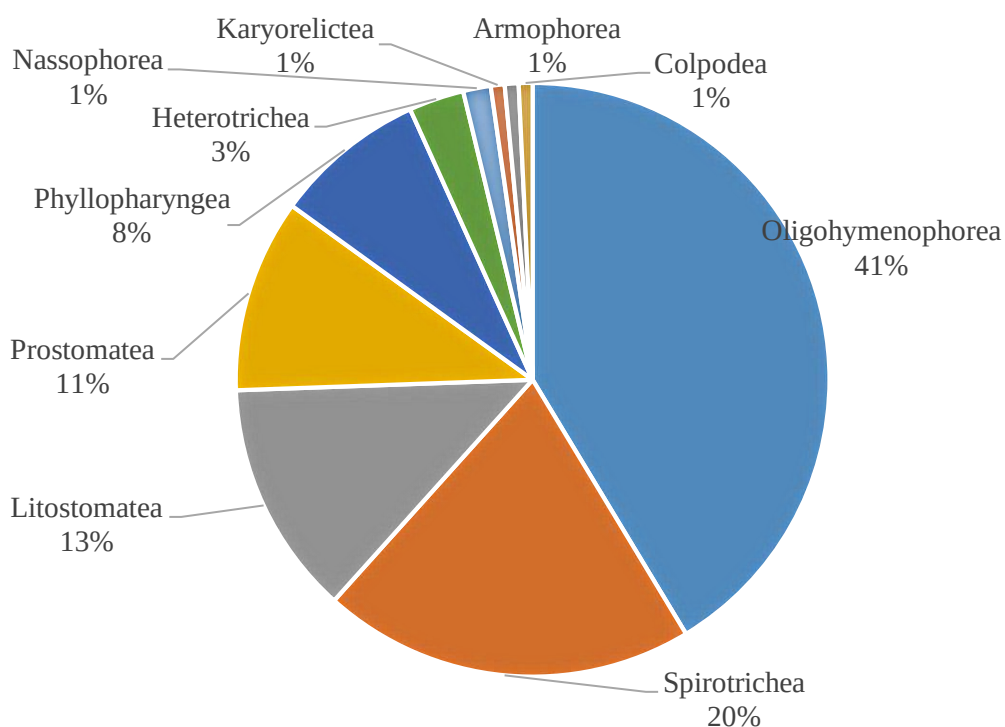


Рис. 3.8 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах басейну Південного Бугу, за класами.

Водойми Кримського півострова. Найпростіших, у тому числі війчастих, з прісних водойм м. Севастополь вивчав М. А. Галаджиев – гирло р. Бельбек, р. Чорна і малі водойми в її заплаві [68]. Він наводить список з 91 виду інфузорій, серед яких два описані як нові – *Mesodinium viridis* і *Strobilidium rulex*. Дані про інфузорій солоних озер Криму наведені у роботах В. А. Дагаєвої і Г. М. Гасовського [69, 70]. 2 види вільноживучих сукторій наводить І. В. Довгаль [252].

У підсумку, для прісних водойм *Кримського півострова* відомо 88 таксонів, а для солоних озер – 68. Загалом список вільноживучих війчастих найпростіших з водойм Кримського півострова налічує 127 видів з 11 класів (рис. 3.9).

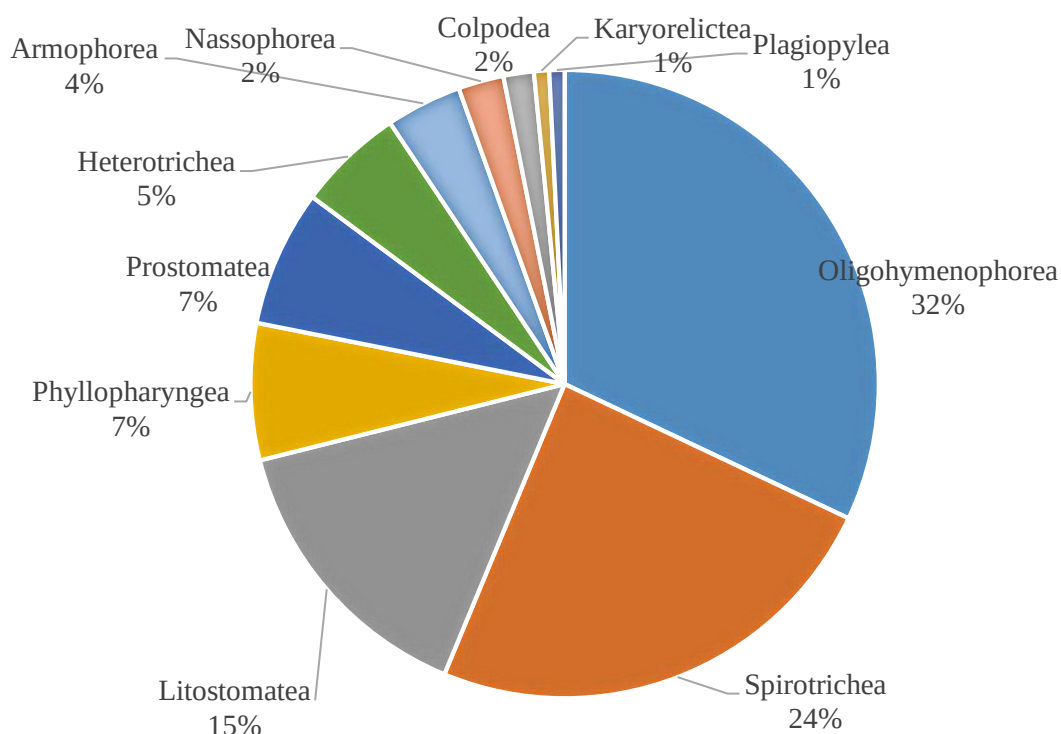


Рис. 3.9 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах Кримського півострова, за класами.

Північно-Чорноморський басейн. Відомості про війчастих найпростіших водойм Північно-Чорноморського басейну обмежуються результатами досліджень лиману Сасик, розташованому на північно-східному узбережжі Чорного моря, поблизу гирла Дунаю [116]. Крім цього, І. В. Довгаль наводить для Чорноморських лиманів 1 вид вільноживучих сукторій – *Solenophrya crassa* Claparède & Lachmann, 1859 [230, 252].

Список вільноживучих війчастих найпростіших водойм Північно-Чорноморського басейну з налічує 109 видів які належать до 10 класів (рис.

3.10). Найбільшою кількістю видів представлені класи Oligohymenophorea, Spirotrichea, Litostomatea, Prostomatea.

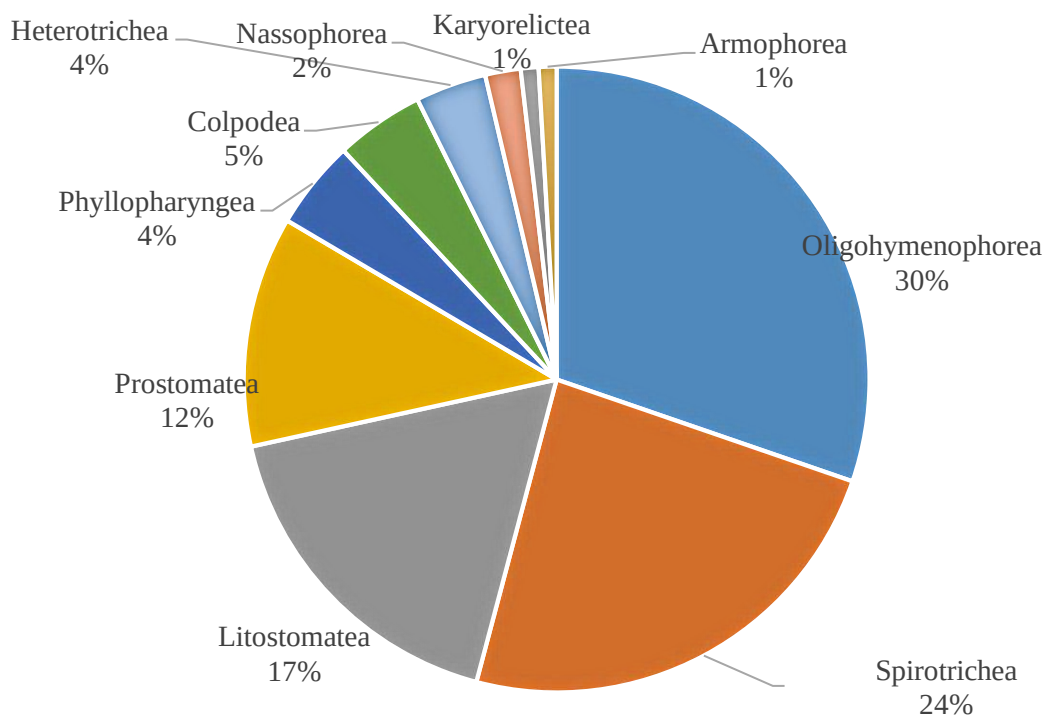


Рис. 3.10 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах Північно-Чорноморського басейну, за класами.

Басейн річок Приазов'я. У басейні річок Приазов'я війчастих найпростіших вивчали у малих річках Берда, Кальміус, Молочна, Обіточна, Грузький Єланчик, Великий Утлюк, Каратиш (лівий доплив Берди), річки Юшанли і Курашани – ліві притоки Молочної, річка Кільтичія (доплив Обіточної). І. В. Довгаль наводить для лиманів Азовського морі і для річки Молочної 1 вид сукторій – *Acineta tuberosa* Ehrenberg, 1834 [252].

Загалом список виявлених видів вільноживучих війчастих найпростіших для водойм басейну річок Приазов'я налічує 62 види, що належать до 9 класів (рис. 3.11). У складі класів Oligohymenophorea, Spirotrichea, Prostomatea, Litostomatea Oligohymenophorea, Spirotrichea, Prostomatea, Litostomatea кількість виявлених видів становила понад 10% від загалу.

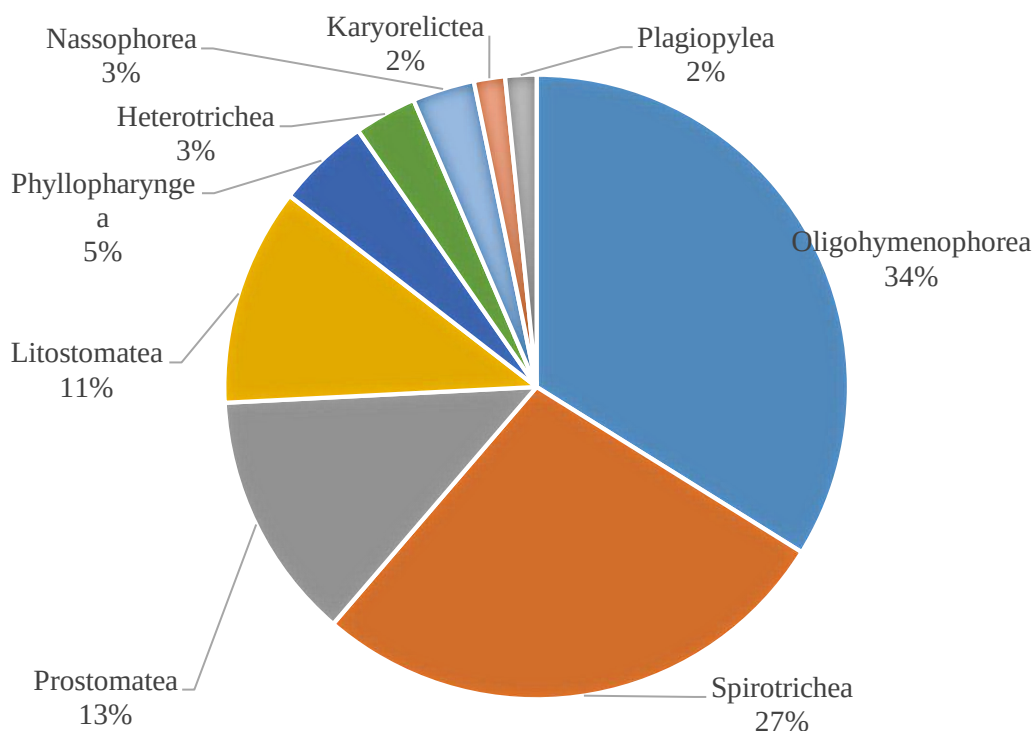


Рис. 3.11 Співвідношення видів інфузорій, виявлених у водоймах басейну річок Приазов'я, за класами.

Етапи узагальнень фауни вільноживучих війчастих найпростіших в Україні. Перше узагальнення відомостей щодо фауни війчастих найпростіших з водойм на території країни було здійснено Г. М. Гасовським у роботі 1960 р. «Практичне значення інфузорій та історія їх дослідження на Україні» [70]. У цій праці представлено результати досліджень фауни інфузорій в усіх типах водойм, а також результати вивчення видів-паразитів і коменсалів. Загальний список включає 489 видів інфузорій, включно з паразитами риб і видами, що населяють шлунково-кишковий тракт копитних тварин. Для прісних водойм автор наводить 255 видів вільноживучих війчастих найпростіших, для солоних озер та лиманів – 140, для Чорного і Азовського морів – 167; всього для солоних і солонуватих водойм – 250 видів. Автор зазначає, що, за винятком Київської та Харківської областей і Західної України, рівень вивченості

прісних водойм на предмет війчастих найпростіших залишається вкрай низьким.

В узагальнюючій праці А. П. Маркевича [187] проаналізовано публікації, присвячені дослідженням різних груп вільноживучих і паразитичних найпростіших. Серед інших груп розглядаються і війчасті найпростіші. У роботі відзначається розширення напрямків досліджень війчастих найпростіших, починаючи з 60-х років 20 ст. Зокрема, появу не лише фауністичних публікацій результатів, а й робіт з екології найпростіших, їх поширення в різних типах водойм, і місцях існування, у тому числі і фауну ґрунти та лісової підстилки.

Наступна підсумкова робота виходить у 80-х роках ХХ століття, в якій автори на основі узагальнення літературних даних розглядають перспективи досліджень війчастих найпростіших в Україні [124, 125]. У 1992 р. було узагальнено інформацію про вільноживучих війчастих найпростіших з лівобережних допливів Дніпра [17].

У 2000 р. опубліковано узагальнення видового складу вільноживучих війчастих найпростіших з водойм України «Кадастр прісноводних вільноживучих інфузорій України» [116]. До кадастру включено 948 таксонів інфузорій з більшості опублікованих на той час результатів досліджень. На сьогодні з урахуванням сучасних ревізій кадастр містить 917 таксонів видового рангу.

Підсумки фауністичних досліджень сукторій на території України представлено у монографії І. В. Довгала «Инфузории – Ciliophora: Класс Суктории – Suctorea» [252]. В роботі наведено відомості про 102 види сукторій, у тому числі про 34 види вільноживучих.

У 2014 р. в роботі Константиненко [147] наведено список з 227 видів круговійчастих найпростіших з водойм України.

Порівняння видової представленості вільноживучих війчастих найпростіших, зареєстрованих у водоймах основних річкових басейнів України (на основі коефіцієнту Серенсена) представлено у табл. 3.2.

Найбільша подібність (56%) виявилась між басейнами Дністра та Дунаю, подібність між Дніпром і Дунаєм становила 47%, а між Дністром і Сіверським Дінцем – 44%. Найменшу подібність – 12% відмічено між видовим складом вйчастих найпростіших з басейнів річок Приазов'я і Дніпра. Невисока подібність між басейнами, на наш погляд, обумовлена значною площею території і різноманіттям кліматичних та геологічних умов у різних географічних зонах, що забезпечує підтримання високого реалізованого локального різноманіття найпростіших та великої кількості видів, виявлених у водоймах України.

Таблиця 3.2

Подібність між басейнами України на основі видових складів вільноживучих вйчастих найпростіших (за індексом Серенсена, %)

Дунаю	Сів. Дінця	Дністра	Південного Бугу	річок Криму	річок Причорномор'я	річок Приазов'я	Басейни
47	34	36	21	18	15	12	Дніпра
	39	56	35	24	29	21	Дунаю
		44	32	38	25	23	Сіверського Дінця
			40	32	32	26	Дністра
				30	28	40	Південного Бугу
					28	26	річок Криму
						31	річок Причорномор'я

Відмінності видового складу вільноживучих вйчастих найпростіших між основними басейнами України. Враховуючи своєрідність фауни окремих басейнів, представлених на території країни, аналіз поширення вільноживучих вйчастих найпростіших проводили в контексті порівняння окремих басейнів

з фауною басейну Дніпра, який має найбільшу площу і перетинає усі кліматичні зони, що забезпечує реалізацію в його межах максимального різноманіття умов і типів водойм.

У басейні Дніпра виявлено 971 вид вільноживучих війчастих найпростіших з 11 класів (рис. 3.12). У водоймах цього басейну було виявлено 79% видів (від загалу відомих видів з водойм України), що складає майже 65% світової фауни прісноводних вільноживучих війчастих найпростіших.

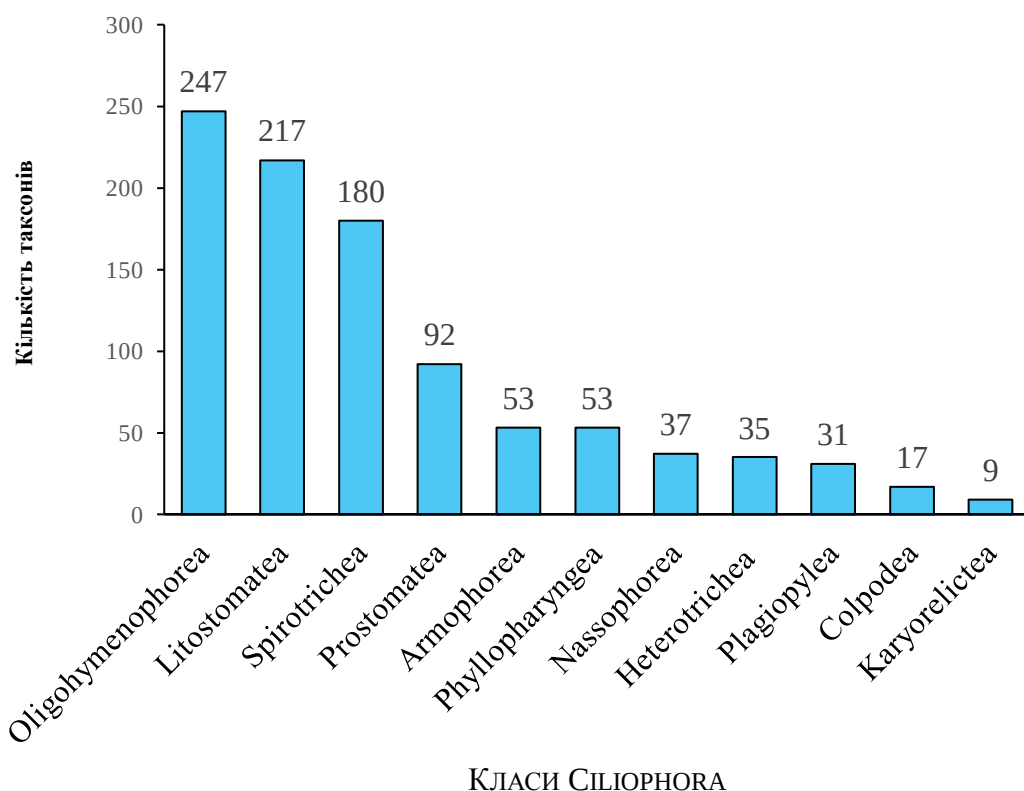


Рис. 3.12 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах басейну Дніпра.

Водойми річкових басейнах України відрізняються підлягаючими породами, хімізмом поверхневих і підземних вод, та локалізацією у різних кліматичних зонах. Значна гетерогенність умов у різних басейнах, особливості представлених в їхніх межах типів водойм та ступінь антропогенного навантаження так само впливають на різноманіття війчастих найпростіших.

Фактором негативного впливу на різноманіття найпростіших є забруднення водойм, порушення гідрологічного режиму, морфометрії русл, впливом меліорації тощо. Як наслідок, у багатьох випадках спостерігається збіднення і баналізація фауни найпростіших.

Загальна виявлених кількість видів у басейнах річок і кількість видів, що траплялись виключно у межах кожного з них проілюстровано на графік (рис. 3.13). Співвідношення кількості видів (від загалу), що були виявлені виключно в межах одного з басейнів показано у таблиці 3.3.

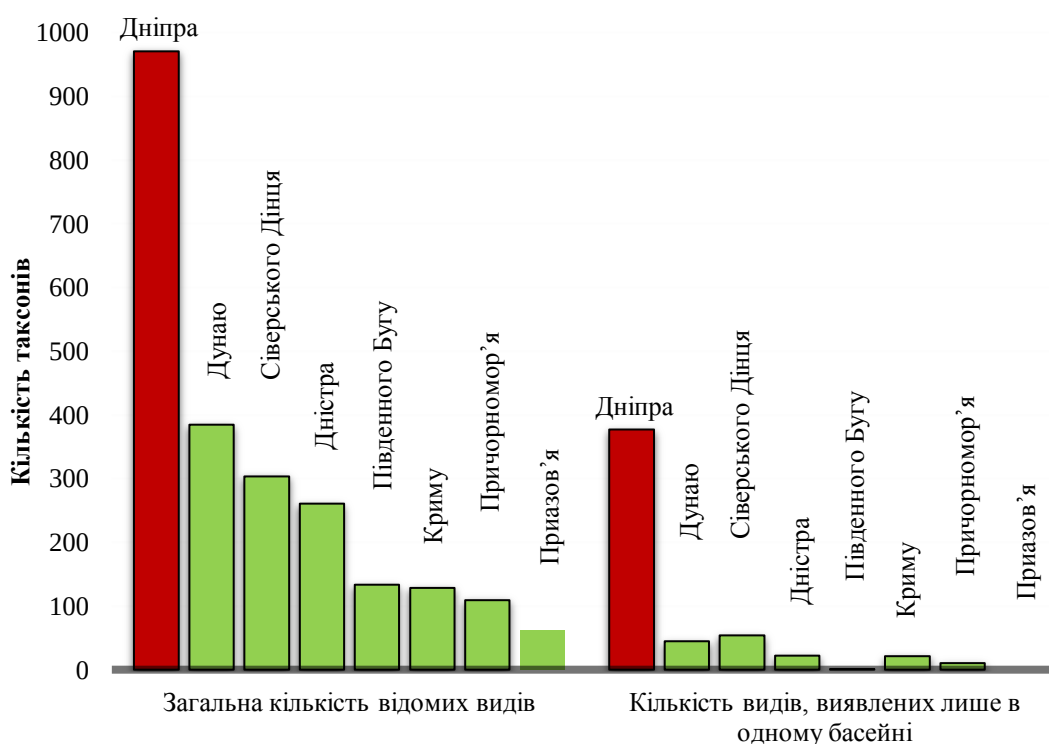


Рис. 3.13 Загальна кількість видів і тих видів, що були виявлені виключно в межах кожного з основних басейнів України.

Фауна вільноживучих війчастих найпростіших у більшості басейнів характеризується певним рівнем індивідуальності. Найменшою індивідуальністю характеризувались басейни річок Приазов'я, Причорномор'я, Криму та Південного Бугу.

Басейн Дунаю за рівнем вивченості війчастих найпростіших і різноманіттям типів обстежених водойм незначно поступається басейну Дніпра [113, 128].

Таблиця 3.3

**Кількість видів війчастих вільноживучих війчастих найпростіших,
виявлених у в басейнах України**

Кількість видів	Басейни							
	Дніпра	Дунаю	Сіверського Дінця	Дністра	Південного Бугу	річок Криму	річок Причорномор'я	річок Приазов'я
Загальна	971	385	303	261	133	128	109	62
Виявлених лише в одному басейні та їх частка (%)	377 (39)	45 (12)	54 (18)	22 (8)	1 (1)	21 (16)	10 (9)	0 (0)

Загальна кількість виявлених видів у басейні Дунаю в 2,5 рази менша ніж у басейні Дніпра і становить 385 видів (рис. 3.14). Лише тут виявлено 45 види, які складають 12% від загалу. Лише в дельті Дунаю траплялися чотири види – *Aspidisca sulcata* Kahl, 1935, *Tintinnopsis meunieri* Kofoed & Campbell, 1929, *Apoamphisiella hymenophora* Stokes, 1886 (синонім *Paraurostyla hymenophora* (Stokes, 1886)), *Astylozoon oxypus* Lepsi, 1960. Виключно в болотах Карпатах траплялись *Enchelydium labeo* Penard, 1922 і *Cyclidium gemmuliferum* Penard, 1922.

У басейні Сіверського Дінця виявлено 303 види вільноживучих війчастих найпростіших (табл. 3.3). Розподіл виявлених тут видів за класами показано на рис. 3.15. Фауна басейну Сіверського Дінця має достатньо високий рівень своєрідності – 54 види (18%), які не реєструвались у водоймах інших регіонів України.

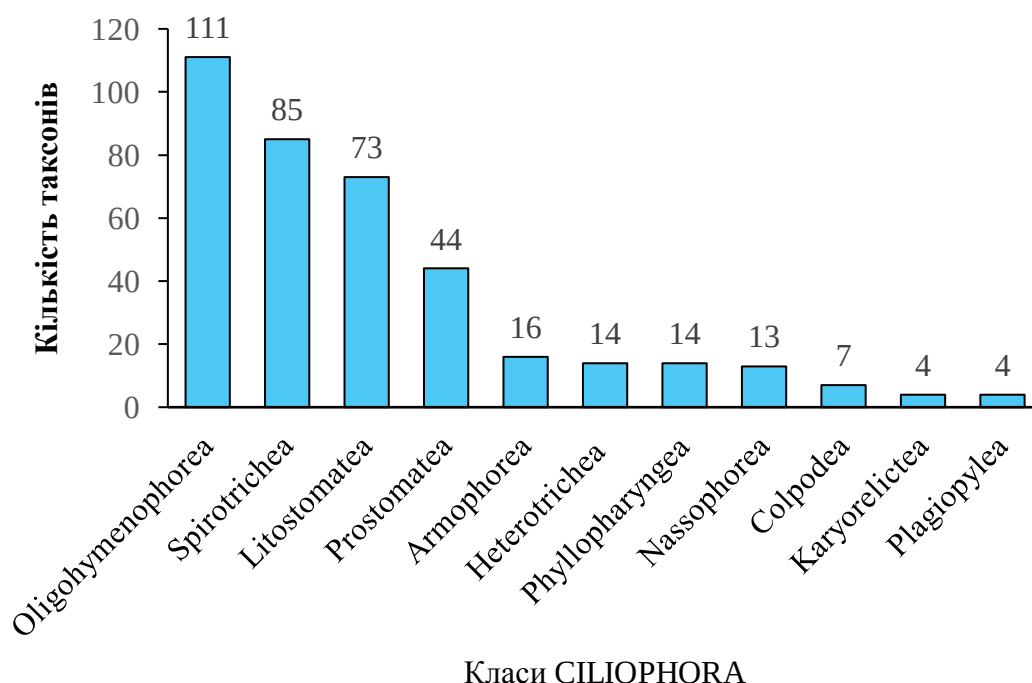


Рис. 3.14 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах басейну Дунаю.

Близько половини всіх цих видів (24) є представниками класу Oligohymenophorea. Майже всі вони (21 вид) представники підкласу Peritrichia, ряду Sessilida: 5 видів роду *Cothurnia* – *C. curvula* Entz, 1884, *C. ingenta* Fromentel, 1874, *C. maritima* Ehrenberg, *C. patula* Fromentel, 1874 і *C. vaga* Roux, 1901; 4 види роду *Zoothamnium* – *Z. duplicatum* Kahl, *Z. elegans* D'Udekem, 1864, *Z. mucedo* Entz, 1884, *Z. pygmaeum* D'Udekem, 1862; по 3 види родів *Vaginicola* – *V. gigantea* d'Udekem, 1862, *V. grandis* Perty, 1852, *V. incisa* (var Daday, 1907) і *Vorticella* – *V. dilatata* Fromentel, 1876, *V. hamata* Müller, 1786, *V. putrina* Müller, 1786. Решта – 2 представники роду *Pyxidium*: *P. invaginum* Stokes, 1887 і *P. nutans* Stokes, 1899, а також *Pyxicola carteri* Kent, 1882, *Thuricola valvata* (Wright, 1858) і *Pseudovorticella margaritata* (Fromentel, 1876). Інші види з цього класу – *Cohnilembus verminus* (Müller, 1786) і *C. vexillifer* (Entz, 1879) належать до ряду Philasterida з підкласу Scuticociliata, а *Glaucoma ficaria* Kahl, 1926 до ряду Tetrahymenida з підкласу Hymenostomatia.

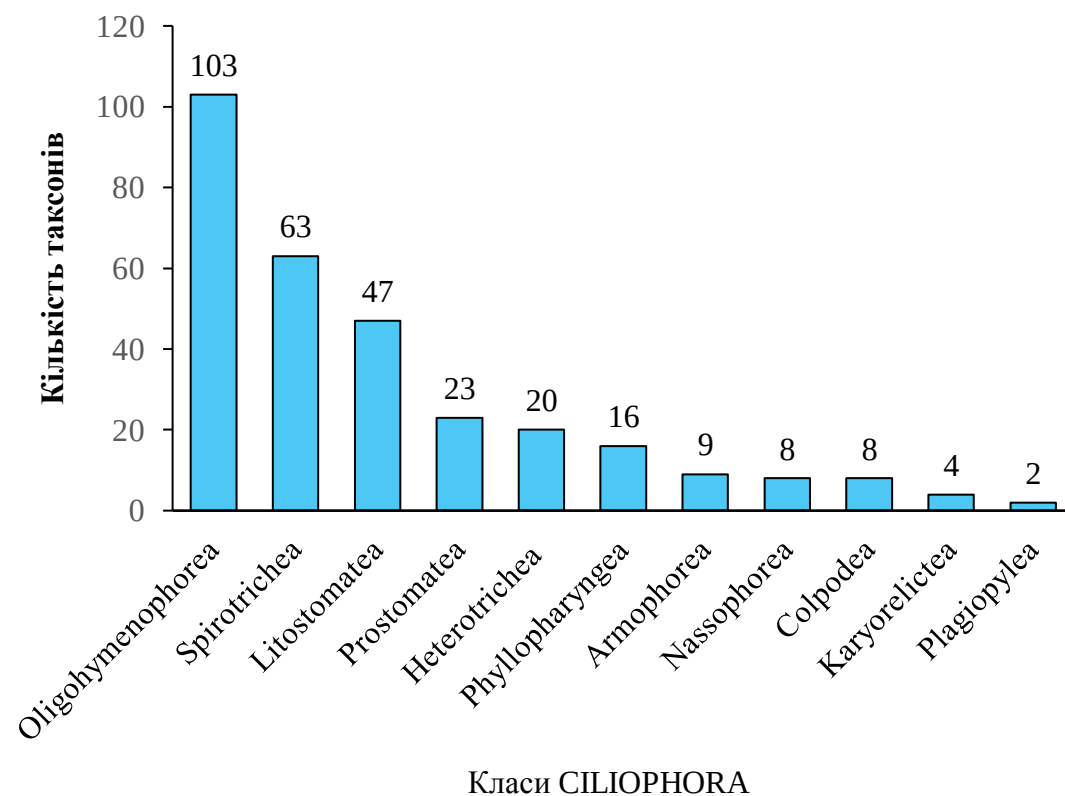


Рис. 3.15 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах басейну Сіверського Дінця.

Другим за представленістю є клас Spirotrichea, представлений 10 видами. Три з них з підкласу Hypotrichia: *Aspidisca andreewi* Mereschkowski, 1877, *Euplotes terricola* Penard, 1922 і *Diophrys scutum* (Dujardin, 1841); сім з підкласу Stichotrichia: *Chaetospira entzi* Kahl, 1932, *C. muelleri* Lachmann, 1856, *C. remex* (Hudson, 1875), *Stichotricha tubicola* (Gruber, 1880), *Trichotaxis fossicola* Kahl, *Uroleptus gibbus* (Claparede & Lachmann, 1858) і *U. longicaudatus* Stokes.

Всі чотири представники класу Prostomatea належать до роду *Prorodon*: *P. armatides* Foissner, 1997, *P. dubius* Kahl, 1930, *P. farctus* Claparède & Lachmann, 1828 і *P. sulcatus* Maskell, 1886.

Своєрідність фауни басейну Сіверського Дінця пов'язана і з великим різноманіттям водойм, досліджених у його межах, та, ймовірно, з особливостями хімічного складу води. Зокрема, тільки в озерах карстового

походження, які не пов'язані з Сіверським Дінцем, траплялися 8 видів: три представники класу Spirotrichea – *Aspidisca andreewi*, *Diophrys scutum*, *Chaetospora entzi*, чотири представники класу Oligohymenophorea – *Cohnilembus verminus*, *C. vexillifer*, *Cothurnia curvula* і *Zoothamnium mucedo*, 1 представник з класу Phyllopharyngea – *Chlamydodon cyclops*.

Ряд видів є поширеними у водоймах різного типу. Так, *Stichotricha tubicola* виявлена і в озерах, і в ставках і в тимчасових водоймах. Широко поширеними в озерах і водосховищах цього басейну були: *Chilodontopsis pseudonassula*, *Cothurnia maritime*, *C. patula* і *C. vaga*, *Vaginicola gigantea*, *V. grandis*, *V. incisa*, *Pseudovorticella margaritata*, *Uroleptus longicaudatus*, *Discophrya deplanata*, *Periacineta buckei*, *Prorodon farctus*. В озерах і ставках виявлялись *Pyxidium invaginatum* Stokes, 1887 і *Pyxidium nutans* Stokes, 1899, а в озерах і річках – *Metopus tenuis*. П'ять видів – *Trichotaxis fossicola*, *Trachelophyllum clavatum*, *Podophrya sandi*, *Tokophrya lemnae*, *Prorodon dubius* – траплялись у Сіверському Дінці та його допливах. Тільки в каналі Сіверський Донець–Донбас відмічались *Euplotes terricola*, *Chaetospora muelleri*, *Didinium armatum*, *Prorodon armatides*, *Prorodon sulcatus*, *Glaucoma ficaria*; в каналі і в озерах реєстрували *Amphileptus bivacuolata* і *Litonotus varsaviensis*.

Інформація на предмет в'їчастих найпростіших з басейну Дністра міститься у працях [129, 147]. Дослідженнями були охоплені як сам р. Дністер, так і його допливи, Дністровський лиман, Дністровське водосховище, ставки, струмки, джерела, болота і тимчасові водойми. Загалом вказано 261 таксон в'їчастих найпростіших з 11 класів (рис. 3.16), з них 22 (складають 8%) трапляються лише у водоймах цього басейну (табл. 3.3). Більшість з цих видів представляють клас Litostomatea.

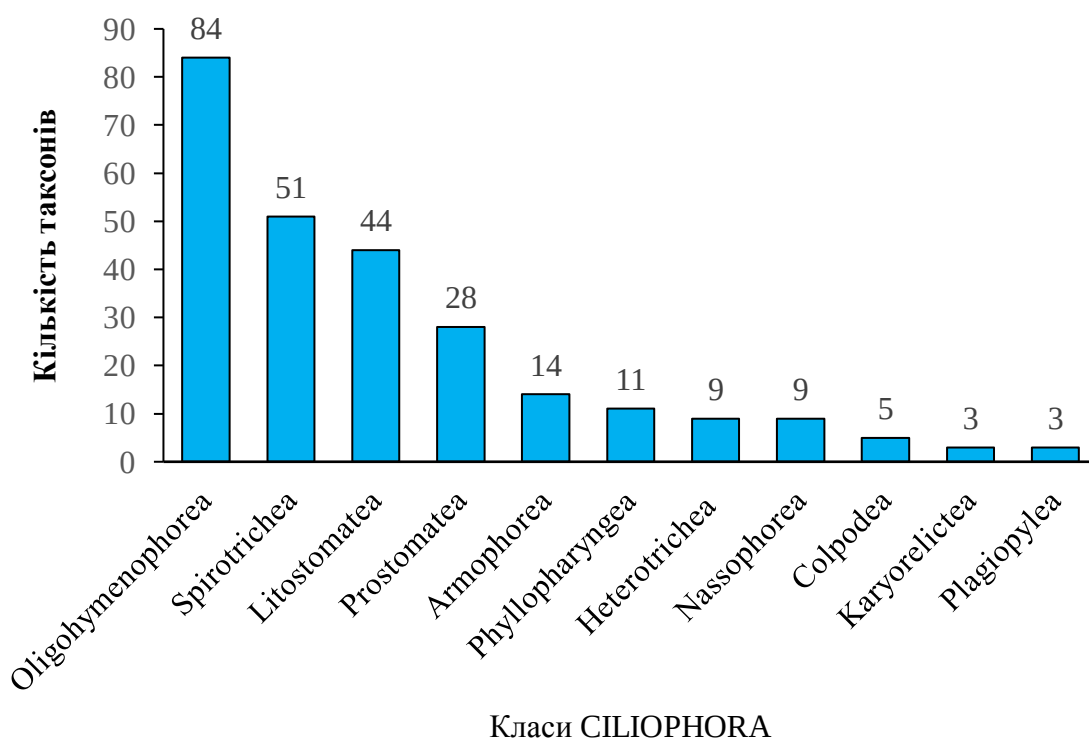


Рис. 3.16 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах басейну Дністра.

Дністровський лиман не відзначається своєрідністю фауни інфузорій. Натомість з Дністровського лиману описаний новий вид – *Phialina estuarina* Kovalchuk, 1992, [129]. Нажаль його опис не проілюстрований ні фотографіями, ні препаратами, і не включений до світових каталогів, таких як Catalogue of Life.

У басейні Південного Бугу виявлено 133 види, їх розподіл за 10 класами представлено на графіку (рис. 3.17). За кількістю видів у водоймах Південного Бугу переважав клас Oligohymenophorea (55 видів); відсутні представники класу Plagiopylea.

Тільки у цьому басейні був знайдений вид *Enchelys difflugarum* Penard, 1922, представник класу Litostomatea. Це прісноводний високоспеціалізований вид, що живиться дифлюгіями і розмножується в середині їх черепашок [400]. Він траплявся і у водоймі-охолоджувачі ТЕС.

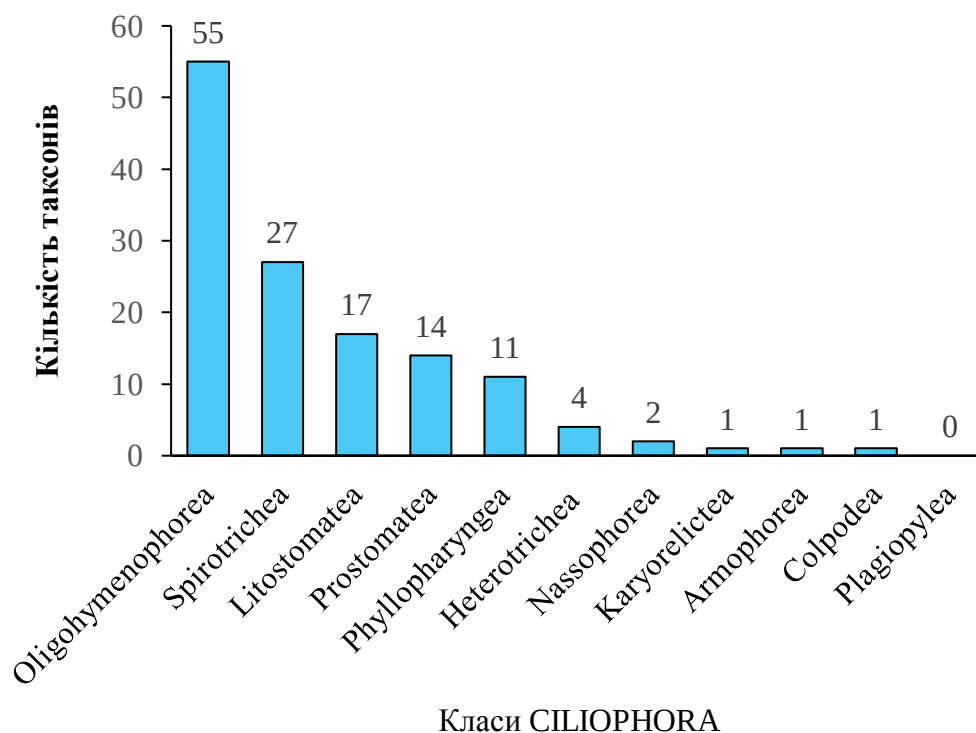


Рис. 3.17 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах басейну Південного Бугу.

Континентальним водоймам Криму притаманна певна специфічність, оскільки частина з них є солоноводними. На сьогоднішній день рівень дослідження водойм Кримського півострова на предмет вільноживучих війчастих найпростіших є недостатнім. У прісних і солоних водоймах Криму зареєстровано 127 видів з 11 класів, з яких у прісних водоймах – 86, у солоних озерах – 67 (рис. 3.18).

Лише у водоймах Криму виявлено 21 вид з 8 класів. Найбільше представників з класу Oligohymenophorea: *Frontonia fusca* Quennerstedt, 1869, *Uronema elegans* Maupas, 1883, *U. lobosa* Gassovsky, 1941, *Cristigera halobiotica* Gassovsky, 1941, *Glaucoma halophila* Gassovsky, 1941, *G. macrostoma* Schewiakoff, 1889, *Cothurnia nodosa* Claparede & Lachmann, 1858, *Vorticella marina* Greeff, 1870. По чотири представники класів Spirotrichea, Litostomatea і Spirotrichea: *Aspidisca lyncaster* (Müller, 1776), *Diophrys norwegicus* Claparede & Lachmann, 1858, *Cladotricha koltzowii* Gajewskaja, 1926 і *Aciculoplites*

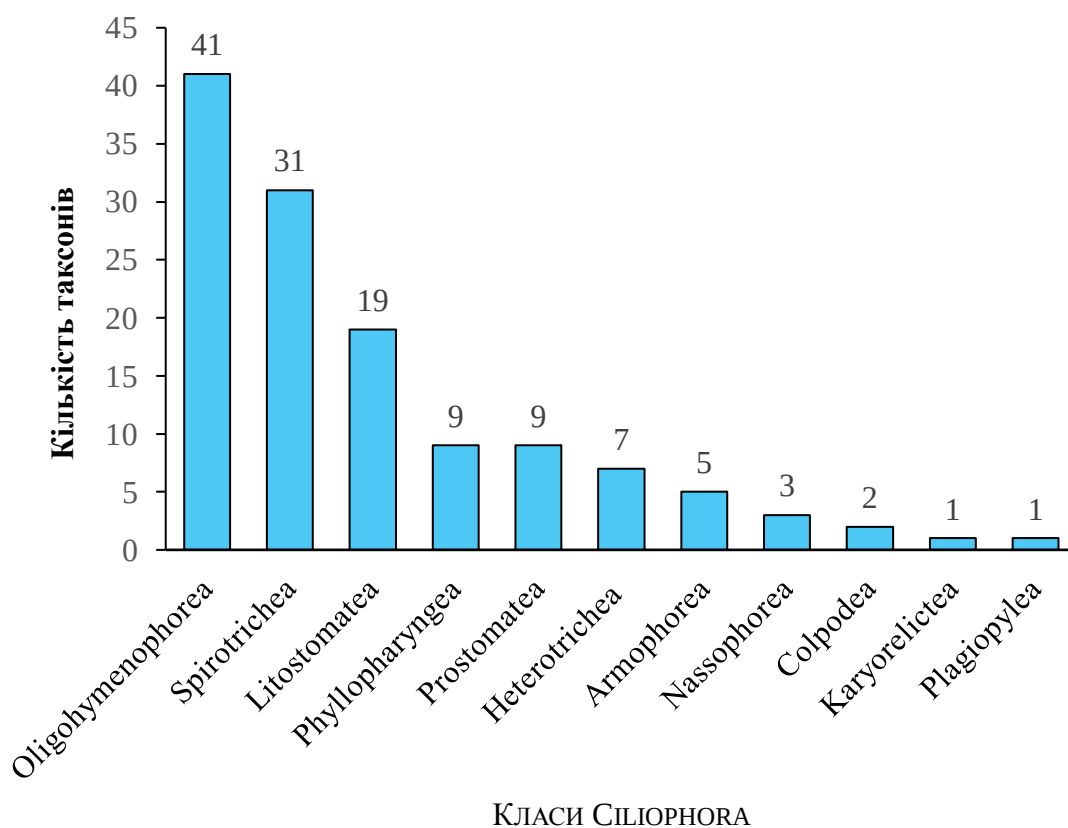


Рис. 3.18 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах Кримського півострова.

ethopiensis Foissner & Gabilondo in Gabilondo & Foissner, 2009 (Syn. *Strombidium elegans* (Florentin, 1901)). Litostomatea: *Enchelys arcuata* Claparède & Lachmann, 1859, *Bryophyllum armatum* (Claparède & Lachmann, 1859), *Spathidium cinereum* Gassovsky, 1941 і *Mesodinium viridis* Galadjiev, 1927.

Крім цього по одному представнику з класів Heterotrichea, Armophorea, Phyllopharyngea, Nassophorea і Plagiopylea: *Fabrea salina* Henneguy, 1890; *Palmarella salina* (Gajewskaja, 1925), *Dysteria sulcata* (Claparède & Lachmann, 1859); *Microthorax bidentatus* Kahl, 1926 і *Plagiopyla marina* Kahl, 1931. Деякі з цих видів відомі лише з опису Г. М. Гасовського [70]: *Uronema lobosa* Gassovsky, 1941, *Cristigera halobiotica* Gassovsky, 1941, *Glaucoma halophila* Gassovsky, 1941, *Spathidium cinereum* Gassovsky, 1941. Вони не включені до всесвітніх каталогів видів найпростіших, таких як Catalogue of Life.

16 видів були знайдені тільки у солоних озерах Криму: *Fabrea salina* (клас Heterotrichea), *Palmarella salina* (Armophorea), *Aspidisca lyncaster*, *Diophrys norwegicus*, *Cladotricha koltzowii* (Spirotrichea), *Enchelys arcuata*, *Spathidium cinereum* (Litostomatea), *Dysteria sulcata* (Phyllopharyngea), *Microthorax bidentatus* (Nassophorea), *Plagiopyla marina* (Plagiopylea), *Frontonia fusca*, *Uronema lobosa*, *Cristigera halobiotica*, *Glaucoma halophila*, *Cothurnia nodosa* і *Vorticella marina* (Oligohymenophorea).

Види *Aciculoplites ethiopiensis* (клас Spirotrichea) і *Uronema elegans* (Oligohymenophorea) зареєстровані як в солоних, так і в прісних водоймах. Виключно в прісних водоймах Криму виявлені *Bryophyllum armatum*, *Mesodinium viridis* і *Glaucoma macrostoma*.

16 % від загальної кількості видів, виявлених у водоймах Криму, не зустрічались в інших басейнах України (табл. 3.3).

Північно-Чорноморський басейн. Інформація щодо війчастих найпростіших з цього басейну міститься лише у кількох публікаціях, присвячених Сасику [112, 116]. До Сасика впадають річки Когильник і Сарата, які характеризуються високою мінералізацією води – відповідно, до 6336 мг/дм³ і до 9758 мг/дм³, тобто є середньосолоними (прісні води – до 1000 мг/дм³; слабо солоні – 1000-3000 мг/дм³, середньосолоні – 3000-15000 мг/дм³). Мінералізація вод в Сасику в період з 1990-х років по 2012 р. була на рівні приблизно 1750-1800 мг/дм³, тобто слабо солоною.

Розподіл 109 виявлених у Сасику видів за 10 класами показано на графіку (рис. 3.19).

У цій водоймі 10 видів не траплялись в інших басейнах на території України. Чотири з цих видів є представниками класу Litostomatea: *Lacrymaria aciformis* Kahl, 1933, *Trachelophyllum brachypharynx* Levander, 1894, *Spathidium falciforme* (Penard, 1922) і *Loxophyllum lanceolatum* Dragesco, 1954; 3 види з класу Oligohymenophorea: *Sphenostomella hovassei* (Groliere, 1975), *Cyclidium candens* Kahl, 1928 і *Epistylis breviramosa* Stiller, 1931; а також по 1 виду з

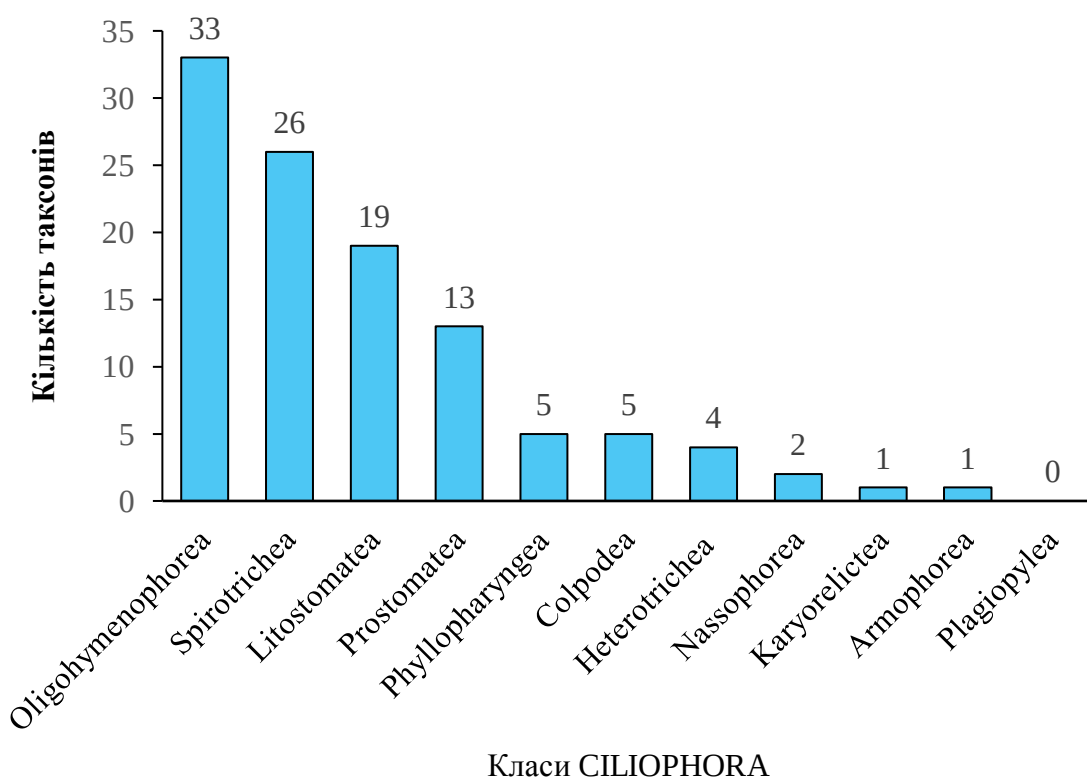


Рис. 3.19 Класи та кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах Північно-Чорноморського басейну.

класів Spirotrichea, Colpodea і Prostomatea – *Strombidium armatum* Bürger, 1908, *Aristerostoma minutum* Kahl, 1926 і *Metacystis truncata* Cohn, 1866. Половина з названих видів є морськими [269].

Виявлені в Сасику види *Loxophyllum lanceolatum* Dragesco, 1954, *Cyclidium candens* Kahl, 1928 і *Metacystis truncata* Cohn, 1866 відомі з Чорного моря [275], а *Trachelophyllum brachypharynx* Levander, 1894 – з Мексиканського заливу і солонуватоводного гирла р. Тахва в Південній Кореї [457]. Морським видом є і *Strombidium armatum* Bürger, 1908. Наявність у лимані Сасик суто морських видів свідчить про генезис цієї водойми та її історичний зв'язок з Чорним морем.

У басейні Приазов'я виявлено 62 види війчастих найпростіших з 9 класів (рис. 3.20). Перш за все, привертає увагу факт відсутності будь-якої індивідуальності фауни. Усі виявлені тут види були зареєстровані у різнотипних водоймах басейну Дніпра. Видовий склад інфузорій в річках

басейну представлений банальними видами. Враховуючи сучасний стан обстежених у цьому регіоні річок, їх високий рівень забрудненості, така ситуація є явищем передбачуваним і доволі закономірним.

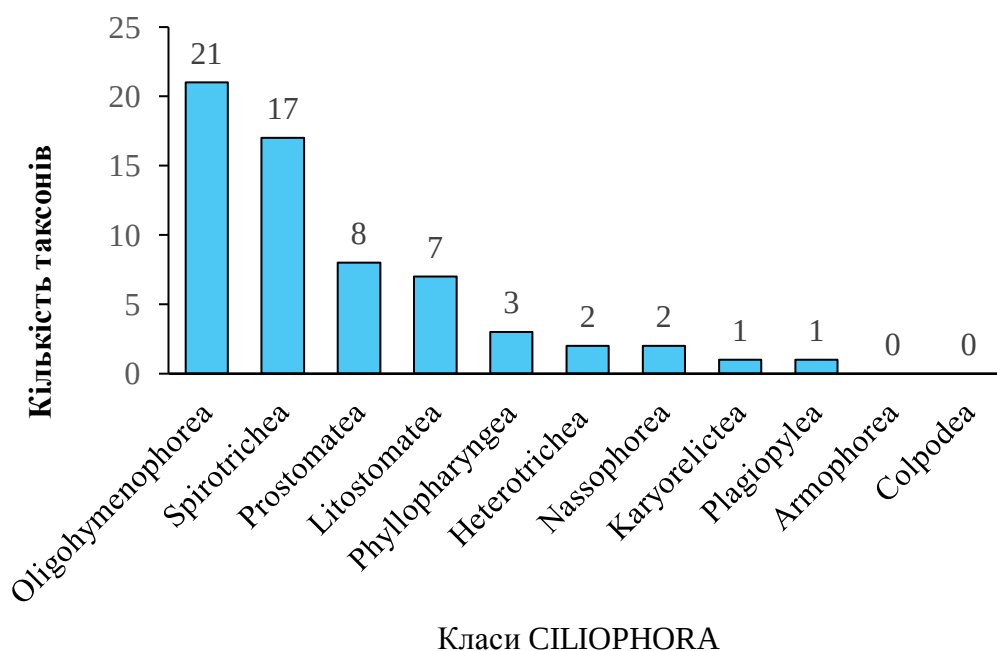


Рис. 3.20 Класи і кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у водоймах Приазовського басейну.

3.2 Таксономічний склад та різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших різнотипних континентальних водойм

Кількість видів і таксономічне різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших є відображенням різноманіття екологічних ніш. Зовнішні впливи здатні суттєво корегувати кількість і якість присутніх на кожен момент екологічних ніш та їх основних параметрів. Саме швидка реакція найпростіших на зміни умов існування робить їх популярними індикаторами якості зовнішнього середовища.

На підставі даних про різноманіття війчастих найпростіших у різних типах водойм можна отримати інформацію про особливості функціонування гідроекосистем різного типу. На теренах країни можна виділити наступні типи

континентальних водойм: природні – річки, заплавні озера, болота, тимчасові водойми, солоні озера та лимани; штучні та зі штучно зміненими гідрологічними умовами – водосховища, ставки, копанки, водойми-охолоджувачі.

На сьогодні найбільшу кількість таксонів вільноживучих війчастих найпростіших зареєстровано у річках – 592 види, дещо меншу – у водосховищах – 525 видів (рис. 3.21, табл. А.2). на порядок нижчою кількістю видів характеризуються солоноводні озера (84), активний мул (73), водойми-охолоджувачі (47) та копанки (27) (рис. 3.21, табл. А.2).

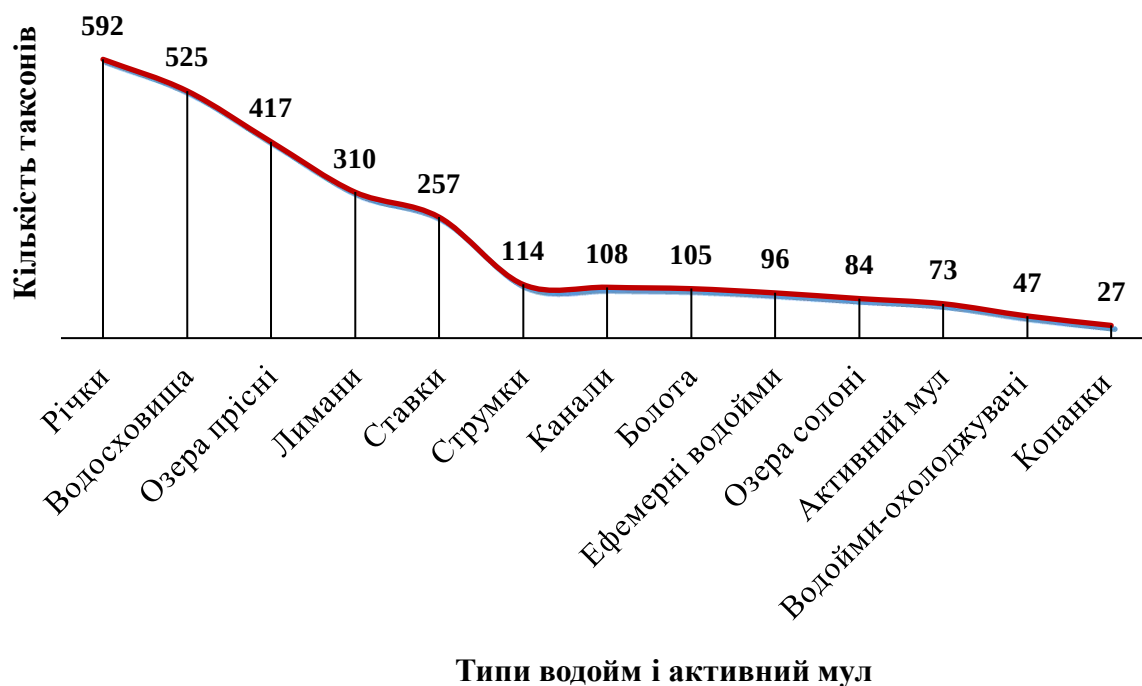


Рис. 3.21 Загальна кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших у різнотипних континентальних водоймах України і активному мулі.

Результати порівняння різних типів водойм за індексом Серенсена наведено у табл. 3.4. Лише незначна кількість водойм з дослідженого переліку мала коефіцієнти подібності вище 50%: між річками і озерами (61%), між річками і водосховищами (56%) та між річками і ставками (50%). Також

більше 50 % подібності між болотами і ставками (53%). Решта водойм мала невисокий коефіцієнт подібності.

Таблиця 3.4

**Подібність між різнотипними водоймами на основі видових складів
вільноживучих війчастих найпростіших**

Водосховища	Озера прісні	Лимани	Ставки	Струмки	Канали	Болота	Ефемерні водойми	Солоні озера	Активний мул	Водойми- охолоджувачі	Копанки	Типи водойм
56	61	44	50	30.3	23.1	28	21.2	11	14.1	11	8.4	Річки
	50.1	44.3	43	31	24	25.7	20.3	12.1	9.7	12.2	9.1	Водосховища
		42	31.3	31	26	30.3	25.3	15	13.1	15	12.1	Озера прісні
			37	31.1	24	28.4	24	19.3	11.5	18	12	Лимани
				41	31	53	31	17.5	15.1	20.3	16.2	Ставки
					39	44	34.3	18.1	15	28.5	17	Струмки
						34	29.4	19	16.5	32.3	19.2	Канали
							25	13	12.3	24	23	Болота
								17	13	22.4	19.5	Ефемерні
									13	14	9	Солоні оз.
										16.7	10	Активний мул
											16.2	В.-охолоджувачі

Низький рівень подібності між обстеженими водоймами різного типу є надзвичайно важливим фактом. Рівень подібності для найпростіших у непрямій формі відтворює рівень баналізації фауни. Як показали дослідження річок Приазов'я, які на сьогодні є надзвичайно забрудненими, фауна інфузорій в них вкрай збіднена і позбавлена індивідуальності. Ми називаємо це ефектом баналізації, який є наслідком уніфікації умов існування. Для найпростіших, як буде показано нижче, ефект баналізації має прояв у спрощенні ценотичної структури населення водойм. Те, що різнотипні водойми мають низький

рівень подібності, свідчить про їх природність і про високе представництво в них екологічних ніш найпростіших.

Результати порівняння кількості виявлених видів у Дніпрі з кількістю видів інфузорій виявлених в його допливах продемонстрували, що у Дніпрі різноманіття видів інфузорій є вищим, ніж сукупне різноманіття інфузорій його допливів (рис. 3.22). Таке співвідношення є очікуваним, оскільки існує пряма залежність між об'ємом екосистеми, кількістю представлених в ній екологічних ніш.

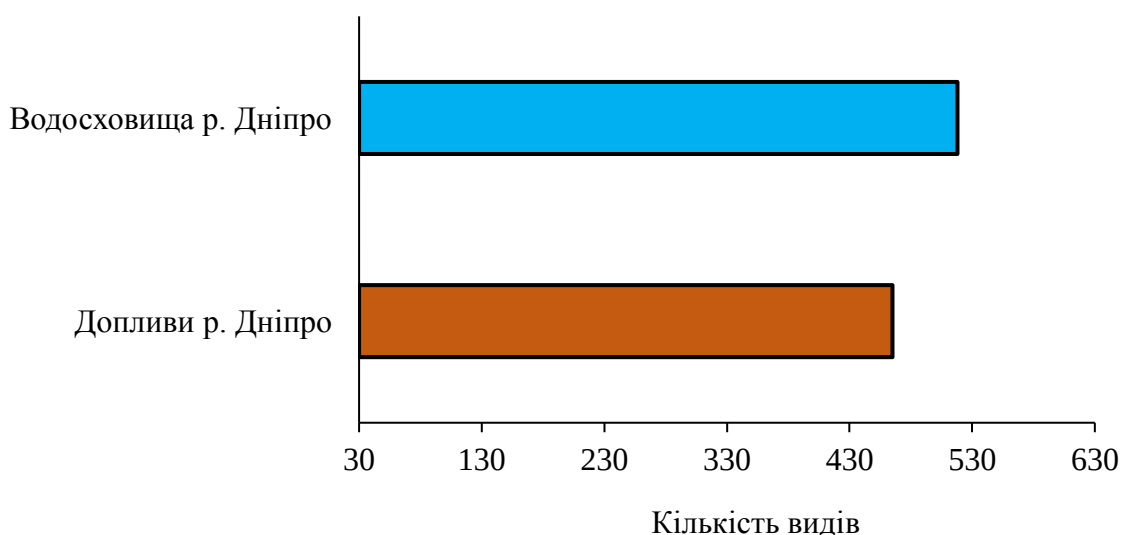


Рис. 3.22 Кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у Дніпровських водосховищах та допливах р. Дніпро.

Ще більша різниця у рівні різноманіття видів інфузорій спостерігається між Дніпром і водоймами заплавного комплексу (рис. 3.23). Не зважаючи на те, що у заплавних водоймах різного типу в басейні Дніпра виявляється на порядок менше видів, ніж в самій річці Дніпро, теоретично можемо припустити, що кожен тип водойми є специфічним щодо умов існування вільноживучих війчастих найпростіших, а відтоді і в стосунку різноманіття еконіш.

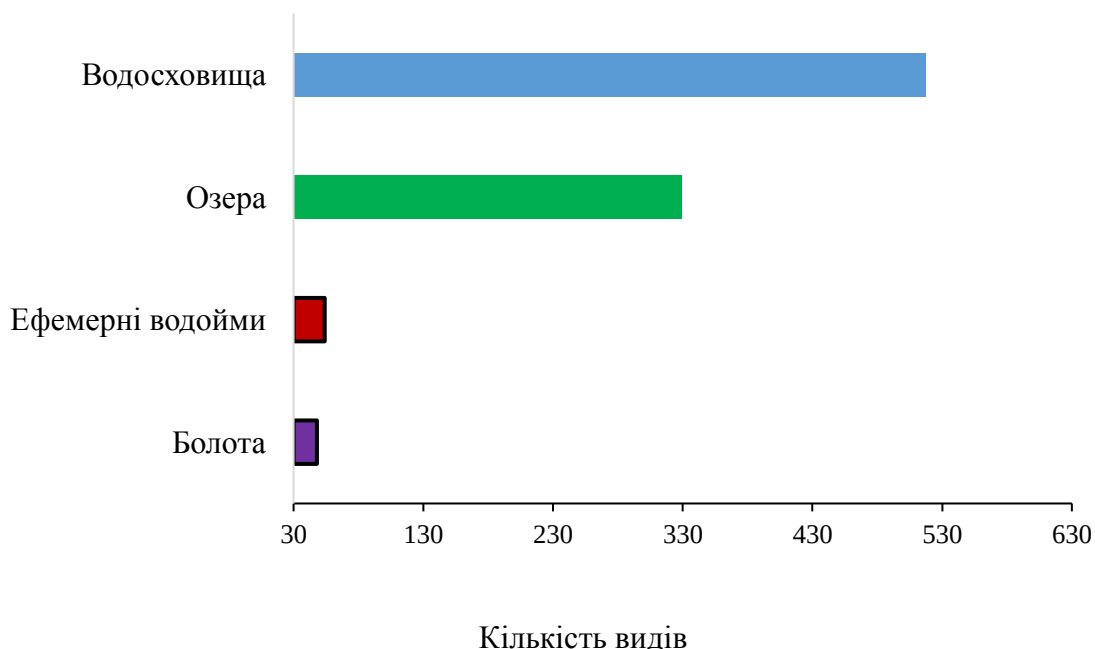


Рис. 3.23 Кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших у водосховищах Дніпра та у системі заплавних водойм його доплив.

Порівнявши видовий склад війчастих найпростіших Дніпра з інтегральним списком з доплив та заплавних водойм, отримали результат, який свідчить, що загальне різноманіття видів у водоймах басейну Дніпра перевищує таке для річки Дніпро (рис. 3.24). У кожному з типів водойм існує набір специфічних екологічних ніш, за рахунок яких суттєво підвищується різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших. З іншого боку, подібність між видовим складом Дніпра і інтегральним списком видів з водойм його басейну становить лише 52%, що красномовно свідчить на користь тези про важливість збереження різнотипних заплавних водойм і малих річок як рефугіумів, що забезпечують загальне аутентичне різноманіття гідробіонтів в регіонах.

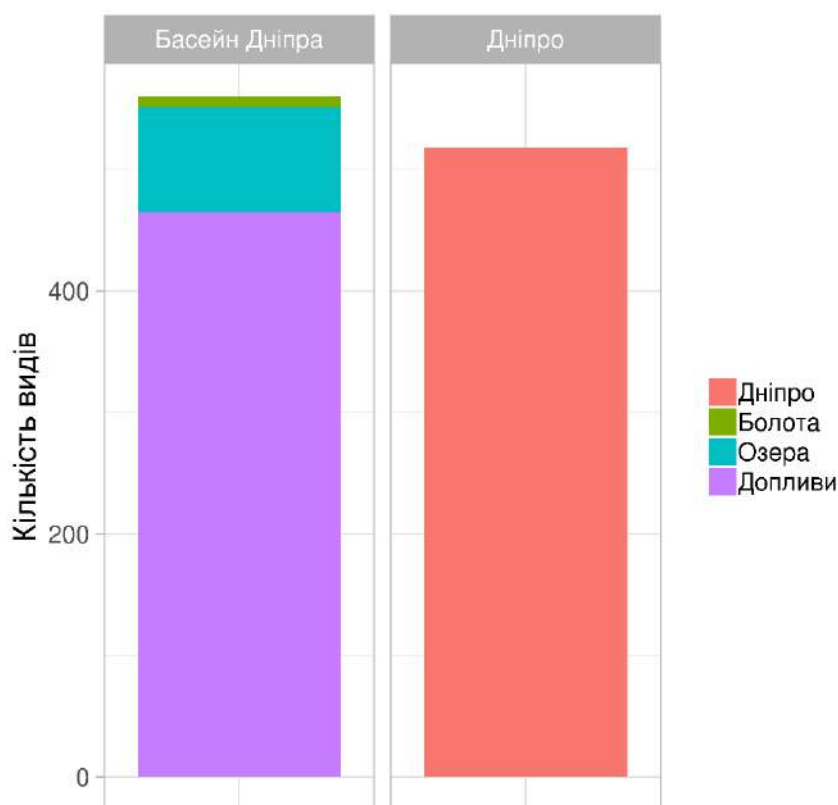


Рис. 3.24 Загальна кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, виявлених у р. Дніпрі, та кількість видів виявлених тільки в одному з типів водойм басейну Дніпра – допливи, заплавні озера, болота і ефемерні водойми.

Відмінності видового складу війчастих найпростіших між різнотипними водоймами. Обстежували наступні типи водойм: річки, струмки, озера прісні і солоні, лимани, болота, ефемерні водойми, канали, водосховища, водойми-охолоджувачі, ставки і копанки (табл. 3.5, табл. А.2). Крім цього дослідження війчастих найпростіших проводили в активному мулі з очисних споруд у багатьох містах України та Східної Європи.

На підставі узагальнення інформації про видовий склад війчастих найпростіших у річках, констатуємо, що значна кількість зареєстрованих видів (табл. А.2) відтворює високий рівень різноманіття умов існування найпростіших, який забезпечують водойми лотичного типу.

У річках з 11 класів Ciliophora за кількістю представлених видів війчастих найпростіших переважали: Oligohymenophorea (178 видів), Spirotrichea (117 види) і Litostomatea (109 видів). 15% склали види, які не були відмічені в інших типах водойм (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

**Кількість видів війчастих найпростіших виявлених у різнотипних
континентальних водоймах і активному мулі**

Кількість видів	Річки	Водосховища	Озера прісні	Лимани	Стовки	Струмки	Болота	Ефемерні водойми	Озера солоні	Канали	Активний мул	Водойми- Охолоджувачі	Копанки
Загальна	592	525	417	310	257	114	105	96	84	108	73	47	27
Виявлених лише в одному типі водойм та їх частка (%)	87 (15)	124 (23,5)	43 (10,3)	48 (15,5)	18 (7)	4 (3,5)	3 (3)	9 (9,4)	27 (32)	13 (12)	18 (25)	3 (6,4)	-

Всі досліджені водосховища мають руслове походження, тому закономірно, що вони майже не поступаються різноманіттю видів виявленому в річках (табл. 3.5). У водосховищах за представленістю видів переважали три класи: Oligohymenophorea і Litostomatea (по 132 види) і Spirotrichea (89 видів).

Майже не поступається річкам і водосховищам різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших виявлене в озерах і становить 417 видів (табл. 3.5).

У прісних озерах за кількістю виявлених видів переважали ті самі класи, що й в річках: Oligohymenophorea (109 видів), Litostomatea (81 вид) і Spirotrichea (76 видів). З 417 видів війчастих найпростіших, знайдених в цих озерах, 43 види траплялись лише в них і склали 10% від загалу (табл. 3.5).

Загалом в лиманах переважають представники класів Oligohymenophorea (80 видів), Spirotrichea (72 види) і Litostomatea (54 види). Лише в лиманах

траплялись 48 видів з 11 класів, що становлять 15,5% від загалу виявлених видів війчастих найпростіших (табл. 3.5). Характерною особливістю лиманів є високе представництво серед інфузорій типових морських видів.

У ставках виявлено 257 видів війчастих найпростіших з 11 класів. У цьому типі водойм переважали представники Oligohymenophorea – 87 видів, Spirotrichea – 48. Лише в ставках було виявлено 18 видів, що становлять 7 % від загалу (табл. 3.5).

У струмках і джерелах за кількістю видів переважають чотири класи Oligohymenophorea (35 видів), Spirotrichea (28 видів), Litostomatea і Prostomatea (по 13 видів). В цих водоймах не трапляються представники класу Plagiopylea, який об'єднує анаеробні і толерантні до безкисневих умов види. Лише 4 види не траплялись у водоймах іншого типу: *Blepharisma steini* Kahl, 1932 (клас Heterotrichea), *Lacrymaria coniformis* Bürger, 1908 (клас Litostomatea), *Trithigmostoma pituitosum* Foissner, 1979 (клас Phyllopharyngea) і *Placus glacialis* Kovalchuk, 1980 (клас Prostomatea) (табл. 3.5).

У болотах виявлено 105 видів представників 11 класів Ciliophora. Переважали представники класів: Oligohymenophorea (31 вид), Spirotrichea (22 види), Litostomatea і Prostomatea (по 13 видів). Тут були виявлені лише три специфічні види: *Enchelydium labeo* Penard, 1922, *Cyclidium gemmuliferum* Penard, 1922 і *Ophryoglena citrea* Ehrenberg, 1831. Усі три види були зареєстровані у болотах Карпат [130].

Ефемерні водойми представлені калюжами і дупловими водоймами. Серед 10 класів Ciliophora за кількістю виявлених війчастих найпростіших переважали три класи: Spirotrichea (24 види), Oligohymenophorea (20 видів) і Litostomatea (19 видів). В цьому типі водойм не представлено клас Karyorelictea. Дев'ять виявлених у цьому типі водойм специфічних видів є представниками 6 класів. Клас Spirotrichea – *Spiretta plancticola* Gelei, 1944 (синонім *Spiretella plancticola* (Gelei, 1933) Borror, 1972) і *Stichotricha socialis* Gruber, 1879, як представник ґрунтової фауни [365]. Представники класу Colpodea – *Colpoda magna* (Gruber, 1879) Lynn, 1978 і *Myctherotrix erlangeri*

Lauterborn, 1898 та класу Oligohymenophorea – *Disematostoma colpidioides* Gelei, 1954 і *Scyphidia rugosa* Dujardin, 1841. Три класи Litostomatea, Phyllopharyngea і Nassophorea представлені по 1 виду – *Enchelys pellucida* Eberhard, 1862, *Podophrya fallax* Dingfelder, 1962, *Drepanomonas dentata* Fresenius, 1858, відповідно. З дев'яти видів три є представниками ґрунтової фауни: *Drepanomonas dentata*, *Colpoda magna*, *Stichotricha socialis* [365].

У солоних озерах виявлено 84 види війчастих найпростіших з 10 класів. У цьому типі водойм не були виявлені представники класу Colpodea. Як і в інших водоймах, тут переважають представники Oligohymenophorea (26), Spirotrichea (25) і Litostomatea (13). Лише у водоймах цього типу траплялись 27 видів, що становлять 32% від загалу зареєстрованих в них інфузорій (табл. 3.5).

Дані щодо війчастих найпростіших з каналів обмежується результатами досліджень каналу Сіверський Донець–Донбас [Мовчан, 194, 195]. Видовий склад війчастих найпростіших цього каналі нараховує 108 видів з 10 класів. Не були виявлені лише представники класу Karyorelictea. За кількістю видів переважали класи Oligohymenophorea (30) і Spirotrichea (28) і Litostomatea (18).

Лише в цьому типі водойм виявлені 13 видів (12%) (табл. 3.5). Серед 13 видів до класу Spirotrichea належать *Chaetospora muelleri* Lachmann, 1856, *Oxytricha parallela* Engelmann, 1862 і *Caudiholosticha algivora* (Kahl, 1932), синонім *Holosticha algivora* Kahl, 1932, до класу Litostomatea: *Didinium armatum* Penard, 1922, *Amphileptus bivacuolata* Kahl, 1931 і *Litonotus varsaviensis* (Wrzesniowski, 1866). Представники класу Prostomatea прдставлені видами: *Prorodon armatides* Foissner, 1997 і *Prorodon sulcatus* Maskell, 1886, а класу Oligohymenophorea: *Epenardia myriophylli* (Penard, 1922), *Glaucoma ficaria* Kahl, 1926, *Vorticella brevistyla* D'Udekem, 1864, *Zoothamnium elegans* D'Udekem, 1864 і *Zoothamnium pygmaeum* D'Udekem, 1862.

У водоймах-охолоджувачах електростанцій виявлено всього 47 видів війчастих найпростіших, з яких лише тут зареєстровані 3 види (6,4%) (табл. 3.5) [236]. Найбільшою кількістю видів представлено класи:

Oligohymenophorea – 17 видів (36%), Spirotrichea – 11 видів (24%) і Litostomatea – 10 видів (21%). Досить велику частку – 9% від загалу виявлених тут видів становили представники класу Heterotrichea. У цьому типі водойм були не зареєстровані представники класів Karyorelictea, Armophorea Nassophorea і Plagiopylea.

Лише у водоймах-охолоджувачах виявлено вид *Enchelys difflugiarum* Penard, 1922 (клас Litostomatea) і два представники класу Oligohymenophorea: *Pyxicola constricta* Stokes, 1884 і *Vaginicola striata* Fromentel, 1876.

В активному мулі виявлено 73 види війчастих найпростіших, які належать до 7 класів: Spirotrichea, Armophorea, Litostomatea, Phyllopharyngea, Nassophorea, Prostomatea та Oligohymenophorea. За кількістю видів значно переважає один клас – Oligohymenophorea (47 видів, 65% від загальної кількості видів). Другий за кількістю видів клас Phyllopharyngea – представлений 9-ма видами (12%). Взагалі не виявлено представників класів Karyorelictea, Heterotrichea, Colpodea і Plagiopylea.

Лише в активному мулі виявлено 18 видів, які не знайдено у водоймах природного походження. Ці види розподіляються за класами: 2 види з класу Phyllopharyngea, з підкласів Cyrtophoria і Suctoria: *Thigmogaster oppositovacuolatus* Augustin & Foissner, 1989 і *Discophrya cothurnata* (Weisse, 1847). Решта 16 видів є представниками класу Oligohymenophorea, підкласу Peritrichia: *Epistylis fluitans* Faure-Fremiet, 1924, *E.s thinemanni* (Nenninger, 1948), *E. vestita* Stokes, 1887, *Opisthostyla annulata* Stokes, 1886, *Telotrochidium crateriforme* (Müller, 1773), *Pachytrocha zhytomirensis* Boshko et Konstantynenko, 2009, *Thuricola kellicottiana* (Stokes, 1887), *Th. similis* Bock, 1963, *Vorticella annulata* Gourret & Roeser, 1888, *V. aperta* Fromentel, 1876, *V. globularia* Müller, 1773, *V. gracilis* Dujardin, 1841, *V. hyalina* Banina, 1983, *V. octava-complex*, *V. peterhoffi* Banina, 1983, *Haplocaulus extensus* (Kahl, 1935).

Таким чином, своєрідність видового складу війчастих найпростіших в активному мулі складає 25 % (табл. 3.5). Так, 16 видів у активному мулі не були виявлені у водоймах ні природного, ні штучного походження.

Копанки характеризуються відсутністю специфічних видів і низьким різноманіттям вільноживучих війчастих найпростіших. Тут виявлено лише 27 видів – представників семи класів. Найбільшою кількістю видів представлений клас Spirotrichea – 9 видів (33%). Лише в цьому типі водойм відносно велику частку у загалі видів мають представники класу Prostomatea – 22% (6 видів). Цей тип водойм вирізняється також незначною представленістю видів з класу Oligohymenophorea – 15% (4 види). Не зареєстровано представників класів Karyorelictea, Nassophorea, Colpodea і Plagiopylea.

Висновки до розділу 3

На підставі узагальнення літератури і результатів власних досліджень, у континентальних водоймах на території України і водоймах Криму виявлено 1192 види вільноживучих війчастих найпростіших, що належать до 303 родів, 128 родин, 38 рядів і 11 класів типу Ciliophora (табл. А.1 і А.2). Вільноживучі війчасті найпростіші у фауні України представлені 11 класами типу Ciliophora, з яких найбільшою кількістю видів вирізняються Spirotrichea, Litostomatea, Oligohymenophorea, відповідно 19%, 22%, 27% від загалу видів.

За результатами власних досліджень у різнотипних водоймах басейнів Дніпра, Дунаю, Південного Бугу і Приазов'я виявлено 567 видів вільноживучих війчастих найпростіших з 11 класів.

Уперше для фауни України нами виявлено 71 вид інфузорій, які належить до 56 родів, 44 родин, 22 рядів і 9 класів (табл. 3.1).

Згідно з таксономічним аналізом, у межах басейну Дніпра виявлено 971 вид з 280 родів, 121 родини та 11 класів, в басейні Дунаю – 385 видів з 164 родів, 84 родин та 11 класів, в басейні Сіверського Дінця – 303 види з 143 родів, 80 родин та 11 класів, Дністра – 261 вид з 137 родів, 76 родин та 11 класів, Південного Бугу – 133 види з 75 родів, 53 родин та 11 класів, в басейні річок Криму – 127 видів з 81 роду, 54 родин та 11 класів, в басейні річок Причорномор'я – 109 видів з 72 родів і 53 родин та 10 класів, а також 62 види з 51 роду, 39 родин і 9 класів – в басейні річок Приазов'я.

Встановлено, що найбільшою подібністю за видовим складом війчастих найпростіших характеризувалися басейни Дністра і Дунаю – 56%; між басейнами Дніпра і Дунаю виявлено 47% подібності, між басейнами Дністра і Сіверського Дінця – 44%, між басейнами Дністра і Південного Бугу – 40%. Найменша подібність відмічена між басейнами Дніпра і Південного Бугу (21%) та Дніпра і водоймами Криму (18%).

Різнотипні заплавні водойми являють собою важливі елементи збереження різноманіття війчастих найпростіших. У кожному з типів водойм існують специфічні екологічні ніші, за рахунок яких суттєво розширюється видове представництво вільноживучих війчастих найпростіших у масштабах окремих басейнів. Підтвердженням цієї тези може слугувати той факт, що подібність між видовими складами Дніпра з його допливами і їх заплавами водоймами становили лише 52%.

За типами водойм, найбільшу кількість видів війчастих найпростіших виявлено у річках – 592 види, дещо меншу у водосховищах – 525 видів; найменшою кількістю видів вирізняються солоноводні озера – 84 види, водойми-охолоджувачі – 47 видів і копанки – 27 видів. В очисних спорудах в умовах активного мулу встановлено 73 види вільноживучих війчастих найпростіших.

Згідно з узагальненими даними, з 1500 видів прісноводних вільноживучих війчастих найпростіших світової фауни 80% виявлено у водоймах України. Це підтверджує факт повсюдності поширення представників цієї групи і доводить безпідставність проведення зоогеографічного аналізу фауни війчастих найпростіших.

РОЗДІЛ 4

НАСЕЛЕННЯ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ ТА ЙОГО СТРУКТУРА

4.1 Умови існування вільноживучих війчастих найпростіших у прісних водоймах

На відміну від багатоклітинних, найпростіші існують у значно більш тонких градієнтах, що суттєво впливає на їх поширення і структуру у гідроекосистемах. Складно організований гіперпростір водойм, його факторна гетерогенність, у тому числі, й у межах біотопів, які традиційно виділяють у межах водойм, – бенталі, перифіталі і пелагіалі, визначає просторовий розподіл найпростіших.

Відомо, що частина мезо- і макроформ гідробіонтів існують в умовах бенталі і перифіталі як у біотопах, які мають ознаки двовимірності, що і визначало їх адаптації та еволюційні стратегії. Найпростіші ж, незалежно від їх локалізації у водоймі, на рівні особини існують в об'ємі кількох квадратних сантиметрів. Тому, незалежно від біотопу, в якому ми розглядаємо найпростіших, їх життєвий простір залишається тривимірним. Цей феномен називаємо *біотопічним парадоксом найпростіших*, згідно з яким неможлива пряма екстраполяція стандартних, загальноприйнятих методичних прийомів, напрацьованих для мезо- і макроформ, на найпростіших.

Біотопічний парадокс виводить найпростіших за дужки загально прийнятої парадигми, згідно з якою водойма є системою взаємодіючих структур (біоценозів), що локалізовані в межах біотопів, до яких адаптувалися організми і в контенті яких вони еволюціонували. *Концепція біотопічного парадоксу* пропонує сприйняття біотопу найпростіших як системи скалярних полів, що відповідають градієнтам лімітуючих факторів. Така парадигма

дозволила переглянути традиційні підходи і логіку формування ценотичних об'єднань найпростіших різного рівня складності і їх детермінованості у гіперпросторі водойм.

Умови існування найпростіших у пелагіалі. Однією з особливостей водойм зі стагнуючими умовами є явище стратифікації, яке обумовлює неоднорідність розподілу по вертикалі фізико-хімічних факторів, що впливає на інтенсивність біологічних процесів. Товща води стратифікованих водойм поділяється на шари з суттєво відмінними умовами існування гідробіонтів і наявністю специфічних еконіш.

У поверхневій плівці води на межі з повітрям – нейсталі концентруються органічні речовини, переважно ліпіди, які надходять сюди з води і повітря. Товщина такої плівки коливається від 5 до 100 мкм і залежить від вмісту органічної речовини у воді і інтенсивності розкладу органічних решток. У деяких випадках товщина плівки досягає 500 мкм. Тут, на межі розділу фаз, масово розмножуються мікроорганізми, перш за все, бактерії. До нейстонних бактерій, тобто тих, які заселяють поверхневу плівку води, належать види родів *Caulobacter*, *Hyphomicrobium* і *Nevskia ramosa* [154].

На різній глибині стоячих водойм в них формуються умови зі значними відмінностями щодо вмісту розчинених речовин і, у першу чергу, кисню. Вміст кисню в природних водоймах є результатом кількох процесів – інвазії з повітря, фотосинтезу і поглинання в ході біохімічних і хімічних процесів. Відповідно, це визначає значну різницю у концентрації цього газу в різних частинах водойми.

Завдяки процесу седиментації, у металімніоні і на дні водойм накопичуються органічні рештки. У процесі розкладу органіки в товщі води і, особливо при дні, спостерігається активне споживання кисню, що призводить до утворення в придонних шарах води та у товщі гіполімніону анаеробних умов. Внаслідок анаеробних процесів, накопичуються різноманітні продукти бродіння, у тому числі, молекулярний водень, метан, сірководень і вуглекислота. Окислення розчиненого метану метил-бактеріями часто є основним процесом, у якому споживається кисень. Продукти бродіння, у тому числі водень, є субстратами для

сульфат-редукторів. Діяльність нітрифікуючих бактерій призводить до накопичення нітритів. У водній товщі епілімніону поряд з автотрофними еукаріотами розвиваються ціанобактерії, серед яких звичайними є *Oscillatoria rubescens*, *O. agardhii*, *Aphanizomenon flos-aquae* і *Microcystis aeruginosa*. За сприятливих умов в гіполімніоні відбувається бурхливий розвиток анаеробних фототрофних бактерій, головним чином, пурпурових. Їхня первинна продукція може бути досить значною. Елементарна сірка і сульфати, які утворюються в процесі фотосинтезу, тут же використовуються сульфат-редукторами. На межі кисневої і безкисневої зон можуть розмножуватись аеробні сіркобактерії.

Попри складність біохімічних процесів, що відбуваються у водоймах, найбільш універсальним показником їх інтенсивності і спрямованості залишається кисень. Вміст кисню, його розподіл у товщі води і донних відкладах є важливим і інформативним показником, моніторинг якого дозволяє інтерпретувати основні внутрішньоводоймні процеси і фіксувати їх тренди. Багаторічну динаміку вмісту кисню в пелагіалі модельного озера продемонстровано на графіку (рис. 4.1).

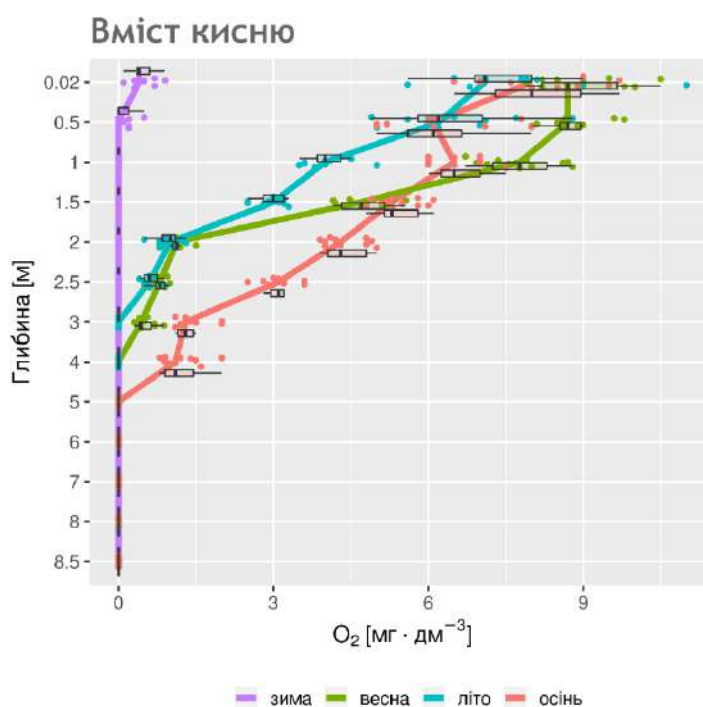


Рис. 4.1 Вертикальний розподіл кисню у товщі води заплавного озера (долина р. Ворскла) в різні сезони, за багаторічними спостереженнями.

Поширення безкисневих умов і умов з різним вмістом кисню протягом року мало певні зміщення в межах окремих зон. Нижня межа оксиклину зміщувалася з 3 м від поверхні навесні і до 5 м восени (рис. 4.1). Влітку кисень був наявний у поверхневому шарі води до глибини 3 м. Суттєві зміни вмісту кисню спостерігали в періоди апвелінгів – навесні і восени та під час льодоставу. Взимку, під кригою, майже в усьому об’ємі озера утримувались безкисневі умови, але наявність ополонки та фотосинтез занурених макрофітів забезпечували утримання у приповерхневих шарах води і в літоралі незначної концентрації кисню.

Термоклин, на основі усереднених даних, влітку утримується на глибині між 1 і 3 м (рис. 4.2). У зимовий період перепад температур спостерігався між 5–7 м: вище 5 м температура дорівнювала 0°C, а нижче глибини 7 м стабілізувалась на позначці +4 °C.

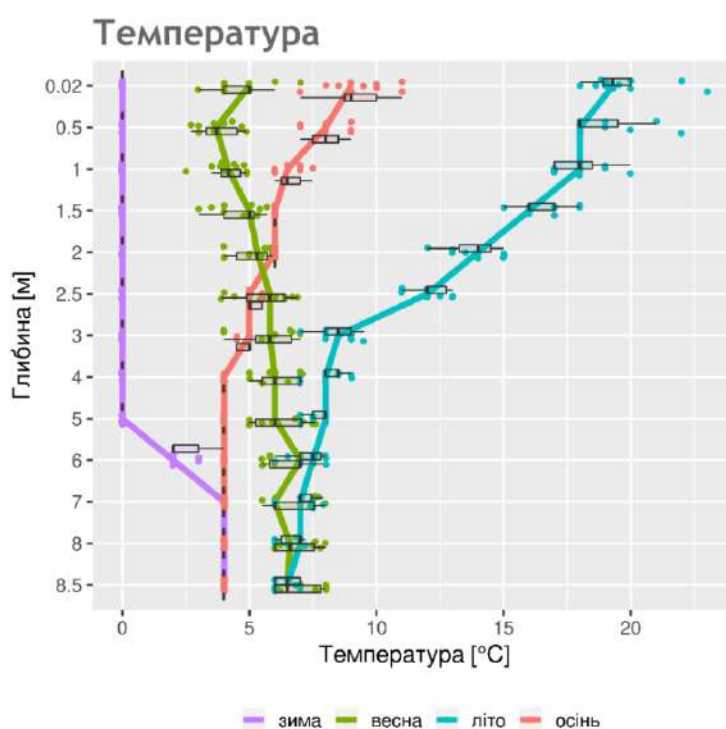


Рис. 4.2 Вертикальний розподіл температури у товщі води заплавного озера (долина р. Ворскла) в різні сезони, за багаторічними спостереженнями.

Протягом року середні значення перманганатної окиснюваності (ПО) в озері були досить стабільними. Помітне підвищення ПО спостерігалось восени, коли починався процес відмирання рослин. Найбільший їх вміст у озері стабільно утримується у придонних шарах води (рис. 4.3).

Загалом просторовий розподіл і динаміка факторів, що контролювалися, мали стандартний для цього типу водойм характер. Щодо реакції найпростіших на ці фактори, то аналіз поширення популяцій вільноживучих війчастих найпростіших показав значно більшу кореляцію з киснем і температурою, аніж з вмістом органічних речовин.

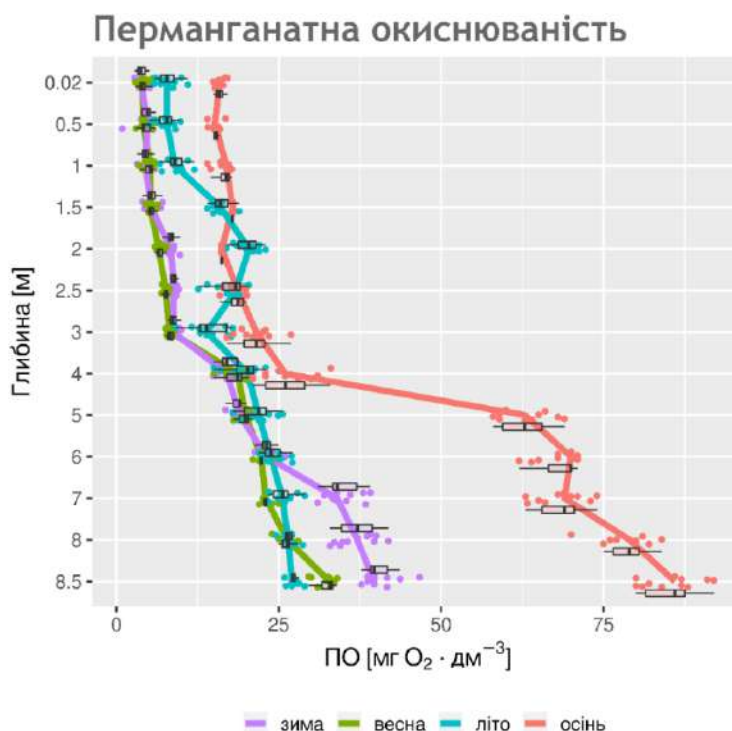


Рис. 4.3 Вертикальний розподіл концентрації легкоокиснюваних органічних речовин у товщі води заплавного озера (долина р. Ворскла) в різні сезони, за багаторічними спостереженнями.

Достовірні кореляції між ПО і киснем спостерігали в області низького вмісту кисню (рис. 4.4). Як видно, ці два показники демонструють зворотну залежність. При збільшенні вмісту органічних речовин спостерігається зниження концентрації кисню.

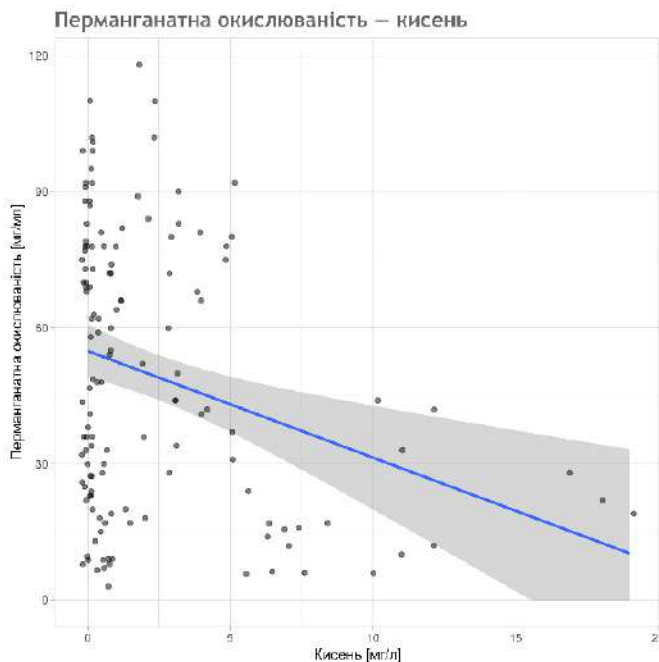


Рис. 4.4 Кореляція між вмістом органічних речовин (ПО) і вмістом кисню в середовищі (метод Клевеланда [311]). Сіра смуга – довірчий інтервал.

Умови існування найпростіших у бенталі. Особливі умови для розвитку вільноживучих війчастих найпростіших утворюються у донних відкладах – піску, замуленому піску і мулі. Для донних відкладів характерним є різке падіння у приповерхневих шарах вмісту кисню і величини окислювально-відновлювального потенціалу (за винятком умов відсутності кисню у придонній товщі води). Тут спостерігається висока чисельність бактерій і велика кількість екологічних ніш.

Результати дослідження кисневої стратифікації у придонному шарі води і поверхневих шарах донних відкладів в умовах заплавного озера показано на графіку (рис. 4.5). У межах кількох сантиметрів умови існування вільноживучих найпростіших достатньо неоднорідні, наявність стратифікації

обумовлює ускладнення їх просторової організації. За відсутності у придонному шарі води достатньої кількості кисню, у донних відкладах відбувається послідовне анаеробне розкладання органічних решток. Цей процес завершують метаноутворюючі і сульфатредуючі бактерії. Якщо ж у придонних шарах є кисень, то у поверхневих шарах донних відкладів утворювались зони, які відрізняються за окислювально-відновлювальним потенціалом і складом мікрофлори.

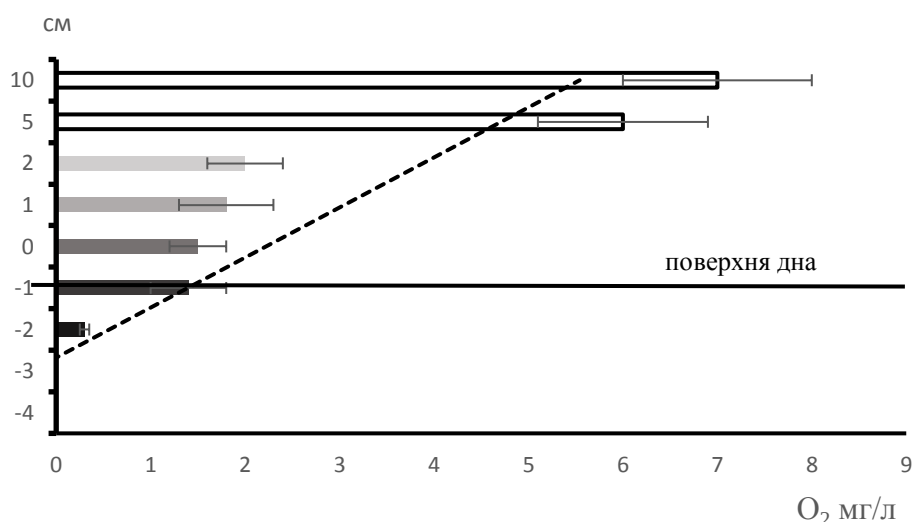


Рис. 4.5 Розподіл кисню у приповерхневих шарах води і в товщі замуленого піску, за багаторічними спостереженнями.

Така мікрозональність у донних відкладах була виявлена і досліджена ще у середині ХХ сторіччя Б. В. Перфільєвим [226]. В озері поблизу м. Ленінград (Санкт-Петербург) Б. В. Перфільєв за допомогою методів капілярної мікроскопії у шарі мулу товщиною 2 мм виявив 8 мікрозон з різним «населенням». У першій зоні переважали діатомові водорості, у другій спостерігалися активні процеси окислення заліза, завдяки розвитку *Gallionella ferruginea* і *Ochrobium tectum*. У третій розвивалася хижа бактерія *Dictyobacter raxa*. Четверта зона характеризувалася розвитком бактерій, морфологічно подібних до азотобактера, п'ята – нитчастих бактерій. Шосту мікрозону заселяли нитчасті, складно переплетені колонії бактерії, описаної Б.

Перфільєвим [226] як *Cyclobacter*, сьому – також нитчаста бактерія *Lieskeella bifida*. Восьма зона межувала з відновлювальною зоною і була заселена рухливою сіркобактерією *Thiospira*.

У середньому для 1 г мулу визначено такий вміст бактерій: від 100 тис. до 1 млн. бактерій, які відновлюють сульфати; від 10 до 100 тис. тіонових бактерій; близько 1000 нітрифікуючих бактерій; від 10 до 100 тис. денітрифікуючих бактерій; приблизно по 100 анаеробних і аеробних деструкторів клітковини [66].

З огляду на те, що найпростіші є основними споживачами бактеріальної продукції, склад і кількісний розвиток бактерій не може не впливати на кількісну представленість, видовий склад і просторовий розподіл інфузорій.

Умови існування найпростіших у перифіталі вищих водяних рослин. Перифіталь є біохімічно напруженим екотопом, і для найпростіших вузький приповерхневий шар води, з огляду на високу концентрацію в ньому харчових об'єктів, є надзвичайно привабливим. В Україні бактеріоперифітон і епіфітон вищих водяних рослин (ВВР) найдокладніше вивчені на ВВР у штучних водотоках [72]. Важливим аспектом є сезонна динаміка чисельності епіфітонних бактерій, зумовлена температурним режимом, станом вегетуючих макрофітів та ступенем їх розкладу після відмирання, кількістю і якістю осідаючих з води завислих речовин. Так, є дані про збільшення загальної чисельності бактерій у перифітоні в літній період – до 129,0 млн кл/г сирої ваги рослини (підводної частини) і деяке зменшення навесні і восени, що, найбільш вірогідно, залежить від коливань температури води [72]. Динаміка сапрофітних бактерій, зокрема з протеолітичними і амілолітичними властивостями, характеризувалася збільшенням їхньої чисельності від весни до осені, з максимумом у жовтні (39,6 млн кл/г). Очевидно, що літнє збільшення вмісту сапрофітних бактерій обумовлене підвищенням температури води у цей період, а осіннє відмиранням рослин і їх розкладом. Значні відмінності має сезонна динаміка чисельності сапрофітних бактерій на напівзанурених і занурених рослинах.

Загалом, чисельність бактерій у перифітоні протягом літнього періоду коливається у широких межах – від 42,5 до 1583,1 млн кл/г, досягаючи величин, характерних для донних відкладів. Для епіфітонних бактерій, зокрема сапрофітних, велике значення має легкоокислювана фракція органічних екзометаболітів рослин. Вищі водяні рослини в процесі життєдіяльності виділяють у довкілля різні органічні речовини: вуглеводи, білки, амінокислоти і ін.

Цікавими з точки зору мікробіотопічного розподілу бактеріального населення у природному водотоці є відомості, наведені у роботі [442]. Так, середня щільність населення бактерій у товщі води на відкритих ділянках крейдового струмка (у центральній Англії) становила $5,2 \cdot 10^4$ кл/мл, у донних відкладах – $(8,2 \pm 2,7) \cdot 10^7$ кл/г, на листовій поверхні домінуючої водяної рослини *Ranunculus penicillatus* вона коливалася від 10^6 до 10^7 бактерій на 1 см^2 (найбільші значення були зареєстровані на старіших листках), а у піхвах листків досягала $4,4 \cdot 10^7$ кл/мл. Помітною є значна різниця концентрації бактеріальної біоти у товщі води відкритих ділянок водотоку і у приповерхневому шарі води в піхвах листків *Ranunculus penicillatus*.

В процесі аналізу умов існування найпростіших в перифіталі ВВР, звертає на себе увагу певна специфічність цього субстрату – його фізіологічна активність – фотосинтез, який формує в цих умовах кисневий режим. Завдяки процесу фотосинтезу у воді, що оточує рослини, утворюються критично високі концентрації кисню. Дані щодо розподілу кисню протягом доби в умовах пелагіалі та в заростях куширу демонструє графік (рис. 4.6). Це типове явище коливань вмісту кисню в умовах перифіталі ВВР, коли вміст кисню, що напрацьовується протягом світлового дня, до 16-ї години досягає максимуму, і при цьому його насичення може перевищувати 100%. Натомість, протягом ночі вміст кисню в заростях може знижуватись до нуля. В той же час, коливання кисню в епілімніоні мають незначні амплітуди, і умови тут можуть характеризуватись за фактором кисень як стабільні, на відміну від надзвичайно динамічних в умовах перифіталі ВВР. Надзвичайно висока

амплітуда коливань концентрації кисню в перифіталі ВВР робить цей біотоп суттєво відмінним від решти. Це є однією з передумов для формування тут специфічного комплексу видів.

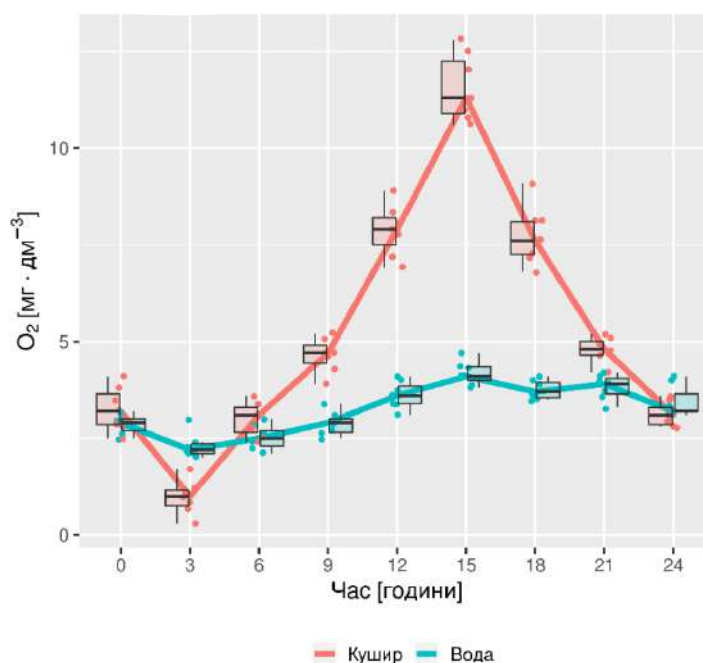


Рис. 4.6 Добові зміни вмісту кисню в заростях куширу і на відкритій ділянці заплавного озера.

4.2 Виділення угруповань вільноживучих війчастих найпростіших

На сьогодні більшість науковців при виділенні угруповань найпростіших використовує в якості критерію морфологічні особливості видів, розглядаючи екоморфи як адаптації до біотопів – бенталі, перифіталі і пелагіалі, у контексті сприйняття адаптацій, аналогічному для мезо- і макроформ. Одночасно визнається невідповідність поширення екоморф найпростіших їх специфічним біотопам. Це робить виділені угруповання на підставі екоморф непевними. Констатуючи такий результат, І. А. Жирков пише: «Каждый исследователь вкладывает в эти понятия (биоценоз,

сообщество) свой смысл, поэтому они стали безразмерными и расплывчатыми.» [97, стор. 197]. Таким чином, питання: чи існують угруповання реально, чи це лише зручна форма організації інформації щодо населення гідробіоценозів, залишається дискусійним.

Ми не заперечуємо правомірність існуючих підходів до систематизації угруповань за біотопічним принципом [55], або виділення угруповань за систематичною ознакою [181] та інших підходів, що широко застосовуються у працях з гідробіології та екології найпростіших [55, 56, 83, 97, 100, 181, 234, 235]. У в межах біотопів формуються специфічні умови, які визначають структуру населення макроформ.

Однак, як ми вже наголошували раніше, найпростіші існують у контенті біотопічного парадоксу, їх сприйняття біотопу є іншим порівняно з макроорганізмами. З метою уникнення суб'єктивізму при розгляді структури населення найпростіших, ми «вивели» уявлення про біотопічний розподіл водойм за дужки. Враховуючи, що життєвий простір кожного індивідуума найпростішого є тривимірним, змушені об'єктивно визнати, що кожна популяція не обмежена у своєму поширенні в гіпероб'ємі водойми. Отже весь гіпероб'єм є потенційним біотопом для кожної популяції, і водойма потенційно може бути заповнена усіма присутніми видами найпростіших.

Таким чином, згідно з нульовою гіпотезою, структура населення найпростіших представлена одним угрупованням. Натомість, існування факторних градієнтів, так само екологічних адаптацій у різних видів, виключає гомогенізований розподіл найпростіших у гіперпросторі водойм.

Тому ми запропонували *методологію* виділення ценотичних структур, *головна ідея* якої полягає в аналізі преферентного розподілу популяцій вільноживучих війчастих найпростіших у скалярних полях факторів, незалежно від просторових координат біотопів. Такий підхід дозволяє апостеріорі виявити угруповання видів, що утворюються не за принципом: місце визначає об'єм і склад угруповання, а за принципом: угруповання визначає місце і об'єм своєї локалізації.

В основу принципу виділення ценотичних об'єднань вільноживучих війчастих найпростіших покладено *концепцію біотопічного парадоксу*, який допускає поширення популяції незалежно від просторових координат біотопів. Таким чином, «*вивільняємо*» популяцію від її обов'язкової присутності у апріорі визначеному біотопі, припускаючи її вільне поширення у гіперпросторі водойми відповідно до її факторних пріоритетів і до адаптивних можливостей виду.

На сьогодні це аксіома, що кисень – один з визначальних факторів для водних мікроорганізмів. З цього приводу Т. Фенчел [337, стор. 11] пише: «Переважає більшість видів найпростіших залежить від аеробного енергетичного обміну. Серед протистів з аеробним метаболізмом більшість, а можливо і усі, демонструють преференції у стосунку до певних рівнів вмісту кисню нижче атмосферного тиску. Це є важливим компонентом ніші і важливим детермінуючим чинником для просторового розподілу мікроорганізмів у природі.» Він же, разом з Б. Фінлей [341], акцентували увагу на тому, що причин такого високого рівня зв'язку популяцій найпростіших з киснем може бути декілька, зокрема: наявність кореляції між вмістом кисню і розподілом харчових ресурсів, вимогами до середовища з боку симбіонтів і, що не менш важливо, це *токсичність кисню*.

Наш підхід не суперечить традиційному поділу гіперпростору водойм на біотопи, тому що у природних водоймах у межах біотопів об'єктивно існують факторні градієнти. У масштабі найпростіших кожен з біотопів являє собою достатньо складну за градієнтами факторів систему оселищ різного типу.

Згідно з робочою гіпотезою, поширення війчастих найпростіших детерміноване певними концентраціями кисню. В межах водойм, як правило, утворюється кілька стабільних зон за вмістом кисню. Зона з високим рівнем насичення киснем – від 60 до 80% (8–15 мг/л) і незначними амплітудами коливань протягом вегетаційного сезону спостерігається у епілімніоні; вміст кисню від 5% до 30% (0,5–3 мг/л) утримується у придонних шарах води в

літоралі і на рідкому дні. У придонних шарах води в глибоководній частині озера і в профундалі утримувались безкисневі умови.

Специфіка перифіталі (зарості вищих водяних рослин) полягала в тому, що тут спостерігали найбільшу насиченість води киснем і високу амплітуду добових коливань. Наприклад, вміст кисню в заростях куширу вдень досягав 100 % насичення і більше, а до кінця ночі падав майже до нуля. На цій підставі зробили припущення щодо можливості існування кількох потенційних угруповань в екотопах зі стабільним вмістом кисню в певних інтервалах (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

**Потенційні угруповання найпростіших
та їх зв'язок з біотопами в градієнті кисню**

Біотоп	Вміст O_2 , мг/л	Угруповання
Перифіталь (кушир)	0–19	Евриоксифільне
Пелагіаль (епілімніон)	6–10	Оксифільне
Пелагіаль (верхній шар води в металімніоні)	3–6	Оксифільне
Пелагіаль (рідке дно в металімніоні)	1–2	Мікрооксифільне
Пелагіаль (гіполімніон)	0	Аноксифільне
Бенталь (сапропель)	0	Аноксифільне
Бенталь (мул, замулений пісок)	1–2	Мікрооксифільне

Ідея аналізу. Визначення будь-якої структури має базуватись на уявленні про масштаб, в якому вона реалізується. *Гіпероб'єм водойми* розглядали як єдиний біотоп для популяцій найпростіших. Відповідно, виявлені в усьому гіпероб'ємі екземпляри одного виду розглядали як

частину єдиної популяції. На підставі розподілу щільності популяцій встановлювали області їх преференцій у просторі водойми.

З метою підвищення достовірності аналізу кількісної структури угруповань найпростіших в умовах різних оселищ, проводили довготривалі (шестирічні) стаціонарні дослідження на кількох об'єктах: у заплавних озерах в долині р. Ворскли та на малих річках – Битиця і Олешня (допливах р. Псел першого порядку). За час досліджень у всіх обстежених водоймах було встановлено 567 видів, з яких для аналізу відібрано популяції 154 видів вільноживучих війчастих найпростіших, зустрічальність яких у пробах перевищувала 30%.

Для встановлення преференцій видів у градієнті кисню застосували аналіз головних компонент (РСА), який дозволив систематизувати локації (місця) з різними концентраціями O_2 , в яких видовий склад найпростіших був більш подібний між собою. В аналізі використали усереднені щільності популяцій 154 видів, які реєструвалися протягом терміну стаціонарних досліджень у кожному з обстежених оселищ. Результати аналізу продемонстрували, що популяції мали преференції в різних інтервалах вмісту кисню.

На плоті (рис. 4.7) показані скупчення локацій (градієнтних співвідношень), виділені за потребою найпростіших у молекулярному кисні або за реакцією уникнення ними умов з розчиненим киснем. Одна група, що відтворює безкисневі умови (0 мг/л); друга група – локації з діапазоном підвищеного вмісту кисню 10–19 мг/л; третя група з вузьким діапазоном від 3 до 5 мг/л. Четверта група демонструє локації з діапазонами 1–2 мг/л та 6–8 мг/л.

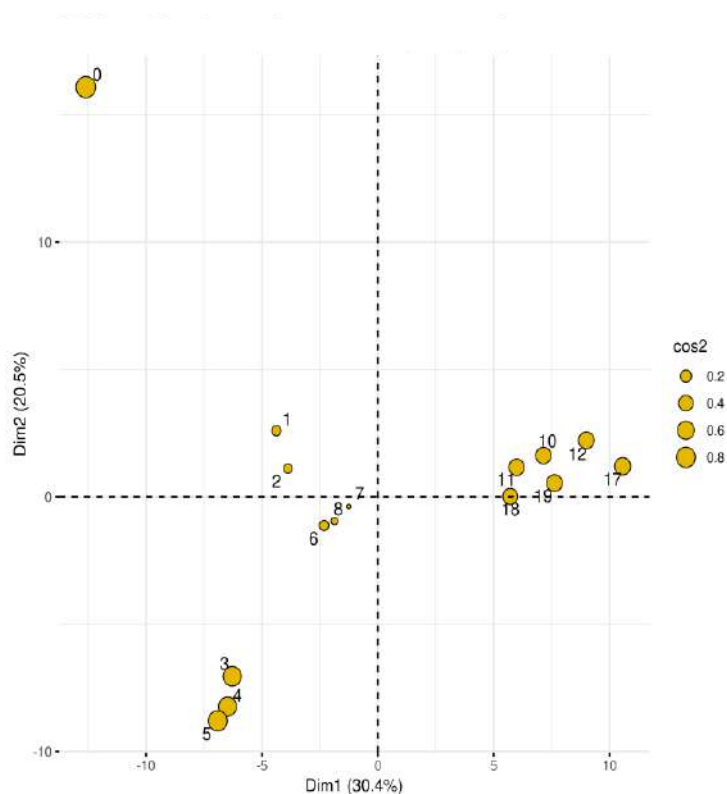


Рис. 4.7 Групи локацій, отримані на основі кореляції між щільністю популяцій і вмістом кисню (аналіз головних компонент). Діаметр кружечків відповідає якості їхнього представлення на площині двох перших головних компонент. Номери від 1 до 19 відповідають концентрації кисню в мг/л.

Для більш об'єктивного виділення груп локацій застосували метод нечіткої кластеризації (fuzzy clustering), що належить до групи методів неієрархічної кластеризації. Результати цього методу були накладені на площину двох перших головних компонент PCA (рис. 4.8). Популяції найпростіших утворили 4 групи відповідно до попередньо встановлених локацій зі стабільними інтервалами кисню. Розподіл загалу видів на групи дає нам підстави до їх подальшого аналізу і персоналізації. Згідно з робочою гіпотезою, у водоймах може бути виявлено потенційно п'ять угруповань, тому в алгоритмі методу нечіткої кластеризації задали таку ж кількість кластерів.

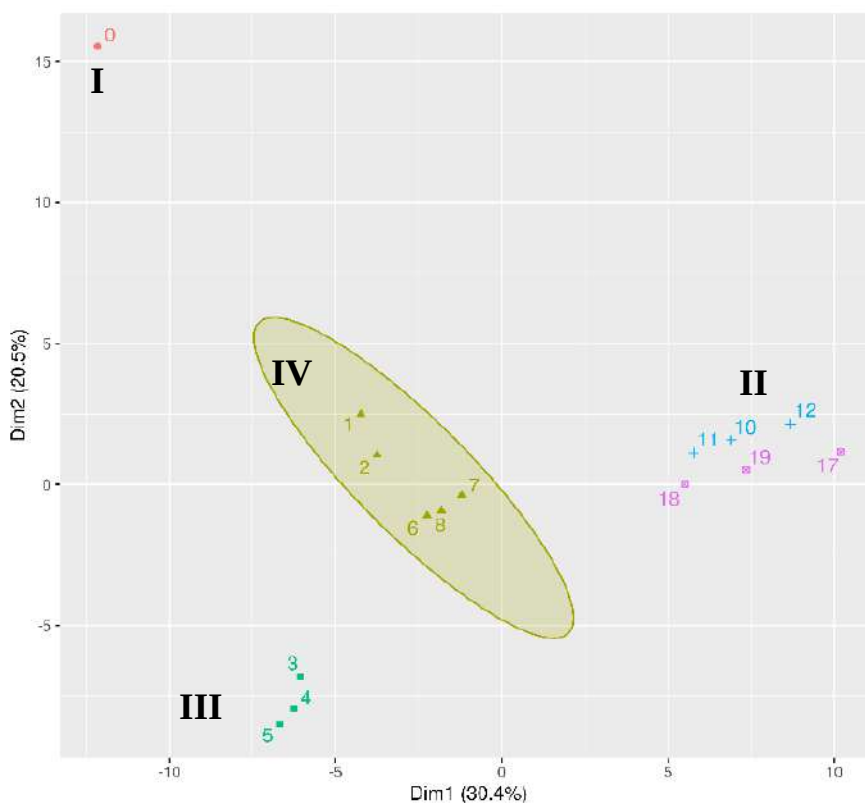


Рис. 4.8 Ординація локацій на підставі кореляції між щільністю популяцій 154 видів війчастих найпростіших і вмістом кисню у площині двох перших головних координат. Позначення: I, II, III, IV – кластери; номери від 1 до 19 відповідають концентрації кисню в мг/л.

Як видно з плоту ординації (рис. 4.8), кластер I є точкою 0 мг/л, до кластеру III увійшли локації 3–5 мг/л, локації з вмістом кисню 1–2 мг/л і 6–8 мг/л згрупувались у кластер IV. Виявилось, що у кластер II виділились дві підгрупи: локації 10–12 мг/л та локації 17–19 мг/л; їх близьке розташування на плоті дає підстави розглядати їх як єдину групу. Це свідчить про те, що види у цих групах мають близькі параметри ніші за кисневим фактором.

У подальшому проаналізували структуру виділених груп, застосувавши кореляційний аналіз, в якому змінною є щільність інфузорій (рис. 4.9). Отриманий розподіл видів у межах попередньо встановлених локацій, демонструє наявність виразних преференцій у видів війчастих найпростіших у визначених інтервалах вмісту кисню. Це дозволило персоналізувати склад виділених груп.

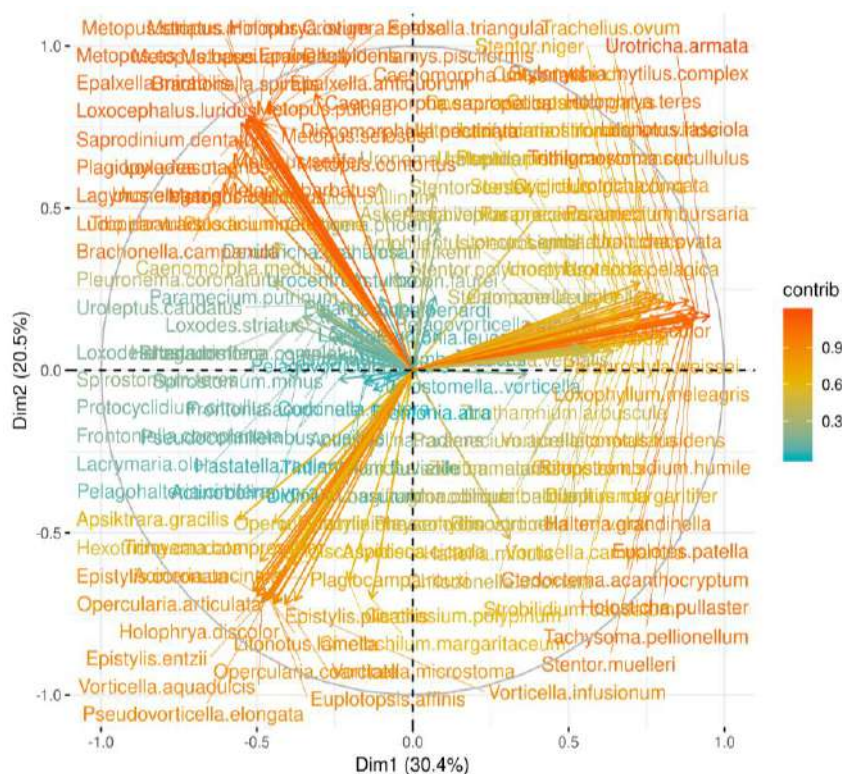


Рис. 4.9 Результати кореляції між щільністю 154 видів вільноживучих війчастих найпростіших і вмістом кисню.

Для більш наочного аналізу згрупувань видів, представлених на графіку кореляцій, застосували кластерний аналіз (метод Варда, дистанція Кульчинського) (рис. 4.10). Загал видів на найвищому рівні утворює два кластери. Перший кластер об'єднав виключно види з анаеробним обміном. Наступні кластери, послідовно поєднані, охопили решту видів, які є представниками аеробів. Наявність окремих кластерів відповідає розподілу видів за їх преференціями в градієнті кисню.

Таким чином, можна стверджувати, що у водоймах існує два угруповання, які є просторово відокремленими, а поділ їх відбувається у відповідності до двох зон – кисневої і безкисневої. У цих зонах існують фізіологічно впізнавані ценотичні об'єднання інфузорій, що реалізують енергетичні потоки на різних біохімічних платформах. У відповідності до реакції на вміст кисню, виділяємо *анаеробне (аноксифільне)* та *аеробне (оксифільне)* угруповання.

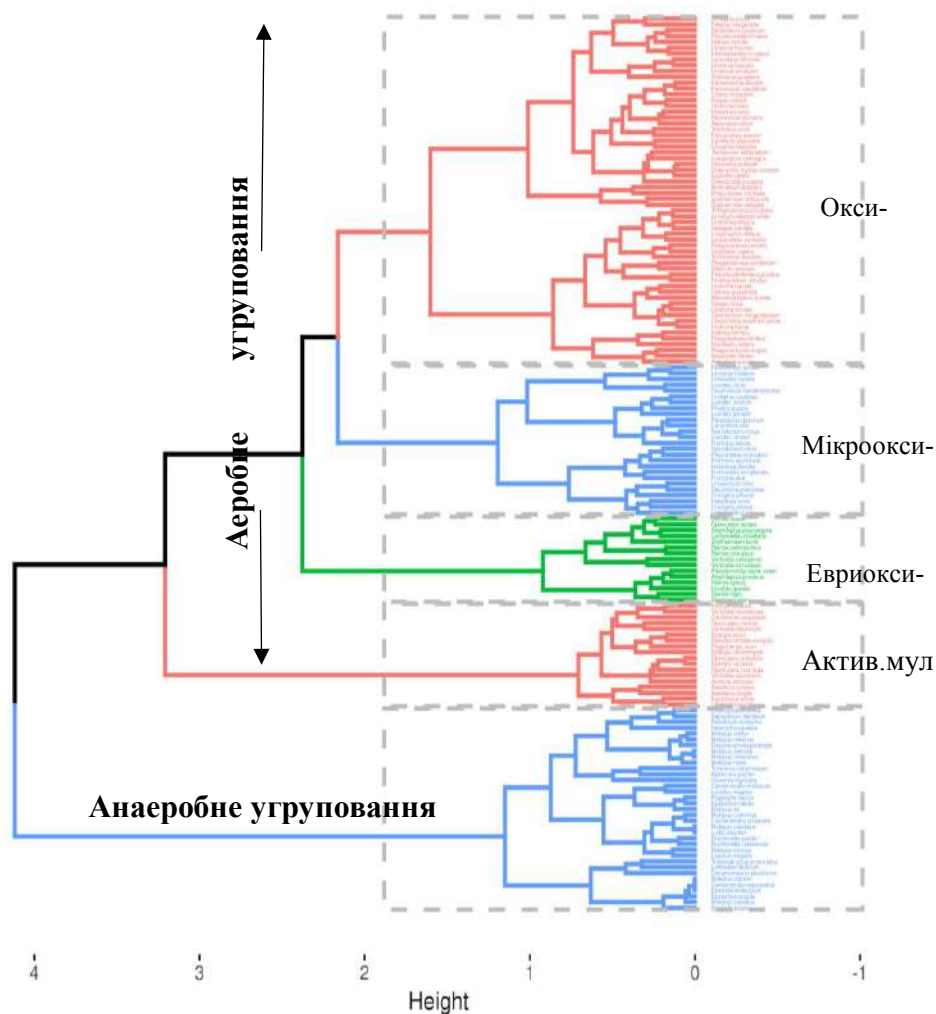


Рис. 4.10 Дендрограма класифікації популяцій 154 видів вільноживучих війчастих найпростіших в обстежених водоймах (метод Варда, дистанція Кульчинського). Переривисті лінії показують відповідні місця для вирізнення груп (кластерів). Скорочення: окси-, мікро- та евриоксифільна – ценоекоморфи аеробного угруповання.

У складі *аеробного угруповання* існують виразні скупчення видів, які орієнтовані на різні концентрації кисню в середовищі. Ми розглядаємо їх як *ценоекоморфи* – групи видів з подібними адаптаціями до певних умов (у нашому випадку – до вмісту кисню), що характеризують вузлову структуру аеробного угруповання у гіперпросторі водойми [2, 232].

Одержані результати дають можливість персоналізувати склад двох угруповань і їх ценоекоморф на підставі преферентного розподілу популяцій вільчастих найпростіших у градієнті кисню. Три ценоекоморфи аеробного угруповання – *мікрооксифільна*, *оксифільна* і *евриоксифільна*, об'єднують популяції інфузорій, які мають преференції в певних інтервалах концентрації кисню у просторі водойми. У складі анаеробного угруповання одна ценоекоморфа – *аноксифільна*.

В таблиці 4.2 подано перелік видів за їх приналежністю до ценотичних структур.

Таблиця 4.2

**Структура двох угруповань вільноживучих вільчастих найпростіших
континентальних водойм**

Угруповання	Ценоекоморфи	Діапазон толерантності,	Діапазон преференції, мг/л	Види
1	2	3	4	5
АНАЕРОБНЕ	Аноксифільна	1–2	0	<i>Apsiktrara gracilis</i> , <i>Brachonella spiralis</i> , <i>Brachonella campanula</i> , <i>Caenomorpha medusula</i> , <i>Caenomorpha sapropelica</i> , <i>Caenomorpha uniserialis</i> , <i>Dactylochlamys pisciformis</i> , <i>Discomorphella pectinata</i> , <i>Epalxella antiquorum</i> , <i>Epalxella bidens</i> , <i>Epalxella mirabilis</i> , <i>Epalxella triangula</i> , <i>Hexotricha caudata</i> , <i>Lagynus elegans</i> , <i>Loxocephalus luridus</i> , <i>Ludio parvulus</i> , <i>Metopus es</i> , <i>Metopus hasei</i> , <i>Metopus barbatus</i> , <i>Metopus caudatus</i> , <i>Metopus contortus</i> , <i>Metopus laminarius</i> , <i>Metopus minimus</i> , <i>Metopus pulcher</i> , <i>Metopus setifer</i> , <i>Metopus setosus</i> , <i>Metopus striatus</i> , <i>Pelodinium reniforme</i> , <i>Plagiopyla nasuta</i> , <i>Saprodinium dentatum</i> , <i>Trimyema compressum</i> , <i>Tropidoatractus acuminatus</i> (табл. Б.1, Б.2).

1	2	3	4	5
АЕРОБНЕ	Мікрооксифільна	0–8	2–5	<i>Chilodonella uncinata</i> , <i>Cinetochilum margaritaceum</i> , <i>Coleps elongatus</i> , <i>Coleps hirtus</i> , <i>Coleps nolandi</i> , <i>Ctedoctema acanthocryptum</i> , <i>Cristigera phoenix</i> , <i>Cristigera setosa</i> , <i>Cyclidium glaucoma</i> , <i>Dexiotricha granulosa</i> , <i>Frontonia acuminata</i> , <i>Frontonia atra</i> , <i>Frontonia leucas</i> , <i>Frontoniella complanata</i> , <i>Gastronauta membranaceus</i> , <i>Halteria bifurcata</i> , <i>Halteria grandinella</i> , <i>Halteria minuta</i> , <i>Histiobalanthium natans</i> , <i>Holophrya discolor</i> , <i>Holophrya ovum</i> , <i>Holophrya teres</i> , <i>Lacrymaria filiformis</i> , <i>Lacrymaria olor</i> , <i>Lembadion bullinum</i> , <i>Lembadion lucens</i> , <i>Litonotus fusidens</i> , <i>Loxodes magnus</i> , <i>Loxodes penardi</i> , <i>Loxodes rostrum</i> , <i>Loxodes striatus</i> , <i>Loxodes vorax</i> , <i>Paramecium aurelia</i> , <i>Paramecium caudatum</i> , <i>Paramecium putrinum</i> , <i>Phialina pupula</i> , <i>Pleuronema coronatum</i> , <i>Pseudocohnilembus pusillus</i> , <i>Rhagadostoma completum</i> , <i>Spirostomum minus</i> , <i>Spirostomum teres</i> , <i>Tachysoma pellionellum</i> , <i>Urocentrum turbo</i> , <i>Uroleptus caudatus</i> , <i>Uroleptus piscis</i> , <i>Uronema halophila</i> , <i>Uronema nigricans</i> , <i>Urotricha furcata</i> (табл. Б.1, Б.2).
	(Активний мул)	1–2	3–5	<i>Acineria uncinata</i> , <i>Aspidisca cicada</i> , <i>Aspidisca lynceus</i> , <i>Carchesium polypinum</i> , <i>Epistylis chrysemydis</i> , <i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Epistylis coronata</i> , <i>Epistylis entzii</i> , <i>Euplotopsis affinis</i> , <i>Litonotus lamella</i> , <i>Opercularia articulata</i> , <i>Opercularia coarctata</i> , <i>Opercularia minima</i> , <i>Plagiocampa rouxi</i> , <i>Pseudovorticella elongata</i> , <i>Vorticella aquadulcis</i> , <i>Vorticella microstoma</i> , <i>Vorticella infusionum</i> (табл. Б.1, Б.2).
	Оксифільна	5–12	6–8	<i>Actinobolina radians</i> , <i>Actinobolina vorax</i> , <i>Askenasia volvox</i> , <i>Astylozoon faurei</i> , <i>Campanella umbellaria</i> , <i>Codonella cratera</i> , <i>Didinium nasutum</i> , <i>Hastatella radians</i> , <i>Lembadion magnum</i> , <i>Longifragma obliqua</i> , <i>Linostomella vorticella</i> , <i>Limnostrombidium viride</i> , <i>Monodinium balbianii</i> , <i>Phascolodon vorticella</i> , <i>Paraurotricha discolor</i> , <i>Protocyclidium citrullus</i> , <i>Pelagohalteria cirrifera</i> , <i>Pelagovorticella mayeri</i> , <i>Pelagovorticella natans</i> , <i>Rimostrombidium humile</i> , <i>Rimostrombidium velox</i> , <i>Stentor coeruleus</i> , <i>Stentor igneus</i> , <i>Stentor muelleri</i> , <i>Stentor niger</i> , <i>Stentor polymorphus</i> , <i>Stokesia vernalis</i> , <i>Strobilidium caudatum</i> , <i>Tintinnidium fluviatile</i> , <i>Urotricha armata</i> , <i>Urotricha farcta</i> , <i>Urotricha pelagica</i> , <i>Urotricha ovata</i> (табл. Б.1, Б.2).

Продовж. табл. 4.2

1	2	3	4	5
АЕРОБНЕ	Евриоксифільна	0–19	8–10	<i>Amphileptus pleurosigma</i> , <i>Amphileptus procerus</i> , <i>Dileptus margaritifer</i> , <i>Euplotes patella</i> , <i>Holosticha pullaster</i> , <i>Litonotus armillatus</i> , <i>Litonotus fasciola</i> , <i>Litonotus hirundo</i> , <i>Loxophyllum meleagris</i> , <i>Opercularia nutans</i> , <i>Paramecium bursaria</i> , <i>Paraurostyla weissei</i> , <i>Pseudomonilycaryon anser</i> , <i>Stentor roeselii</i> , <i>Stylonychia mytilus complex</i> , <i>Trachelius ovum</i> , <i>Trithigmostoma cucullulus</i> , <i>Vorticella campanula</i> , <i>Vorticella convallaria</i> , <i>Urostyla grandis</i> , <i>Zoothamnium arbuscula</i> , <i>Zoothamnium kentii</i> , <i>Zoothamnium simplex</i> (табл. Б.1, Б.2).

Виділені угруповання і ценоекоморфи є ценотичними структурами, що співіснують у гіперпросторі водних екосистем. Кожна з них є просторово детермінованою певним діапазоном кисневих умов, динамічно стабільною за складом, з певною варіативністю якісних і кількісних характеристик, за рахунок амплітуд толерантності окремих видів та специфічності типу їх енергообміну з іншими компонентами системи.

Запропоновану класифікацію ценотичних об'єднань вільноживучих війчастих найпростіших прісних континентальних водойм представлено у схематичному вигляді (рис. 4.11).

Таксономічна структура анаеробного угруповання. Анаеробне угруповання представлено 32 видами з 17 родів (табл. 4.2), що уникають кисню. Ця особливість відокремлює їх у реальному фізичному просторі від решти видів. До складу анаеробного угруповання увійшли представники 6 класів: Armophorea, Litostomatea, Nassophorea, Prostomatea, Plagiopylea та Oligohymenophorea (рис. 4.12). Так, 85% складу цього угруповання становлять види з класів Armophorea (18 видів) і Plagiopylea (9); представники інших 4 класів є специфічними видами з анаеробним типом дихання (рис. 4.12).

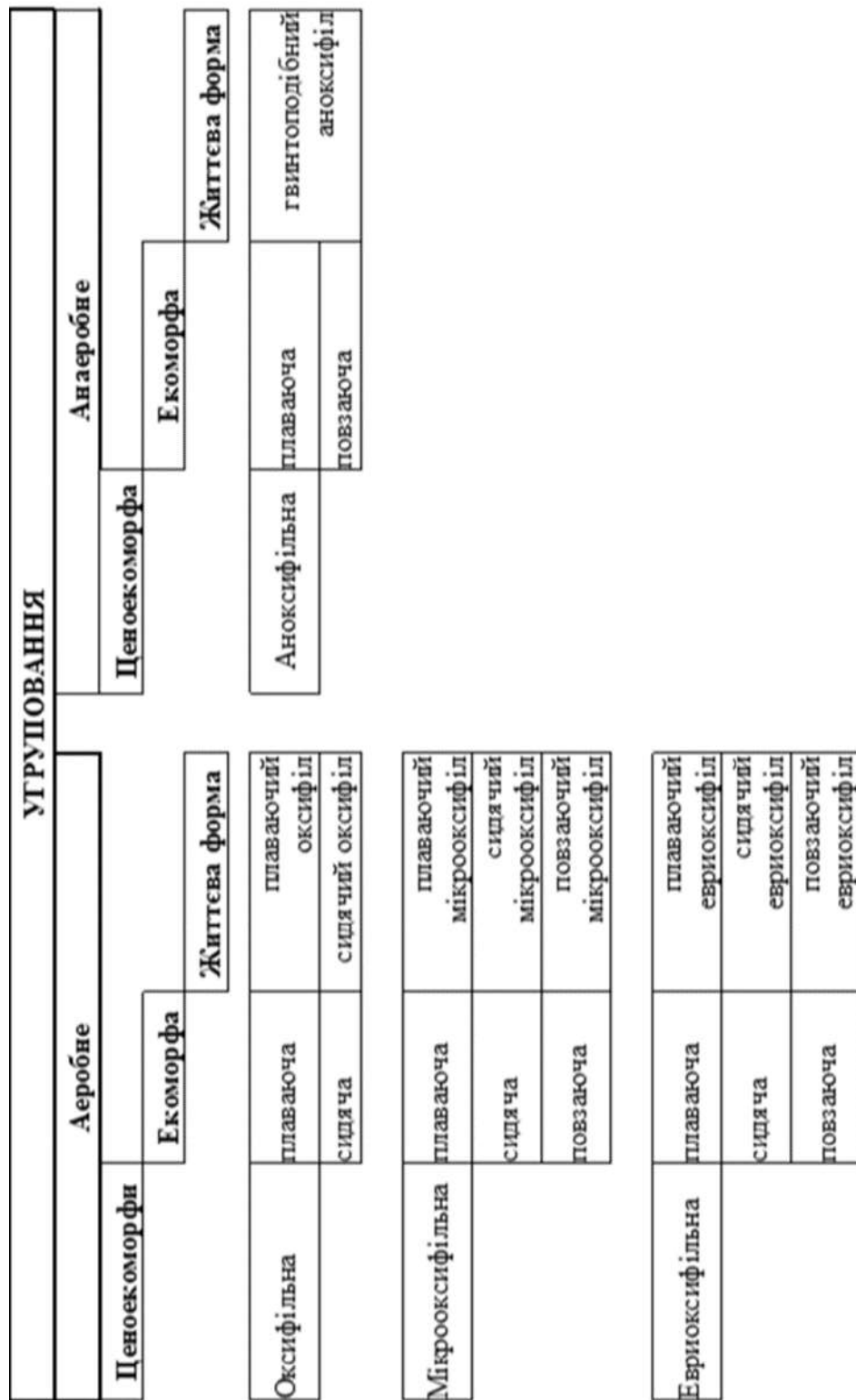


Рис. 4.1.1 Схема структури угруповань вільноживучих війчастих найпростіших континентальних водойм.

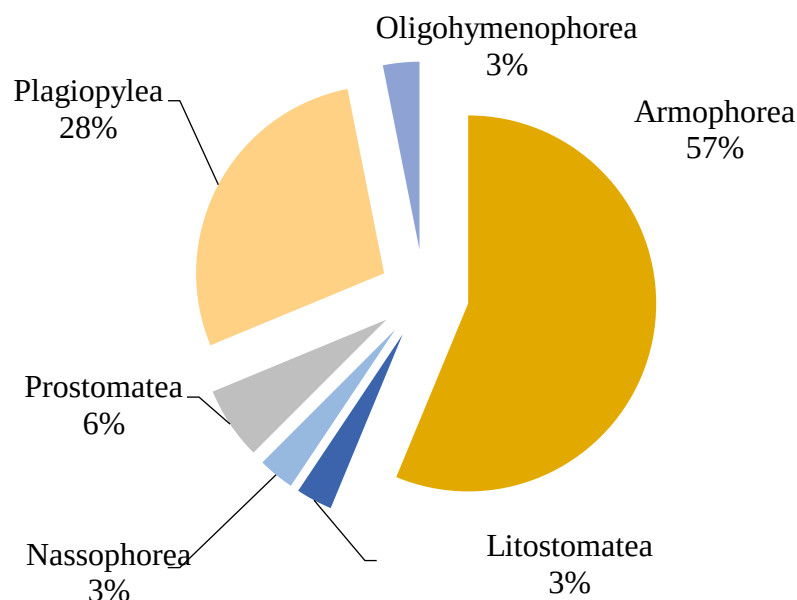


Рис. 4.12 Співвідношення кількості видів вільноживучих війчастих найпростіших за класами в анаеробному угрупованні.

У складі анаеробного угруповання один з двох хижих видів, *Lagynus elegans*, є представником класу Prostomatea. До цього ж класу належить і інший хижий вид – *Apsiktrata gracilis*, який є толерантним до наявності кисню в середовищі. Незрідка цей вид трапляється і в активному мулі. Також виявляє толерантність до присутності кисню в середовищі і анаеробний представник класу Nassophorea – *Hexotricha caudata*. Цей вид, хоча й в невеликих кількостях, іноді трапляється в активному мулі. Дуже рідкісний вид *Dactylochlamys pisciformis* є представником класу Litostomatea. Стосовно поширення цього виду є лише нечисленні відомості про поодинокі знахідки у заболочених водоймах на території України і Німеччини [21, 280, 406]. *Loxosephalus luridus*, представник класу Oligohymenophorea, виявляє толерантність до вмісту кисню в середовищі. Він є достатньо рідкісним видом і трапляється у природних водоймах зі стагнуючими умовами.

Таксономічна структура аеробного угруповання. До складу видів-преферентів аеробного угруповання увійшли 122 види війчастих найпростіших

представники 7 класів: Oligohymenophorea (48 видів), Karyorelictea (5), Heterotrichea (9), Spirotrichea (21), Litostomatea (20), Phyllopharyngea (4) та Prostomatea (15) (рис. 4.13). У обстежених водоймах нечасто траплялися представники класів Colpoidea і Nassophorea, що опанували, переважно, екстремальні типи оселищ, зокрема, капілярну воду ґрунтів і воду, яку містять мохи [367]. Хоча кілька поширених видів з родів *Colpoda* і *Colpidium* багатьма авторами розглядаються як індикаторні, але у обстежених нами водоймах вони траплялись не часто, що унеможливило їх залучення до аналізу.

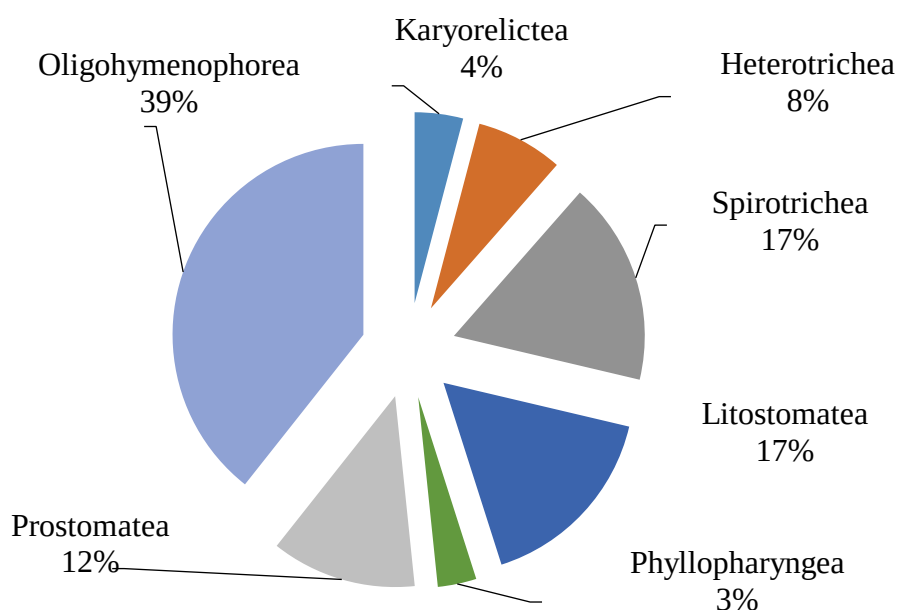


Рис. 4.13 Співвідношення кількості видів вільноживучих війчастих найпростіших за класами в аеробному угрупованні.

Отримані результати дозволили проаналізувати кисневі преференції окремих видів і систематизувати їх в межах кожної з виділених ценоекоморф.

Діапазони толерантності представників мікрооксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню. Важливим аспектом було встановити діапазони толерантності у градієнті кисню для представників різних ценоекоморф. Так, склад *мікрооксифільної* ценоекоморфи представлений 48

видами-преферентами. Попри загальну приналежність до мікрооксифілів, кожен з виділених преферентів мав власний характер розподілу в кисневому градієнті. Узагальнивши різні типи реакцій мікрооксифілів на вміст кисню, виділили кілька груп. Так, представники мікрооксифільної ценоекоморфи поширені в умовах, де концентрація кисню не перевищує 8 мг/л. Однак типові мікрооксифіли демонструють пріоритети в інтервалі 1–5 мг/л, з піками щільності при концентрації кисню 1–2 мг/л [430]. Частина видів орієнтована на вузький інтервал кисню з максимумами у діапазоні 2–3 мг/л (рис. 4.14).

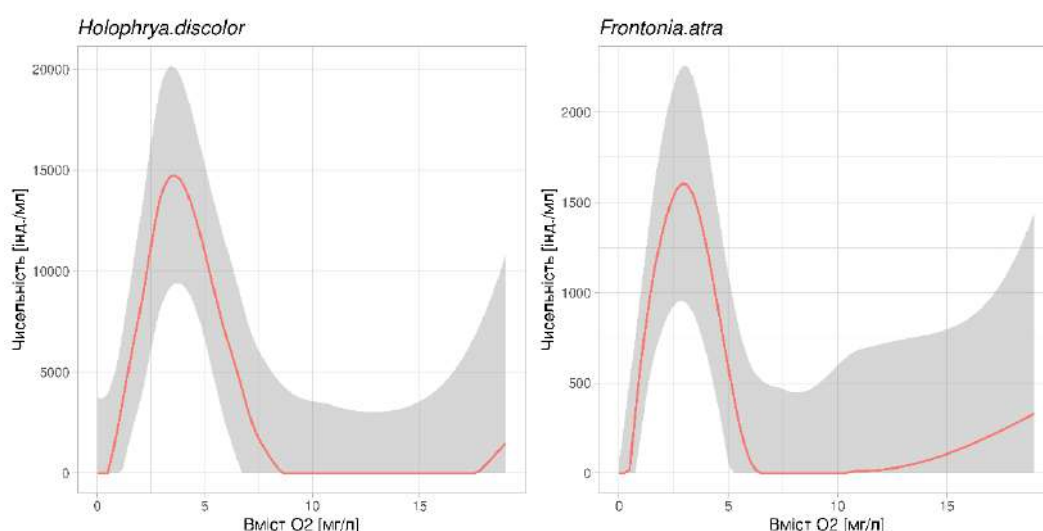


Рис. 4.14 Діапазони толерантності *Holophrya discolor* і *Frontonia atra* – представників мікрооксифільної ценоекоморфи – у градієнті кисню.

Інша група видів демонструє здатність до існування в ширшому діапазоні умов і реєструються навіть при концентраціях кисню 10 мг/л і вище (рис. 4.15). Як правило, це дрібні види, здатні до швидкого пересування, і нетривалий час вони можуть бути присутніми у некомфортних умовах, наприклад, орієнтуючись на привабливі трофічні умови. Натомість їх зона комфорту є типовою для мікрооксифілів і обмежується діапазоном 1–3 мг/л.

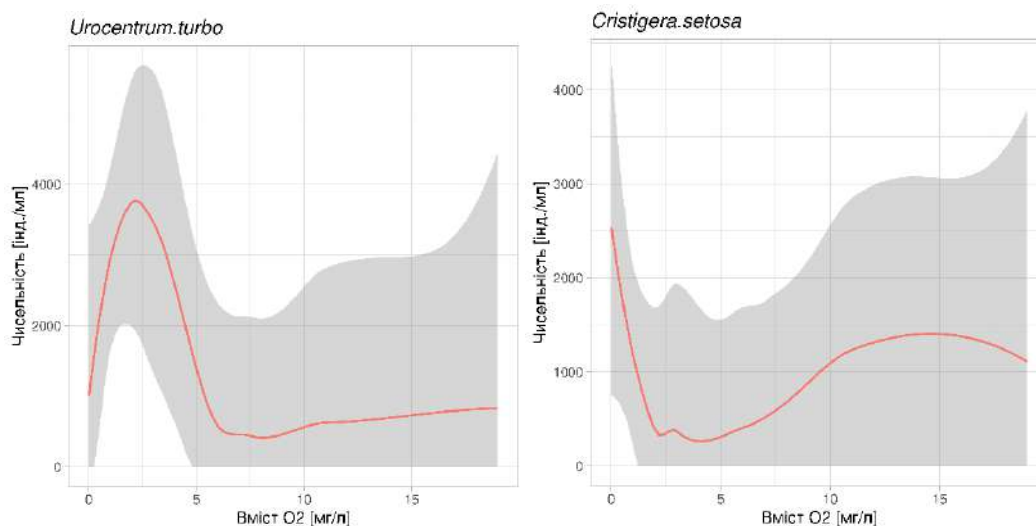


Рис. 4.15 Діапазони толерантності *Urocentrum turbo* і *Cristigera setosa* – представників мікрооксифільної ценоекоморфи – у градієнті кисню.

Серед мікрооксифілів є такі, які зустрічаються в широкому діапазоні вмісту кисню, але їх оптимуми обмежується інтервалом 1 мг/л і нижче (рис. 4.16).

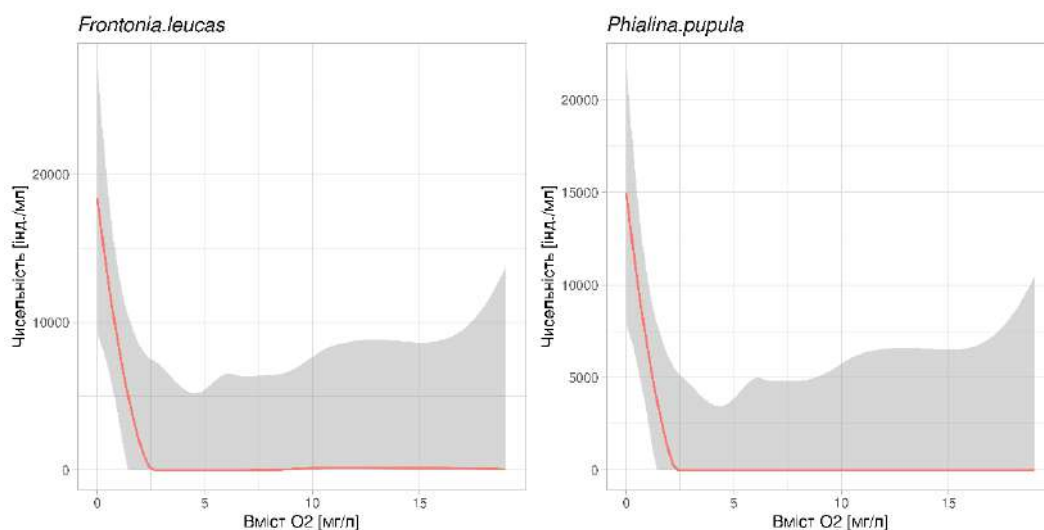


Рис. 4.16 Діапазони толерантності *Frontonia leucas* і *Phialina pupula* – представників мікрооксифільної ценоекоморфи – у градієнті кисню.

Аналогічну реакцію на вміст кисню демонструють примітивні представники Ciliata з роду *Loxodes* spp. Це достатньо великі за розмірами

інфузорії, що мають пласку форму клітини з щільними вентральними рядами дрібних війок. Представники *Loxodes* spp. мають типову *повзаючу екоморфу*. Усі види цього роду трапляються переважно в пелагіалі, а точніше, в умовах рідкого дна, яке формується на межі температурного стрибка і співпадає з оксиклином.

Причини сплюснення клітин найпростіших не співпадають з причинами появи сплюснення у мезо- і макроформ. Для макроформ дорсо-вентральне сплюснення прямо пов'язано з силою тяжіння, існуванням поділу фаз, використанням поверхні дна і предметів як опори, що є основою їх морфологічних адаптацій у процесі еволюції. Для найпростіших, які існують в об'ємі у зваженому стані, поверхня – це лише точка фіксації, якою можуть бути частки детриту, піщинки або тіла інших організмів, рівно як і скупчення бактерій або поодинокі мікроскопічні водорості. Для найпростіших поверхня – не опора, що вимагає адаптацій, у класичному розумінні, а лише центр фіксації у тривимірному просторі. Для них не є важливим чи це буде поверхня рослини, чи частки детриту, чи іншого організму. Види з стебельцем потребують стабілізації свого положення у просторі, для оптимізації процесу фільтрації.

Сплюснена у дорсо-вентральному напрямку форма найпростіших не є наслідком дії сили тяжіння і адаптації до опори, що підтверджує існування видів з роду *Loxodes* spp. у товщі води. Фактором формування сплюснених форм у найпростіших, швидше за все, є реакція на вміст кисню. Пласка форма у них є адаптацією на дефіцит кисню, яка забезпечує максимальне збільшення поверхні контакту і короткий шлях молекулярного кисню до органел клітини у тонкому шарі цитоплазми в середовищі з мінімальним насиченням киснем. Дрібні мікроаерофіли (20–40 мкм) мають валькувату або округлену форму, оскільки невеликі розміри не створюють проблем з забезпеченням клітини киснем, тому зміна форми для них не є актуальною.

Діапазони толерантності до кисню деяких видів роду *Loxodes* представлено нижче (рис. 4.17).

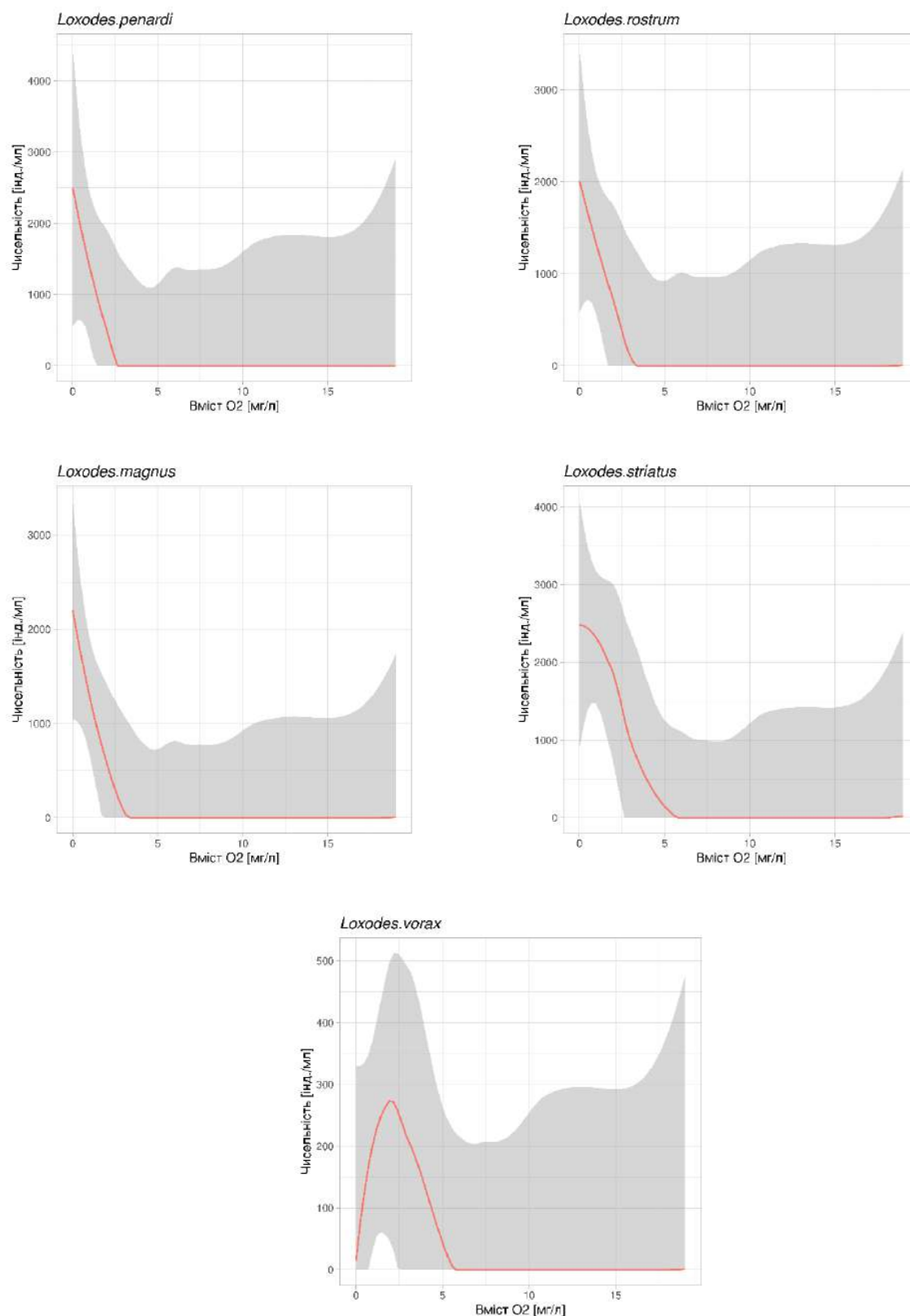


Рис. 4.17 Діапазони толерантності 5 видів роду *Loxodes* – представників мікрооксифільної ценоекоморфи – у градієнті кисню.

Діапазони толерантності для решти видів мікрооксифільної ценоекоморфи подано у додатку (табл. Б.1.1).

Діапазони толерантності представників оксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню. До складу оксифільної ценоекоморфи увійшли 33 види вільчастих найпростіших (табл. Б.1.2). В структурі цієї ценоекоморфи виокремилось кілька груп видів, що мають преференції в різних інтервалах концентрації кисню. Перш за все, окреслилась група з вузьким інтервалом вмісту кисню між 5 і 10 мг/л, до якої переважно належать види, що орієнтовані на існування в пелагіалі. Характер розподілу в градієнті кисню найбільш типових представників подано нижче (рис. 4.18).

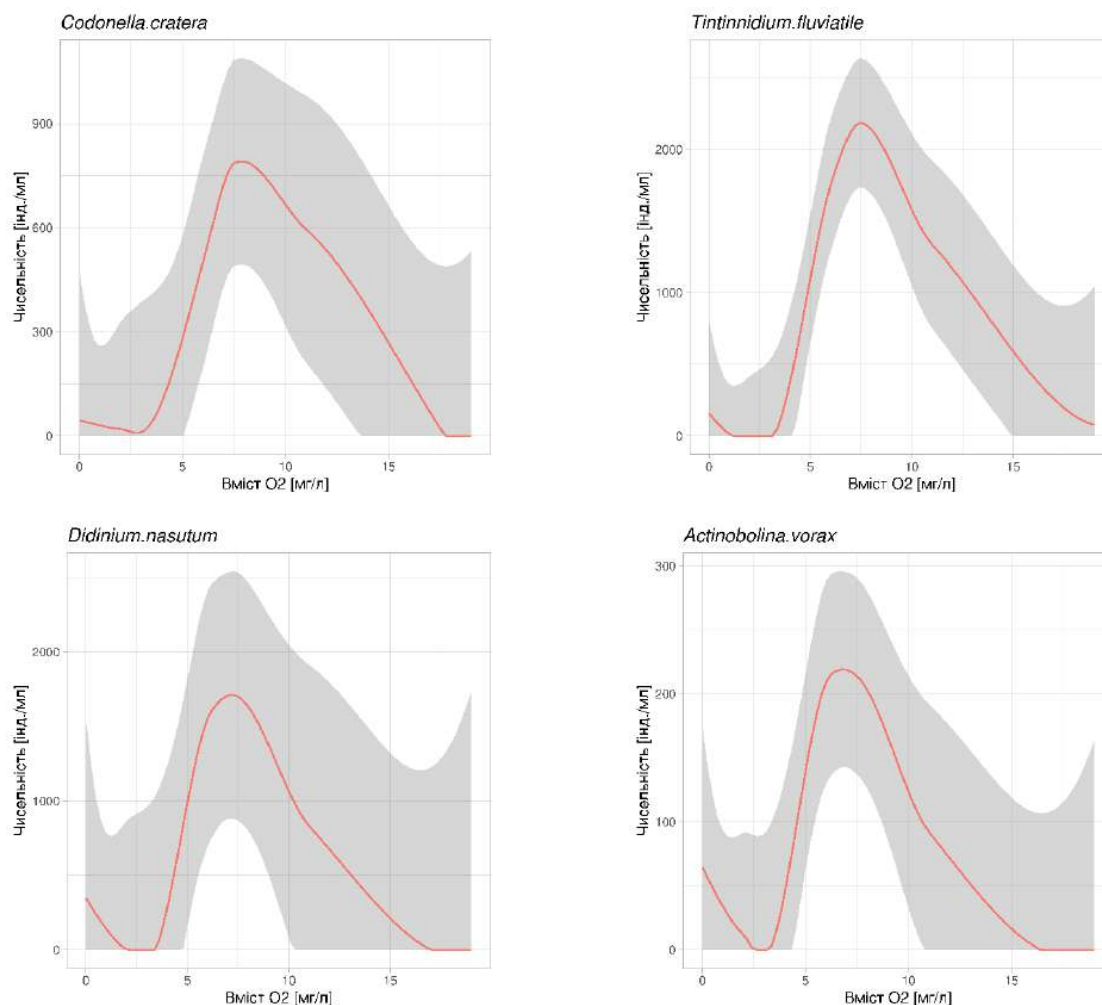


Рис. 4.18 Діапазони толерантності *Codonella cratera*, *Didinium nasutum*, *Actinobolina vorax* і *Tintinnidium fluviatile* – представників оксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

До преферентів оксифільної ценоекоморфи належать пелагічні види з роду *Pelagovorticella*, які орієнтовані на інтервал кисню від 5 до 10 мг/л (рис. 4.19). Показано, що кисневий пріоритет *P. mayeri* зміщений у бік 10 мг/л, а оптимум *P. natans* знаходиться в інтервалі від 6 до 8 мг/л. Це частково пояснює, чому ці два види, хоча і реєструються разом, проте одночасно не досягають максимальної чисельності.

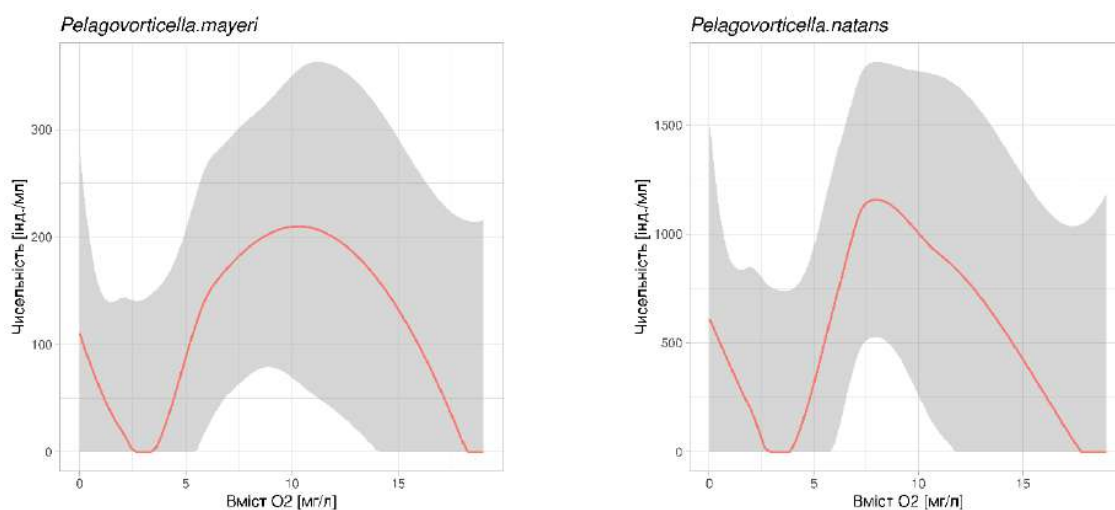


Рис. 4.19 Діапазони толерантності *Pelagovorticella mayeri* і *P. natans* – представників оксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

Серед типових оксифілів більшість віддає перевагу умовам з вмістом кисню у воді в інтервалі від 5 до 15 мг/л (рис. 4.20). Зазвичай щільності популяцій представників оксифільної ценоекоморфи у водоймах є невисокими, а їх місцем локалізації переважно є епілімніон.

Однак в чистих оліготрофних озерах з оксигенованим гіполімніоном представники цієї ценоекоморфи трапляються і в придонному шарі води. Високі щільності представників цієї групи найчастіше реєструвались в період помірного цвітіння води в озерах, коли вміст кисню у воді підіймався до 10 мг/л і вище, та спостерігалися підвищені концентрації водоростей, джгутикових і бактерій. У цей період, як правило, значного розквіту у

пелагіалі досягає ряд видів з високою толерантністю до вмісту кисню (рис. 4.21).

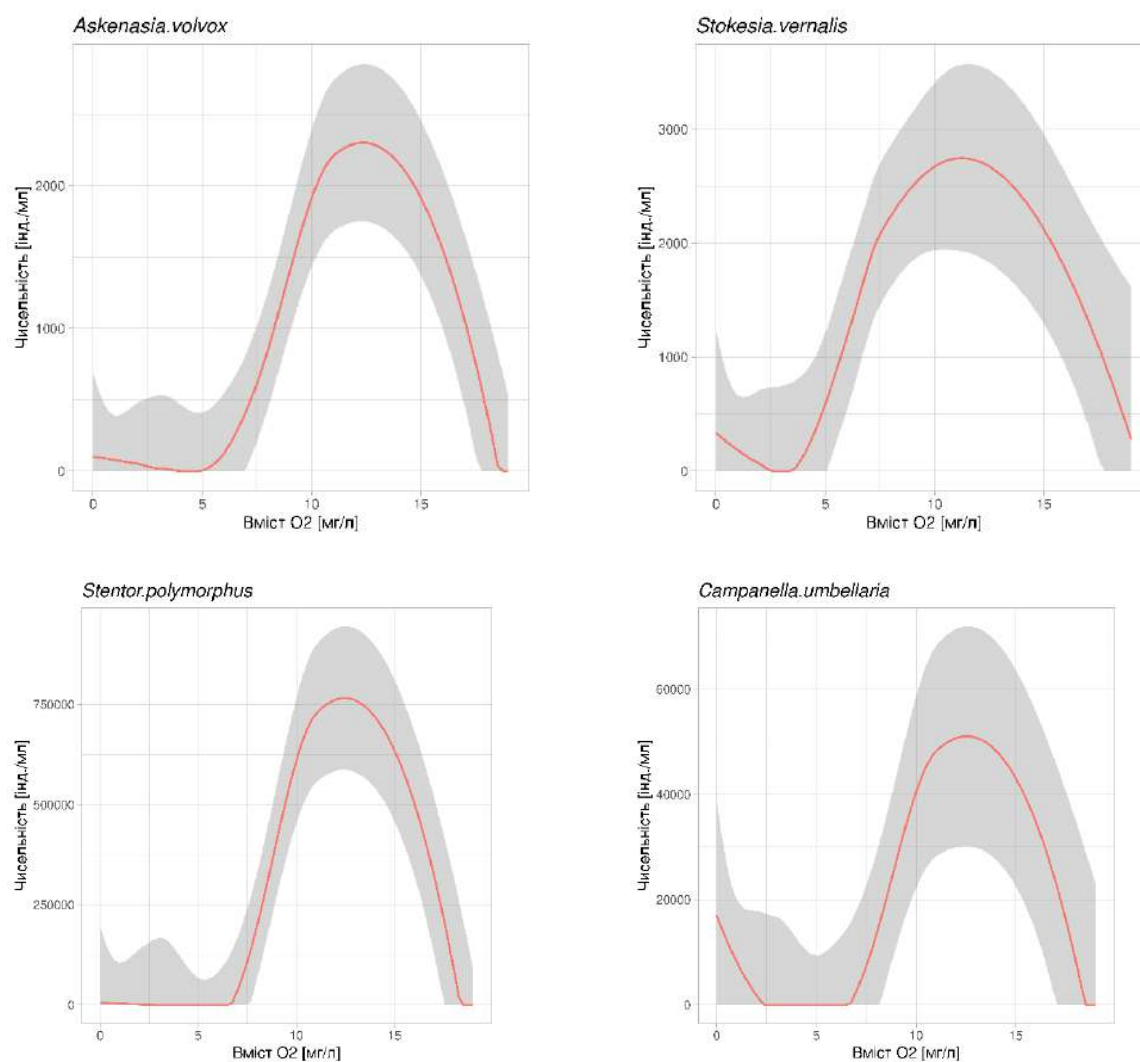


Рис. 4.20 Діапазони толерантності *Askenasia volvox*, *Stokesia vernalis*, *Stentor polymorphus* і *Campanella umbellaria* – представників оксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

Слідом за розмноженням представників оксифільної ценоекоморфи, що належать до бактеріофагів і альгофагів, у водоймах підвищується й щільність популяцій хижих інфузорій, які так само мають високу толерантність до вмісту кисню (рис. 4.22).

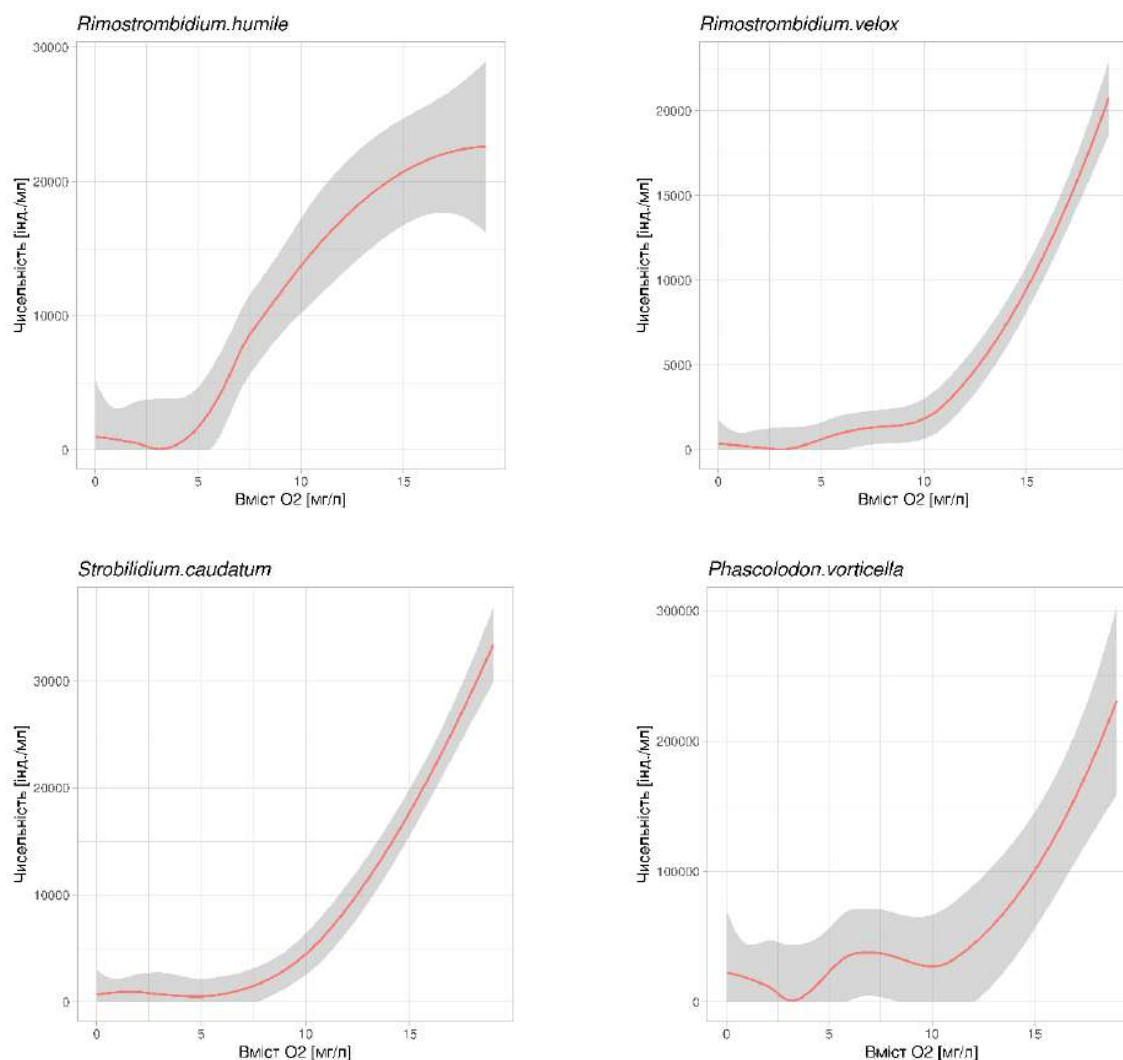


Рис. 4.21 Діапазони толерантності *Rimostrombidium humile*, *Rimostrombidium velox*, *Strobilidium caudatum* і *Phascolodon vorticella* – представників оксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

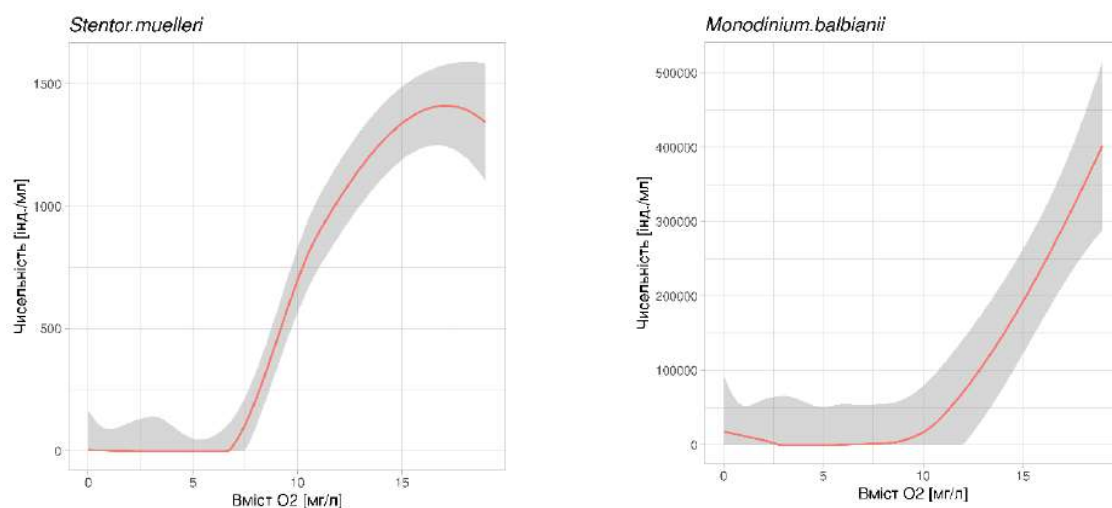


Рис. 4.22 Діапазони толерантності *Stentor muelleri* і *Monodinium balbiani* – омніфага і хижака з оксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

У структурі оксифільної ценоекоморфи трапляються види з широким діапазоном толерантності (рис. 4.23). До цієї категорії можна також зачислити і *Actinobolina radians*, і *Astylozoon faurei* (табл. Б.1.2). Ця група видів, як правило, широко поширена в різних типах оселищ, починаючи від придонних шарів води на різних глибинах в епілімніоні, та не зрідка вони співіснують з представниками евриоксифільної ценоекоморфи, особливо в осінній період, коли фотосинтетична активність рослин знижується.

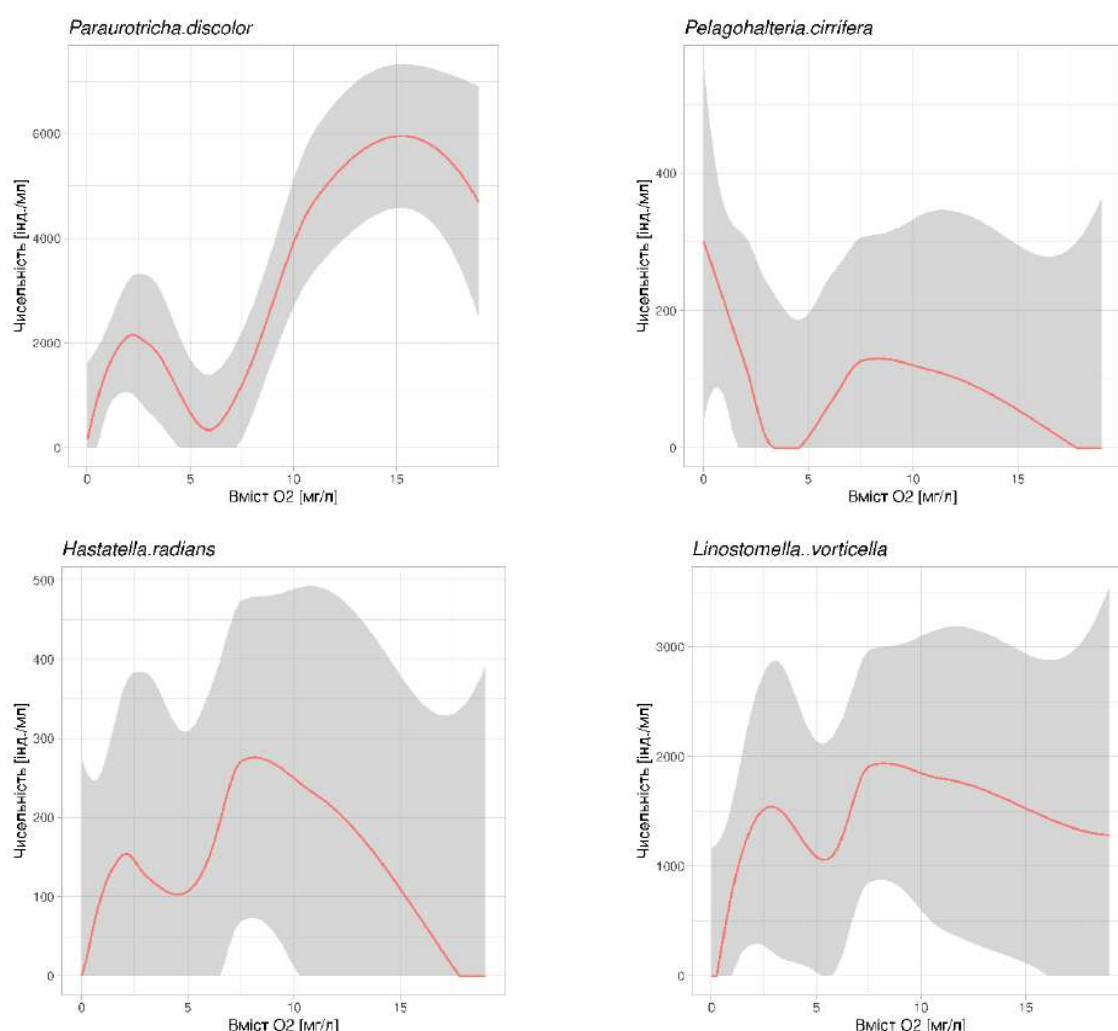


Рис. 4.23 Діапазони толерантності *Paraurotricha discolor*, *Pelagohalteria cirrifera*, *Hastatella radians* і *Linostomella vorticella* – представників оксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

Таким чином, можемо підсумувати, що до складу оксифільної ценоекоморфи входять види з достатньо широким спектром толерантності до вмісту кисню. Представники цієї ценоекоморфи не зрідка демонструють високі щільності в оселищах, де переважають евриоксифіли або мікрооксифіли. Широкий діапазон толерантності більшості представників цієї ценоекоморфи і здатність їх популяцій розповсюджуватись по різних типах оселищ, займаючи значний об'єм гіперпростору, забезпечує ефект континуальності населення вільноживучих війчастих найпростіших. Натомість, у більшості випадків максимумами щільності їх популяцій зосереджені в оселищах, де вміст кисню стабілізований на рівні, що відповідає умовам саме оксифільної ценоекоморфи.

Діапазони толерантності представників евриоксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню. Евриоксифільна ценоекоморфа також представлена видами з достатньо широким спектром адаптацій до різних концентрацій кисню (табл. Б.1.3). Найбільш типовими представниками цієї ценоекоморфи є види, які демонструють максимумами щільності в інтервалі вмісту кисню від 10 мг/л і вище. Серед цієї групи, перш за все, виділяються види, що належать до екоморфи «сидячі», серед яких є як поодинокі представники роду *Vorticella*, так і колоніальні з роду *Zoothamnium* (рис. 4.24).

Аналогічні адаптивні характеристики демонструє ряд хижих видів та омніфагів, які найчастіше трапляються на поверхнях рослин (рис. 4.25).

Серед типових евриоксифілів значна кількість видів демонструє максимальну щільність у визначеному інтервалі між 10 та 15 мг/л. До таких представників належить типовий омніфаг – *Stentor roeselii* та хижак *Pseudomonilycaryon anser* (рис. 4.26).

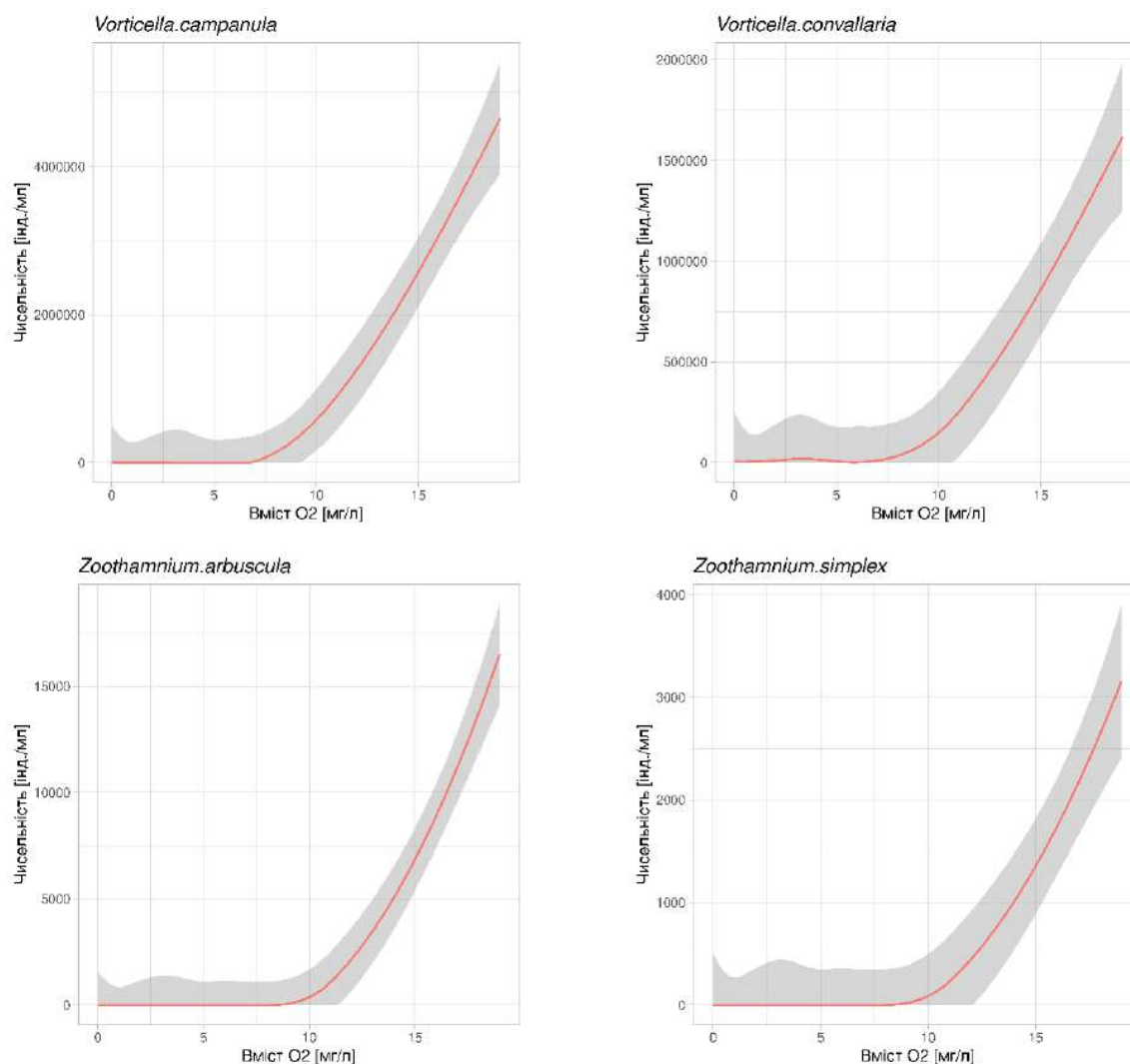


Рис. 4.24 Діапазони толерантності представників евріоксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню: *Vorticella campanula* і *Vorticella convallaria* (одинокі форми) та *Zoothamnium arbuscula* і *Zoothamnium simplex* (колоніальні форми).

При поверхнях рослин, де найбільш часто формуються умови з високим вмістом кисню, досягають високої щільності типові бактеріофаги. Серед них систематично трапляється *Paramecium bursaria* (рис. 4.26). У період появи на поверхні вищих водяних рослин мікроскопічних водоростей, значної щільності досягає альгофаг – *Trithigmostoma cucullulus* (рис. 4.26).

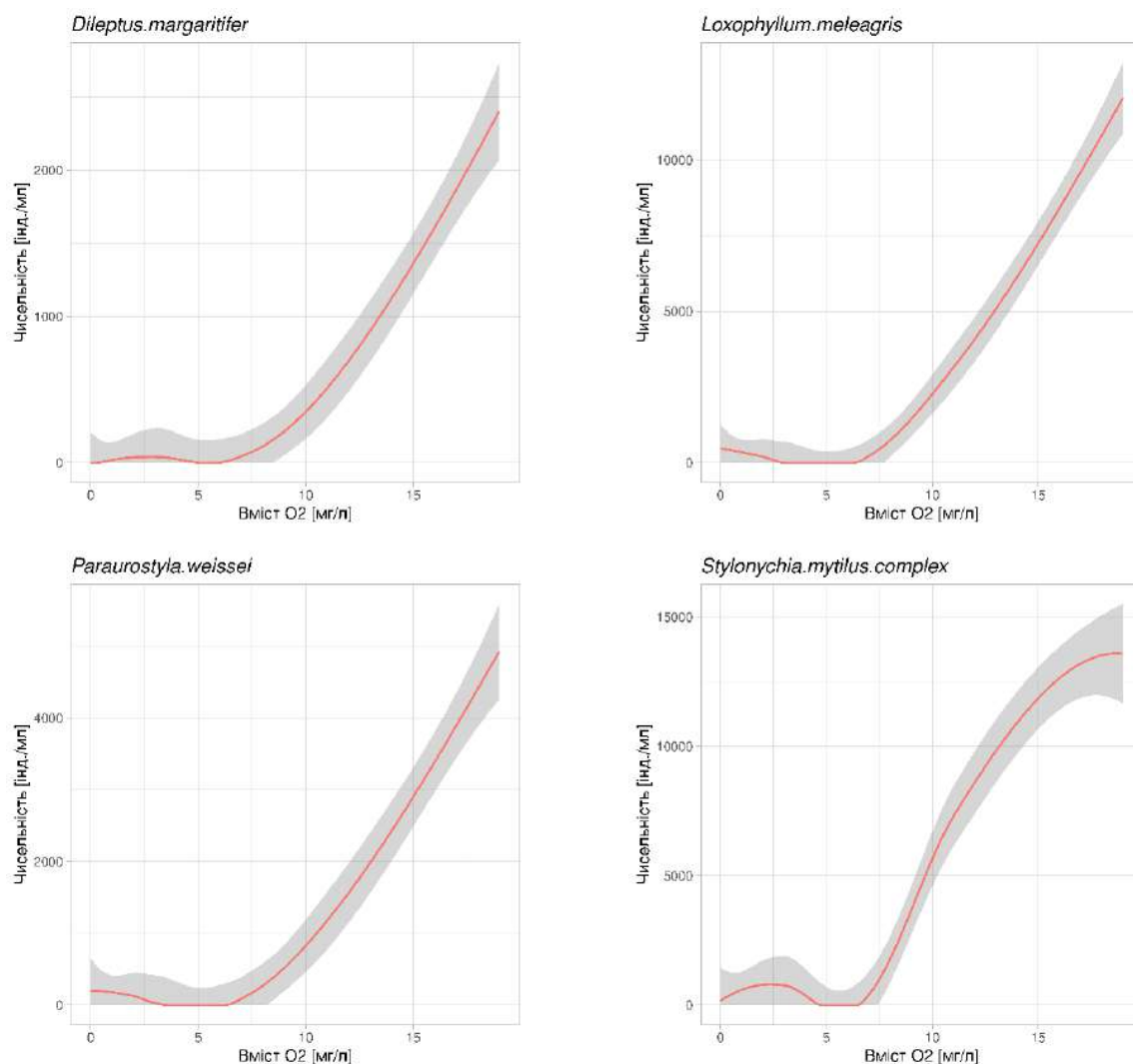


Рис. 4.25 Діапазони толерантності представників евріоксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню: *Dileptus margaritifer*, *Loxophyllum meleagris* (хижі види); *Paraurostyla weissei* та *Stylonychia mytilus* (види-омніфаги).

Особливу нішу з досить вузьким інтервалом кисню займають представники екоморфи «сидячі» – *Opercularia nutans* і *Zoothamnium kentii* (рис. 4.27). У більшості випадків, ці види трапляються в невеликих кількостях, і, з огляду на їх вузький інтервал толерантності до кисню, не дивно, що їх поширення завжди обмежене, а їх виявлення у пробах, зазвичай, не часте.

Таким чином, з огляду на широкий спектр інтервалів вмісту кисню, який продемонстрували евріоксифільні види, стає зрозумілою їх динаміка в просторово-часовому масштабі.

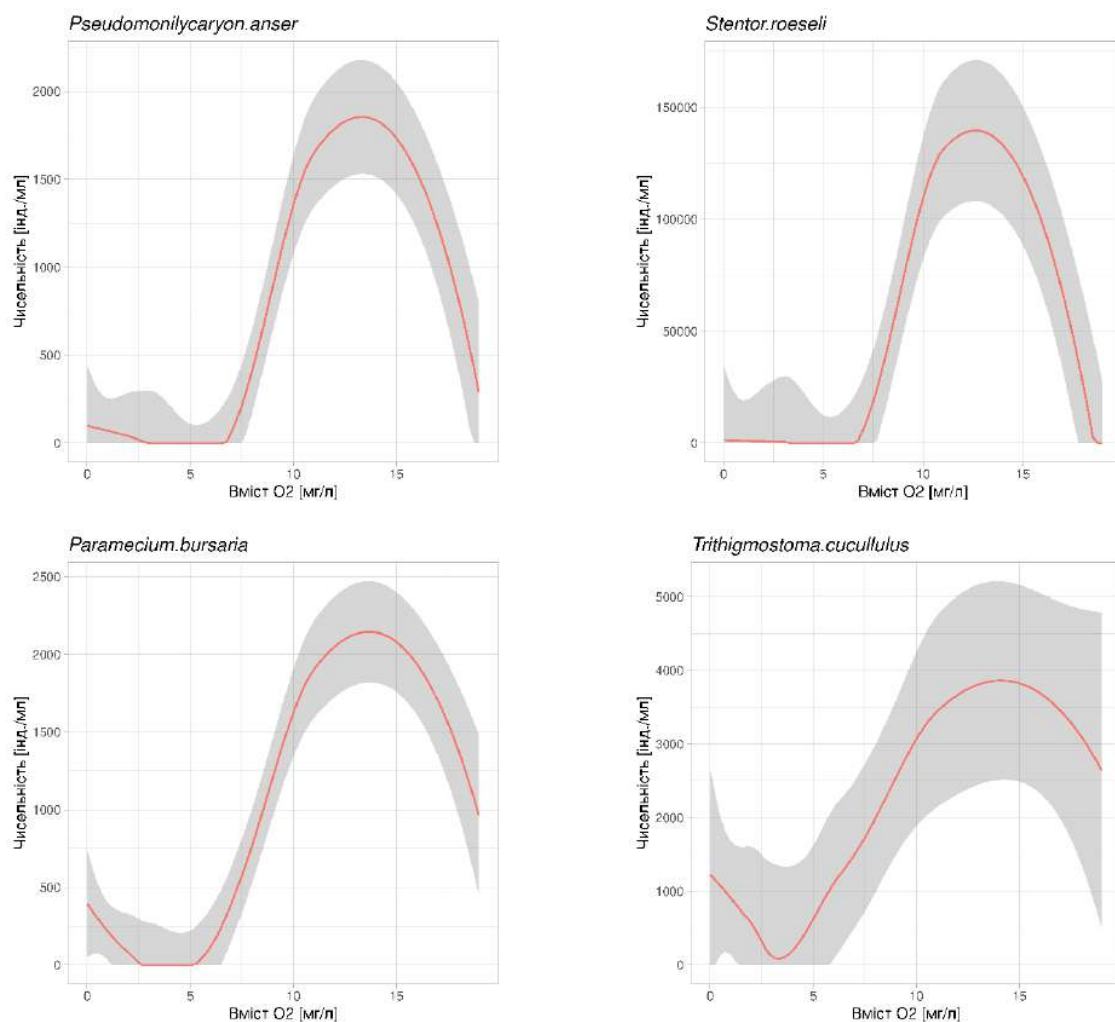


Рис. 4.26 Діапазони толерантності представників евриоксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню: *Pseudomonilycaryon anser* (хижак) та *Stentor roeseli* (омніфар); *Paramecium bursaria* (бактеріофар) і *Trithigmostoma cucullulus* (альгофар).

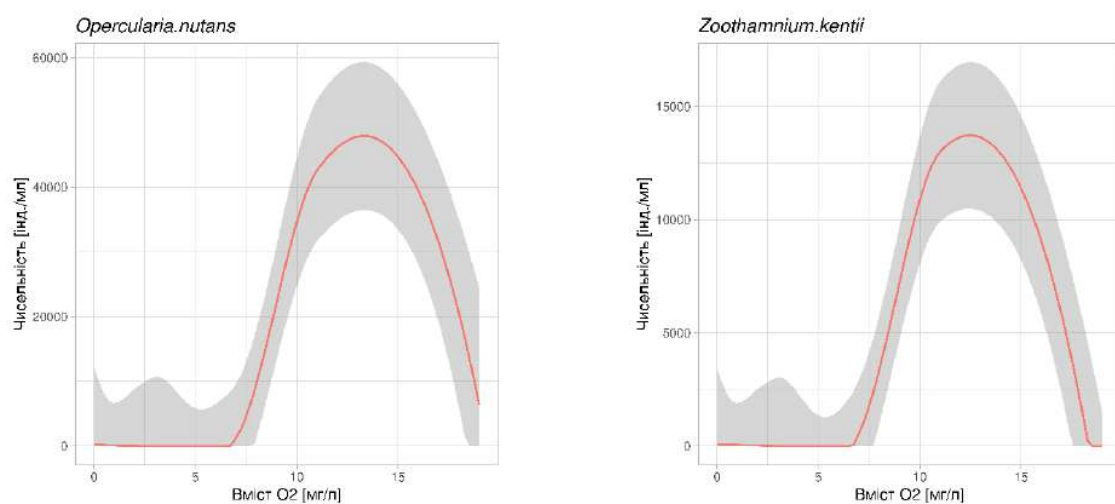


Рис. 4.27 Діапазони толерантності *Opercularia nutans* і *Zoothamnium kentii* – представників евриоксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню.

Діапазони толерантності аноксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню. На підставі досліджень щільності популяцій анаеробів у межах кисневих шарів води, отримали результати про особливості толерантності окремих видів до цього фактору. Це дозволило розглянути питання з точки зору адаптацій представників *аноксифільної ценоекоморфи* в градієнті кисню (табл. Б.1.5). Попри те, що аноксифільна ценоекоморфа представлена виключно видами з анаеробним типом дихання [338, 340], їх толерантність до певних концентрацій кисню обумовлює їх поширення у кисневій шарі води і входження до складу мікрооксифільної ценоекоморфи. Як правило, представники аноксифільної ценоекоморфи трапляються на межі кисневих і безкисневих умов, або в умовах мікрооксифільної ценоекоморфи, де вміст кисню не перевищує 2 мг/л. З іншого, боку треба зауважити, що реєстрація видів анаеробів у пробах донного ґрунту може бути і результатом недосконалості стандартних методів відбору проб. Як вже зазначали, у донних відкладах існує градієнт кисню. Саме тому ми наголошуємо, що навіть тонкий шар донних відкладів товщиною кілька сантиметрів, може бути місцем існування, як мінімум, двох різних ценоекоморф.

Для з'ясування кисневих пріоритетів видів найпростіших дослідження мають проводитись з застосуванням спеціальної методики, яка б забезпечувала пошаровий аналіз об'єму ґрунтової води (роздільне дослідження проб з шарів товщиною 1 см) і одночасно вимірювання вмісту кисню в цих шарах води. Однак більшість науковців, відбираючи і аналізуючи проби донного ґрунту на предмет найпростіших, констатують в них наявність анаеробів і розглядають їх як компонент «бентосних угруповань». Присутність у пробах бентосу анаеробів є результатом механічного перемішування. Як показали наші дослідження, більшість видів анаеробів мають толерантність до певної амплітуди вмісту кисню, але їх присутність в мікрооксифільних шарах ґрунту, як правило, є підтвердженням наявності в донних відкладах безкисневого шару, з якого власне вони і потрапляють у

кисневу товщу донних відкладів. Зауважимо, що максимальна їх щільність локалізована в безкисневому шарі донних відкладів.

Окремі види з *аноксифільної ценоекоморфи* також демонструють різні реакції на присутність кисню. Так, більшість видів-анаеробів уникають контакту з киснем, але частина популяцій обмежується умовами з мінімальною концентрацією кисню (рис. 4.28).

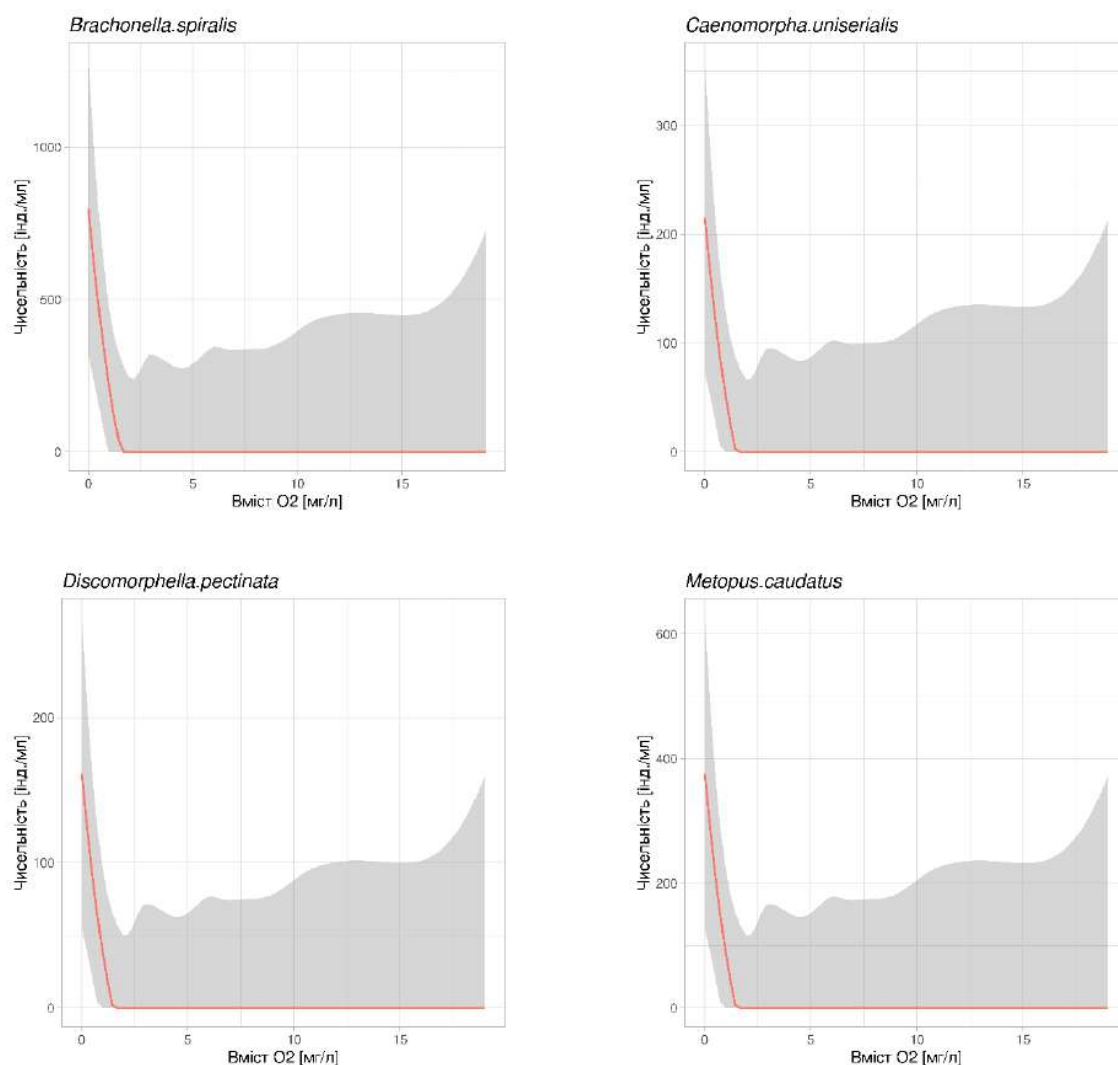


Рис. 4.28 Діапазони толерантності *Brachonella spiralis* і *Caenomorpha uniserialis*, *Discomorphella pectinata* і *Metopus caudatus* – представників аноксифільної ценоекоморфи – в градієнті кисню.

Серед аноксифілів частина видів має достатньо широкий діапазон толерантності до кисню: інтервал може досягати 5 мг/л (рис. 4.29). Види з широким діапазоном толерантності до вмісту кисню систематично виявляються у пробах разом з представниками мікрооксифільної ценоекоморфи. Однак щільність їх популяцій у кисневих умовах значно нижча, ніж щільність, якої вони досягають в анаеробних умовах (рис. 4.29). Також можна припустити, що реальні концентрації кисню, в яких вони існують, є значно нижчими, ніж це реєструється приладами.

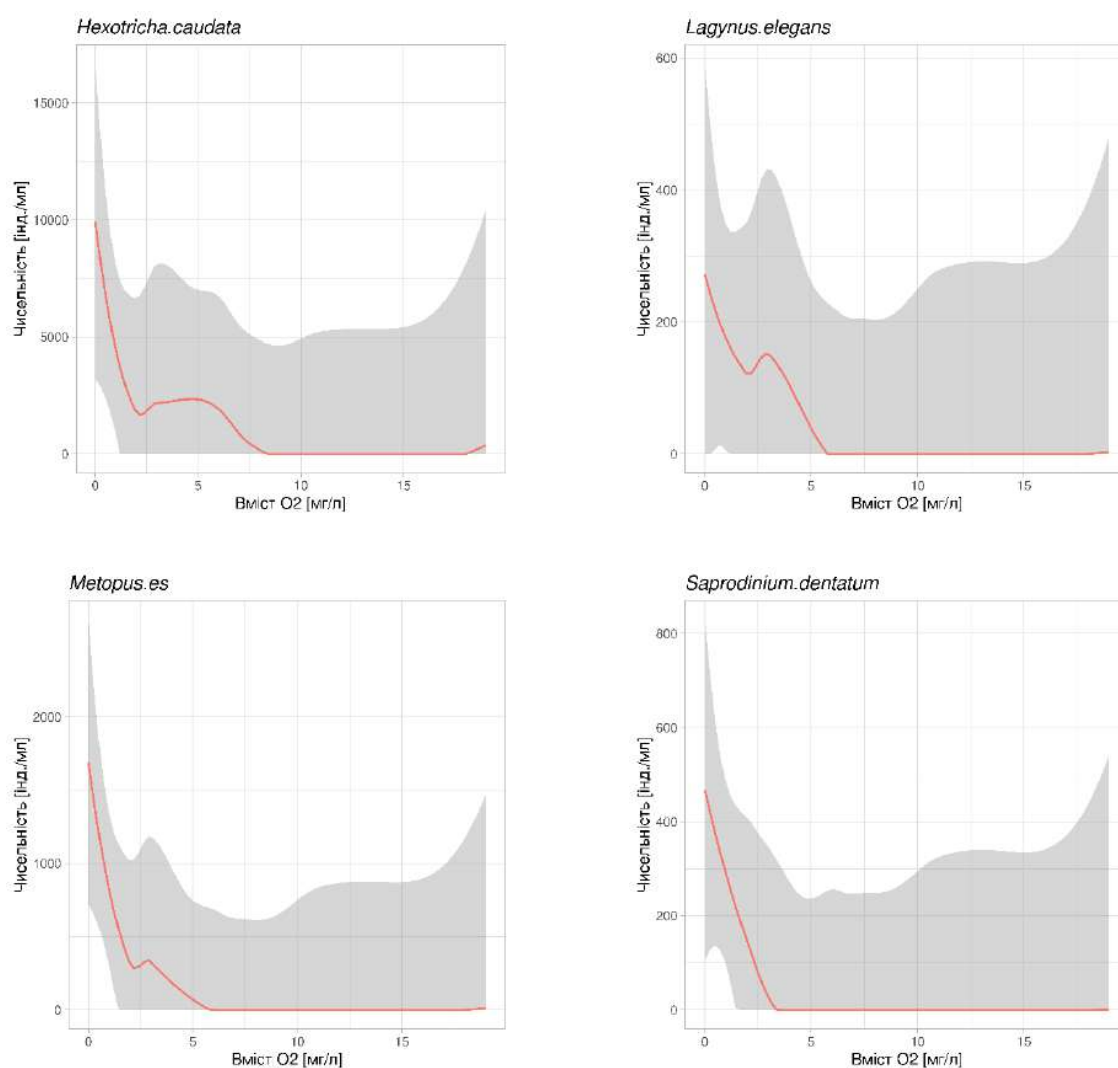


Рис. 4.29 Діапазони толерантності представників аноксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню: *Hexotricha caudata*, *Lagynus elegans*, *Metopus es* і *Saprodinium dentatum*.

Для уточнення діапазонів кисневої толерантності видів-анаеробів, які систематично згадуються у працях протозоологів як компонент угруповання бентосу, необхідні додаткові детальні дослідження. Зокрема це стосується і хижака з аноксифільної ценоекоморфи – *Apsiktrata gracilis* та бактеріофагів – *Trimyema compressum* і *Tropidoatractus acuminatus* (рис. 4.30; табл. Б.1.5). Вочевидь, недостатньо інформації про їх поширення в безкисневих умовах і в градієнті кисню.

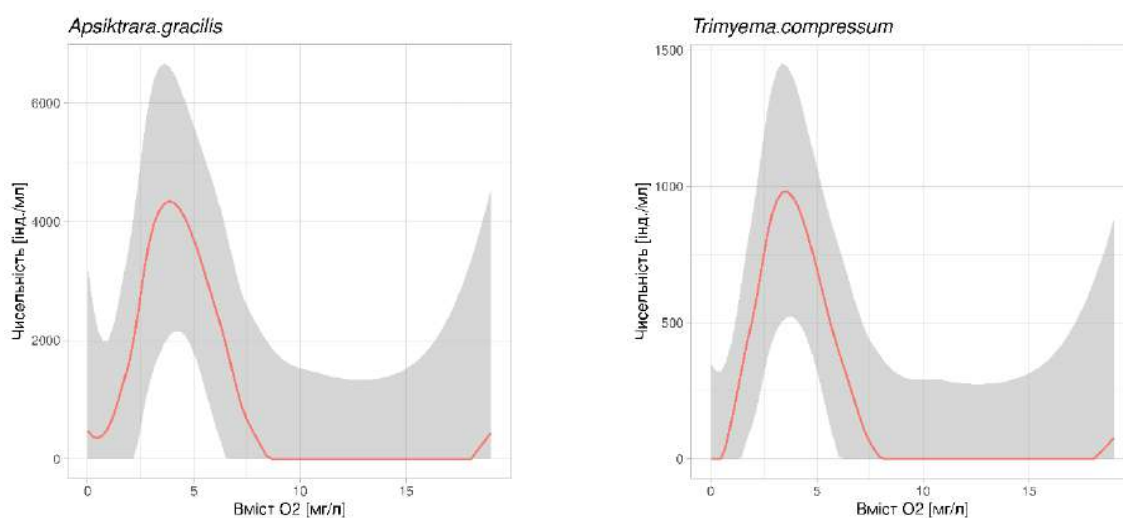


Рис. 4.30 Діапазони толерантності представників аноксифільної ценоекоморфи в градієнті кисню: *Apsiktrata gracilis* (хижак) і *Trimyema compressum* (бактеріофаг).

Таким чином, проаналізовано діапазони толерантності популяцій 154 видів вільноживучих війчастих найпростіших до різних концентрацій кисню (табл. Б.1, Б.2). Наявність адаптацій різних видів у широкому діапазоні є однією з важливих передумов, яка забезпечує можливість одночасного знаходження у водоймах великої кількості видів війчастих найпростіших. Це відповідає уявленню про щільне упакування екологічних ніш вільноживучих війчастих найпростіших у складно диференційованому гіперпросторі водойм, зокрема, за фактором кисень.

Варто наголосити, що факторні градієнти, і перш за все кисневі, мають досить складну конфігурацію у гіперпросторі прісних водойм, що є важливим стимулом подальшого вивчення реакції на цей фактор вільноживучих війчастих найпростіших.

4.3 Біхевіоральна структура угруповань вільноживучих війчастих найпростіших

Вільноживучі війчасті найпростіші відрізняються у царстві Chromista надзвичайним різноманіттям зовнішньої будови: формою і розмірами клітин та складною розвиненою системою війок, цир, мембран, мембранел, що мають різноманітну локалізацію і виконують функції, аналогічні функціям органів багатоклітинних організмів. Війчастий апарат інфузорій, у першу чергу, реалізує функції руху і живлення. Завдяки різноплановій організації війчастого апарату, найпростіші здатні реалізувати виконання складних за траєкторією рухів, що справляє враження «цілеспрямованості» їхніх пересувань. Війки виконують також і тактильну функцію.

Все різноманіття форм інфузорій вкладається в систему екоморф за Ю. Г. Алієвим [2]. *Екоморфи* багатьма протозоологами сприймаються і аналізуються як життєві форми – конвергентно сформовані сукупності організмів різного систематичного положення, які мають принципово подібні пристосування, що дозволяють їм існувати і утримуватися в певних біотопах [154, стор. 115]. Різноманіття морфологічних форм найпростіших вкладається у три типи, які асоціюються з трьома класичними біотопами – бенталлю, перифіталлю і пелагіаллю. Відповідно, виділяють такі *ekomorфи*: *повзаючу*, *прикріплену* і *плаваючу*.

Те, що певна кореляція між біотопом і життєвою формою найпростіших існує, є фактом беззаперечним. Наприклад, логічним є те, що прикріплені і повзаючі форми найпростіших систематично реєструються на поверхнях

рослин. В пелагіалі реєструються форми інфузорій, що умовно можуть бути зараховані до планктонних. Усі прісноводні види, що за формою наближені до типових псамофілів – з видовженою формою клітини – апріорі залічені до бентосних форм. З іншого боку, більшість дослідників констатує, що у прісних водоймах кожна екоморфа може бути поширена у будь-якому з біотопів і, до того ж, у значних кількостях [55]. Так, повзаючі форми систематично трапляються як в перифіталі, так і в бенталі, і пелагіалі. Деякі види з родів *Euplotes* spp., *Loxodes* spp. і *Spirostomum* spp., форма клітин яких засвідчує їх належність до бентосу, можуть домінувати у пелагіалі.

Реєстрація великої кількості плаваючих, так званих планктонних форм, у бенталі і перифіталі також суперечить залежності між екоморфами та біотопом. У прісноводній бенталі представлені види, які характеризуються розмаїттям форм – від кулястих і циліндричних до плоских і веретеноподібних. Відсутня пряма залежність і у поширенні прикріплених форм, які в окремих випадках масово трапляються у донних відкладах, а не зрідка і в пелагіалі. Отже, така невизначеність виглядає як когнітивний дисонанс і вимагає більш ретельного аналізу факторів, які визначають поширення екоморф у гіперпросторі водойм.

Найбільша кількість інформації про біхевіоральну структуру стосується представників аеробного угруповання. Тоді як відомостей про екоморфи представників анаеробного угруповання в наукових джерелах не знаходимо. Серед *аеробних видів* виділяють три загально визнаних екоморфи – плаваючу, повзаючу та сидячу (рис. 4.31 А). Біхевіоральна структура *анаеробного* угруповання представлена двома екоморфами – плаваючою і повзаючою (рис. 4.31 Б).

В умовах сапропелю існує лише незначне розходження параметрів екологічних ніш і, відповідно, це визначає і порівняно незначне видове різноманіття. З виявленого загалу видів, які були використані в аналізі, анаероби склали лише 7%.

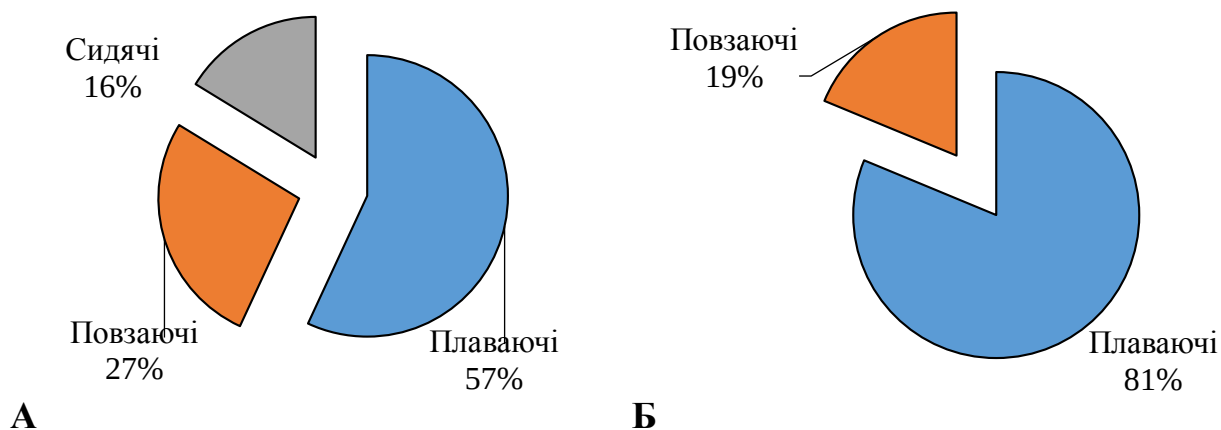


Рис. 4.31 Біхевіоральна структура (А) аеробного і (Б) анаеробного угруповань.

Біхевіоральна структура ценоекоморф аеробного угруповання. У складі *мікрооксифільної ценоекоморфи* є представники трьох екоморф, з перевагою плаваючих форм і лише одну п'яту займають представники сидячої екоморфи (рис. 4.32).

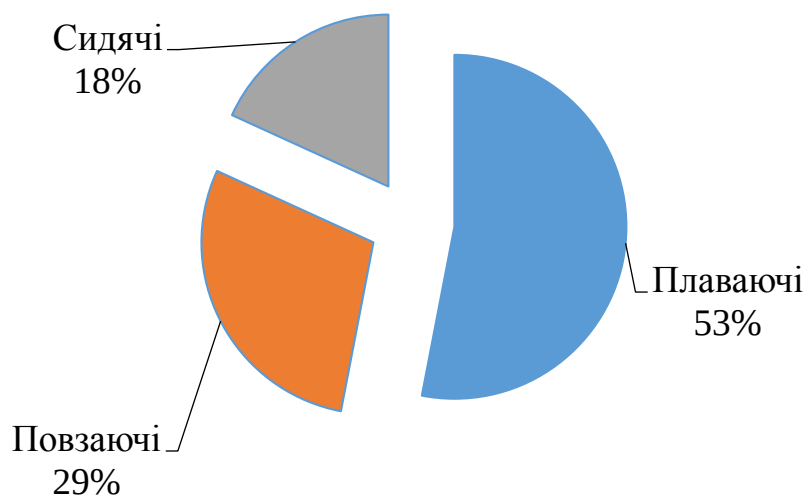


Рис. 4.32 Співвідношення екоморф у складі мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

У складі *оксифільної ценоекоморфи* відсутні представники повзаючої екоморфи: переважають плаваючі форми, а сидячі складають незначну частку (рис. 4.33). Сидячі найпростіші у складі цієї ценоекоморфи реалізують фабричні зв'язки, використовуючи для прикріплення інші організми:

скупчення бактерій або клітини водоростей. Представник з типовою формою сидячих найпростіших, що постійно трапляється на плаваючих водоростях у товщі води – інфузорія *Pseudohaplocaulus anabaena*.

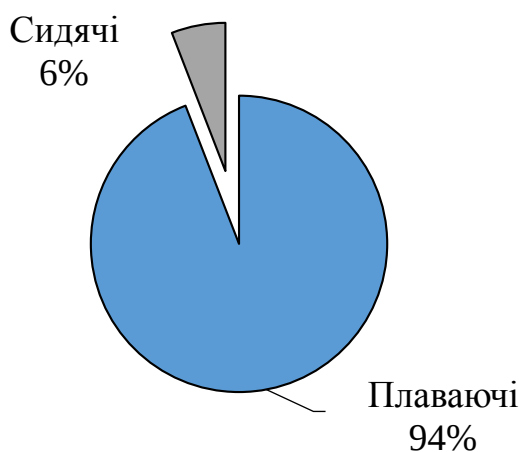


Рис. 4.33 Співвідношення екоморф у складі оксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

Серед *евриоксифільної ценоекоморфи* виразно меншим є відсоток представників плаваючої екоморфи, що співпадає з нашим уявленням про життєвий простір цієї ценоекоморфи, який обмежується лише тонким шаром води над поверхнями рослин (рис. 4.34).

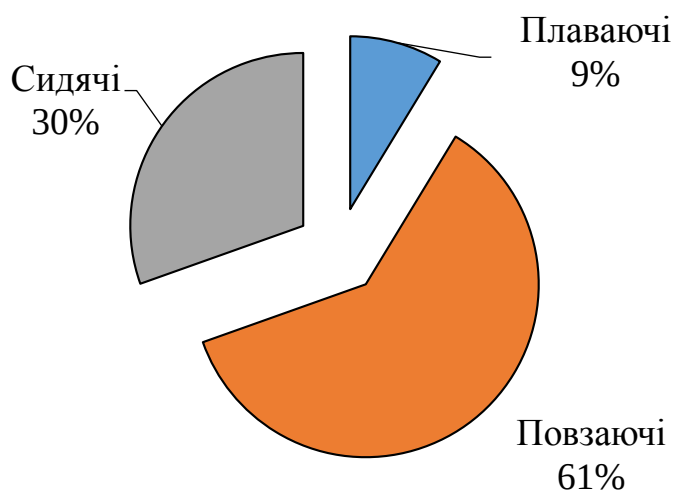


Рис. 4.34 Співвідношення екоморф у складі евриоксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

Обмеженість зони комфорту – максимум 1 см, вірогідно, не сприяла утриманню тут значної кількості вільно плаваючих форм. У складі цієї ценоекоморфи спостерігається домінування представників повзаючої і сидячої екоморф. Більшість з повзаючих форм зорієнтовані на збирання адсорбованих на поверхнях бактерій, джгутикових і детриту.

Життєві форми різних екоморф аеробного угруповання. Найпростіші представлені лише трьома екоморфами у структурі ценоекоморф аеробного угруповання. Вони мають особливості, які відобразились на рівні їхніх *життєвих форм*.

Більшість вільноживучих війчастих найпростіших є збирачами або бактерій, або водоростей, або детриту. У водоймах найбільша акумуляція поживних речовин є на поверхнях, або поблизу них, як результат процесів седиментації та адсорбції. Саме при поверхнях напруження біохімічних процесів є найвищим [234, стор. 34].

Одним з напрямків еволюції війчастих найпростіших є ускладнення їх ротових апаратів, представлених системами війок, цир, мембран, мембранел і т.п. Як правило, це призводило до втрати клітиною симетрії та її сплюснення. Фактично сплюснення форми є результатом ускладнення ротового апарату.

Симетричні форми, як правило, мають апікально розташований ротовий отвір без складних ротових органел (рис. 4.35 А). Більшість *плаваючих* видів мають таку форму і є хижими. Симетрична форма забезпечує їм кращу маневреність при полюванні.

Невиразно асиметричними є дрібні скутикоциліати, які, попри асиметричне розташування ротового апарату, мають незначний розвиток спеціалізованих ротових органел – цир, мембранел, мембран, і в загальному плані будови залишаються симетричними (рис. 4.35 Б).

Частина видів-бактеріофагів має симетричну форму і використовують апікально розташовану систему ротових цир, мембран і мембранел в якості апарату руху і для захоплення харчових об'єктів. Рухові війки у таких форм

переважно відсутні. Типовими представниками є види з родів *Strombidium*, *Limnostrombidium*, *Strobilidium* і *Rimostrombidium* (рис. 4.36).

Щодо асиметричної форми, то вона притаманна високоспеціалізованим збирачам, орієнтованим на збирання бактерій. Хижі види з асиметричною формою (екоморфа *повзаюча*) мають виразно сплюснену форму і складно організований апарат ротових органел (рис. 4.37). Їх сплюснена форма є результатом розвитку складної ротової циліатури, доповненої незначною кількістю допоміжних для руху цир, або рядів війок.

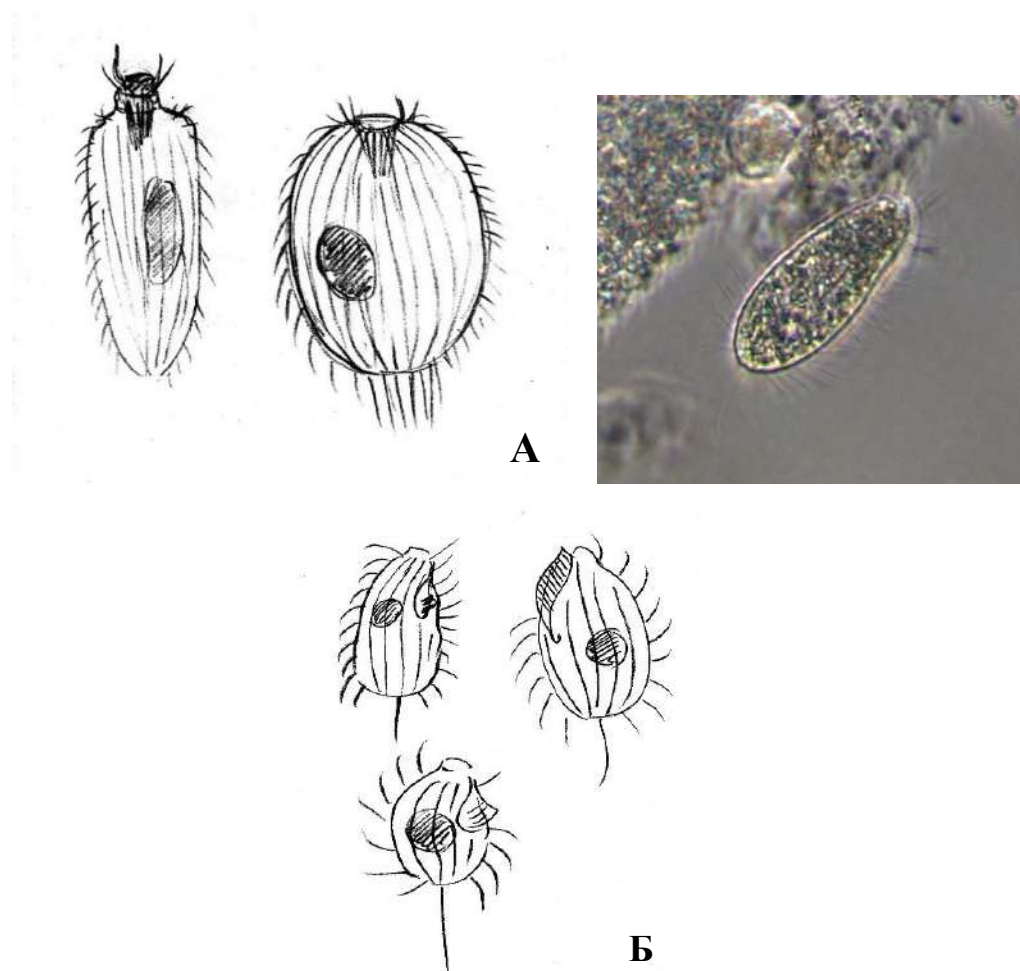


Рис. 4.35 Плаваючі екоморфи з симетричними формами: (А) *Phialina* sp. і *Holophrya* sp.; (Б) форми з асиметричним розташуванням ротових органел у *Cyclidium* sp., *Uronema* sp., *Stedoctema* sp.

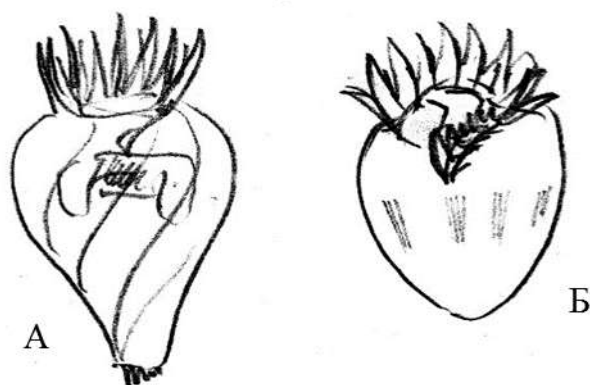


Рис. 4.36 Плаваюча екоморфа з симетричною формою і апікально розташованими ротовими апаратами з подвійною функцією – рух і живлення – *Strobilidium* sp. (А) і *Strombidium* sp. (Б).

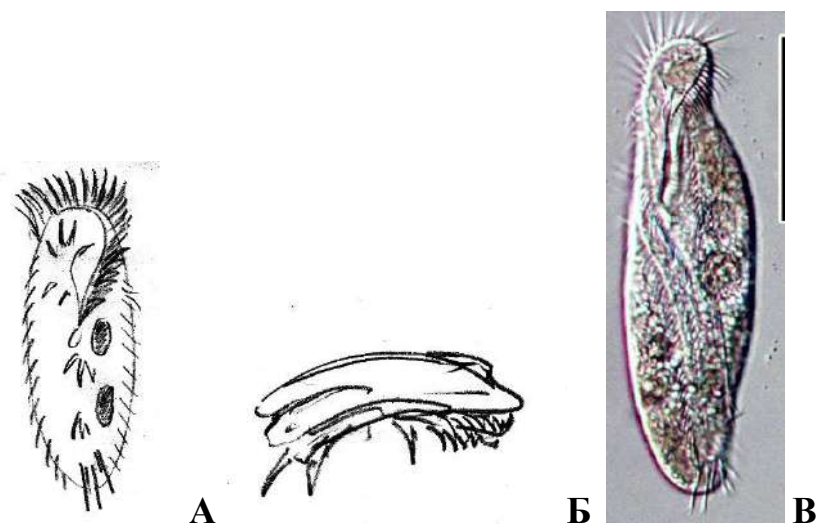


Рис. 4.37 Повзаючі екоморфи на прикладі *Oxytricha* sp. (А, В) і *Euplotes* sp. (Б).

Представники екоморфи «повзаючі» трапляються переважно в зонах високих концентрацій кисню. Зменшення на їх поверхнях кількості соматичних війок і заміна їх на цири і мембрани є результатом появи потовщеної пелікули. Поява пелікули, найбільш вірогідно, має захисну функцію і перешкоджає проникненню кисню в клітини.

Екоморфа «повзаючі» в евриоксифільних умовах, де кисень регулярно коливається від 0 і до 100 % і більше, має консервативну життєву форму.

Клітини таких найпростіших мають потовщені оболонки і сталу форму (рис. 4.38). Консервативна життєва форма *повзаючої* екоморфи в мінливих умовах є адаптацією до умов надвисоких концентрацій кисню, за яких він стає токсичним, тому вона має мембрани, здатні блокувати надходження до клітини зайвого кисню.



Рис. 4.38 Життєва форма повзаючої екоморфи зі сталою формою.

Повзаюча екоморфа, втілена у консервативну життєву форму, є компромісом між комфортними кисневими умовами і комфортними трофічними умовами. Залишаючись певний час у некомфортних кисневих умовах, види евриоксифільної ценоекоморфи залишаються в зоні трофічного оптимуму (комфорту).

У мікрооксифільних умовах значна частина видів також має сплюснену форму, але, на відміну від сплюсненої життєвої форми в евриоксифільних умовах, ці форми вкриті дрібними війками і на їх поверхнях майже вістуні додаткові надмембранні структури – пелікула. Отже, в мікрооксифільних умовах пласка життєва форма залишається мінливою, і клітина здатна активно змінювати свою площу поверхні, що є надзвичайно важливим в умовах кисневого дефіциту. Здатність повзаючих форм у мікрооксифільних умовах швидко збільшувати або зменшувати площу поверхні є реакцією на зміни концентрації кисню. Коли концентрація кисню відповідає зоні комфорту – це форма як під № 1 (рис. 4.39), коли кисню не вистачає – форма сплющується (рис. 4.39, № 2), коли кисню багато – форма стає більш округлою (рис. 4.39, № 3).

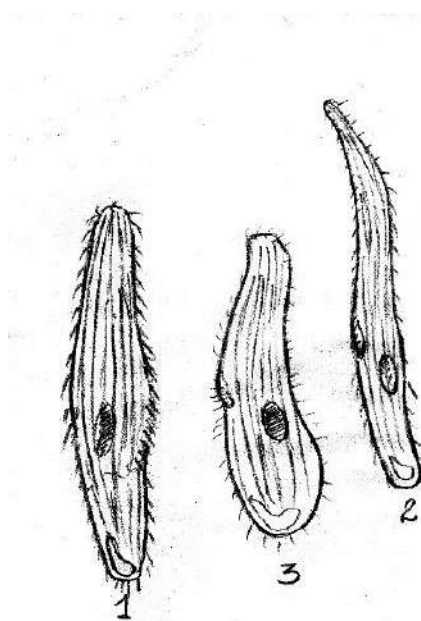


Рис. 4.39 Варіабельність мінливої життєвої форми у повзаючої екоморфи в мікрооксифільних умовах. Позначення: 1 – життєва форма в оптимальних кисневих умовах, 2 – життєва форма в умовах з підвищеним вмістом кисню, 3 – життєва форма в умовах з дефіцитом кисню.

Так само суттєво відрізняються і життєві форми *сидячої екоморфи*. Для екоморфи «сидячі» характерною є симетрична форма клітин, у яких війки, мембрани і мембранели функціонують для створення спрямованих потоків води разом з харчовими об'єктами до цитостому. У сидячих форм (окрім стадії волоцюжки) війки руху відсутні. Втрата війок руху компенсується стебельцем – органелою, що забезпечує утримування зооїду в зоні комфорту і забезпечення збалансованої роботи ротового апарату. Розмір поверхні прикріплення для них не є істотним. Найпростіші орієнтуються в градієнті скалярного поля (гіперпростору водойми), де ідентифікують для себе зону комфорту, або залишають поверхню у формі волоцюжки чи у вегетативній формі – разом з стебельцем, якщо умови перестають їх задовольняти. Парадокс полягає в тому, що об'єм з зоною комфорту для прикріплених форм

може бути де завгодно, а способом утримання в ньому є фіксація до будь-якої умовної поверхні.

Так, *сидячі* форми в активному мулі фіксуються на пластівцях, утворених нитчастими бактеріями разом з неорганічними і органічними частками. На скупченні бактерій виявляються колонії війчастих найпростіших, розмір яких в десятки разів перевищує розмір субстрату, до якого вони прикріплені (рис. 4.40).

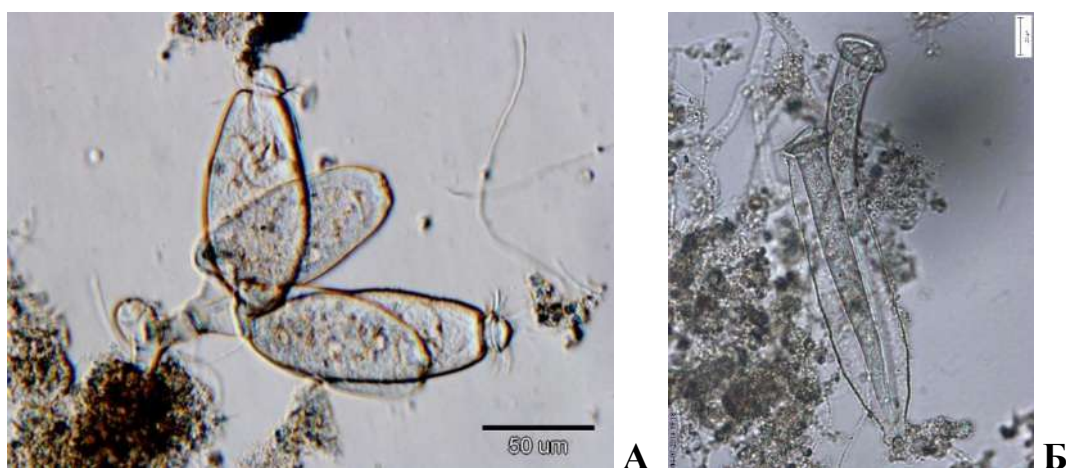


Рис. 4.40 Представники сидячої екоморфи на пластівцях і скупченнях нитчастих бактерій: (А) *Opercularia* sp., (Б) *Thuricola kellicottiana*.

Наявність стебельця у війчастих найпростіших – це формальна ознака приналежності до перифітону. Фактично ж сидячі форми поширені по усіх біотопах. Вибір місця їх розвитку визначається кисневим градієнтом, а не наявністю поверхні – перифіталі. Відповідно, якщо в перифіталі кисневі умови є комфортними, то сидячі форми присутні, але сама по собі перифіталь не є аргументом для поширення в її межах найпростіших. Так, молоді пагони куширу, як правило, позбавлені сидячих форм, оскільки активно продукують кисень. Тоді як на тому ж кущі на старих пагонах, вкритих шаром детриту, спостерігається масовий розвиток *Vorticella campanula*.

У природних водоймах представники *ekomorфи «сидячі»* поширені і в бенталі, і в пелагіалі, де частина з них, маючи стебельце, існує, не

прикріплюючись до поверхонь, як наприклад *Pelagovorticella* sp. (рис. 4.41 А), інші утворили стійкі фабричні зв'язки з клітинами водоростей, як наприклад *Pseudohaplocaulus anabaena* (рис. 4.41 Б).

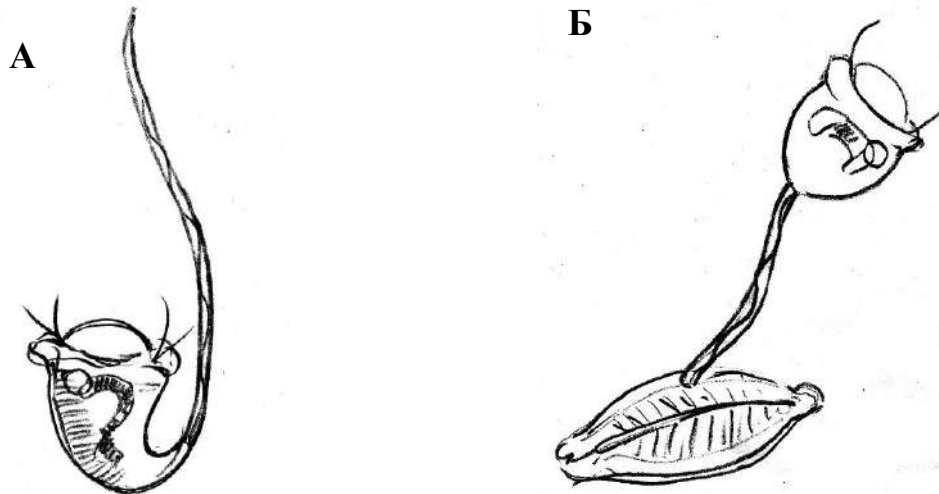


Рис. 4.41 Представники сидячих форм в пелагіалі: (А) неприкріплена форма – *Pelagovorticella* sp., (Б) прикріплена форма до клітини водорості – *Pseudohaplocaulus anabaena*.

В якості прикладу наводимо наступні життєві форми. У складі двох ценоекоморф – евриоксифільної і мікрооксифільної існує спільна екоморфа – сидячі (сесильні). У складі *евриоксифільної* ценоекоморфи сесильні екоморфи мають життєву форму з міонемами у стебельцях, завдяки чому стебельця можуть скорочуватись (рис. 4.42).

Проте сидячі екоморфи у складі *мікрооксифільної* ценоекоморфи мають іншу життєву форму, позбавлену міонемами і з нескоротливими стебельцями (рис. 4.43).

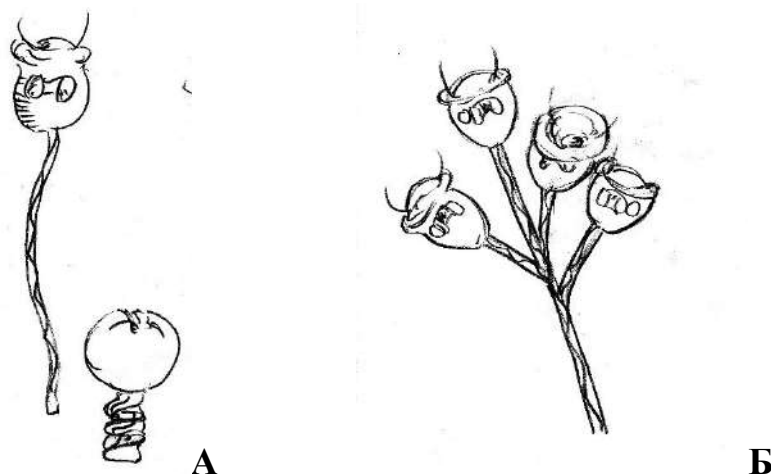


Рис. 4.42 Сидячі екоморфи з життєвими формами, що мають міонем у стебельцях: (А) *Vorticella* sp. і (Б) *Zoothamnium* sp.

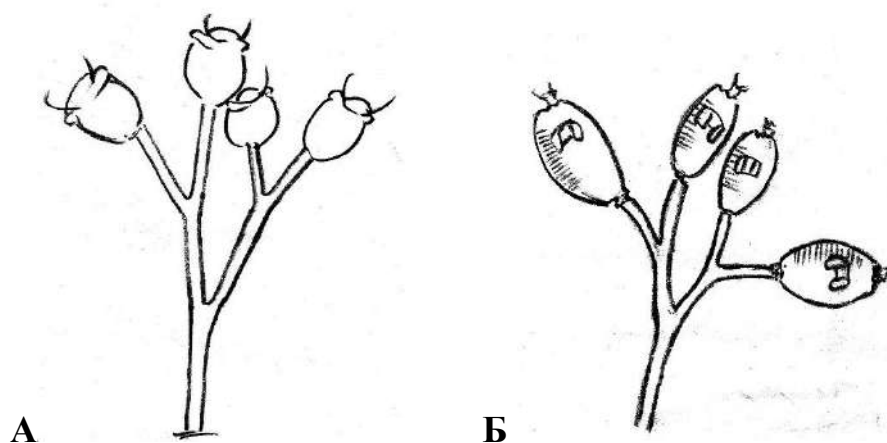


Рис. 4.43 Сидячі екоморфи з життєвими формами, стебельця яких не мають міонем: (А) *Epistylis* sp. і (Б) *Opercularia* sp.

Найпростіші здатні активно корегувати параметри своїх екологічних ніш. Це дає відповідь на те, чому ті самі екоморфи мають преференції в різних діапазонах вмісту кисню. Так, сесильні безстебельчасті форми в евриоксифільних умовах будують захисні камери (хатки) (рис. 4.44).

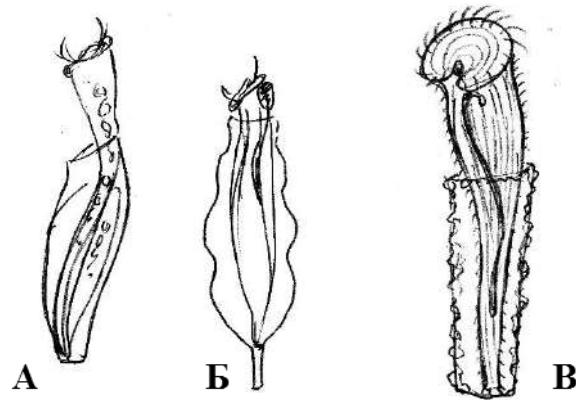


Рис. 4.44 Зображення інфузорій, представлених життєвими формами з хатками: (А) *Thuricola* sp., (Б) *Pyxicola* sp., (В) *Stentor roeselii*.

З урахуванням лімітуючої ролі кисню для найпростіших, на нашу думку, є підстави припустити, що хатки війчастих найпростіших виникли як засіб захисту від шкідливого впливу високих концентрацій кисню, забезпечуючи можливість для клітини найпростішого перебувати (або тимчасово ховатися) у середовищі з контрольованим, нижчим ніж в оточуючій воді, вмістом кисню. Аргументом на користь цього припущення є той факт, що хатки утворюють організми, які населяють добре окиснену товщу води, або поверхні водяних рослин, де відбуваються періодичні перенасичення середовища киснем. З іншого боку, хаток не утворюють організми, які населяють умови з низьким вмістом кисню.

Однак в умовах пелагіалі лише деякі види будують хатки (рис. 4.45). Потребу представників родів *Tintinnidium* sp., *Codonella* sp. і *Tintinnopsis* sp. у захисті від кисню за допомогою хатки можливо пояснити тим, що вони є повільно плаваючими формами і не здатні швидко змінювати свою дислокацію в товщі води, на відміну від інших типових мешканців пелагіалі, які швидко плавають, переміщуючись у комфортні за вмістом кисню шари води.

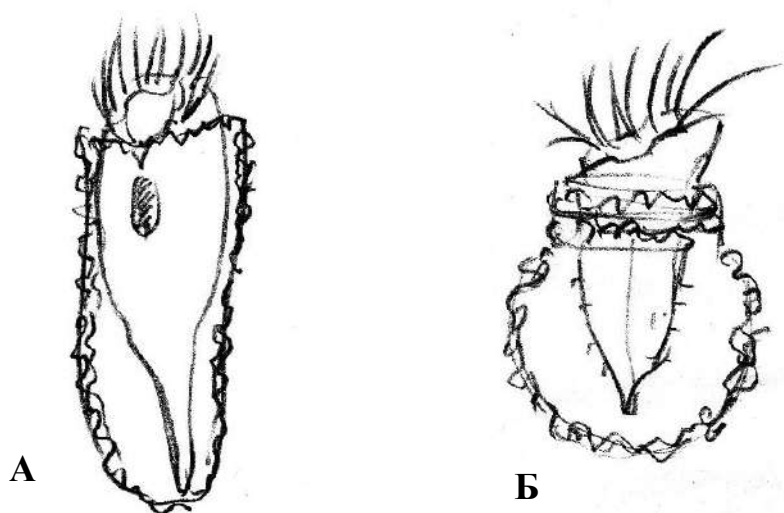


Рис. 4.45 Зображення сидячих форм, що представлені життєвими формами з хатками: (А) *Tintinnidium* sp., (Б) *Codonella* sp.

Саме зі змінами насиченості середовища киснем ми пов'язуємо і вертикальні міграції найпростіших. Таке припущення робить актуальним проведення експериментальних досліджень кисневого режиму в захисних хатках, що є можливим в умовах сучасних лабораторій, оснащених приладами з мікроелектродами для вимірювання кисню.

Біхевіоральна структура анаеробного угруповання. Анаеробне угруповання еволюціонувало у специфічних умовах сапропелю. Анаеробні види представлені вільно плаваючими формами зі специфічним гвинтоподібним рухом, що пов'язано з особливостями їх існування в умовах сапропелю, представленого зваженими пухкими донними відкладами, утвореними з решток рослинних і тваринних організмів, продуктів їх розпаду і мінеральних часточок. Як правило, анаеробні війчасті найпростіші мають асиметричну форму, вкриті довгими війками, які розташовані по спіралі. Така будова забезпечує специфічний рух в середовищі – на зразок укручування гвинта: завдяки цьому клітини під час руху ефективно долають опір досить щільного середовища. Рух анаеробних видів є плавним і повільним, що

пов'язано з існуванням в одноманітному і стабільному середовищі, притаманному анаеробним оселищам [335, 347, 350, 352].

Специфічність морфо-функціональних характеристик видів з анаеробного угруповання і специфіка способу їх руху дають нам усі підстави виділити окрему *життєву форму*, яку можна позначити як «*гвинтоподібну плаваючу*», через її найбільш виразну ознаку – специфічний стиль плавання, схожий на обертання гвинта (рис. 4.46).

Частина форм анаеробних інфузорій мають виразно сплюснену форму, яку ми розглядаємо як *повзаючу* екоморфу (рис. 4.46). Сплюснені форми так само мають подовжені соматичні війки, мембрани і мембранели, які мають виразно спіральну конфігурацію.

Обидві екоморфи представлені в анаеробних умовах єдиною життєвою формою – *гвинтоподібний аноксифіл*.

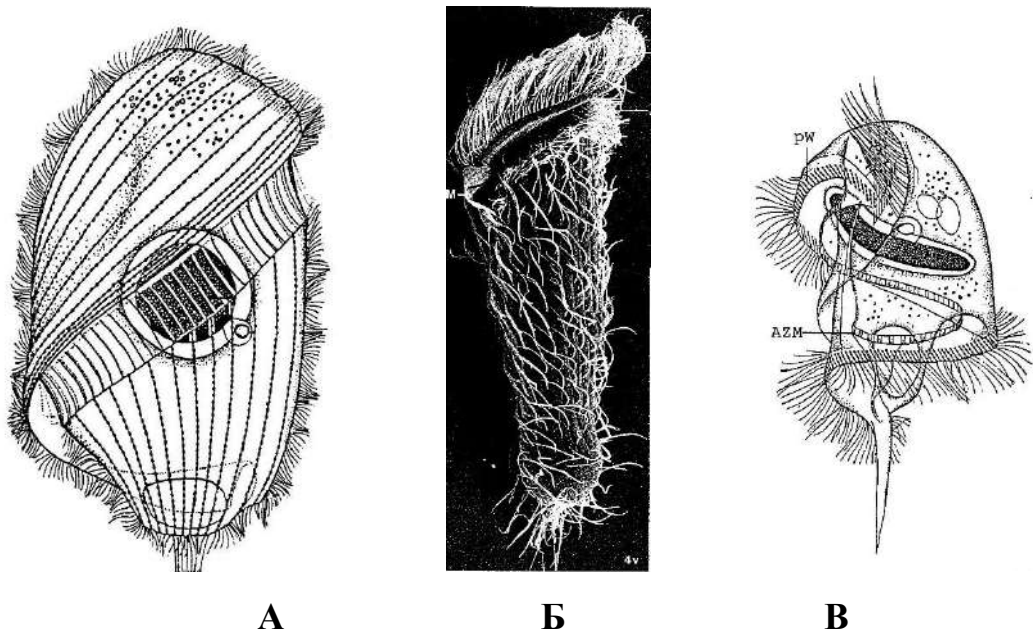


Рис. 4.46 Плаваюча екоморфа аноксифільної ценоекоморфи (життєва форма – гвинтоподібний аноксифіл): (А) *Brachonella spiralis* [370]; (Б) *Metopus* sp. [370, скануючий мікроскоп]; (В) *Caenomorpha sapropelica* [370].

Представники повзаючої, сплющеної, екоморфи в умовах сапропелю суттєво відрізняються від звичних повзаючих форм, що обумовлено, перш за все, відсутністю придатних для повзання поверхонь. Поява серед плаваючих форм видів з сплющеними формами не суперечить концепції біотопічного парадоксу. Їх поява зумовлена іншими факторами, що визначають еволюцію і морфогенез циліатури (рис. 4.47).

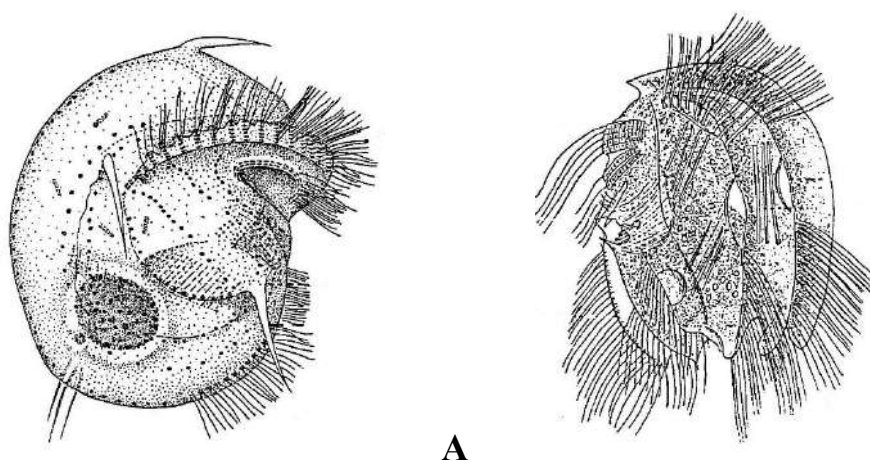


Рис. 4.47 Повзаюча (сплющена) екоморфа аноксифільної ценоекоморфи (життєва форма – гвинтоподібний аноксифіл): (А) *Discomorphella pectinata* [370]; (Б) *Epalxella antiquorum* [370].

Проте *плаваючі* і *повзаючі* екоморфи анаеробного угруповання мають єдину життєву форму, найбільш виразною ознакою якої є пристосування до плавання серед часток сапропелю, що зумовлює формування у них специфічно розташованих подовжених рядів війок, які забезпечують гвинтоподібне обертання клітини в процесі руху. Відповідно до цієї спільної для всіх анаеробних видів риси, ми назвали цю життєву форму – *гвинтоподібний аноксифіл*.

Підсумовуючи розгляд важливого питання еволюції екоморф вільноживучих війчастих найпростіших, можемо стверджувати, що представники двох угруповань найпростіших – аеробного і анаеробного – еволюціонували у кардинально різних умовах середовища і конкурентного

напруження, що виразно відбилось на різноманітті їхніх екоморф і життєвих форм. На фоні високого різноманіття морфологічних адаптацій, представлених в аеробному угрупованні, в анаеробному спостерігається однотипність життєвих форм.

4.4 Трофічна структура угруповань вільноживучих війчастих найпростіших

Трофічна структура є важливою і змістовною характеристикою угруповань, що відображає зв'язок структури і умов середовища. В середині ХХ сторіччя активно розроблялась класифікація за типами живлення [97, стор. 105]. В основу класифікації покладено два важливі аспекти – кількісний і якісний склад ресурсу. Обидві характеристики взаємозалежні, а їх співвідношення впливає на структуру угруповань. Як пише І. Жирков [97]: «Ядро сообщества, т.е. набор руководящих видов, обычно для более эффективного потребления доступных ресурсов, образовано принадлежащими к разным трофическим группам видами. Если же количество пищи очень велико, то ядро может состоять и из видов, относящихся к одной трофической группе. Обычно это наблюдается в сообществах фильтраторов эпифауны...».

У випадку з найпростішими з'ясування кількості та, головне, якості трофічного ресурсу не завжди можливо. Натомість, аналіз трофічної структури угруповань найпростіших є репрезентативним показником кількості та, головне, якості ресурсів, що присутні у середовищі. У цьому контексті Жирков [97] наголошує на важливості аналізу трофічної структури для макроформ. Аналогічну думку стосовно війчастих найпростіших висловлював Л. Ноланд ще у 1925 р. [56, стор. 73]. Л. Ноланд дійшов до висновку, що види, які населяють однотипні за абіотичними факторами умови, утворюють стійкі асоціації лише в тому випадку, якщо відрізняються

особливостями живлення, тобто мають різні трофічні ніші. За наявності певного набору харчових об'єктів з різних видів найпростіших формуються однакові за трофічною структурою групи [454].

Окрім споживання ресурсів з зовнішнього середовища (екзоресурсів), у багатьох видів інфузорій сформувались взаємини з внутрішньоклітинними симбіонтами. У морських видів ними часто є бактерії, а у прісноводних – зелені водорості. Обидва типи симбіонтів одночасно забезпечують і харчові потреби господаря, а за рахунок фотосинтезу – потреби у молекулярному кисні [455]. Інфузорії також здатні активно поглинати розчинені поживні речовини. Разом з білками, амінокислотами, ліпідами шляхом піно- або фагоцитозу до клітин потрапляють органічні і неорганічні частки [254].

Дослідники виділяють від 5 до 11 трофічних груп найпростіших, однак зазначають при цьому, що більшість видів здатні переходити на інші види їжі, якщо не мають доступу до звичайного для себе харчового ресурсу [56]. І. В. Бурковський зазначає, що виключних монофагів, які б жили лише одним видом харчових об'єктів, серед війчастих найпростіших майже немає. У більшості видів харчові спектри складаються з об'єктів різних за розмірами, формою і швидкістю руху [56, стор. 75]. Цей же автор висловлює припущення про існування схильності до монофагії лише у окремих видів хижих інфузорій [56, стор. 75].

За наявності широкого вибору харчових об'єктів, різні види інфузорій виявляють вибірковість, демонструючи свої харчові преференції. Якщо ж створюється дефіцит їжі, ті ж види переходять на більш доступний харчовий ресурс. Враховуючи вище сказане, ми погоджуємось з І. В. Бурковським, що аналіз трофічної структури угруповання лише на основі інформації про трофічні преференції окремих видів є недостатнім. Важливою є інформація про раціони видів у різних трофічних умовах [56, стор. 77]. В умовах, де основним ресурсом є бактерії, в структурі переважають бактеріофаги, в період цвітіння води у складі угруповання найпростіших суттєво зростає кількість видів фітофагів [56, стор. 80].

Ряд авторів зазначають зв'язок між кисневими умовами і характером живлення війчастих найпростіших: види, що мешкають в умовах з низьким вмістом кисню, живляться головним чином бактеріями. В умовах, де вміст кисню підвищений, зокрема за рахунок фотосинтетичної активності водоростей, трофічна структура ускладнюється і значну частку в угрупованнях починають займати альгофаги [55, 56, 334, 454].

В структурі угруповань війчастих найпростіших, окрім мирних бактеріо-, альго- і детритофагів, значну роль відіграють хижі форми. Кількість хижих видів у складі угруповань, їх співвідношення з мирними формами є важливим показником, що вказує на рівень стабільності умов. Найпростіші, з їх надшвидкими темпами розмноження і структурними перебудовами, віддзеркалюють динаміку змін умов у водоймах. Як правило, знаходження значної кількості хижих видів свідчить про стабільність умов.

Аналіз трофічної структури аеробного і анаеробного угруповань показав наявність схожих тенденцій, що виявлені для біхевіоральної структури. Так, анаеробне угруповання представлено значно більш спрощеною трофічною структурою, аніж аеробне.

Аеробне угруповання має представництво усіх основних трофічних груп (рис. 4.48 А), тоді як анаеробне угруповання представлене переважно бактеріофагами (рис. 4.48 Б). Трофічна структура анаеробного угруповання відображає однотипність трофічного ресурсу, а мінімальна кількість хижих форм, вірогідно віддзеркалює неефективність анаеробного метаболізму в контексті хижого способу живлення. До того ж, як показали наші дослідження хижі анаеробні види мають широкий діапазон толерантності до кисню і вони систематично реєструються у мікрооксифільних умовах.

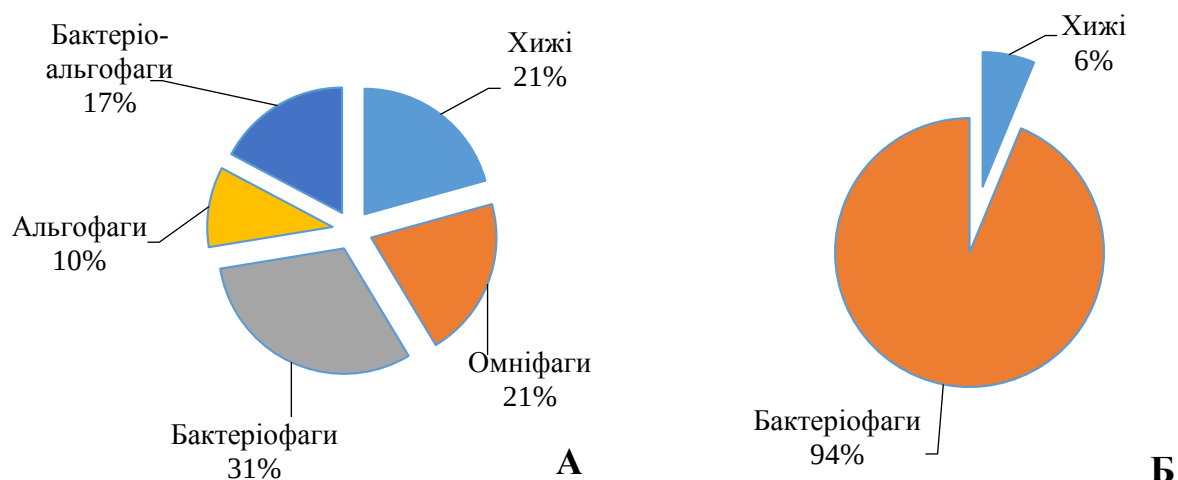


Рис. 4.48 Трофічна структура аеробного і анаеробного угруповань вільноживучих війчастих найпростіших: (А) аеробного та (Б) анаеробного.

Трофічна структура ценоекоморф аеробного угруповання. Аналіз трофічної структури на рівні окремих ценоекоморф дає уявлення про вплив кисневих умов на трофічну структуру угруповань вільноживучих війчастих найпростіших. Специфікою *оксифільної ценоекоморфи* є те, що кількість видів, орієнтованих на споживання водоростей (альгофагів і альго-бактеріофагів), складає 35% в складі угруповання (рис. 4.49).

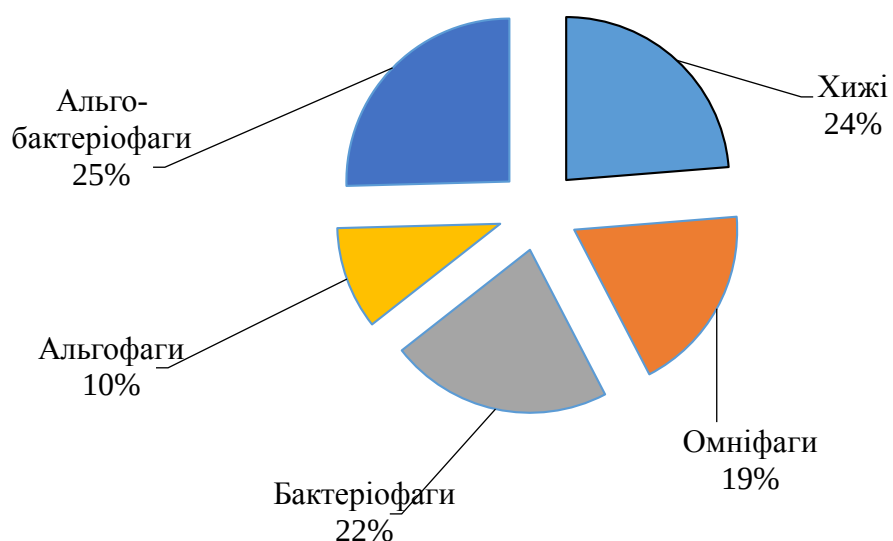


Рис. 4.49 Трофічна структура оксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

Відносно невелика кількість у складі оксифільної ценоекоморфи бактеріофагів (22%) є відображенням трофічних умов в епілімніоні. В озерах, що не витримують надмірного органічного забруднення, спостерігається невисока щільність бактерій.

Трофічна структура *мікрооксифільної* ценоекоморфи на 41% представлена видами, зорієнтованими на споживання бактерій і детриту (рис. 4.50). Низьке представництво альгофагів (7%) обумовлено несприятливими для водоростей фотичними умовами в донних відкладах. В мікрооксифільних умовах більше 50 % складала хижі види і омніфаги. Це свідчить про високу концентрацію жертв у життєвому просторі цієї ценоекоморфи. Мікрокисневі умови фіксуються переважно у донних відкладах, але мікрооксифільна ценоекоморфа представлена і в пелагіалі, розповсюджуючись в межах оксиклину на межі кисневого і безкисневого шару води, на так званому «рідкому дні». Представленість мікрооксифільної ценоекоморфи в умовах бенталі і пелагіалі ще раз підтверджує існування біотопічного парадоксу найпростіших.

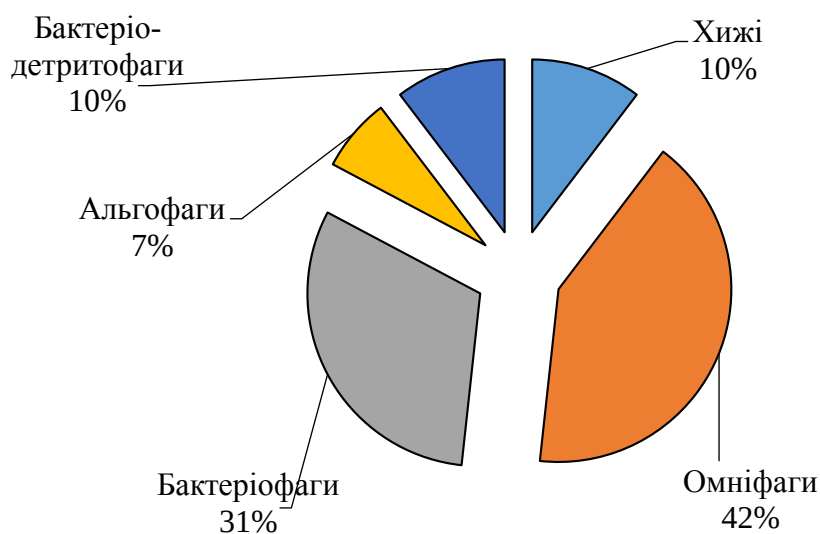


Рис. 4.50 Трофічна структура мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

В умовах епіфіталі вищих водяних рослин вміст кисню динамічно змінюється протягом доби, створюючи специфічний кисневий градієнт від 0 до 100% і вище насиченості O_2 . У цих умовах утримуються види, що адаптовані до широкої амплітуди вмісту кисню, формуючи специфічну *евриоксифільну* ценоекоморфу. Так само, як і в мікрооксифільних умовах, евриоксифільна ценоекоморфа представлена значною кількістю хижих видів і омніфагів (47%), що підтверджує високу концентрацію жертв, яка обумовлює розвиток хижаків (рис. 4.51). Лише 20% видів були зорієнтовані на споживання продукції водоростей. Бактеріофаги в трофічній структурі становили 33%.

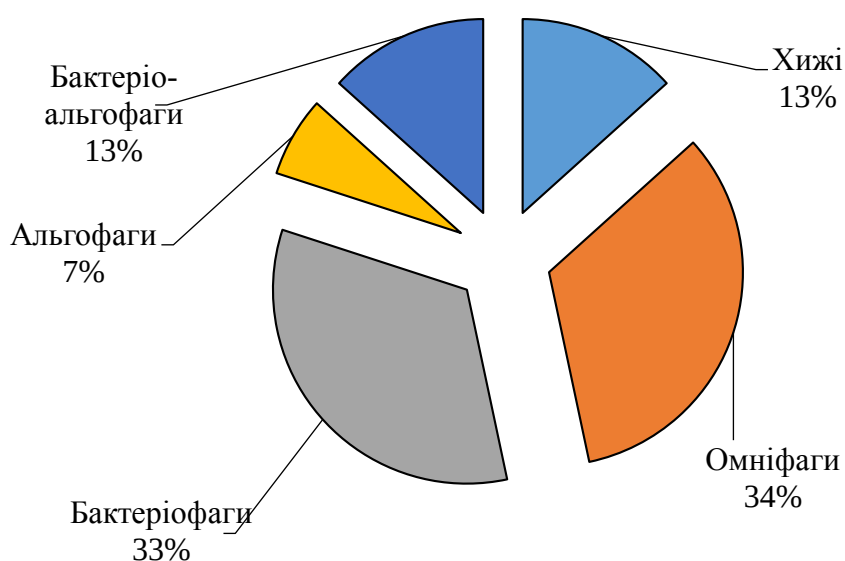


Рис. 4.51 Трофічна структура евриоксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

Виявлені співвідношення трофічних груп для кожної ценоекоморфи, вочевидь, є усередненими і протягом річного циклу ці співвідношення змінюються. Трофічна структура ценоекоморф змінюється під дією зовнішніх чинників таких, як забруднення, порушення гідрологічного режиму тощо. Аналіз змін у трофічній структурі угруповань та їх ценоекоморф під дією

зовнішніх чинників можна використати як тест для оцінки рівня трофності водойми і спрямованості внутрішньоводоймних процесів.

Висновки до розділу 4

Виходячи з запропонованої методології виділення ценотичних структур, у градієнті кисню в гіперпросторі прісноводних екосистем виділяються два фізіономічно відмінних, функціонуючих на різних біохімічних платформах, угруповання – анаеробне і аеробне. Поширення популяцій вільноживучих війчастих найпростіших та їх ценотичних об'єднань – ценоекоморф, детерміновані об'ємами гіперпростору, в яких вміст кисню змінюється в межах певних інтервалів.

В межах *аеробного* (оксифільне) *угруповання* формуються три ценотичні об'єднання рівня ценоекоморф, фізіономічна і просторова індивідуальність яких обумовлена толерантністю окремих популяцій, еволюційно адаптованих до існування в певних діапазонах вмісту кисню. В гідроекосистемах, у межах кисневмісного шару води, населення вільноживучих війчастих найпростіших представлене трьома фізіономічно впізнаваними *ценоекоморфами* – *мікрооксифільною*, *оксифільною* та *евриоксифільною*.

Уявлення про структуру населення вільноживучих війчастих найпростіших в гіпероб'ємі водойм не суперечить континуальності поширення окремих популяцій, що мають широкі амплітуди толерантності до вмісту кисню.

На підставі зібраних нами матеріалів щодо особливостей просторового поширення вільноживучих війчастих найпростіших у прісноводних водоймах, виділено преферентів евриоксифільної, оксифільної і мікрооксифільної ценоекоморф – 23, 33 і 48 видів, відповідно. До складу *аноксифільної* ценоекоморфи (анаеробне угруповання) належать 32 види-преференти.

Відсутність у складі окремих ценоекоморф певних морфологічних форм свідчить про їх еволюціонування в різних умовах.

Аеробне угруповання представлено максимально розвиненою трофічною структурою, що є відображенням різноманіття трофічних умов у кисневих шарах води. Морфологічне різноманіття аеробного угруповання представлене трьома екоморфами – плаваючі, повзаючі і сидячі. Серед оксифілів відсутні представники повзаючої екоморфи. Спрощена трофічна структура анаеробного угруповання найпростіших є відображенням їх еволюції в стабільних умовах середовища, які формуються в аноксифільних шарах води. Тоді як у складі аноксифільної ценоекоморфи відсутні сидячі форми.

РОЗДІЛ 5

КІЛЬКІСНІ І ФУНКЦІОНАЛЬНІ ПОКАЗНИКИ УГРУПОВАНЬ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМ

5.1 Зміни щільності та біомаси вільноживучих війчастих найпростіших у градієнті кисню

Як було доведено у попередньому розділі, структурна організація населення вільноживучих війчастих найпростіших детермінована кисневими градієнтами. Основою кисневих градієнтів у гіперпросторі водойм є насичення, за рахунок фотосинтетичної активності вищих водяних рослин і водоростей, та процеси інвазії кисню з повітря, з одного боку, а з іншого – біохімічне поглинання кисню біоценозом та хімічні реакції з споживанням кисню. Співвідношення цих процесів визначає специфіку кисневих градієнтів, зокрема, наявність чи відсутність безкисневих зон.

Уявлення про гіперпростір водойм як про кисневе скалярне поле, описане в градієнтах, свідчить про відсутність прямої детермінованості угруповань найпростіших межами біотопів – пелагіалі, бенталі і перифіталі. У пелагіалі можуть бути присутні три ценоекоморфи – оксифільна, мікрооксифільна і аноксифільна, детерміновані кисневим градієнтом. Отже, параметри угруповань – щільність і біомаса – мають розглядатися не у залежності від просторових меж біотопів, а у відповідності до кисневих градієнтів.

Розподіл кисню в пелагіалі озера на підставі усереднених багаторічних даних продемонстровано на рис. 5.1. В гіполімніоні кисень відсутній, в епілімніоні утримується в межах 7–10 мг/л, а на межі киснево-безкисневих

умов, в межах рідкого дна, формується шар води з мікрокисневими умовами, де концентрація кисню становить 1–3 мг/л.

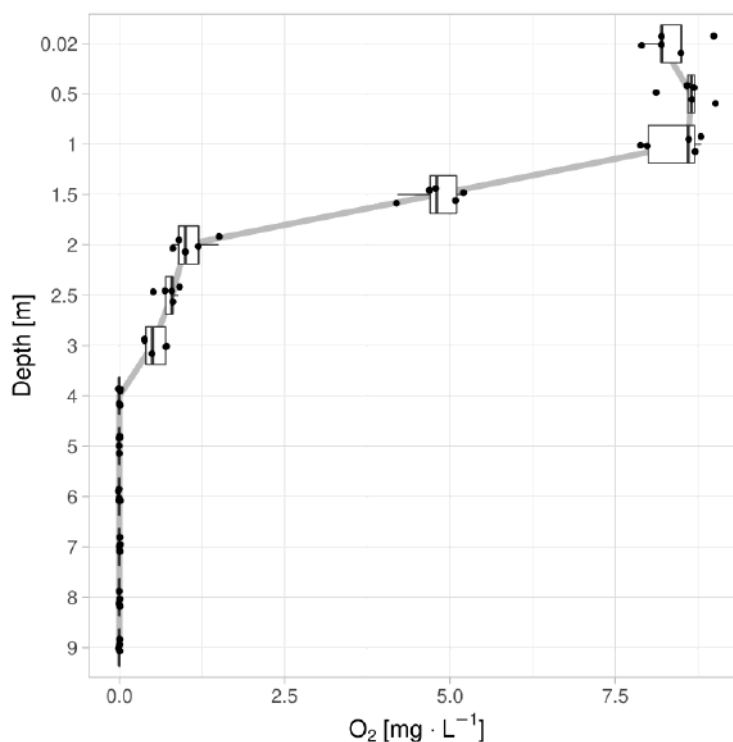


Рис. 5.1 Розподіл кисню по глибинах в пелагіалі заплавного озера (басейн р. Ворскла).

Розподіл вільноживучих війчастих найпростіших у товщі води демонструє один з ефектів *біотопічного парадоксу*, коли в апріорі єдиному біотопі – пелагіалі – присутні види з різних ценоекоморф. Саме *біотопічним парадоксом* пояснюється присутність донних форм у товщі води. Наявність у пелагіалі представників мікрооксифільної ценоекоморфи, так званих донних видів, не артефакт, а закономірне явище. При цьому саме мікрооксифіли досягають у пелагіалі найбільшої щільності і біомаси (рис. 5.2). В безкисневих шарах води присутні типові анаероби – представники аноксифільної ценоекоморфи, які, так само, асоціюються з донними (сапропель), а не з пелагічними формами.

В пелагіалі максимальної щільності інфузорії досягають в межах рідкого дна і у приповерхневих шарах води. В умовах рідкого дна, як правило, утримується і максимальна біомаса цих найпростіших (рис. 5.2).

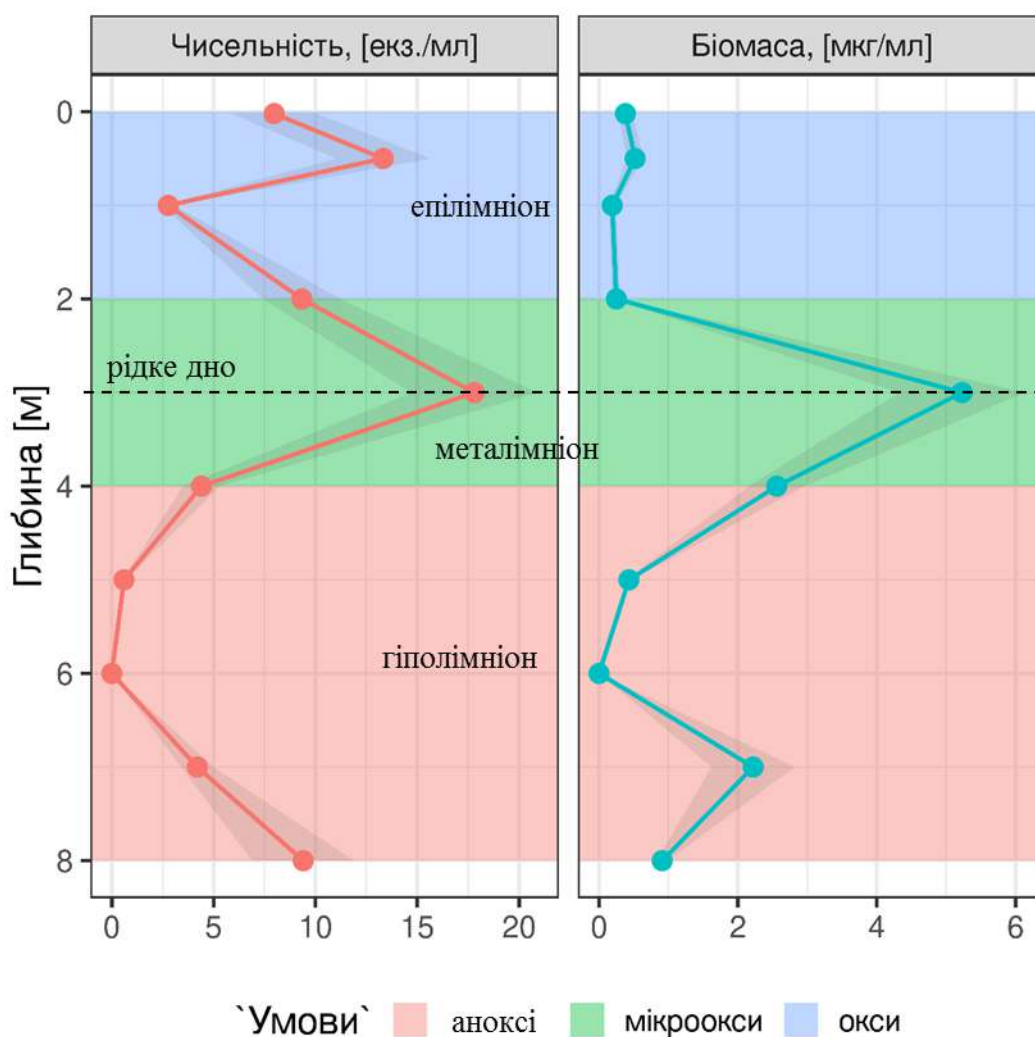


Рис. 5.2 Розподіл щільності і біомаси вільноживучих війчастих найпростіших в пелагіалі заплавного озера (басейн р. Ворскла).

В епілімніоні підвищення щільності, як правило, зумовлено розмноженням дрібних представників підкласу Scuticociliata, що мало впливає на показник біомаси і, відповідно, піки чисельності не супроводжуються піками біомаси.

Тоді як у гіполімніоні перерозподіл дрібних і великих форм має зворотній характер. Чисельність у сапропелі, який формується на глибині 6–8

м, збільшується поступово, а скупчення великих за розмірами видів спостерігається на глибині 7 м, що має прояв у піку біомаси. Як правило, пелагіаль нижче рідкого дна позбавлена кисню, але стійкі анаеробні умови тут не формуються і значення редокс-потенціалу (E_h) залишаються від -100 до -150 мВ. Для анаеробів такі умови є поза межами зони комфорту. Судячи з максимуму біомаси на глибині 7 м, їх зона комфорту за редокс-потенціалом може бути визначена в інтервалі від -290 до -390 мВ. Саме такі значення E_h стабілізувались у придонних шарах води.

Таким чином, пелагіаль є складно організованим гіперпростором (скалярним полем), структура населення якого детермінована кисневим градієнтом (рис. 5.3 В).

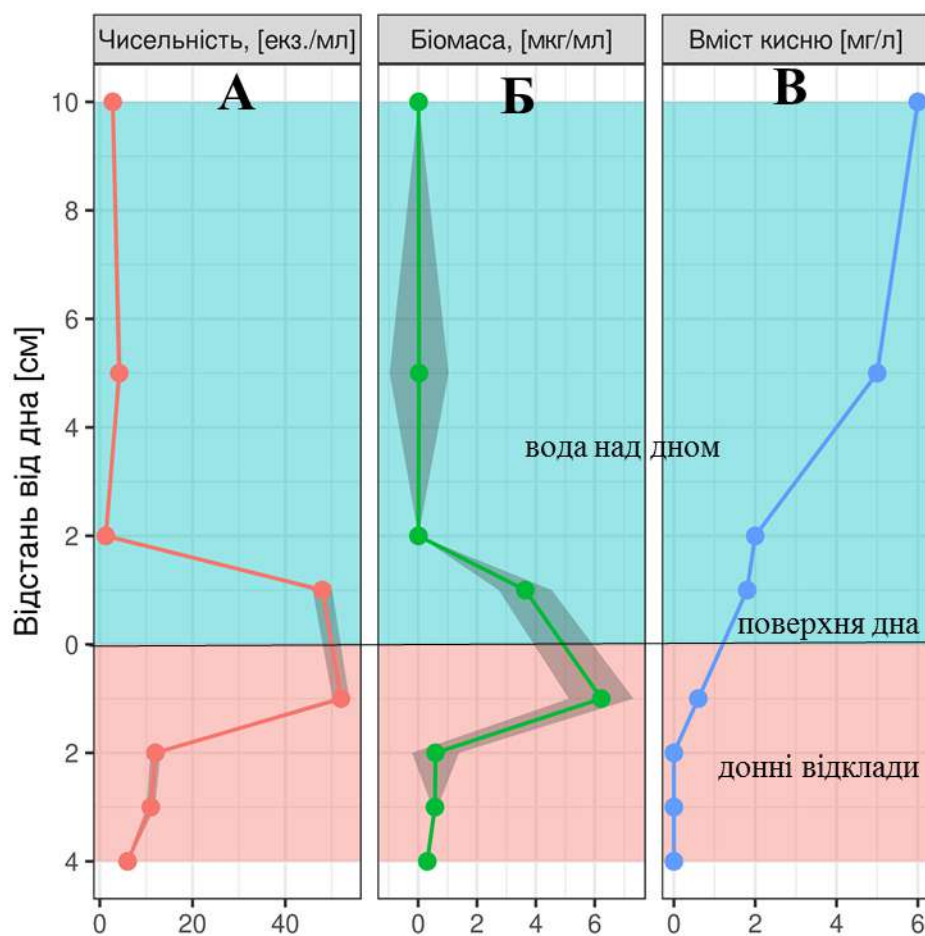


Рис. 5.3 Розподіл щільності (А) і біомаси (Б) вільноживучих війчастих найпростіших та кисню (В) у придонному шарі води та донних відкладах заплавного озера.

Так само як в пелагіалі, у донних відкладах щільність і біомаса населення найпростіших демонструють залежність від кисневого градієнту. Розподіл кисню в 15-ти см шарі придонної води та у воді донних відкладів показано на графіку (рис. 5.3В). Як видно, на глибині кількох сантиметрів кисень у донних відкладах зникає. У придонних шарах води і у воді ґрунту характер змін щільності та біомаси інфузорій і крива кисневого градієнту мають подібні тенденції. У шарі води товщиною 15 см щільність і біомаса найпростіших демонструє багаторазове збільшення в інтервалі вмісту кисню, що відповідає оксиклину (рис. 5.3 А, Б).

Таким чином, у 15-см шарі води, що охоплює придонну воду і воду в донних відкладах, формується складний кисневий градієнт з виразним оксиклином на глибині 2–3 см в товщі дна.

Це призводить до поділу придонної води і води донних відкладів на шари, в яких формуються умови, що відповідають оксифільній, мікрооксифільній і аноксифільній ценоекоморфам (рис. 5.4 В). Пошаровий аналіз проб *бентосу* показав, що на поверхні ґрунту та у верхніх його шарах утримується мікрооксифільна ценоекоморфа, а в ґрунті на глибині більше 3 см утримуються види аноксифільної ценоекоморфи. Відповідно до виразного розшарування населення вільноживучих війчастих найпростіших в придонній воді і донних відкладах за приналежністю до різних ценоекоморф, спостерігали й виразні відмінності щільності і біомаси (рис. 5.4 А, Б.)

Максимальної щільності і біомаси війчасті найпростіші досягають в шарах води і донних відкладах, де вміст кисню утримується в діапазоні 1–3 мг/л. Кількість інфузорій суттєво знижується вище і нижче на 1 см від поверхні. Як видно з графіків, характер розподілу кривих щільності і біомаси вільноживучих війчастих найпростіших в умовах *пелагіалі* і *бенталі* мають подібний характер. Значення щільності і біомаси в межах цих біотопів підвищуються в мікрооксифільних умовах. Отже високі значення цих показників є характерними для мікрооксифільної ценоекоморфи. Тоді як

оксифільна ценоекоморфа і аноксифільна виявляються менш продуктивними і здатними підтримувати значно меншу питому біомасу.

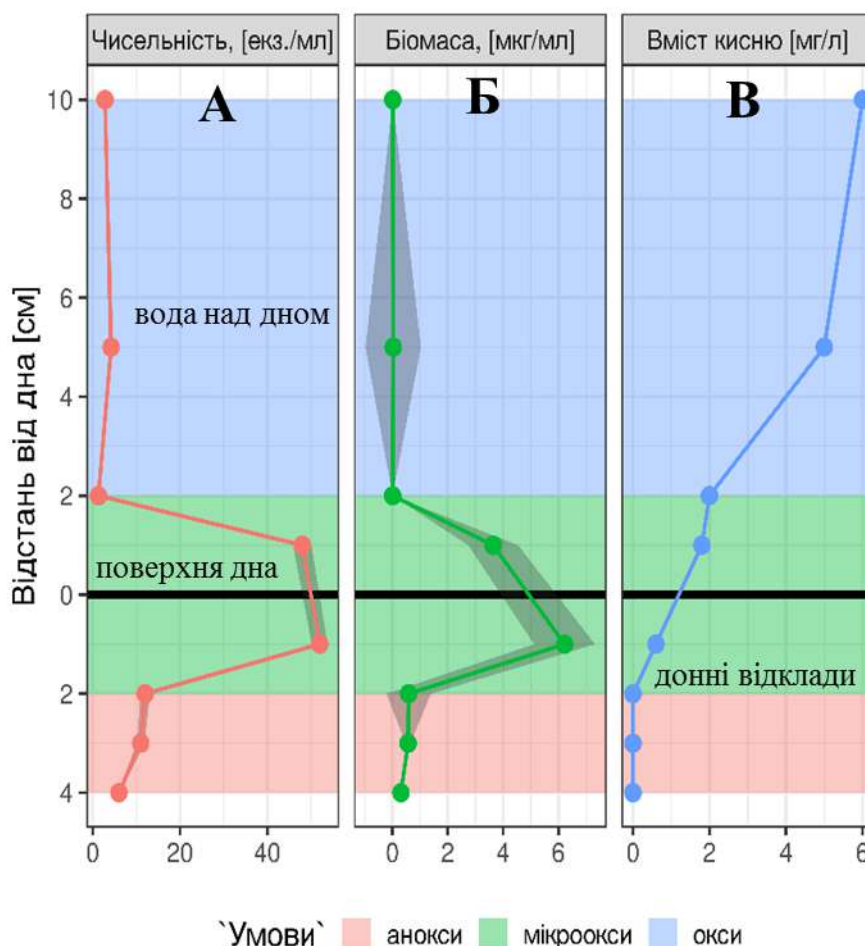


Рис. 5.4 Кисневі умови (В) в придонних шарах води і донних відкладах та розподіл щільності (А) і біомаси (Б) вільноживучих в'їчастих найпростіших в заплавному озері.

Таким чином, у межах бенталі, так само як і в пелагіалі, утримуються два просторово відокремлені угруповання, а їх структурні показники – щільність і біомаса – детерміновані градієнтами скалярного поля.

Найбільш специфічним типом оселищ у гіперпросторі водойм є *перифіталь вищої водної рослинності* (ВВР). В основі специфічності перифіталі ВВР лежить явище фотосинтезу, яке активно впливає на вміст кисню в оточуючому середовищі, і при цьому залежить від часу доби.

Протягом доби умови на поверхні рослин змінюються від мінімального вмісту кисню до перенасиченості киснем води навколо рослин. Середньодобові значення кисню в заростях рослин, як правило, утримуються на рівні 6–10 мг/л.

На різних видах вищої водної рослинності склад і кількісний розвиток вільноживучих війчастих найпростіших може суттєво відрізнятись (рис. 5.5). Як показали дослідження, структура населення інфузорій на рослинах залежить від їх будови і місця локалізації у просторі водойми [172, 278, 284, 379, 386].

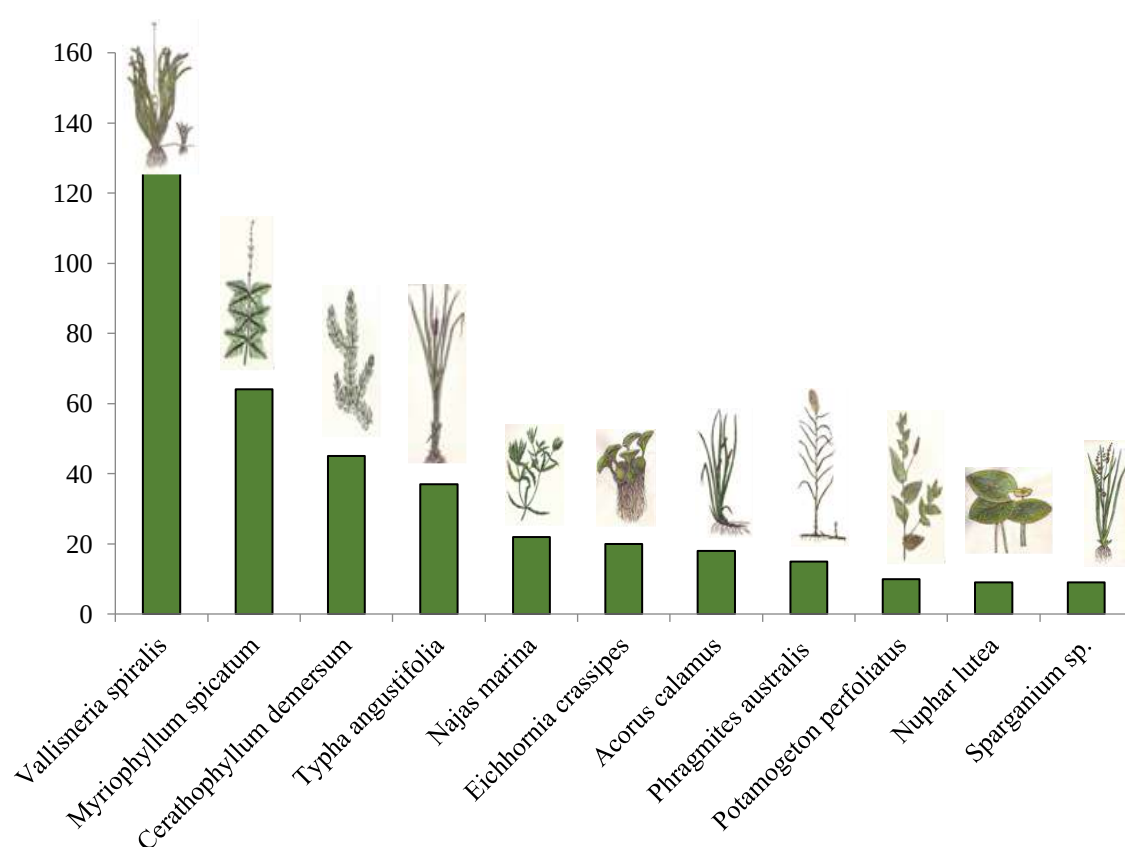


Рис. 5.5 Кількість видів вільноживучих війчастих найпростіших, зареєстрованих в перифіталі різних вищих водних рослин в озері Ліхеньське (Конінські озера, Польща) [278].

Основу угруповання в перифіталі вищих водяних рослин, як правило, складають представники евриоксифільної ценоекоморфи. Проте, оскільки зарості ВВР мають різну диспозицію у гіперпросторі, перифіталь на різних рівнях від дна може бути представлена різними ценоекоморфами. На поверхнях листків рогозу (*Typha angustipholia*), очерету (*Phragmites australis*) і на нижніх мутовках куширу (*Ceratophyllum demersum*), де фотосинтез відбувається менш інтенсивно, внаслідок слабкого освітлення і накопичення часток мулу і детриту на їх поверхнях, кисень стабілізується на рівні 3–5 мг/л вдень і падає до 0 вночі. В таких умовах життєвий простір перифіталі, як правило, зайнятий переважно представниками мікрооксифільної ценоекоморфи.

Щільності та біомаси вільноживучих війчастих найпростіших в перифіталі різних вищих водяних рослин суттєво відрізняються (рис. 5.6 А, Б).

Таким чином, в перифіталі ВВР, так само як і в бенталі і пелагіалі, розподіл інфузорій визначають кисневі градієнти. І в життєвому просторі епіфіталі, як правило, співіснує дві ценоекоморфи – евриоксифільна і мікрооксифільна. Співіснування цих ценоекоморф у безпосередній близькості, як і в бенталі, при недиференційованому відбиранні проб, створює враження континуальності розподілу найпростіших.

Натомість, як показали наші дослідження, гіперпростір водойм є складно структурованим відповідно до кисневого скалярного поля. А структура населення вільноживучих війчастих найпростіших є функцією кисневих градієнтів у межах скалярного поля і відображенням довготривалої еволюції сотень видів у просторово-часовому континуумі гіперпростору водойм в кисневих градієнтах. Просторові межі ценоекоморф і угруповань інфузорій не залежать від фізичних параметрів біотопів, а визначаються кисневими градієнтами, що в них формуються.

У межах кожного з біотопів може локалізуватись кілька ценотичних об'єднань найпростіших, які мають відокремлені фізіономічно відмінні просторові локації, які формуються в специфічних умовах і мають різні

структурні характеристики – видовий склад, щільність і біомасу. В пелагіалі і бенталі максимальних значень щільності та біомаси досягають представники мікрооксифільної ценоекоморфи.

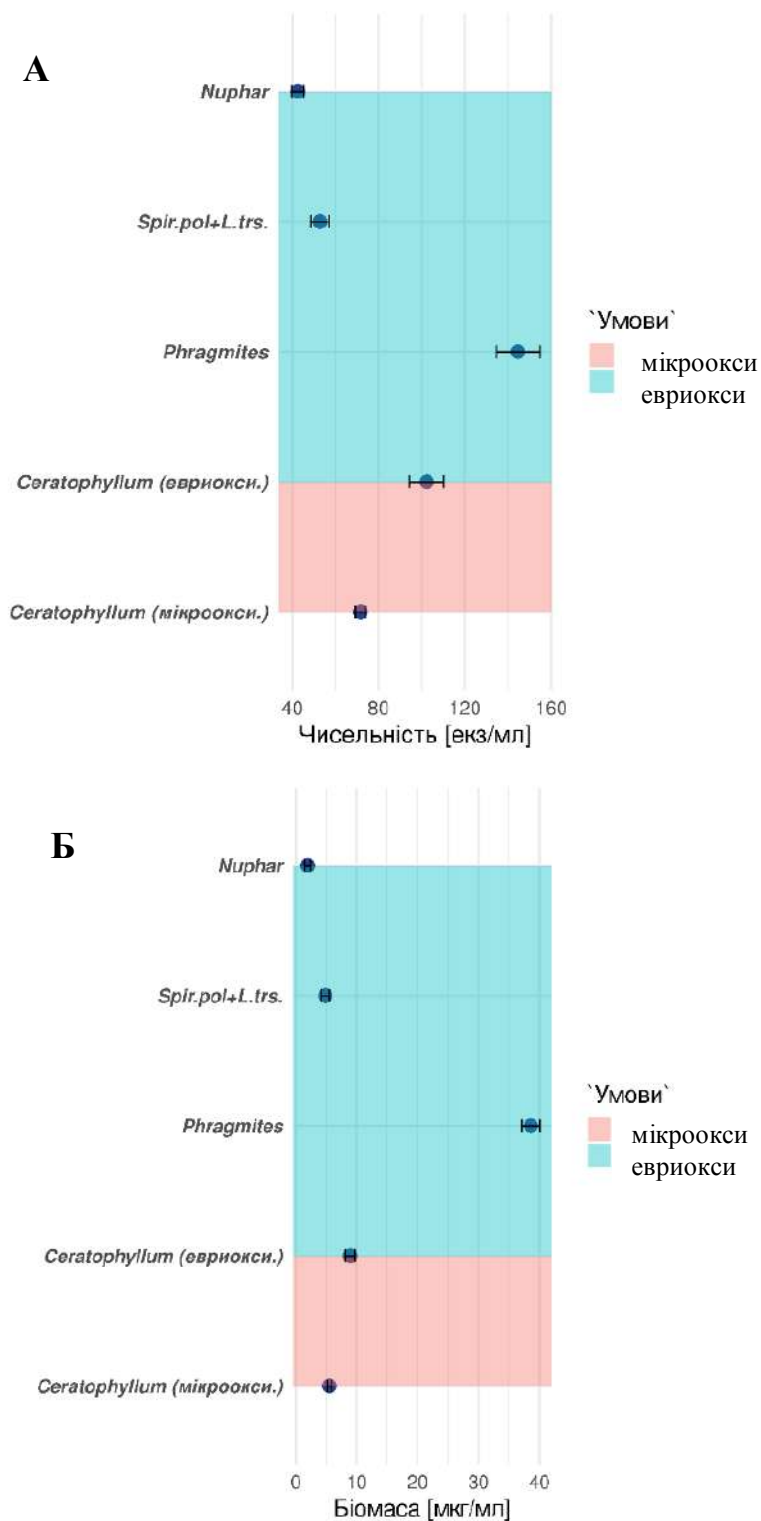
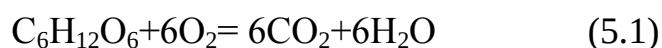


Рис. 5.6 Щільність (А) та біомаса (Б) вільноживучих війчастих найпростіших в перифіталі вищих водяних рослин у заплавному озері (басейн р. Ворскла).

Орієнтація вільноживучих війчастих найпростіших на кисневі умови і уявлення про біотопічний парадокс найпростіших доводять, що присутність в пелагіалі, кількох ценоекоморф є нормою, так само як і в бенталі і перифіталі.

5.2 Анаеробна деструкція вільноживучих війчастих найпростіших у прісних водоймах

Показні нами особливості умов у прісних водоймах ставлять питання про можливості оцінки функціональної активності найпростіших у безкисневих умовах. На сьогодні біохімічні процеси, що реалізуються в анаеробних умовах, найбільш докладно досліджені на рівні прокаріот. Щодо еукаріот, то їх участь у процесах деструкції у водоймах не оцінювалась і, перш за все, це пов'язано з тим, що на сьогодні практично не існує вирішення цього питання. Хоча А. Ковальчук [115] стверджує, що вирішив цю проблему і наводить спосіб розрахунку анаеробної деструкції: «Любая деструкция органического вещества может быть выражена с помощью уравнения, обратного уравнению фотосинтеза»:



Зауважимо, якщо автор вважає, що будь-яка деструкція може бути розрахована за цим рівнянням, тоді визначення за вмістом CO_2 взагалі не має потреби. Це мало б сенс, якщо б не вся деструкція йшла за цим рівнянням, а через нестачу кисню утворювалась би додаткова кількість CO_2 в анаеробних процесах. У таблицях, вміщених у цитованій статті, автор наводить такі показники: D_{CO_2} названо анаеробною деструкцією, D_{O_2} – аеробною, крім цього, тут фігурує ще й D_{O} – загальна деструкція. Здавалося б, що D_{CO_2} має відповідати

загальній деструкції, а анаеробній – різниця між D_{CO_2} і D_{O_2} [239, стор. 126]. Тут же автор приймає, що D_O просто дорівнює більшій з двох величин (D_{CO_2} і D_{O_2}).

Якщо визначити деструкцію органічної речовини як перехід органічного вуглецю в неорганічний: $C_{org} \longrightarrow C_{неорг}$, і прийняти, що основною формою неорганічного вуглецю у водоймі є CO_2 (з урахуванням карбонат- і бікарбонат аніонів), то, визначивши приріст вуглекислоти в одиницю часу, можна було б визначити загальну деструкцію органічної речовини (ОР).

Однак:

1) Наведене вище визначення є занадто абстрактним і не відображає реальних процесів у водоймі. Частина органічного вуглецю при біодеградації переходить не у вуглекислоту, а в інші сполуки, які або виводяться з водойми (CH_4), або накопичуються в ній (наприклад, лігніни), тобто, швидко перетворюються за участю організмів. Оскільки рівняння (5.1) відображає стан повної деградації речовини, а не процес, то у ньому виявляється не врахованим той факт, що частина речовин, хоча і піддається деструкції, далеко не доходить до ступеню окислення – CO_2 , хоча через деякий час таке перетворення може і відбутися. Крім того, деякі типи аеробного окислення (неповні окислення), наприклад, у оцтовокислих бактерій при рості на етанолі, а також деякі бродіння (наприклад, гомоферментативне молочнокисле, етанол-ацетатне бродіння), а останні, безсумнівно, належать до процесів анаеробної деструкції, не супроводжуються виділенням CO_2 . Якщо навіть не враховувати це депонування органіки і деструкцію без утворення CO_2 , то не брати до уваги утворення метану ніяк не можна. При нестачі сульфату, а це і має місце в прісноводних оселищах, в анаеробних умовах основним продуктом розпаду органіки є метан. Так, в метан може переходити в озерах 25–30% первинної продукції. Частина метану може окислюватися метанокислюючими бактеріями (до 45%), а решта метану виходить з водойми [169, стор. 98].

2) Вуглекислий газ, що утворюється в результаті деструкції ОР, не є біологічно інертним, він одразу залучається в біохімічні перетворення (рис. 5.7).

а) Так, усі хемогетеротрофи в тій чи іншій мірі фіксують CO_2 (анаплеротичні реакції), вклад вуглецю якого в біомасу може бути значним [169, стор. 25]. Сюди треба ще додати фіксацію вуглекислоти хемолітотрофами і метилотрофами (провідну роль тут відіграють нітрифікуючі і метанокислюючі бактерії, при наявності не до кінця окислених з'єднань сірки, окислюючі сірку бактерії можуть в темряві продукувати з CO_2 до 150 мг С/л на добу [169, стор. 29]).

б) CO_2 також використовують, як кінцевий акцептор електронів, метаногени і бактерії, що викликають ацетатне бродіння.

Звідси зрозуміло, що CO_2 не може служити для виміру загальної деструкції ОР, тим більше анаеробної. Адже саме метан, який найчастіше є основним продуктом анаеробної деструкції, залишається неврахованим. Крім того, і це дуже важливо, CO_2 не тільки утворюється в темряві, але і поглинається (рис. 5.7).

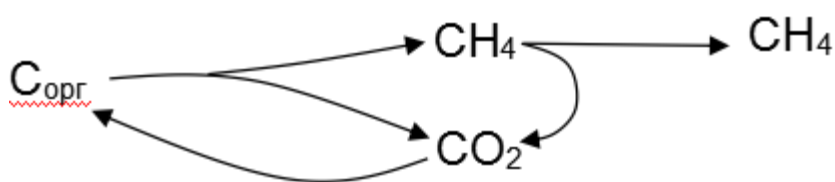
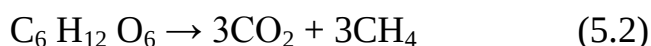


Рис. 5.7 Спрощена схема перетворень органічного карбону.

У цьому докорінна відмінність CO_2 від O_2 як показника деструкції. Хоча і оцінка деструкції по O_2 далеко не завжди є об'єктивною (наприклад, кисень може йти на нітрифікацію, окислення сполук сірки і т.п.), не всі органічні речовини мають середній ступінь окислення, що дорівнює ступеню окислення вуглеводів. Так, на окислення 1 атома вуглецю метану йде в 2 рази більше

кисню, ніж на окислення 1 атома вуглецю глюкози, на окислення ж метану може йти до 50% кисню [239]. Натомість у темряві кисень лише споживається. В той час як актуальна концентрація вуглекислого газу є результуючою процесів його виділення і споживання. До цього треба додати ще й практичну складність точного визначення концентрації CO_2 .

Деструкція ОР анаеробними інфузоріями. Більшість анаеробних інфузорій має гідрогеносоми і симбіонтів-метаногенів. Деструкція ОР такими інфузоріями по-суті відповідає такій, яка здійснюється спільнотою метаногенів. У спрощеному вигляді можемо записати таке рівняння:



Оскільки метаногени-ендосимбіонти знаходяться у клітинах інфузорій, тим самим вони уникають конкуренції за водень з боку сульфатредуючих бактерій, і тому деструкція ОР здійснюється ними за вказаною схемою, навіть попри наявність у воді сульфату.

У контексті розрахунку деструкції не важливо, що саме з цього процесу мають інфузорії, важливо, що ОР перетворюється в метан і вуглекислий газ, що, за кінцевим рахунком, і визначає інтенсивність деструкції. На сьогодні не існує прямих вимірювань енергетики анаеробних інфузорій. Тому для оцінки деструкції ОР анаеробними інфузоріями ми виходили з наступних міркувань.

Зміни вільної енергії Гіббса в процесі зазначеної реакції супроводжується виділенням 390 кДж/моль метану, що складає близько 15–20% від значення для аеробного окислення [438]. На цій підставі ми прийняли, що деструкція ОР анаеробною інфузорією становитиме близько 18% від деструкції ОР аеробною інфузорією такої ж маси. Це дало нам реальні підстави робити *розрахунки деструктивної активності* анаеробних інфузорій на підставі введення поправочного коефіцієнту 0,18.

5.3 Деструкція вільноживучих війчастих найпростіших аеробного і анаеробного угруповань у градієнті кисню та її сезонні зміни

Аналіз функціональної активності ценоекоморф розглядали, базуючись на даних багаторічних досліджень видового складу та кількісного розвитку популяцій вільноживучих війчастих найпростіших в умовах заплавного озера (долина р. Ворскла).

Загальна закономірність кількісного розподілу популяцій вільноживучих війчастих найпростіших у гіперпросторі водойми, отримана на підставі моделювання взаємодії вибірок з двох незалежних масивів, продемонстрована на графіку (рис. 5.8). Показано два максимуми щільності, які за кисневими інтервалами відповідають структурі *мікрооксифільної* і *евриоксифільної* ценоекоморф. Аналіз структури угруповань в межах максимумів підтвердив, що переважна більшість видів-преферентів розподілилась відповідно до їх приналежності певній ценоекоморфі.

Тенденція до збільшення щільності інфузорій при концентраціях кисню вище 15 мг/л, з огляду на накопичену інформацію щодо негативної реакції найпростіших на підвищений вміст розчиненого кисню, вочевидь, не узгоджується з теоретичними уявленнями і опублікованими даними з експериментів [341, 346, 382]. Це є підтвердженням того, що не завжди результати лабораторних експериментів можуть бути екстрапольовані на природні умови. Вірогідно, отримані в лабораторному експерименті результати за визначенням мають лінійні інтерпретації, тоді як у природних умовах можуть реалізуватись нелінійні залежності. Наприклад, перифіталь є надзвичайно продуктивним біотопом і привабливим, з точки зору, трофічної забезпеченості, особливо для найпростіших [234].

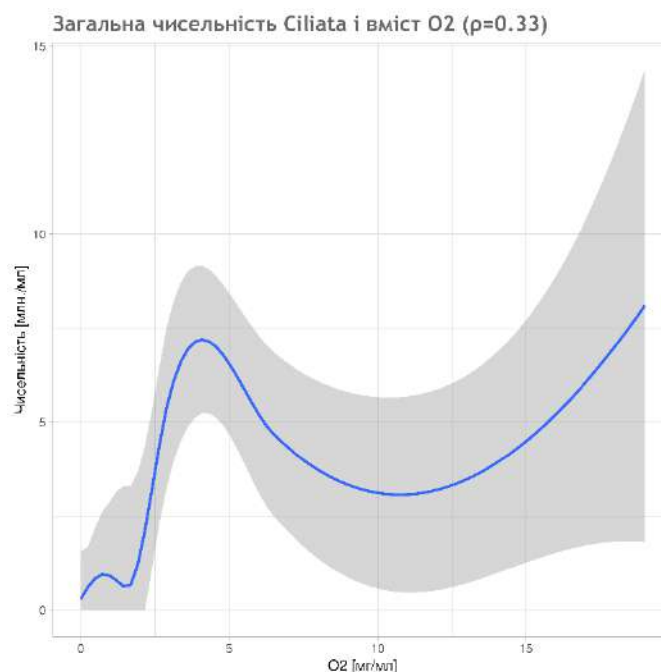


Рис. 5.8 Розподіл щільності популяцій вільноживучих війчастих найпростіших у градієнті кисню. Лінія регресії побудована за методом loess [311]. Сіра смуга – довірчий інтервал.

Натомість перифіталь вищих водяних рослин є проблемною з точки зору її пересиченості киснем. Існуючі в перифіталі найпростіші мають адаптуватись до несприятливих кисневих умов, аби залишатися в оптимумі трофічного параметру екологічної ніші. Можна припустити, що види, які виявляються у цих умовах, апріорі є мають компенсаційні морфо-фізіологічні адаптації до існування в умовах підвищеного вмісту кисню. Виникає питання: чи види, що досягають в цих умовах високої щільності популяцій, адаптовані до високого вмісту кисню; чи лише здатні уникати його негативного впливу, переживаючи певний час несприятливі умови, аналогічно тому, як більшість мікрооксифілів, резистентні до тривалої аноксії [19].

Раніше ми докладно описували специфічність умов в перифіталі ВВР. Завдяки фотосинтезу у воді, оточуючій рослини, утворюються критично високі концентрації кисню, що є несприятливим для більшості видів найпростіших. Як показали наші дослідження, оптимальні для найпростіших

є умови, коли вміст O_2 , утримується в інтервалі 3–5 мг/л. Саме такі концентрації утримуються в умовах очисних споруд в процесі утилізації органічних сполук за допомогою організмів активного мулу, серед яких, окрім бактерій, значну частину біомаси і чисельності складають саме вільноживучі війчасті найпростіші [59, 288]. В умовах стабільного насичення киснем в інтервалі 3–5 мг/л щільність найпростіших сягає на порядок вищих значень, аніж це відомо для природних водойм, де коливання кисню мають значно більшу амплітуду.

Аналізуючи морфологічні особливості представників евріоксифільної ценоекоморфи, ми прийшли до висновку, що більшість представників мають відповідні адаптації на рівні життєвих форм. Аналіз умов з погодинним вимірюванням кисню в зарості ВВР показав, що коливання концентрації O_2 , мають значну амплітуду і найпростіші протягом більшої частини доби залишаються в комфортних умовах як кисневих, так і трофічних (розділ 4).

Розподіл біомаси та інтенсивності процесів деструкції відповідно до кисневих градієнтів демонструє графік (рис. 5.9 А, Б), побудований на основі методу У. Клевеланда [311]. Як біомаса, так і інтенсивності деструкції демонструють песимум при концентрації кисню 5 мг/л, а підвищення цих показників відбувається в інтервалах кисню нижче 5 мг/л і вище 10 мг/л.

Таким чином, максимальні значення деструкції і біомаси досягаються в умовах високих і низьких концентрацій кисню. У природних водоймах це відповідає умовам перифіталі і бенталі. Причому, варто зауважити, що отримані результати демонструють не тільки рівень деструктивної активності, але і щільність життєвого простору. Відповідно, криві є відтворенням питомої біомаси і питомої деструкції, яка розрахована на одиницю життєвого простору.

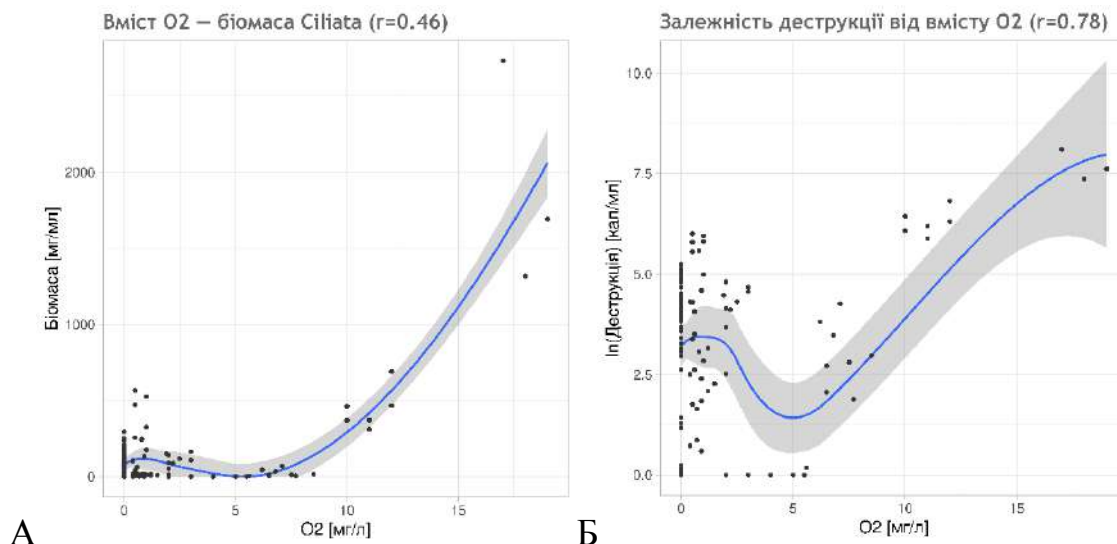


Рис. 5.9 Розподіл біомаси (А) і інтенсивності деструкції (Б) війчастих найпростіших в градієнті кисню. Лінія регресії побудована за методом loess [311]. Сіра смуга – довірчий інтервал.

Найменші біомаси і інтенсивність процесів деструкції спостерігаються в інтервалі кисню від 5 до 8 мг/л. Це діапазон вмісту кисню оксифільної ценоекоморфи, розвиток якої найчастіше реалізується у пелагіалі. Такі низькі показники вочевидь є результатом порівняно невисокої щільності популяцій більшості присутніх тут видів.

Отримані результати дають загальне уявлення про потенціал угруповань вільноживучих війчастих найпростіших в різних інтервалах вмісту кисню з врахуванням життєвого простору кожної з ценоекоморф.

Сезонні зміни біомаси угруповань вільноживучих війчастих найпростіших континентальних водойм. Інформація щодо змін структури угруповань війчастих найпростіших в умовах різних біотопів міститься практично у кожній монографії, де розглядається значний фактичний матеріал щодо досліджень у різні сезони [113, 129, 178, 182, 184, 204, 208, 258]. Завдяки зусиллям багатьох поколінь протозоологів і гідробіологів, що спеціалізувались на вивченні вільноживучих війчастих найпростіших, на сьогодні можна стверджувати, що існують певні закономірності щодо змін структури угруповань в сезонному аспекті їх кількісного розвитку [9, 55, 113,

129, 178, 182, 184, 204, 208, 258, 404], їх участі у продукційно-деструкційних процесах [115, 171, 172, 178].

Багато дослідників аналізували зміни видового складу найпростіших у залежності від сезонів, завдяки чому були виділені групи зимових та літніх видів [55, 178, 258]. Існування цих груп, виділених одними авторами, часто не знаходило підтвердження при дослідженнях інших авторів. Так, Л. І. Локоть [178] з цього приводу пише: «При сопоставлении наших данных с аналогичными других исследователей выяснилось, что мнения об отношении к температуре воды для многих видов инфузорий противоречивы.» Авторка показала, що значна кількість даних щодо видів, для яких були визначені преференції до температури, суперечили даним, наведеним у фундаментальних працях [2, 4, 55, 182, 345]. На існуванні таких розбіжностей у визначенні температурних пріоритетів наголошував у своїй монографії, присвяченій довготривалим дослідженням війчастих найпростіших у Дубосарському водосховищі, і Ф. П. Чорик [258].

У монографії «Экология ресничных простейших в озерах центрального Забайкалья» Л. І. Локоть, аналізуючи поширення *Coleps hirtus*, доходить до такого висновку: «... можно с уверенностью предполагать, что фактором, лимитирующим развитие, является не столько температура воды, сколько количество пищи.» Тоді як раніше про цей же вид вона пише: «... максимум численности инфузории (*Coleps hirtus*), как правило, наблюдается в периоды сезонных перестроек структуры планктонных сообществ или во время массовой гибели гидробионтов вследствие дефицита кислорода.» [178, стор.77]. Авторка наголосила, що основна причина – це трофічний фактор, але цей фактор є наслідком активного розкладання органіки і створення мікрооксифільних умов; зауважимо, що саме тут *Coleps hirtus* демонструє різке підвищення щільності. Не заперечуючи ролі трофічного фактору, варто зауважити, що збільшення щільності спостерігалось при сприятливих кисневих умовах. Це є ще одним підтвердженням актуальності аналізу угруповань вільноживучих війчастих найпростіших саме в градієнті кисню.

До такого висновку спонукає наявність суперечливих даних щодо температурних пріоритетів того ж виду. Так, ряд авторів вважає його термофільним [4, 184], тоді як інші – евритермним [178, 258]. Вірогідно, що він дійсно не зорієнтований на температуру, а дає спалахи чисельності в умовах, де масове розмноження бактерій сприяє формуванню сприятливого для нього кисневого режиму.

На основі літературних і власних даних можемо стверджувати, що кількісна і якісна структура угруповання вільноживучих війчастих найпростіших протягом річного циклу має значні зміни. При цьому більшість науковців констатує наявність весняних і осінніх піків чисельності і біомаси [98, 172, 404]. За даними інших авторів, чисельність у тих самих водоймах може зростати з весни до літа, а в інші роки, навпаки, чисельність у весняний період може бути більшою, ніж у літній період [178, стор. 107]. За даними А. Ковальчука, для придунайських озер, в пелагіалі «естественно эвтрофных» озер спостерігається один весняний пік чисельності війчастих найпростіших [113, стор. 129, 131]. А в штучно евтрофованому озері, в яке вносяться добрива і здійснюється його зариблення, А. Ковальчук спостерігав два максимуми чисельності – весняний і осінній [113, стор. 131]. Подібний характер сезонних змін спостерігав І. Х. Алекперов на малих водосховищах Азербайджану [3, 4].

Даних стосовно змін інтенсивності деструкційних процесів в сезонному аспекті відносно небагато [115, 172, 404]. В цих публікаціях показано, що деструкція в перифіталі напівзанурених ВВР є найбільшою влітку, а до осені знижується. Для занурених ВВР максимум спостерігали навесні і далі поступове зниження цього показника від весни до осені [115]. За даними Кузьміної Т. [171, 172], максимумами деструкції в перифіталі занурених ВВР в одних водоймах спостерігали навесні і восени, в інших – один пік навесні і один мінімум взимку. В перифіталі напівзанурених ВВР пік деструктивної активності в одних водоймах спостерігали восени, в інших – влітку. Мінімальні значення деструкції в усіх водоймах спостерігали взимку і на початку весни. Наявність значних розбіжностей щодо змін важливих

гідробіологічних показників, зокрема кількісного розвитку найпростіших, свідчить про відсутність прямої залежності від сезонів.

Враховуючи таке різноманіття даних, актуальним є узагальнення основних тенденцій щодо змін цих показників у градієнті фактору, який є визначальним і лімітуючим як для біохімічних процесів, так і для структурних перебудов в угрупованнях вільноживучих війчастих найпростіших.

Загальні закономірності щодо залежності деструктивної активності найпростіших і реалізації їх кількісних показників – щільності і біомаси, в інтервалі кисню аналізували в сезонному аспекті.

Так, навесні біомаса в умовах прісноводної водойми збільшується у двох діапазонах кисню: від 1 до 3 мг/л і близько 10 мг/л (рис. 5.10). Ці дані показали, що навесні аеробне угруповання починає активно збільшувати біомасу, переважно, за рахунок розмноження представників двох ценоекоморф – *мікрооксифільної* і *евриоксифільної*. Натомість у межах *анаеробного угруповання* у цей час утримуються мінімальні біомаси близько 10 мкг/мл. Процеси накопичення біомаси найбільш інтенсивно реалізуються в інтервалі *мікрооксифільної* ценоекоморфи (1–3 мг/л) і *оксифільної* (10 мг/л) (рис 5.10 А).

Загальна тенденція розподілу біомаси вільноживучих війчастих найпростіших вздовж кисневого градієнту влітку закономірно змінюється в бік накопичення біомаси *евриоксифільної* ценоекоморфи, яка влітку в 5 разів збільшує свою біомасу (рис. 5.10 Б). В літній період значно зростає і біомаса анаеробів, підвищуючись на порядок.

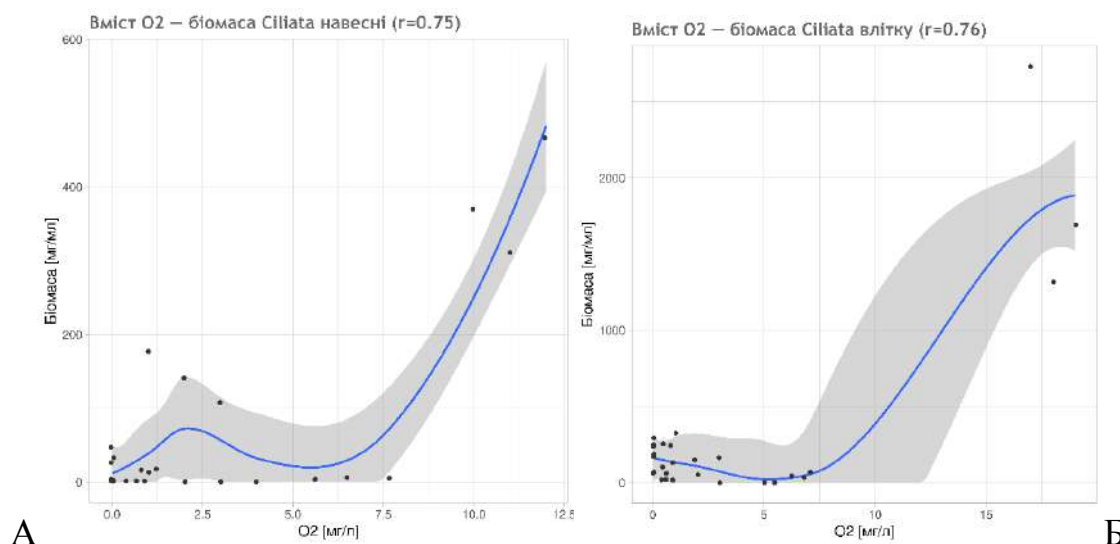


Рис. 5.10 Розподіл біомаси вільноживучих війчастих найпростіших у весняний (А) та літній (Б) періоди в градієнті кисню. Лінія регресії побудована за методом loess [311]. Сіра смуга – довірчий інтервал.

Таким чином, кореляційні криві демонструють найбільш загальні тенденції, що мають місце у водоймі в різних діапазонах вмісту кисню, та їх залежності від сезону.

Так, в період осіннього відмирання рослинності і одночасно зниження температури відбувається перерозподіл біомаси (рис 5.11 А, Б). По перше, восени рівень біомаси вільноживучих війчастих найпростіших помітно зменшується приблизно втричі від літнього рівня. По друге, основу біомаси складають не тільки евріоксифільні види, але і оксифільні. Максимальні біомаси концентруються в інтервалі концентрацій кисню з 10 до 12 мг/л. Також восени зростає у кілька разів біомаса мікрооксифільної ценоекоморфи, що є закономірним процесом утилізації надлишкової біомаси бактерій, яка активно нарощується розкладаючи рештки рослин. При цьому значна частина органічних решток потрапляє і в безкисневі зони, де включається в анаеробні процеси.

Показовим є розподіл біомаси найпростіших взимку, коли під кригою встановлюються переважно безкисневі умови. Біомаса мікрооксифілів незначно зростає в інтервалі кисню 0,5–0,75 мг/л. У зимовий період

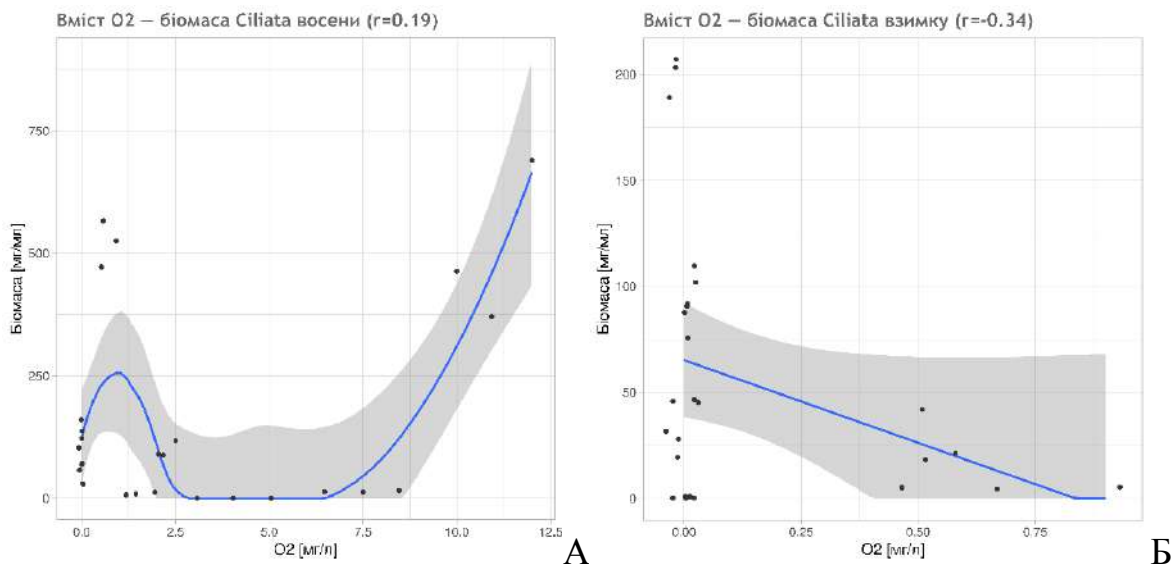


Рис. 5.11 Розподіл біомаси вільноживучих війчастих найпростіших в осінній період (А) і взимку (Б) в градієнті кисню. Лінія регресії побудована за методом loess [311]. Сіра смуга – довірчий інтервал.

біомаса анаеробів зменшується у порівнянні з осінньою лише на чверть. Завдяки низькій температурі, яка гальмує біохімічні процеси, до весни відбувається зменшення біомаси анаеробів у десять разів з 100 до 10 мкг/мл. При цьому інші ценоекоморфи в зимовий період знижують біомаси до мінімуму.

Таким чином, розподіл біомаси по сезонах в різних інтервалах вмісту кисню демонструє значні відмінності. Максимальні біомаси спостерігалися влітку в інтервалі, характерному для евриоксифільної ценоекоморфи. Взимку біомасу найпростіших у водоймі утримували переважно представники анаеробного угруповання. Кожний сезон характеризувався специфічним розподілом біомаси війчастих найпростіших в різних інтервалах вмісту кисню.

Сезонні зміни інтенсивності деструкції угрупованнями вільноживучих війчастих найпростіших континентальних водойм. Загальновідомо, що величина процесу деструкції є похідною від біомаси організмів, тому очікуваним є збереження загальної тенденції щодо ролі окремих угруповань у цьому процесі в різні сезони. Так, навесні найбільша інтенсивність деструкції спостерігалась в інтервалі кисню близько 10 мг/л. Більшість війчастих

найпростіших у цей період була представлена видами з оксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання. Значний вклад навесні у загальну деструкцію вносить і мікрооксифільна ценоекоморфа. В діапазоні вмісту кисню 1–2 мг/л спостерігається найбільша інтенсивність деструкційних процесів.

В безкисневих умовах інтенсивність деструкції навесні була лише вдвічі нижчою за рівень, що підтримувався представниками мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання (рис. 5.12 А). На відміну від біомаси, яка в інтервалах кисню від 0 до 3 мг/л була досить незначною, інтенсивність процесів тут була порівняно високою.

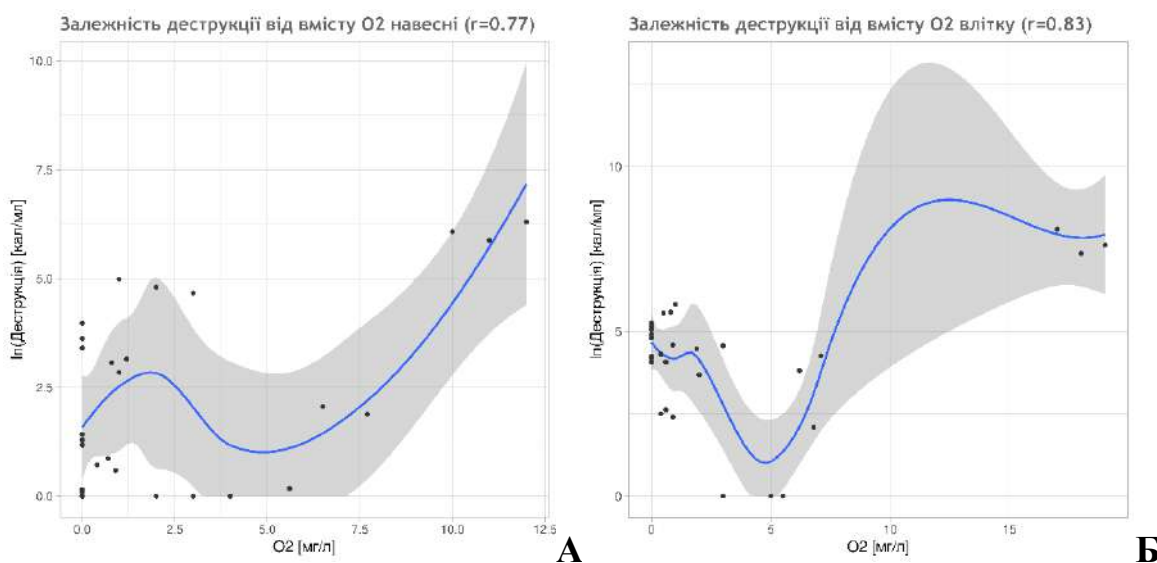


Рис. 5.12 Деструкція вільноживучих війчастих найпростіших навесні (А) і влітку (Б) в градієнті кисню. Лінія регресії побудована за методом loess [311]. Сіра смуга – довірчий інтервал.

Навесні, незважаючи на те, що біохімічна ефективність анаеробних найпростіших у 4 рази нижча за аеробних, за рахунок значної біомаси, вони утримували достатньо високий рівень деструкційної активності. Саме навесні чисельність і біомаса анаеробних видів в кілька разів перевищувала біомасу мікрооксифілів.

Влітку показник деструкції характеризується широким діапазоном активності, на відміну від біомаси, яка була максимальною в інтервалі кисню, евриоксифільних видів (рис. 5.12 Б). Песимум зберігався в амплітуді концентрації 5–6 мг/л. Деструкційна активність в амплітуді оксифільної ценоекоморфи була навіть вищою за таку в інтервалі евриоксифільної ценоекоморфи. Вдвічі зросли значення деструкції в мікрооксифільній ценоекоморфі.

Восени зберігається високий рівень деструкції мікрооксифільної ценоекоморфи і анаеробного угруповання. Осінній період характеризується глибоким песимумом в інтервалі O_2 5–8 мг/л (рис. 5.13 А).

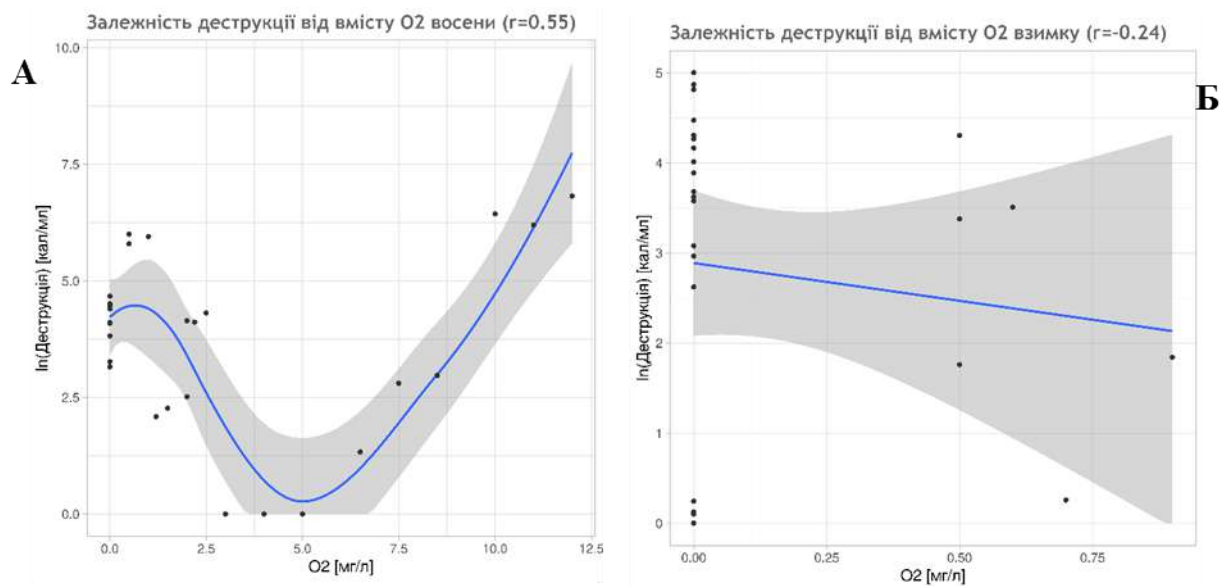


Рис. 5.13 Деструкція вільноживучих війчастих найпростіших восени (А) і взимку (Б) в градієнті кисню. Лінія регресії побудована за методом loess [311]. Сіра смуга – довірчий інтервал.

Зимова модель розподілу деструкційної активності демонструє вузький діапазон, що вкладається у концентрацію кисню від 0 до 0,75 мг/л (рис. 5.13 Б). Максимум деструкційної активності зміщений в бік анаеробної зони, що красномовно свідчить про те, що під кригою взимку переважали анаеробні процеси. У випадку врахування лише аеробної деструкції було б засвідчено

відсутність цього процесу. До певної міри це пояснюється тим, що більша частина біомаси анаеробів була сконцентрована у шарі води і сапропелю, де температура залишалась 4°C. З урахуванням стратифікації, коли і влітку ці організми не зрідка залишаються при температурі 10°C, утримання інтенсивної деструкції є закономірним явищем.

Сезонні зміни деструкції аноксифільної ценоекоморфи. На інтенсивність процесу деструкції в анаеробних умовах впливають – вміст ОР і температура. Зміни інтенсивності деструкції в безкисневих умовах практично співпадають з сезонним ходом температурної кривої. Мінімальний рівень цього показника фіксується навесні (рис. 5.14).

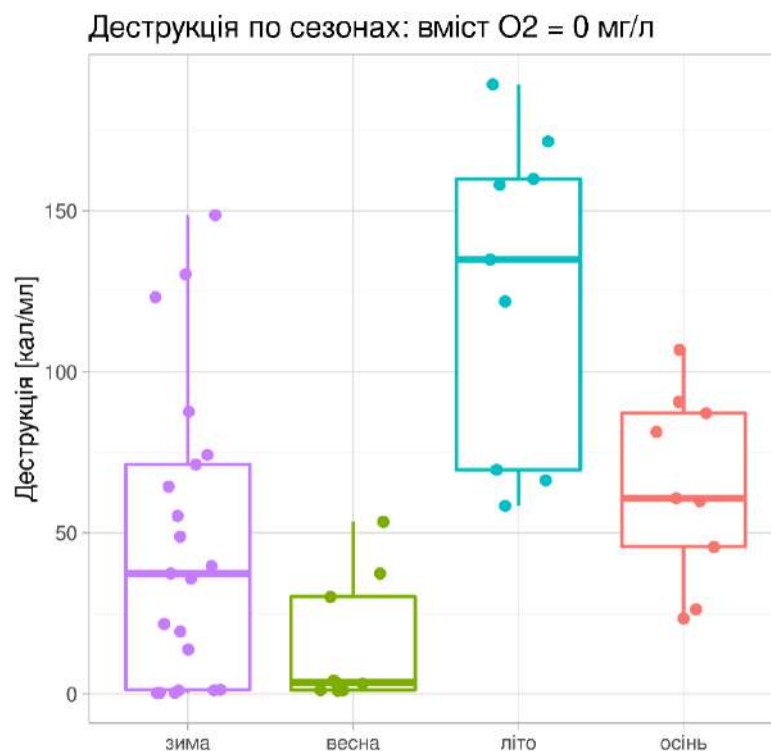


Рис. 5.14 Сезонні зміни інтенсивності деструкції аноксифільної ценоекоморфи.

Аноксифільна ценоекоморфа навесні продовжує демонструвати зниження інтенсивності деструкції, що є ефектом інерційності, коли після гальмування взимку деструкція продовжувала знижуватись і навесні. Це

пов'язано і з утриманням низьких температур у глибоких шарах води. В гіполімніоні та в сапропелю температура підвищується уповільнено, що забезпечує пролонгацію зимового мінімуму навесні. Тим не менше, з кінця весни, коли температура води суттєво підвищувалась і в глибині озера, анаксофільна ценоекоморфа помітно підвищувала деструкцію (рис. 5.14).

Інерційність, зумовлена низькими температурами в гіполімніоні і в сапропелі, мала прояв і при переході від літа до осені. Хоча середні температури навесні і восени подібні, але рівень деструкції восени помітно вищий, ніж навесні. Цей інерційний ефект є проявом більш високих літніх температур в гіполімніоні і сапропелі. Відповідно, восени деструкція анаеробів знижується повільніше, ніж вона піднімається навесні. Це призводить до різниці між інтенсивністю деструкційної активності восени і навесні при однакових температурах, що доводить існування весняної і осінньої інерційності деструкційних процесів в анаеробних умовах.

Сезонні зміни деструкції мікрооксифільної ценоекоморфи. Згідно з кисневими оптимумами, найбільш ефективно деструкція мікрооксифілів (мікрооксифільна ценоекоморфа) відбувається в інтервалі кисню від 0,5 до 3 мг/л. Для цієї ценоекоморфи є певні невідповідності з сезонними змінами температури води у водоймі. Взимку деструкційна активність є мінімальною, оскільки проходить при низьких температурах і в інтервалі мінімального вмісту кисню (рис. 5.15).

Навесні мікрооксифіли нарощують інтенсивність деструкції, яка реалізується в інтервалі вмісту кисню 2–2,5 мг/л. Влітку деструкційна активність мікрооксифілів підвищується, залишаючись в інтервалі від 0,5 до 2,5 мг/л (рис. 5.15). Восени деструкція мікрооксифілів продовжує підвищуватись, що, вірогідно, є наслідком значного покращення трофічних умов, за рахунок активного розкладання накопиченої влітку органіки. Відповідно, в ході сезонних змін інтенсивності деструкції мікрооксифілів спостерігається один максимум, який припадає на осінь і пов'язаний з оптимальними кисневими і трофічними умовами. Неспівпадіння сезонного

ходу деструкції з температурною кривою пояснюється пойкилотермністю інфузорій.

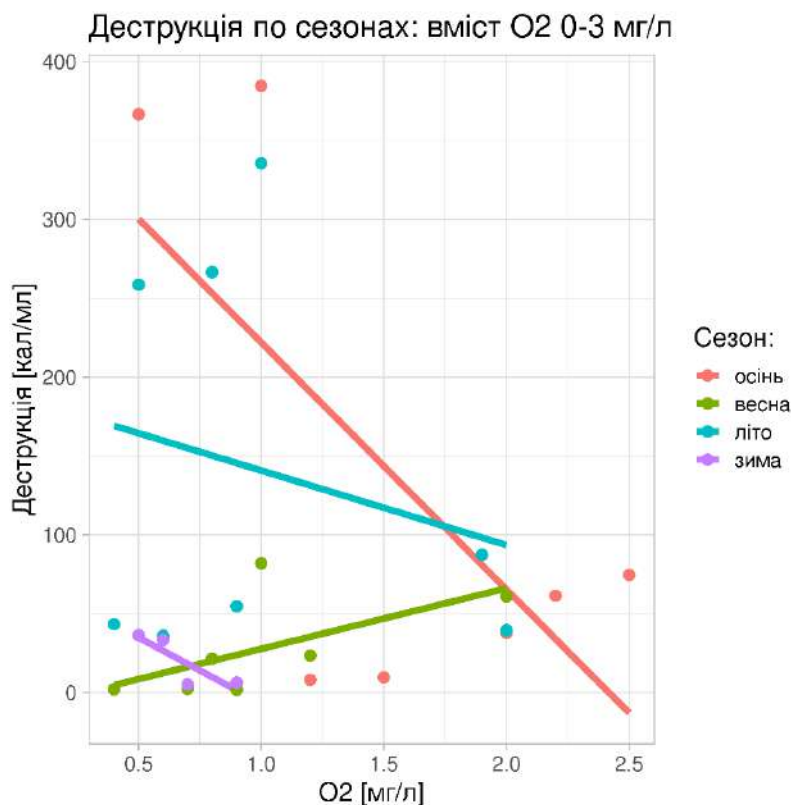


Рис. 5.15 Сезонні зміни інтенсивності деструкції мікрооксифільної ценоекоморфи.

Сезонні зміни деструкції оксифільної ценоекоморфи. Оптимальний діапазон толерантності оксифілів в інтервалі від 3 до 6 мг/л (рис. 5.16). Саме у цьому діапазоні найбільш ефективно проходить деструкція оксифілів.

У зимовий період оксифіли зникають зі складу населення вільноживучих війчастих найпростіших, або їх кількість залишається поза межами методичних можливостей їх виявлення. Оксифільна ценоекоморфа, яка локалізована переважно в епілімніоні озера, активно розвивається з весни, демонструючи високу деструкційну активність, і зберігає високий рівень протягом літа. Оптимальні значення деструкції для оксифілів в інтервалі O_2 від 4 до 5 мг/л (рис. 5.16). Встановлення оптимальних для кожної ценоекоморфи діапазонів деструкційної активності не виключає їх функціонування при

інших концентраціях кисню, оскільки більшість з них мають широкі адаптивні можливості.

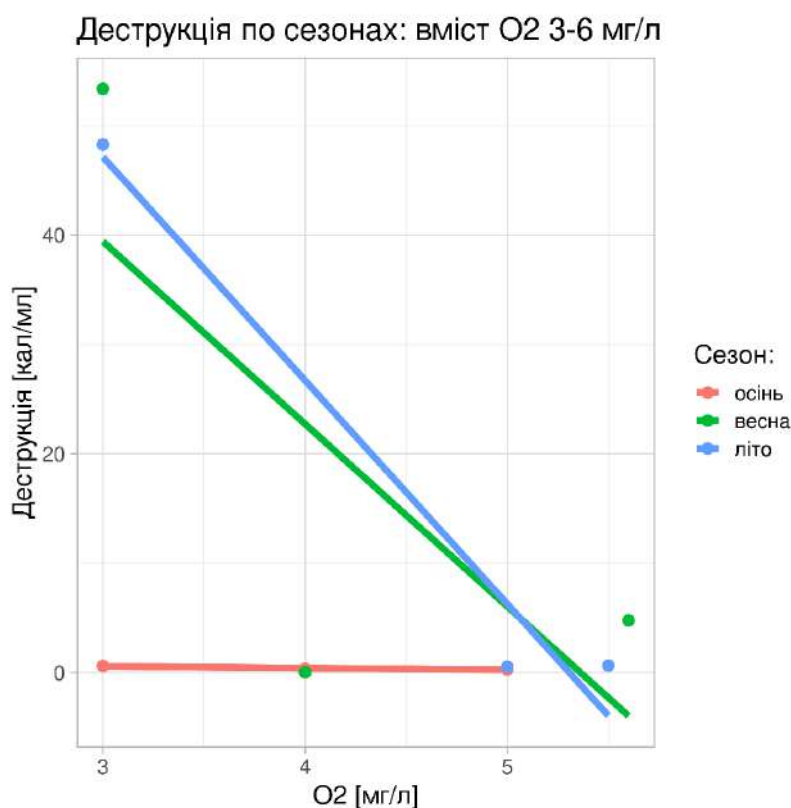


Рис. 5.16 Сезонні зміни інтенсивності деструкції оксифільної ценоекоморфи.

Різкий спад деструкції оксифілів восени пов'язаний з різким зниженням температури і зменшенням їх представництва у водоймі після апвелінгу. Перемішування кисневої і безкисневої води, вірогідно, є причиною зникнення більшості представників оксифільної ценоекоморфи, і далі становлення криги не дає шансів на їх відновлення.

Згідно з біотопічним парадоксом, спостерігаємо явище, коли формальне існування біотопу – пелагіалі – не гарантує наявність в його просторі ценоекоморфи. Поява оксифілів навесні супроводжується їх весняним піком як чисельності, так і біомаси і деструкції.

Сезонні зміни деструкції евриоксифільної ценоекоморфи. Діапазон оптимуму для деструкційної активності евриоксифільної ценоекоморфи

відповідає інтервалу кисню від 6 до 9 мг/л. Відсутність представництва евриоксифільної ценоекоморфи взимку є закономірною, як це було описано і для оксифільної ценоекоморфи (рис. 5.17). У зимовий підлідний період навіть на поверхнях решток вищих водяних рослин локалізовані представники переважно мікрооксифільної ценоекоморфи, де вони знаходять для себе прийнятні мікрокисневі умови. Відсутність більшості видів евриоксифілів взимку не дає можливості встановити рівень їх деструкції у цей період. Натомість, у подальшому їх деструкційна активність відповідає загальним процесам у водоймах.

Навесні, з появою вищої водяної рослинності, їх представництво швидко зростає і, відповідно, зростає й рівень їх деструкційної активності (рис. 5.17). Найвищий рівень, як і очікувалось, спостерігається в період вегетації влітку (рис. 5.17). Тоді як восени спостерігається виразне падіння рівня деструкційної активності евриоксифілів.

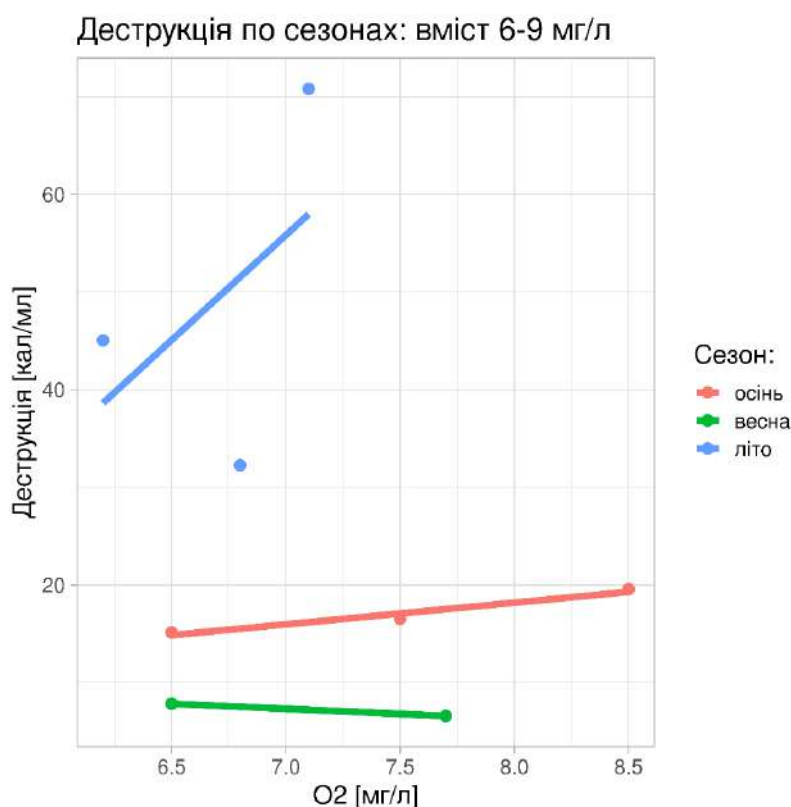


Рис. 5.17 Сезонні зміни інтенсивності деструкції евриоксифільної ценоекоморфи.

Такий ефект не пов'язаний зі зниженням інтенсивності їхніх біохімічних процесів. Насправді в період відмирання і активного розкладення великої кількості рослинних решток, евриоксифіли втрачають свій екотоп, свою просторову нішу і, подібно до оксифілів, майже зникають з водойми. Умови на поверхні рослин відповідають умовам мікрооксифілів, які й заповнюють перифіталь.

Це пояснює причину того, чому дослідники час від часу констатують, що в перифіталі переважають, так звані, бентосні види. Види з дна починають захоплювати нові об'єми з відповідними умовами. Коли у водоймах погіршуються кисневі умови, відбувається розширення життєвого простору однієї ценоекоморфи і зникнення умов для існування іншої. Саме це і констатують дослідники, говорячи, що іноді в планктоні знаходять бентосні види. Насправді знаходимо не бентосні види, а представників мікрооксифільної ценоекоморфи, які поширюються в простір з оптимальними для них умовами. Гіперпростір водойми постійно динамічно змінюється у контексті кисневих градієнтів і кількості вільних еконіш найпростіших. Найпростіші можуть виходити за межі традиційних біотопів – бенталі, перифіталі, або повертатись у їх межі, створюючи враження існування бентосних, перифітонних і планктонних видів.

Таким чином, розподіл важливих структурних показників угруповань вільноживучих війчастих найпростіших та інтенсивність деструкції в умовах прісних водойм мають нелінійні залежності від вмісту кисню. Розподіл біомаси найпростіших та їх деструкції закономірно змінюються від максимальних значень влітку до мінімальних взимку.

Виходячи з отриманого уявлення про поділ гіперпростору водойм між різними ценоекоморфами і на підставі концепції біотопічного парадоксу найпростіших, запропоновано універсальну одиницю розрахунку щільності популяцій інфузорій, що дозволило проводити коректне порівняння структурних і енергетичних показників угруповань – бентос, перифітон і планктон, існуючих у контексті гіпероб'єм водойм.

З урахуванням визначеної просторової локалізації та об'ємів ценоекоморф у гіперпросторі водойми, розрахували добову деструкцію, яка реалізується в масштабі водойми. На діаграмі видно долю кожної ценоекоморфи в загальній деструкції у водоймі (рис. 5.18). Співвідношення об'ємів життєвого простору кожної з ценоекоморф і їх вкладу в загальну деструкцію на водойму дає можливість оцінити інтенсивність деструкційних процесів, які реалізує кожна з ценоекоморф.

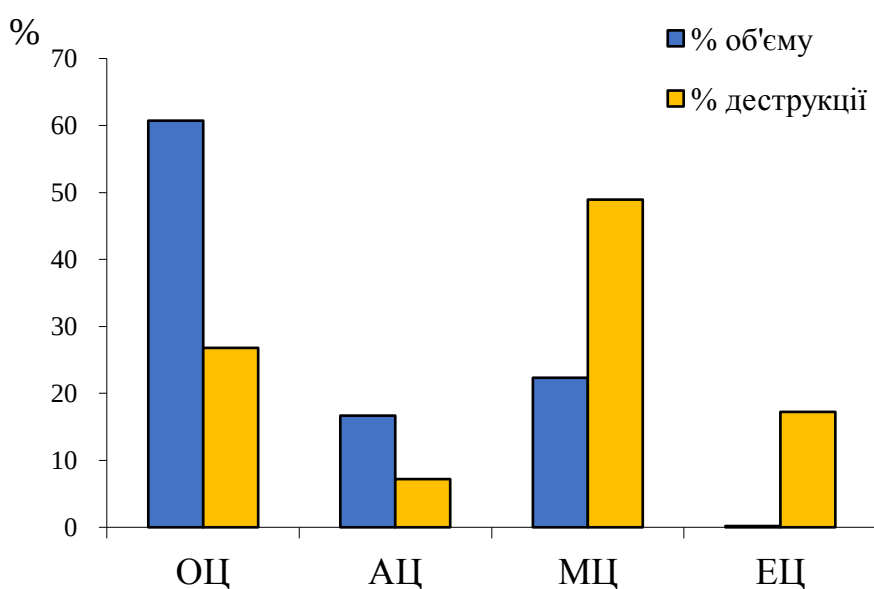


Рис. 5.18 Співвідношення об'ємів життєвих просторів ценоекоморф і їх вкладу в загальну деструкцію, що здійснюється війчастими найпростішими в заплавному озері. Позначення: ОЦ – оксифільна, МЦ – мікрооксифільна, ЕЦ – евриоксифільна і АЦ – аноксифільна ценоекоморфи.

Наприклад, оксифільна і аноксифільна ценоекоморфа займають значні об'єми гіперпростору, але підтримують незначну інтенсивність деструкцій. На противагу їм, мікрооксифільна і евриоксифільна ценоекоморфи, попри незначний об'єм, за рахунок деструкційних процесів роблять значний внесок у загальну добову деструкцію на водойму. Найбільш ефективно процеси деструкції здійснюються евриоксифільною ценоекоморфою. Ця інформація дає нам можливість прогнозувати внутрішньоводоймні процеси

самоочищення і розробляти заходи, спрямовані на їх інтенсифікацію, з урахуванням потенціалу окремих ценоекоморф.

Результати розрахунку деструкції на об'єм біотопів – бенталі, перифіталі і пелагіалі, представлено на графіку (рис. 5.19). Найбільший внесок у деструкцію озера здійснюють інфузорії пелагіалі.

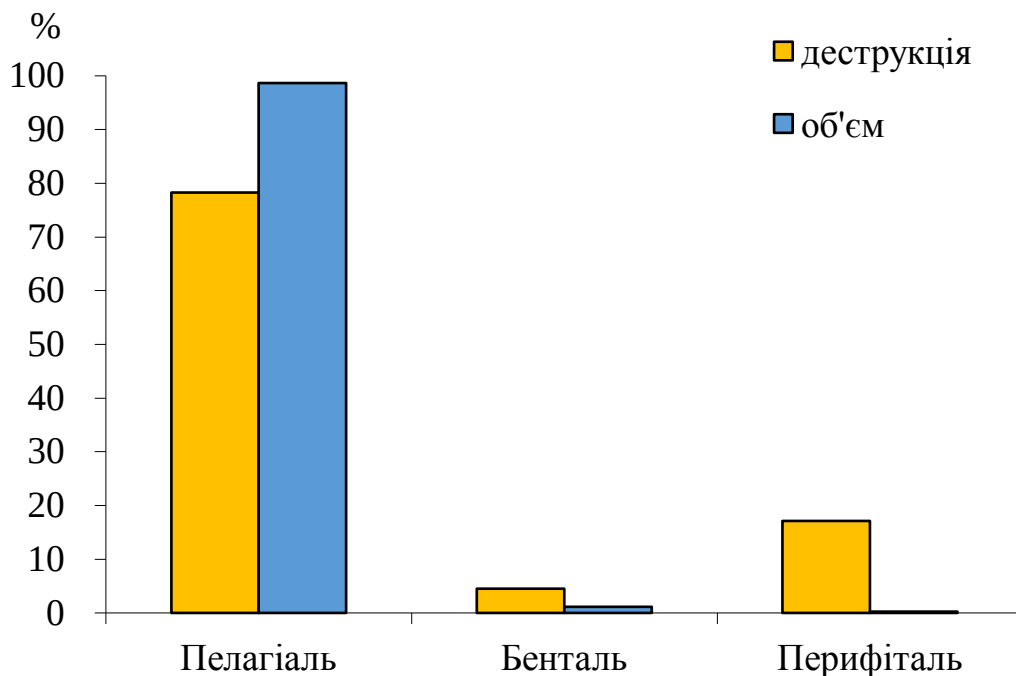


Рис. 5.19 Співвідношення об'ємів пелагіалі, бенталі, перифіталі та вклад вйчастих найпростіших в загальну деструкцію заплавного озера.

Найбільший вклад в деструкцію в пелагіалі вносять інфузорії епілімніону, в якому локалізовані оксифільна і мікрооксифільна ценоекоморфи (рис. 5.20). Рідке дно займає 6% об'єму і представлено мікрооксифільною ценоекоморфою. Інфузорії рідкого дна вносять 20% у деструкцію пелагіалі (рис. 5.20). В той час як гіполімніон разом з сапропелем займають 40% об'єму пелагіалі та вносять лише 5% у її загальну деструкцію. Не важко уявити, які помилкові висновки можуть бути зроблені на основі відбору проб без врахування особливостей просторового поширення найпростіших у стратифікованій пелагіалі. Або якщо проба буде відібрана

лише з шару води, де поширені мікрооксифільні види, то у такому випадку результат розрахунку загальної деструкції на пелагіаль буде значно завищеним. До того ж варто звернути увагу і на те, що 50% пелагіалі зайнята аноксифільною ценоекоморфою, а її вклад не перевищує 5% від загалу деструктивної активності в пелагіалі.

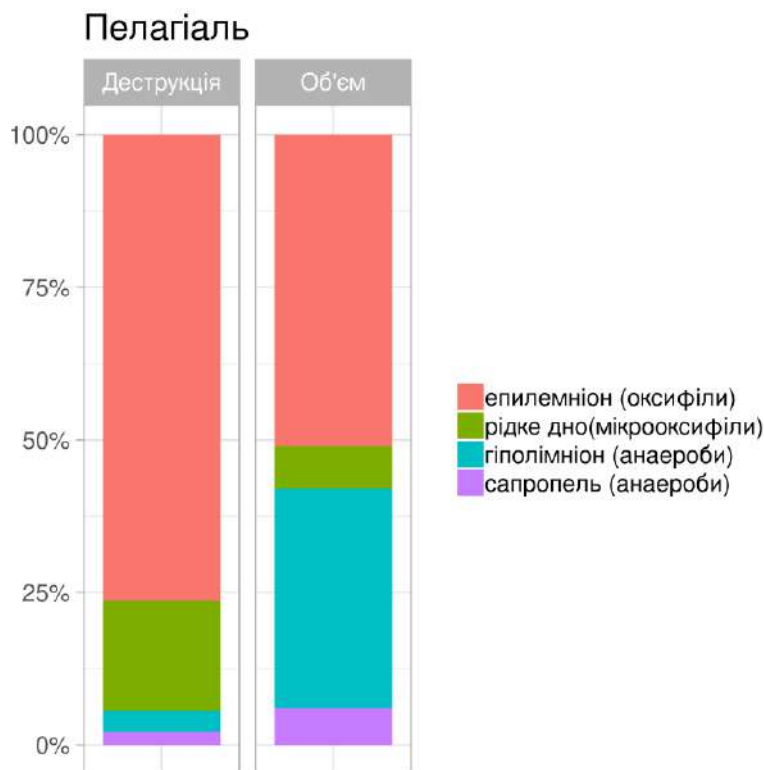


Рис. 5.20 Співвідношення об'ємів, зайнятих різними ценоекоморфами, і їх внесок у добову деструкцію, яку здійснюють війчасті найпростіші в пелагіалі в масштабі озера.

Аналіз бенталі показав, що вода у донних відкладах, де мешкають найпростіші, так само стратифікована (рис. 5.21). Основна деструкція реалізується в шарі води, локалізованому над дном і на 1 см вглиб поверхні. Тоді як інфузорії, поширені на глибині 2–4 см, вносять лише 12% у загальну деструкцію. Тому перерахунки деструкції, що зроблені на підставі проб з поверхні бенталі, можуть бути суттєво завищеними.

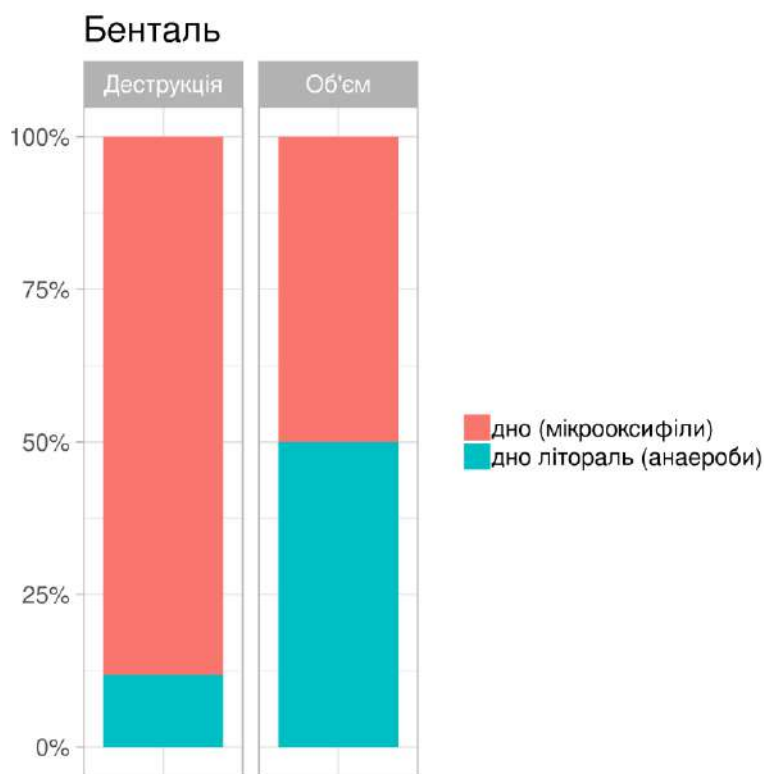


Рис. 5.21 Співвідношення об'ємів, зайнятих різними ценоекоморфами, і їх внесок у добову деструкцію, яка здійснюється війчастими найпростішими в бенталі в масштабі озера.

Значні корективи в розрахунок деструкції в перифіталі вносять як її неоднорідність, так і заселення її окремих частин різними ценоекоморфами (рис. 5.22). Влітку в період активної вегетації більшу частину деструкції здійснює евриоксифільна ценоекоморфа та її вклад складає близько 90% (рис. 5.22). Ще 10% реалізується за рахунок життєдіяльності представників мікрооксифільної ценоекоморфи, які поширені на відмираючих частинах рослин.

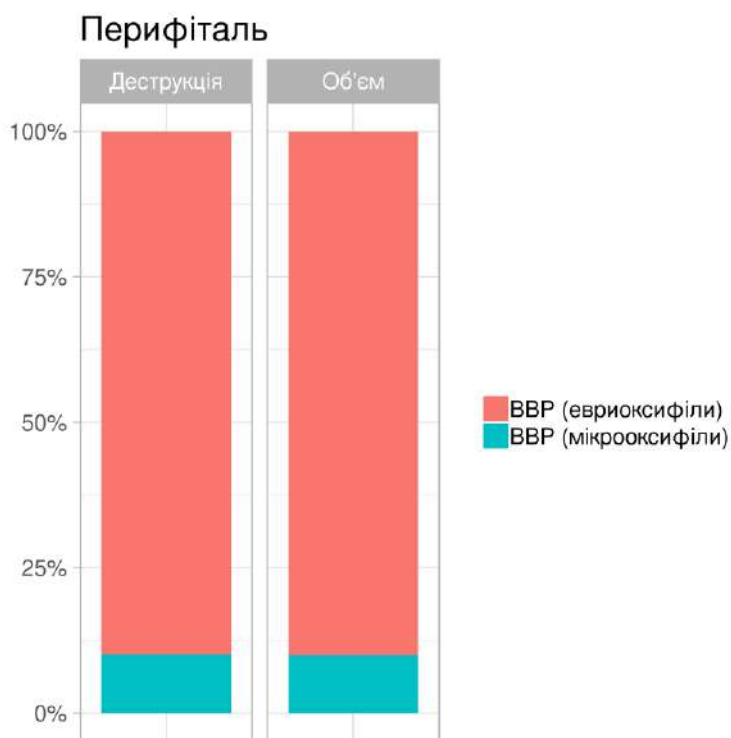


Рис. 5.22 Співвідношення об'ємів, зайнятих різними ценоекоморфами, і їх внесок у добову деструкцію, яка здійснюється війчастими найпростішими в перифіталі в масштабі озера.

Натомість восени, коли починається відмирання рослин, саме заміна однієї ценоекоморфи іншою призводить до суттєвого зниження ефективності деструкції в перифіталі. Восени перифіталь заселяють дрібні мікрооксифільні бактеріофаги і гістофаги, які заміщують великих за розмірами евриоксифілів.

Таким чином, здійснення розрахунків, з урахуванням уявлення про життєві простори ценоекоморф, суттєво корегує наші уявлення про структурну організацію вільноживучих війчастих найпростіших в гіпероб'ємі водойми та їх участь у процесах самоочищення. Показано, що об'єм життєвого простору кожної ценоекоморфи не є детермінованим межами традиційних біотопів. Розуміння біотопічного парадоксу дозволяє сприймати структуру угруповань найпростіших як реалізовану у певний момент часу у певному просторі сукупність популяцій, об'єднаних спільними вимогами до умов існування і таку, що просторово детермінована стабільними кисневими

умовами. Отже гіперпростір водойм є ареною, в межах якої, внаслідок природних, або спровокованих антропоїчними впливами, фізичних явищ, формуються кисневі градієнти, які детермінують просторове поширення популяцій вільноживучих війчастих найпростіших.

5.4. Сезонні зміни структури і функціонування вільноживучих війчастих найпростіших у прісних водоймах

Скориставшись методом багатовимірною шкалювання, проаналізували сезонні зміни локалізації ценоекоморф у гіперпросторі заплавного озера.

Взимку під кригою гіперпростір водойми практично позбавлений кисню. Практично весь об'єм водойми зайнятий на цей момент аноксифільною ценоекоморфою. Лише незначна кількість видів з інших ценоекоморф аеробного угруповання виявлялась у заростях водяних макрофітів (рис. 5.23).

Навесні після апвелінгу у просторі водойми поступово встановлюються кисневі градієнти, вздовж яких починають відбуватися процеси нарощування щільності і біомаси представників оксифільної і евріоксифільної ценоекоморф, та їх просторове розходження з мікро- і аноксифільними видами.

Навесні, слідом за оксигенацією поверхневих шарів води, спостерігається зникнення з поверхневих шарів води аноксифільних видів і їх локалізація в придонних шарах. В цей період у процесі становлення стратифікації помітним залишається перекривання життєвого простору аноксифільної і мікрооксифільної ценоекоморф, що видно з графіку (рис.5.24).

Вже під кінець весни гіперпростір водойми перерозподіляється між окремими ценоекоморфами: евріоксифіли займають поверхні вегетуючих рослин, а в епілімніоні спостерігається розвиток оксифільної ценоекоморфи (рис. 5.24).

Зима

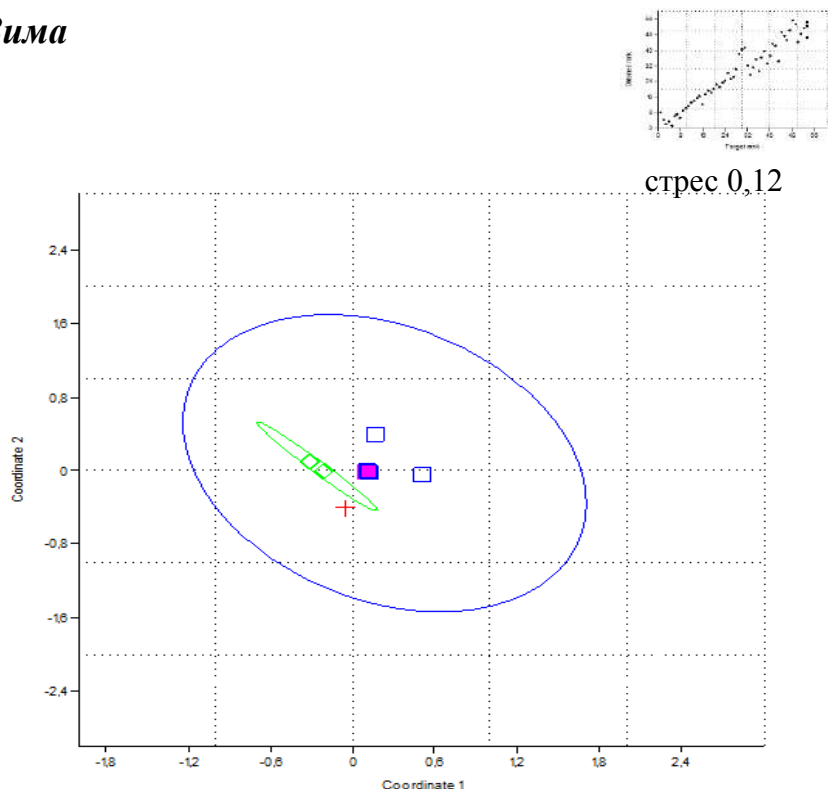


Рис. 5.23 Просторова структура населення вільноживучих в'їчастих найпростіших у заплавному озері, в період зимового льодоставу. Метод багатовимірного шкалювання, значення стресу Шепарда. Позначення: зелені квадрати – евриоксифільна, сині квадрати – аноксифільна, червоні хрестики – мікрооксифільна, розові квадрати – оксифільна ценоекоморфи.

Влітку населення в'їчастих найпростіших найбільш структуроване, а в складі кожної з ценоекоморф присутній широкий спектр видів толерантних до різних концентрацій кисню. Завдяки видам з широкими амплітудами толерантності, спостерігається перекривання життєвих просторів, зайнятих аноксифільною і мікрооксифільною ценоекоморфами, частково цей ефект спостерігається і між оксифільною і евриоксифільною ценоекоморфами (рис. 5.25). Влітку високе видове різноманіття і наявність видів з широкими адаптивними властивостями створює ефект певної континуальності в структурі населення найпростіших.

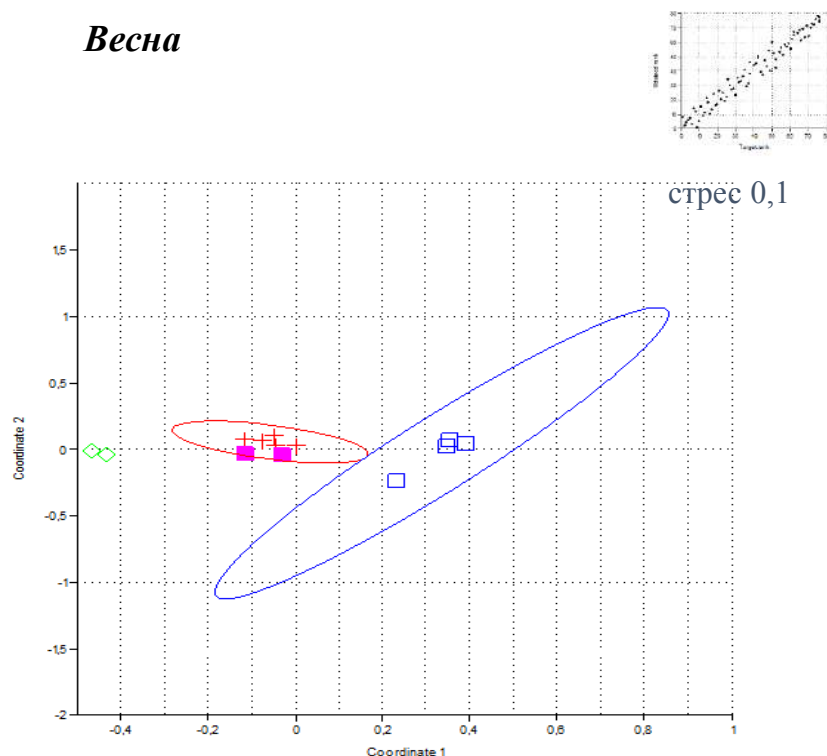
Весна

Рис. 5.24 Просторова структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у заплавному озері, на кінець весни. Позначення як на рис. 5.23.

Значна кількість мікрооксифілів, особливо популяції видів з роду *Loxodes* spp., що здатні використовувати нітрат як акцептор електронів, поширені майже до рівня сапропелю, тим самим стираючи просторове розмежування між анаеробами і аеробами та посилюючи ефект континуальності. В цілому, влітку відбувається формування просторових локацій зайнятих різними ценоекоморфами (рис. 5.25).

Найбільшої структуризації і просторової відокремленості населення вільноживучих війчастих найпростіших досягає на кінець літа і на початку осені що демонструє і конфігурація ценоекоморф на плоті (рис. 5.26). Кожна з ценоекоморф відокремлена від інших. У цей період в пелагіалі локалізовані три ценоекоморфи.

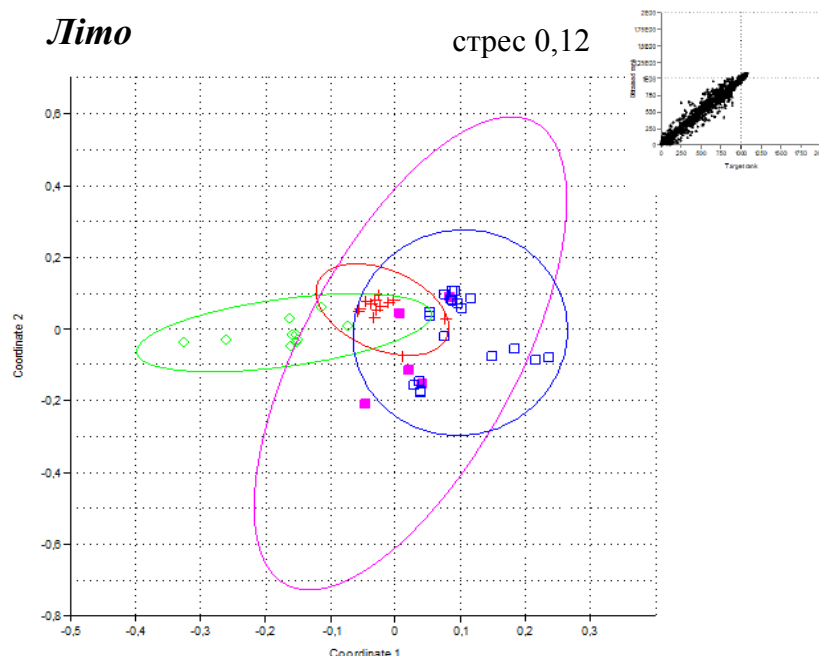


Рис. 5.25 Просторова структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у заплавному озері влітку. Позначення як на рис. 5.23.

Мікрооксифіли на рідкому дні, в гіполімніоні і в сапропелю поширені аноксифіли, а поверхня водойми – епілімніон, зайнята оксифільною ценоекоморфою. Така структура населення в озері зберігається до глибокої осені або до апвелінгу. Після апвелінгу структура не поновлюється і у подальшому, по встановленню криги, анаеробні види починають домінувати практично по всьому об'єму озера.

Таким чином, на прикладі змін структури ценотичних об'єднань вільноживучих війчастих найпростіших в умовах заплавного озера можемо констатувати, що населення найпростіших перебуває у складному динамічному процесі переформатування їх просторової локалізації, яке узгоджене з динамікою ключового фактору – кисень.

У процесі сезонних змін найбільш стабільною за складом і відокремленою у просторі залишається аноксифільна ценоекоморфа. Аеробні види і їх ценоекоморфи в різні сезони можуть локалізуватись в різних частинах

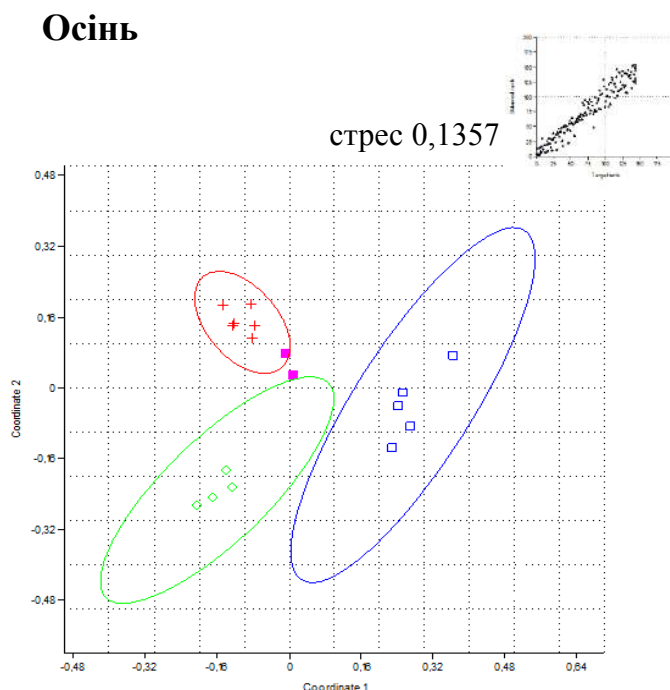


Рис. 5.26 Просторова структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у заплавному озері восени. Позначення як на рис. 5.23.

гіпероб'єму водойми, розширюючи або звужуючи свій життєвий простір. Ценоекоморфи аеробного угруповання є відокремленими від середини літа до середини осені. Весняний і осінній апвелінги гомогенізують ценоекоморфи аеробного угруповання, а зникнення кисню взимку призводить до зникнення з гіперпростору водойм оксифільної і евриоксифільної ценоекоморф. Серед мікрооксифілів в зимовий період залишаються види толерантні до довготривалої аноксії.

Висновки до розділу 5

Пелагіаль є складно організованим простором, в якому присутні види з різних ценоекоморф. Наявність в пелагіалі мікрооксифільної ценоекоморфи, представники якої за екологічною класифікацією належать до донних видів, є закономірним явищем, так само як присутність в пелагіалі анаеробних видів, характерних для сапропелю. Максимальної щільності і біомаси в пелагіалі досягають саме мікрооксифільні види, що локалізовані на «рідкому дні». В

умовах бенталі, так само як і в пелагіалі, розподіл щільності і біомаси інфузорій детерміновані кисневим градієнтом. В донних відкладах, як правило, присутні дві ценоекоморфи – мікрооксифільна і аноксифільна. В умовах перифіталі ВВР, як правило, переважають представники евриоксифільної ценоекоморфи. Натомість в перифіталі рослин, які розкладаються, евриоксифільна ценоекоморфа замінюється мікрооксифільною. Таким чином, в межах традиційних біотопів можуть утримуватись кілька ценоекоморф.

Як показали дослідження, максимальні значення деструкції та біомаси досягаються в інтервалах концентрацій кисню: 2–4 мг/л та 10–15 мг/л, а найнижчі значення деструкції та біомаси в інтервалі 5–8 мг/л.

Зміни інтенсивності деструкції в безкисневих умовах практично співпадають з сезонним ходом температурної кривої. В ході сезонних змін інтенсивності деструкції мікрооксифілів спостерігається один максимум, який припадає на осінь і пов'язаний з оптимальними кисневими і трофічними умовами. Неспівпадіння сезонного ходу деструкції мікрооксифілів з температурною кривою пояснюється їх пойкилотермністю. Сезонна крива деструкції оксифілів практично співпадає з сезонною кривою температур. Представники евриоксифільної ценоекоморфи мають один пік деструкційної активності, який реалізується навесні. Осінній пік деструкції в перифіталі реалізується за рахунок мікрооксифільної ценоекоморфи.

Подано інформацію про зміни просторової структури ценоекоморф двох угруповань у сезонному аспекті. Найбільш стабільною і просторово індивідуалізованою структура населення війчастих найпростіших в озері утримується влітку і восени до початку апвелінгу.

РОЗДІЛ 6

СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ ВІЙЧАСТИХ НАЙПРОСТІШИХ В УМОВАХ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ

6.1 Угрупування вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах різного типу

Як показав аналіз результатів власних досліджень і досліджень інших авторів, видовий склад вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах різного типу, внаслідок різниці умов, має суттєві відмінності як на рівні видових складів, так і на рівні ценотичних об'єднань, що в них реалізуються. Різноманіття видів не є еквівалентом розвиненості ценотичної структури населення найпростіших. Так, наприклад, найбільшу кількість видів було виявлено у річках, проте більш розвинену структурну організацію населення вільноживучих війчастих найпростіших спостерігали в озерах. У попередніх розділах ми довели, що в континентальних водоймах в основі структурної організації населення вільноживучих війчастих найпростіших лежать факторні градієнти і, перш за все, *кисневий* (∇O_2) і *температурний* (∇T).

За результатами аналізу структурної організації вільноживучих війчастих найпростіших на прикладі різних типів водойм, у яких проводили стаціонарні дослідження, отримали інформацію про кисневі градієнти і поширення популяцій в різних типах оселищ. Етап збору інформації про поширення популяцій у якомога більшій кількості розмаїтих за умовами (перш за все, кисневими) локацій – є необхідним для об'єктивності аналізу просторового розподілу ценотичних структур.

На плоті (рис. 6.1) представлено розподіл оселищ (локацій) у гіперпросторі водойми, накладений на кисневий градієнт (р. Олешня, доплив першого порядку р. Псел).

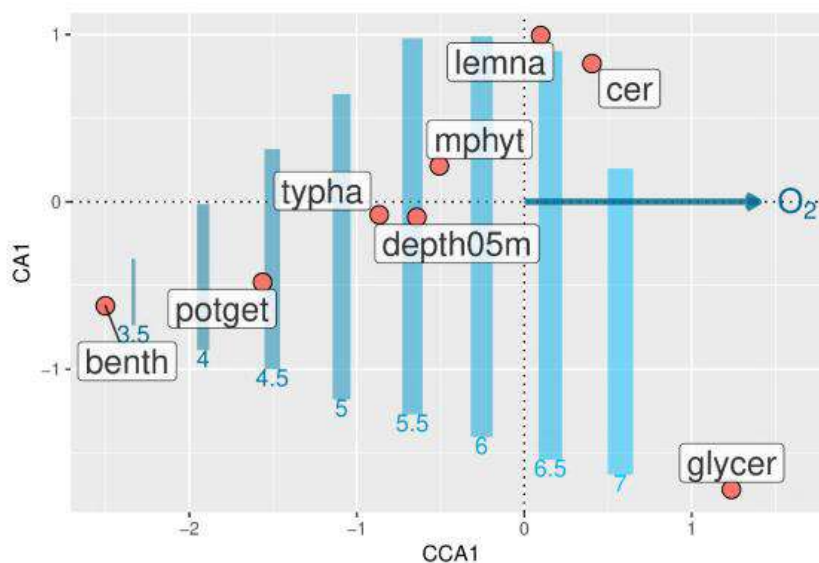


Рис. 6.1 Просторова структура різних оселищ в р. Олешня у градієнті кисню, на підставі усередненої щільності війчастих найпростіших. Позначення оселищ: benth – бенталь, potget – рдесник, typha – рогіз, depth05m – товща води на глибині 0,5 м, mphyt – метафіталь, lemna – ряска, cer – кушир, glycer – лепешняк. Цифри від 3,5 до 7 – значення вмісту кисню (мг/л). Стрілка вказує напрямок збільшення вмісту кисню.

Русло цієї річки на 70% заростало вищою водною рослинністю, а глибина в місцях стаціонарних відборів проб складала 1,3 м. Інтервал кисневого градієнту в річці становив від 3 до 7 мг/л (рис. 6.1). Не дивлячись на те, що значного перепаду вмісту кисню не спостерігалось, досліджені оселища розподілились у градієнті кисню. Підвищений вміст кисню систематично спостерігався серед зарості рослин – ряски і куширу. Вміст кисню при дні утримувався близько 3 мг/л.

Аналіз просторового розподілу вільноживучих війчастих найпростіших показав, що структура населення в руслі р. Олешня представлена двома ценоекоморфами *аеробного угруповання* (рис. 6.2). Товща води, донні відклади і поверхні прибережних рослин були зайняті представниками

мікрооксифільної ценоекоморфи. Тоді як на активно вегетуючих рослинах і серед ряски переважали евриоксифільні види.

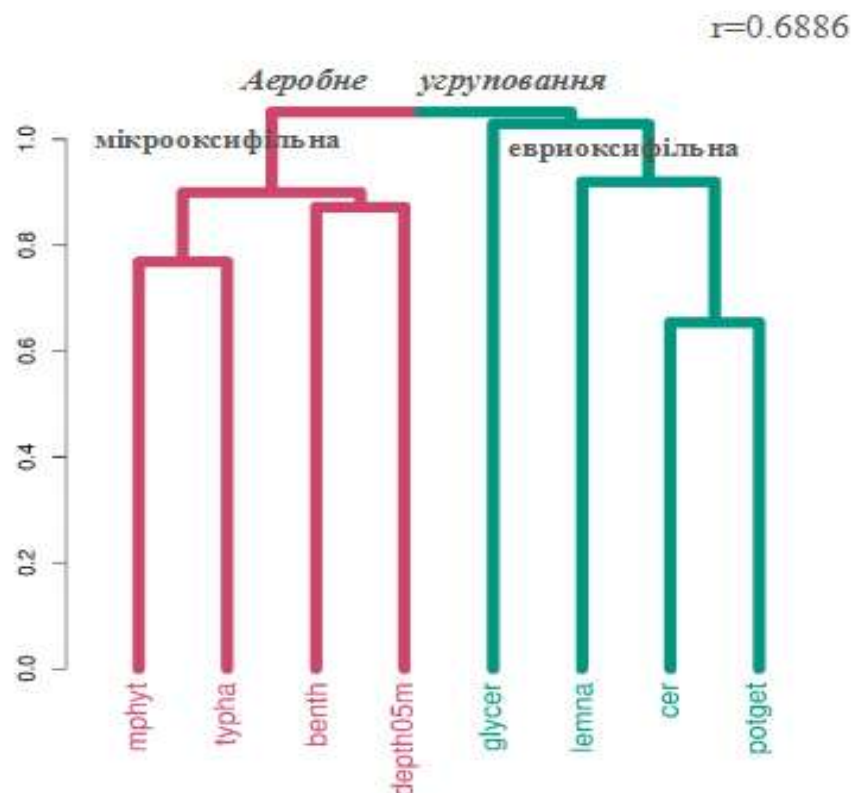


Рис. 6.2 Структура угруповання вільноживучих вйчастих найпростіших в гідроекосистемі р. Олешня. Позначення оселищ як на рис. 6.1.

Таким чином, структура населення вільноживучих вйчастих найпростіших в умовах малої річки представлена лише двома ценоекоморфами – мікрооксифільною і евриоксифільною.

На відміну від водойми проточного типу, в умовах заплавного озера (долина р. Ворскли, поблизу с. Доброславівка), з подібними умовами – глибиною 1,2 м і поверхнею, вкритою шаром ряски, розподіл кисневих градієнтів був іншим (рис 6.3). Різні оселища розподілились у градієнті кисню на значних відстанях, що демонструє значно більш фрагментований життєвий простір у водоймі цього типу.

В озері донні відклади представлені сапропелем. У шарі води, товщина якого становить від 0,5–1 м, вміст кисню утримувався в інтервалі 1,5–3,5 мг/л.

На поверхні озера – суцільний щільний шар (20–30 см) *Lemna trisulca*, з вкрапленнями на поверхні плям *L. minor* і *Spirodela polyrhiza*.

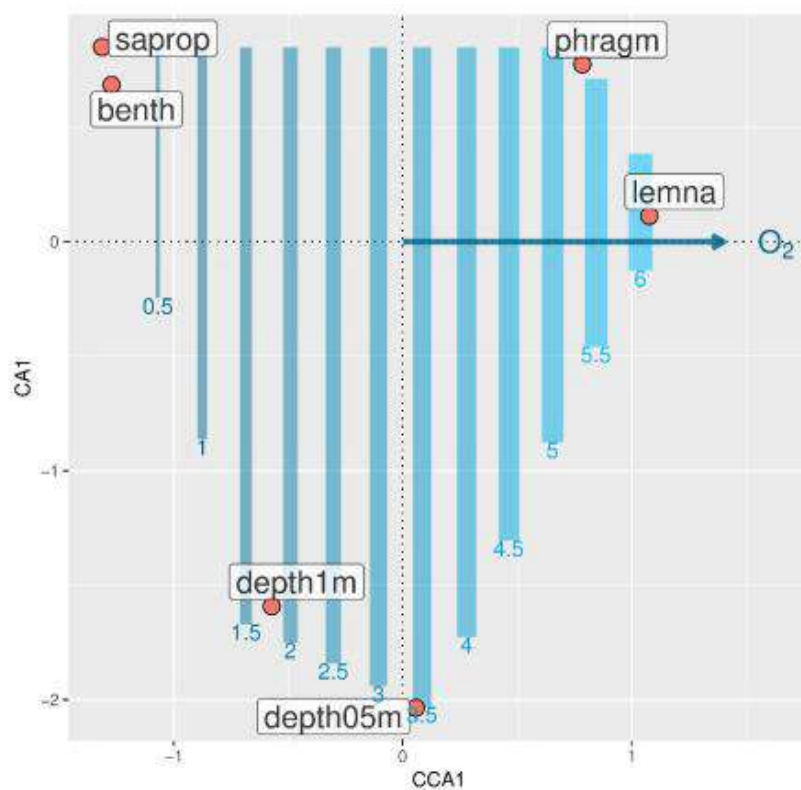


Рис. 6.3 Розподіл оселищ в гідроекосистемі мілководного заплавного озера (долина р. Ворскла) в градієнті кисню, на основі канонічно-кореляційного аналізу. Позначення оселищ: benth – бенталь, depth05m – товща води на глибині 0,5 м, depth1m – товща води на глибині 1 м, lemna – ряска, saprop – сапропель, phragm – очерет. Цифри від 3,5 до 7 – значення вмісту кисню (мг/л). Цифри від 0,5 до 6 показують значення вмісту кисню. Стрілка вказує напрямок збільшення вмісту кисню.

У заростях вищої водної рослинності, у приповерхневому шарі води, середні значення концентрації кисню становили 6 мг/л. Враховуючи існування добової динаміки вмісту кисню в умовах водної рослинності, очевидно, що у приповерхневих шарах води вміст кисню періодично значно перевищував середній показник – 6 мг/л.

На відміну від малої річки, в озері структура населення вільноживучих війчастих найпростіших представлена двома угрупованнями – *аеробним* і *анаеробним* (рис. 6.4).

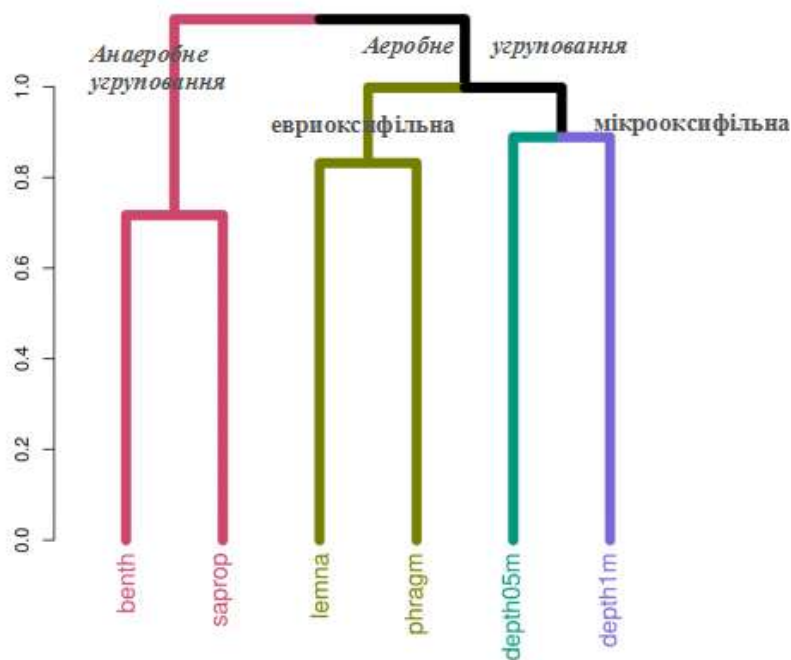


Рис. 6.4 Структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в гідроекосистемі мілководного заплавного озера (долина р. Ворскла). Позначення оселищ як на рис. 6.3.

Придонний шар сапропелю утримував 7 типових *аноксифільних* видів, серед яких, інколи в значних кількостях, з'являлись представники *мікрооксифільної ценоекоморфи*. Це є результатом наявності нестабільного граничного шару сапропелю, у якому концентрація кисню інколи сягала 0,5 мг/л. Аеробне угруповання, як і в умовах малої річки, було представлене двома ценоекоморфами – *евриоксифільною* і *мікрооксифільною*. Загалом структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у озері представлена трьома ценоекоморфами з двох угруповань.

Таким чином, можемо констатувати, що наявність стратифікації у заплавних озерах впливає на складність структури населення вільноживучих війчастих найпростіших у порівнянні з протічною малою річкою.

Більш розвиненою була структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в умовах глибоководного заплавного озера (долина р. Ворскла). Різноманітні типи оселищ, накладені на плоті на кисневі градієнти, відтворюють структуру гіперпростору озера (рис. 6.5). Інтервал середніх значень кисню в цьому озері сягав від 0 до 10 мг/л. У гіперпросторі озера існує спектр локацій з достатньо вузькими інтервалами кисню.

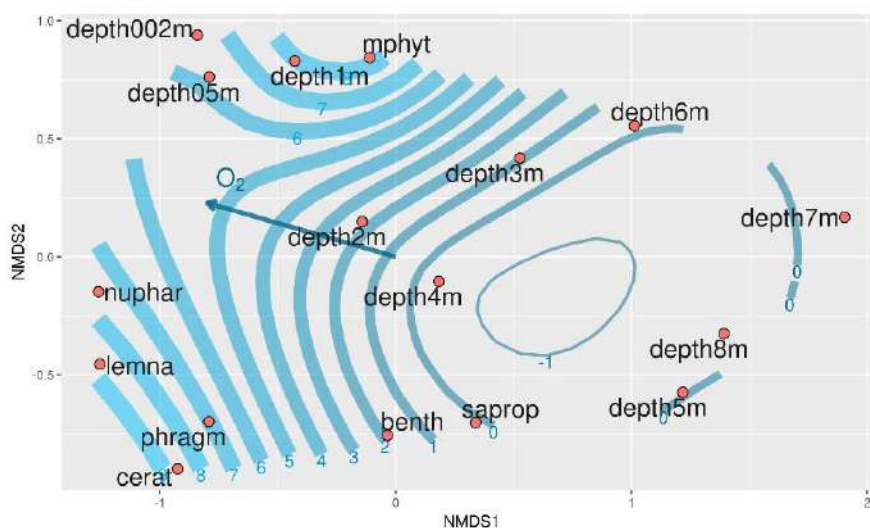


Рис. 6.5 Розподіл оселищ у глибоководному заплавному озері р. Ворскла в градієнті кисню, на основі канонічно-кореляційного аналізу. Позначення оселищ: benth – бенталь, saprop – сапропель, depth002m, 05m, 1-8m – товща води на глибинах 0,02 м, 0,5 м, від 1 до 8 м, lemna – ряска, phragm – очерет, nuphar – глечики жовті, mphyt – метафіталь, cerat – кушир. Стрілка вказує напрямом збільшення вмісту кисню.

Просторова конфігурація і розподіл інфузорій у гіперпросторі озера створюють складну багатошарову структуру ценоекоморф, які співіснують. За результатами методу кластеризації виділилось два угруповання. *Аеробне*

угруповання представлене трьома *ценоекomorфами* (рис. 6.6). Об'єднання оселищ *мікрооксифільної ценоекomorфи* у спільному кластері з *анаеробним* угрупованням пояснюється наявністю у її складі значної кількості видів з високою толерантністю до анаеробних умов та декількох видів аноксифілів, що мають високу стійкість до кисню.

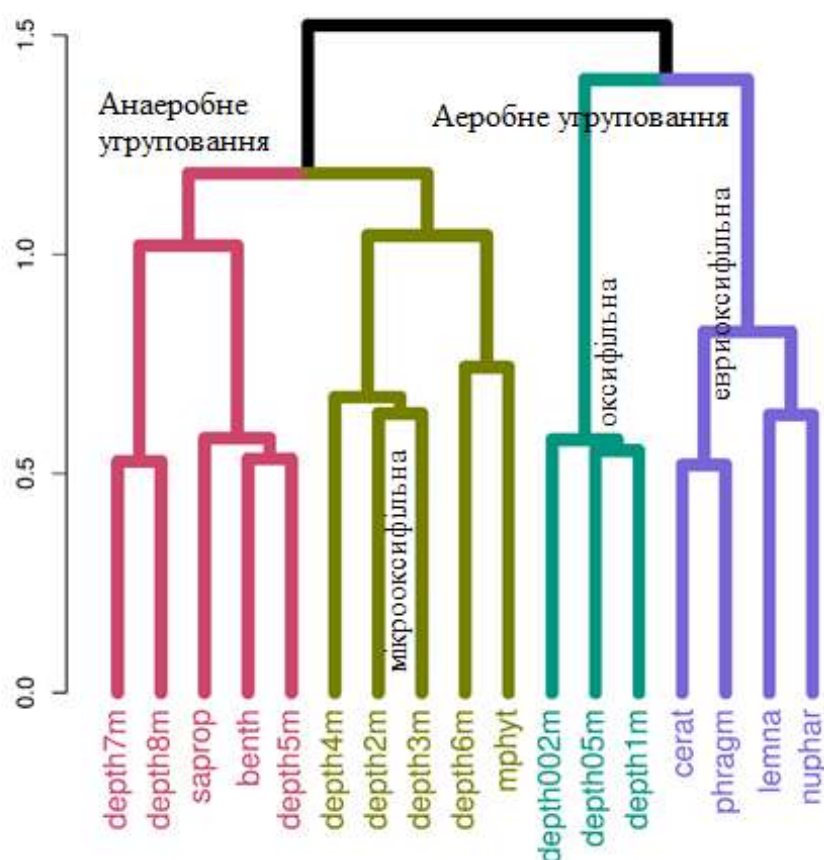


Рис. 6.6 Структура угруповань вільноживучих війчастих найпростіших у глибоководному озері в заплаві р. Ворскла. Позначення оселищ як на рис. 6.5.

Одержані результати стосовно видової структури угруповань вільноживучих війчастих найпростіших у різних типах водойм дозволили розробити загальну схему змін структури їх угруповань у прісних водоймах, що витримують антропічний вплив [10, 20, 33, 276, 285]. Аналіз структури

угруповань найпростіших у водоймах з різним рівнем трофності показав, що у разі його підвищення відбувається спрощення структури угруповань і зменшення кількості представлених ценоекоморф (рис. 6.7). На першому етапі з структури угруповань зникає оксифільна ценоекоморфа, у подальшому – евриоксифільна, а при зростанні рівня органічного забруднення і в гідроекосистемі реєструються тільки представники мікрооксифільної ценоекоморфи (рис. 6.7). В умовах штучної аерації і високого рівня трофності, що має місце в аеротенках очисних споруд, формується і функціонує лише мікрооксифільна ценоекоморфа.

Таким чином, структура угруповань вільноживучих війчастих найпростіших є показовою в стосунку до типу гідроекосистем і їх реакції на збільшення трофності водойм. Відповідно, їх структурна організація може бути використана в біоіндикації стану водних екосистем.

Виділені нами види-преференти (табл. 4.2) використали в якості маркерів, при порівнянні з якими населення інфузорій різнотипних водойм може бути класифіковано на рівні приналежності до певних ценотичних структур – ценоекоморф. У цьому контексті види-преференти забезпечують можливість ценоіндикації даних як для водойм різного типу, так і окремих біотопів або оселищ різного типу.

Для ілюстрації алгоритму використання *методу ценоіндикації* проаналізували результати власних досліджень та дані, отримані іншими дослідниками, щодо поширення вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах різного типу і у різного типу оселищах.

Результат ценоіндикації тимчасових водойм представлено на рис. 6.8. Як видно з дендрограми, населення вільноживучих війчастих найпростіших у калюжах (заплава р. Псел) представлено лише мікрооксифільною ценоекоморфою. При цьому коефіцієнт кореляції між видами-преферентами (табл. 4.2) і видами з тимчасових водойм дорівнював 0,916.

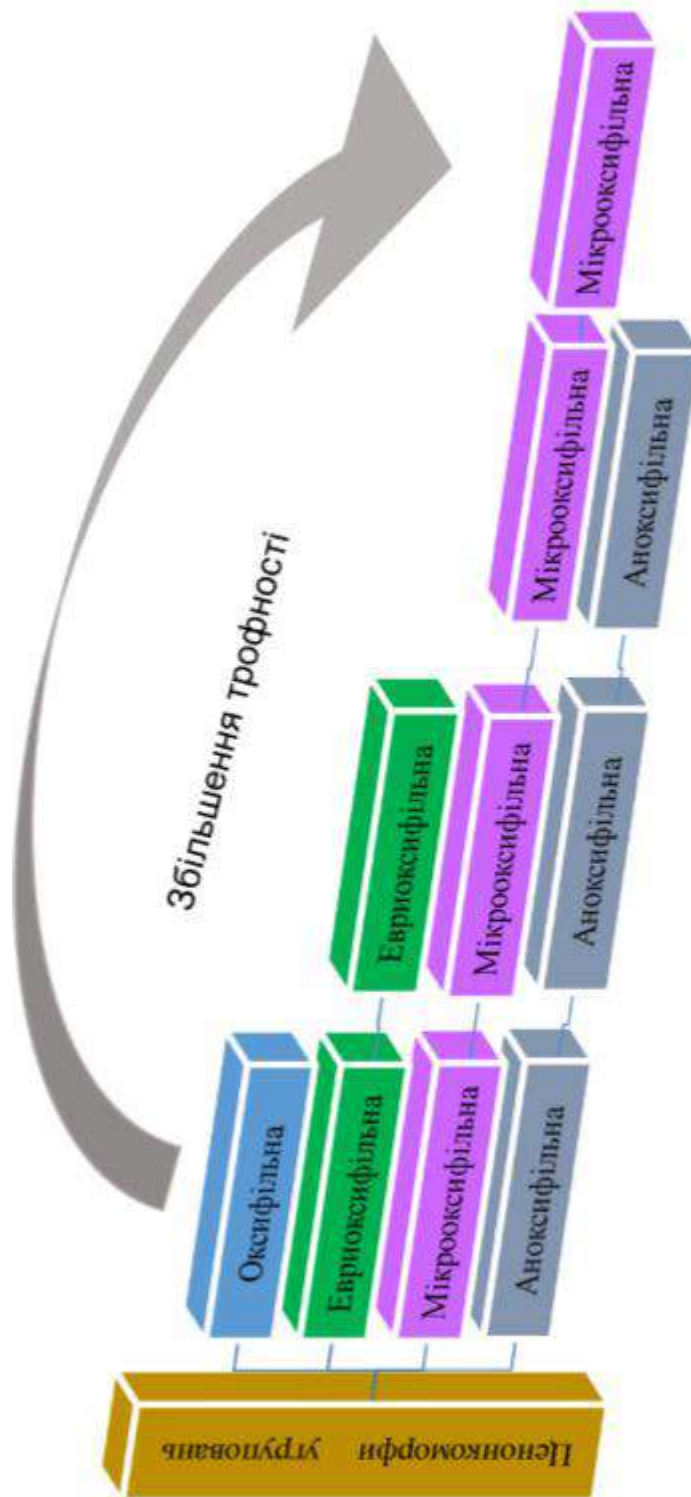


Рис. 6.7 Зміни структури утруповань вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах з різним рівнем органічного забруднення.

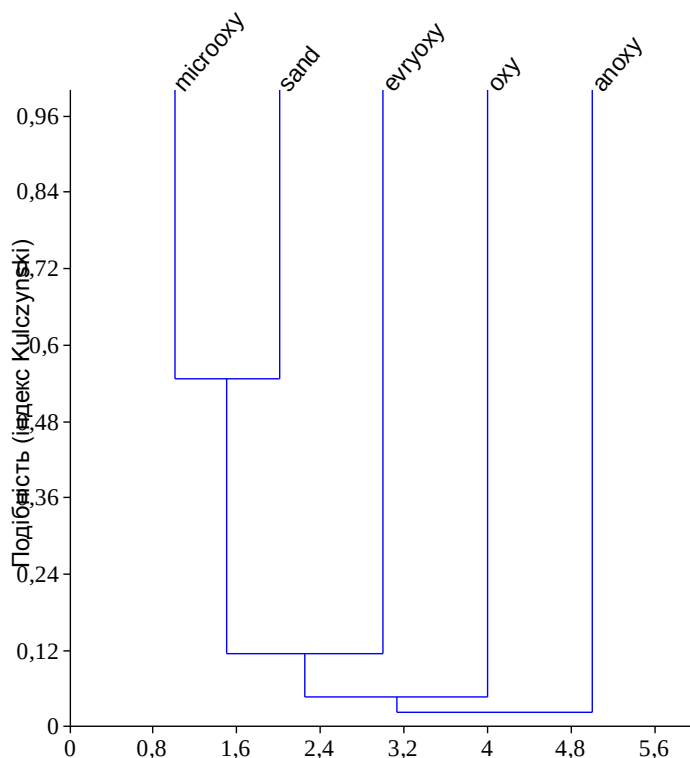


Рис. 6.8 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших ефемерних водойм (калюж) у долині р. Псел (власні дані). Назви ценоекоморф: місгооу – мікрооксифільна, еугоу – евриоксифільна, оу – оксифільна, апоу – аноксифільна; оселище: sand – донні відклади.

Аналогічні результати приналежності видового складу вільноживучих війчастих найпростіших з тимчасових водойм з басейну Дністра до мікрооксифільної ценоекоморфи отримані при маркуванні даних з роботи А. А. Ковальчука [129] (рис. 6.9). Коефіцієнт кореляції дорівнював 0,9922.

Таким чином, метод ценоіндикації показав, що ценотична структура у тимчасових водоймах (ефемерних) представлена лише однією ценоекоморфою – мікрооксифільною. І хоча аналізували матеріали з різних басейнів і, до того ж, зібрані різними дослідниками, результати ценотесту були аналогічними. Це підтверджує адекватність цього методу і ефективність його застосування для експрес-оцінки структурної організації населення інфузорій як в масштабі водойми, так і окремих біотопів, і оселищ.

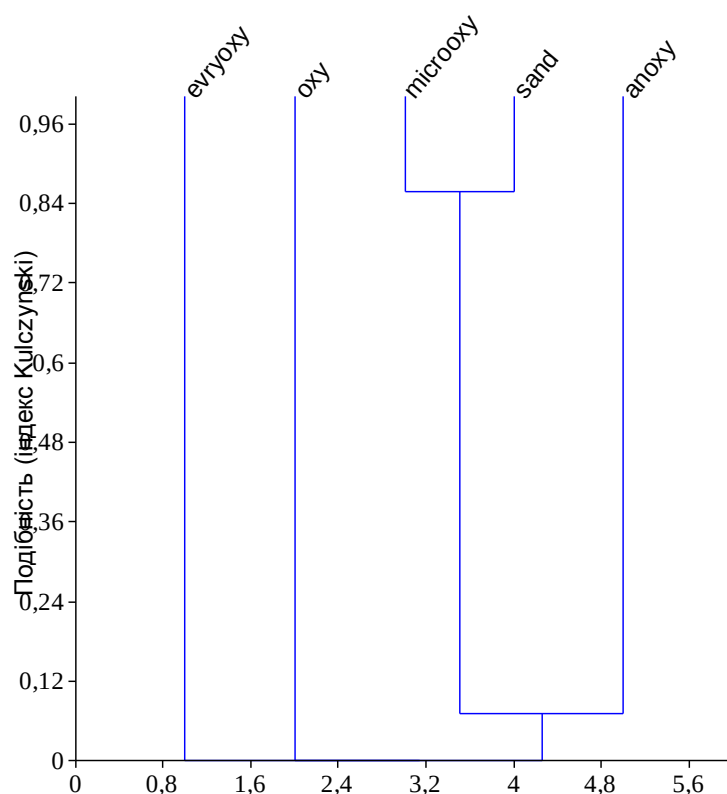


Рис. 6.9 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших ефемерних водойм (калюж) в долині р. Дністер [129]. Пояснення назв ценоекоморф і оселища як на рис. 6.8.

Оцінку структури населення струмків проводили на даних з басейну Дунаю [113]. Проби відібрані в струмку з глибин від 10 до 35 см. Війчастих найпростіших аналізували в інтегральній пробі – донні відклади і водна товща. Ценотест здійснили за допомогою методу кластерного аналізу, достовірність результатів оцінювали, застосувавши bootstrap-тест, який показав високу достовірність належності населення струмка до *мікрооксифільної* ценоекоморфи (рис. 6.10).

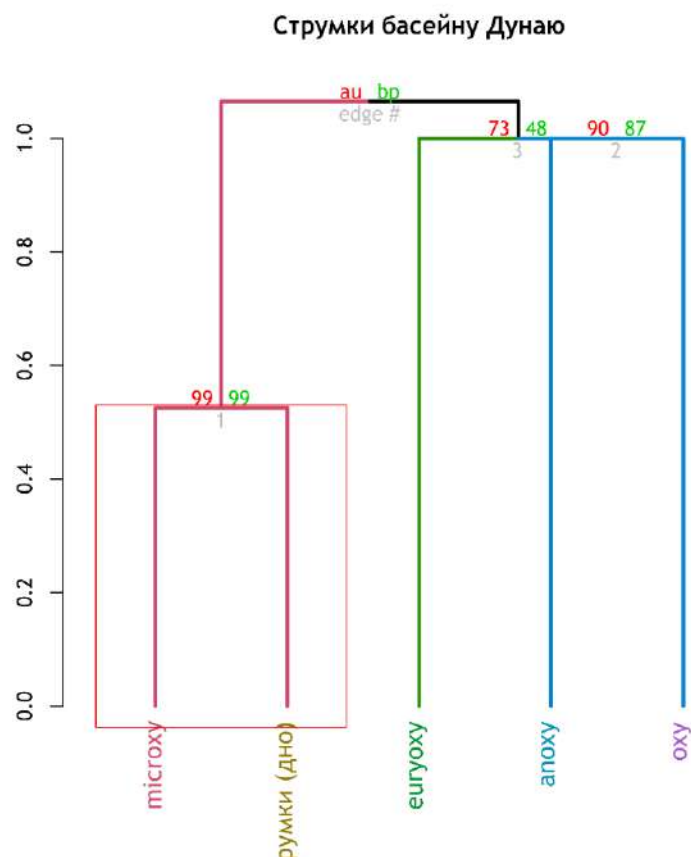


Рис. 6.10 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у струмках з басейну Дунаю [113]. Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.8.

Ще більш виразно належність населення струмка до мікрооксифільної ценоекоморфи продемонстрував центест даних з струмків басейну Дністра [129] – значення bootstrap-тесту досягли 100 (рис. 6.11).

Таким чином, ефемерні водойми і струмки за своїми умовами здатні утримувати лише одну ценоекоморфу – *мікрооксифільну*, яка має значне представництво банальних видів з широкими амплітудами толерантності до концентрацій кисню.

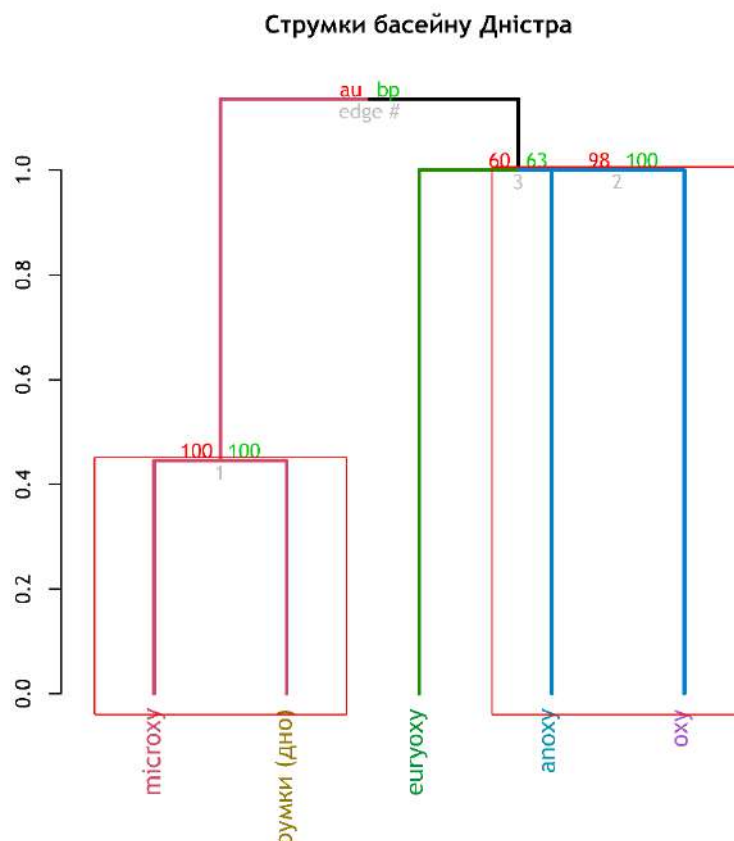


Рис. 6.11 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у струмках з басейну Дністра [129]. Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.8.

Аналіз ценотичної структури населення інфузорій в умовах штучних водойм з лентичними умовами проводили на прикладі копанок, глибиною 1,5 м і позбавлені вищої водяної рослинності (долина р. Псел) мала. Проби товщі води і проби дна аналізували окремо. Спостерігали стратифікацію і відсутність кисню у придонних шарах води і у донних відкладах. Як показав тест ценоіндикації, війчасті найпростіші у товщі води в копанках представлені виключно видами мікрооксифільної ценоекоморфи (bootstrap-тест – 99) (рис. 6.12).

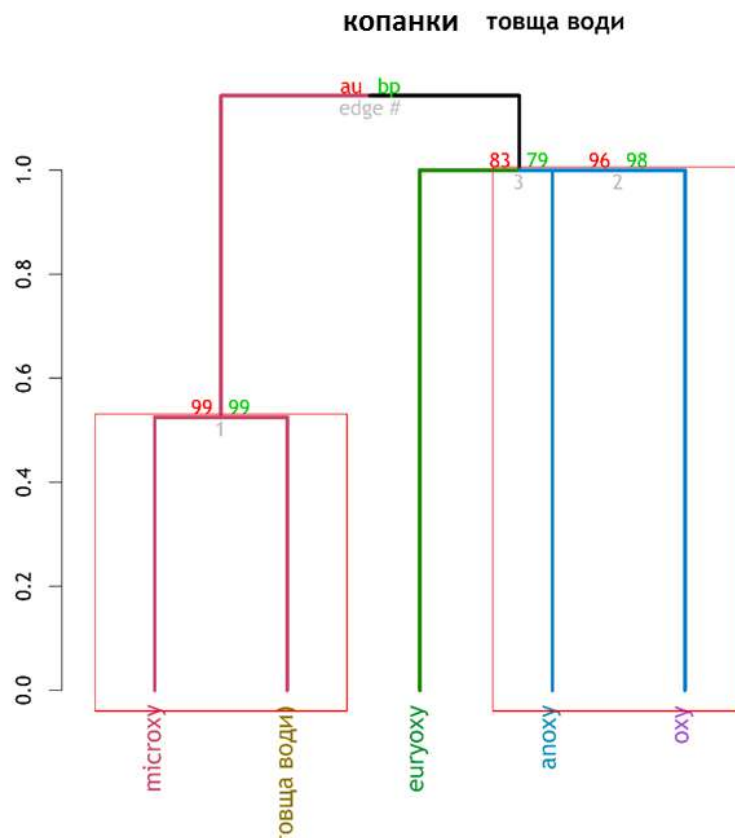


Рис. 6.12 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в копанках (товща води; долина р. Псел) (за власними даними). Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.8.

Ценоіндикація населення дна копанок показала іншу конфігурацію структурних елементів (рис. 6.13). У донних відкладах існує представництво двох ценоекоморф – аноксифільної і мікрооксифільної. Хоча проби відбирали не диференційовано, аналіз видового складу найпростіших показав, що у донних відкладах існує локальна стратифікація і зонування на мікрокисневій і безкисневій шари.

Таким чином, ценотестування доводить, що в умовах стоячих водойм, глибини яких перевищують 1 м, може формуватися представництво двох угруповань – аеробного з мікрооксифільною ценоекоморфою і анаеробного – аноксифільною ценоекоморфою. Зауважимо, що у порівнянні з мілкішим природним заплавним озером, структура населення копанок спрощена.

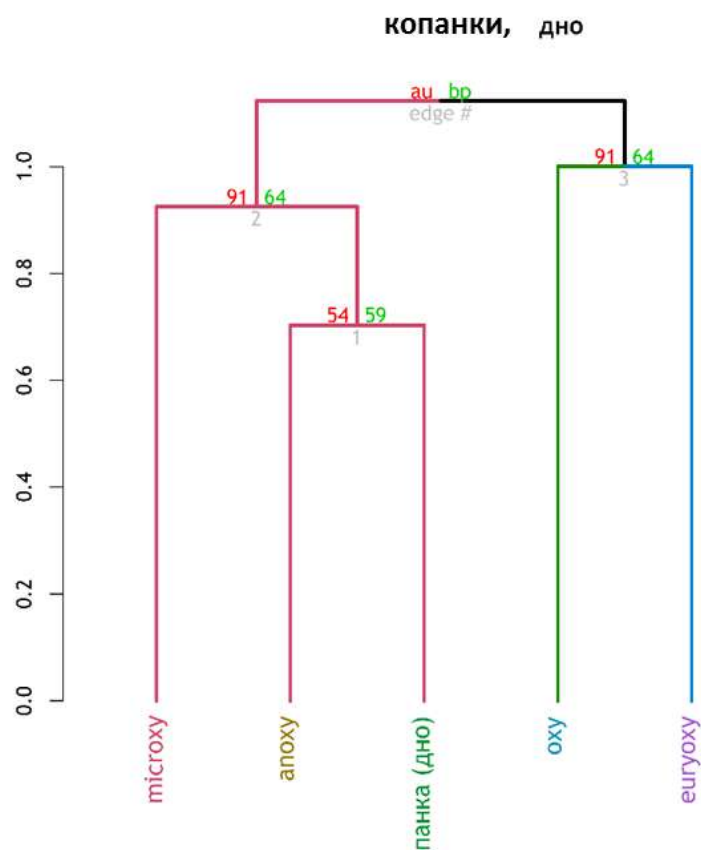


Рис. 6.13 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в копанках (дно; долина р. Псел) (за власними даними). Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.8.

Болота – один з специфічних типів водойм, які характеризуються високою гумінізацією води і своєрідним видовим складом гідробіонтів.

Фактичний матеріал щодо різноманіття інфузорій в болотах басейну Дністра запозичили з робіт А. А. Ковальчука [129]. Попри очікування, ценотест виявив надзвичайно збіднений ценотичний ряд в умовах боліт. В умовах досліджених боліт, подібно до ефемерних водойм і струмків, була присутня лише одна ценоекоморфа – *мікрооксифільна* (рис. 6.14).

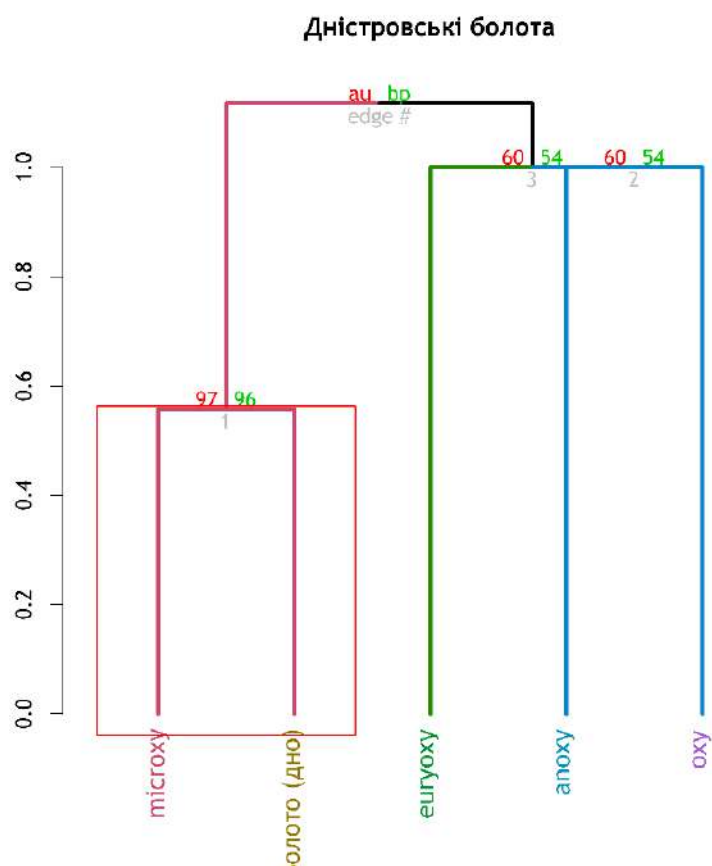


Рис. 6.14 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в болотах (дно, басейн р. Дністер) [129]. Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.8.

Таким чином, запропонований метод центесту дозволяє аналізувати фауністичні матеріали, отримані в різних типах водойм чи їх біотопів на предмет різноманіття представлених в них ценотичних структур рівня угруповання чи ценоекоморф. Цей метод може використовуватись для експрес-оцінки якості середовища у природних і штучних водоймах.

6.2 Угрупування вільноживучих війчастих найпростіших в оселищах різного типу

Як було наголошено у розділі 1, парадигма апріорного ототожнення складу організмів, виявлених в межах біотопу, з відповідним угрупованням, детермінувала наше уявлення про структуру населення найпростіших, незалежно від типів водойм. У кожній водоймі проба, відібрана в бенталі, приймається як проба бентосу, в товщі води – планктону, а в перифіталі – перифітону. Те, що ці угруповання існують, кожне на своєму місці, не піддається сумніву, залишається проаналізувати їх структуру. Аналіз же структури часто дає суперечливі результати, які показують, що «угруповання» чи їх складові компоненти займають місця, не відповідні «реєстрації». Власне, в такому контенті накопичені всі матеріали з екології найпростіших.

Виділені нами ценоекоморфи і їх види-преференти та запропонована система ценоіндикації дозволяють оцінювати фактичний матеріал з позиції представництва у його складі елементів ценотичних структур – ценоекоморф, що розширює можливості аналізу зібраних традиційним способом матеріалів. Як зазначено у розділі 1, консервативний поділ гідроекосистем на біотопи обумовив і високу спеціалізацію гідробіологів, які займаються виключно бентосом, або планктоном. Для такої спеціалізації, треба визнати, існують і об'єктивні причини: висока трудомісткість опрацювання масиву матеріалу, який охоплює якщо й не всі наявні оселища, то принаймні три традиційно виділені біотопи. Тому робіт, зокрема монографічного плану, де було б подано інформацію про війчастих найпростіших одразу з усіх екологічних груп, надзвичайно мало. Більшість фундаментальних праць з екології війчастих найпростіших присвячені одній або двом екологічним групам («угрупованням»), наприклад, морському псамону [1, 2], або бентосним інфузоріям Дніпровських водосховищ [109, 117, 118, 119], або планктонним інфузоріям тих же водосховищ [205– 211].

Щоб проілюструвати різницю між традиційним підходом до вивчення структури населення вільноживучих війчастих найпростіших і запропонованим методом ценоіндикації, скористалися даними з монографії Л. І. Локоть [177], присвяченій екології війчастих найпростіших озер Центрального Забайкалля.

Враховуючи тезу про всесвітній характер поширення цих найпростіших, сподівалися, що виділені нами види-переференти ценоекоморф мають працювати як універсальні показники. Перш за все, наголосимо, що в монографії [177] надані достатньо докладні дані про поширення в біотопах, видовий склад і кількісний розвиток вільноживучих війчастих найпростіших в озерах, які за гідро-морфологічними характеристиками є подібними до водойм, які ми вивчали у заплаві річки Ворскли.

Для порівняння ми скористались даними для двох озер – озера у заплаві р. Ворскла [23, 24, 27, 287] і озера Арахлей в Забайкаллі – обидва глибиною близько 10 м, з літораллю, порослою ВВР. Ці озера не мають алохтонних джерел забруднення. Для озера Арахлей наведено дані щодо видового складу війчастих найпростіших у трьох біотопах і, відповідно, можемо аналізувати структуру кожного з «угруповань» – бентосу, планктону і перифітону ВВР на предмет представленості у їх складі ценоекоморф. Результати аналізу співставлення видів, виявлених в перифіталі, з ценомаркерами представлений на рис. 6.15. За результатами ценотесту, як видно з кластеру, згідно з високим значенням bootstrap-тесту (96), в перифіталі озера Арахлей локалізована *евриоксифільна* ценоекоморфа. Це дає нам підстави вважати, що озеро є незабрудненим і перифіталь ВВР опанована специфічною для таких умов ценоекоморфою.

В цій же монографії [177] наведено дані щодо відборів в озері проб планктону, які, як зазначено в описі методики, відбирали з різних глибин і аналізували як інтегральні. Тобто змішували проби, відібрані з кількох глибин на одній станції, і розглядали як одну.

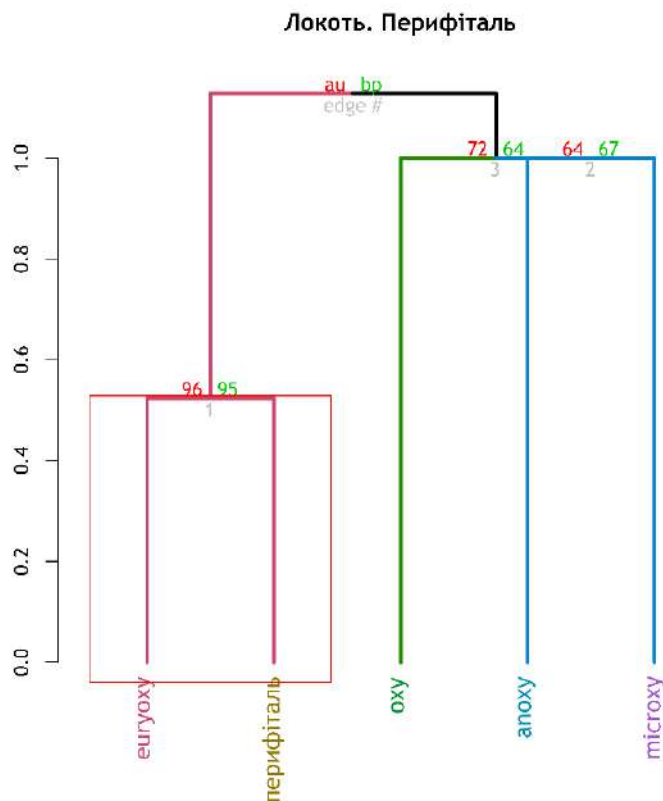


Рис. 6.15 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших перифіталі озера Арахлей, Центральне Забайкалля [177]. Назви ценоекоморф: містоооху – мікрооксифільна, еуооху – евриоксифільна, оху – оксифільна, апооху – аноксифільна.

Результати ценотесту даних з проб планктону відображає кластер (рис. 6.16). Інтегральна проба не показала однозначного результату: об'єдналися дві ценоекоморфи – *оксифільна*, на більш високому рівні подібності (bootstrap-тест = 92) і *мікрооксифільна*, з нижчим значенням (bootstrap-тест = 89).

Зазначимо, що в озері Арахлей має місце оксиклин, в межах якого, вірогідно, існує так зване рідке дно, в якому поширені мікрооксифіли; або ж оксиклин відсутній, але в придонних шарах води формуються мікрооксифільні умови. Види-мікрооксифіли (з роду *Loxodes*) локалізовані у придонних шарах води або на рідкому дні, потрапляли до складу планктону внаслідок інтегрального методу опрацювання проб з пелагіалі.

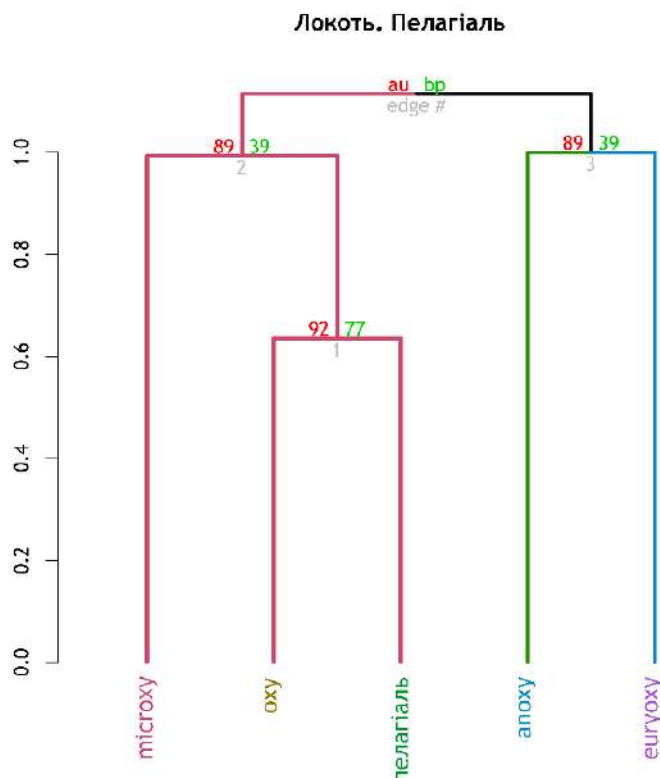


Рис. 6.16 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших пелагіалі озера Арахлей, Центральне Забайкалля [177]. Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.15.

Третій біотоп, у якому досліджувала війчастих найпростіших Л. І. Локоть [177], – це придонний шар води і поверхня донних відкладів з озера Арахлей. Результати ценотесту цих проб показано на рис. 6.17. За результатами ценотесту, з високою вірогідністю стверджуємо, проби відбирали на мілководді серед зарості ВВР, тому у складі придонного планктону присутні представники одразу двох ценоекоморф – мікрооксифільної і евриоксифільної. Обидві ценоекоморфи показали об'єднання на недостатньому рівні для виявлення відповідності проби з озера Арахлей структурі певній ценоекоморфі: *мікрооксифільний* (bootstrap-тест = 0,89) чи *евриоксифільний* (bootstrap-тест = 0,82) (рис. 6.17). Оскільки проба була відібрана як придонна, авторка [177] розглядає її як бентосну. Натомість,

ценотест показує, що пробу відбирали в безпосередній близькості до перифіталі, в заростях ВВР.

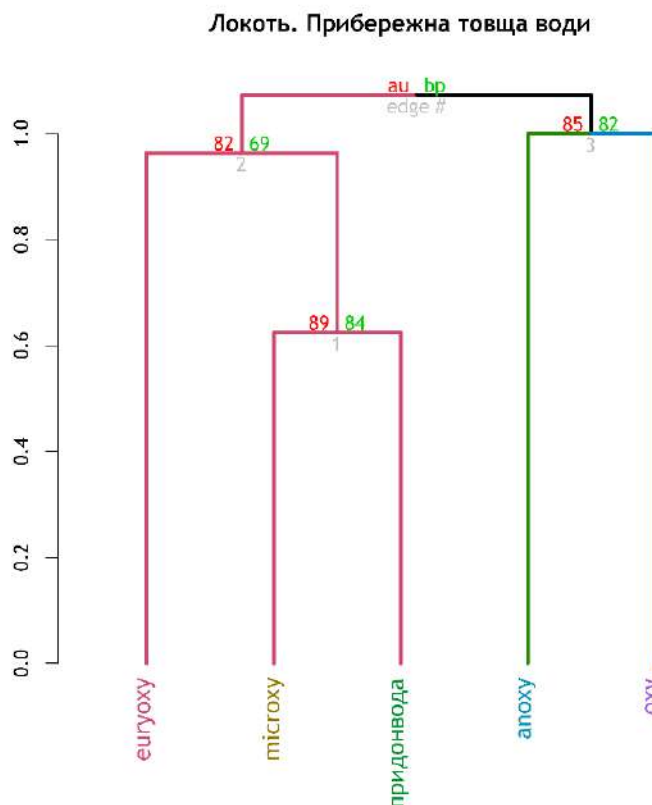


Рис. 6.17 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших у товщі води озера Арахлей, Центральне Забайкалля [177]. Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.15.

Щоб показати різницю між можливостями інтерпретації отриманих даних за допомогою традиційного підходу до відбору проб і запропонованого нами підходу відбору проб вздовж кисневих градієнтів, проаналізували власні дані за допомогою ценотесту, аналогічно тому, як це було показано для даних з озера Арахлей [177].

Аналізували видовий склад війчастих найпростіших з проб, які відбирали від поверхні до дна у центральній частині заплавного озера долини р. Ворскли [23, 24, 27, 31]. Досліджували пелагіаль на предмет планктону

методом, пошарового відбору проб. Принципова різниця нашого підходу полягає у неприйнятті апріорного визнання усієї пелагіалі місцем локалізації планктону.

На графіку (рис. 6.18) показано встановлення приналежності війчастих найпростіших до відповідних ценоекоморф, що реєструвались у пелагіалі на глибині 0,02 і 0,5 м від поверхні. Ценотест продемонстрував, що склад вільноживучих війчастих найпростіших в епілімніоні заплавного озера представлений оксифільною ценоекоморфою з домішками мікрооксифілів.

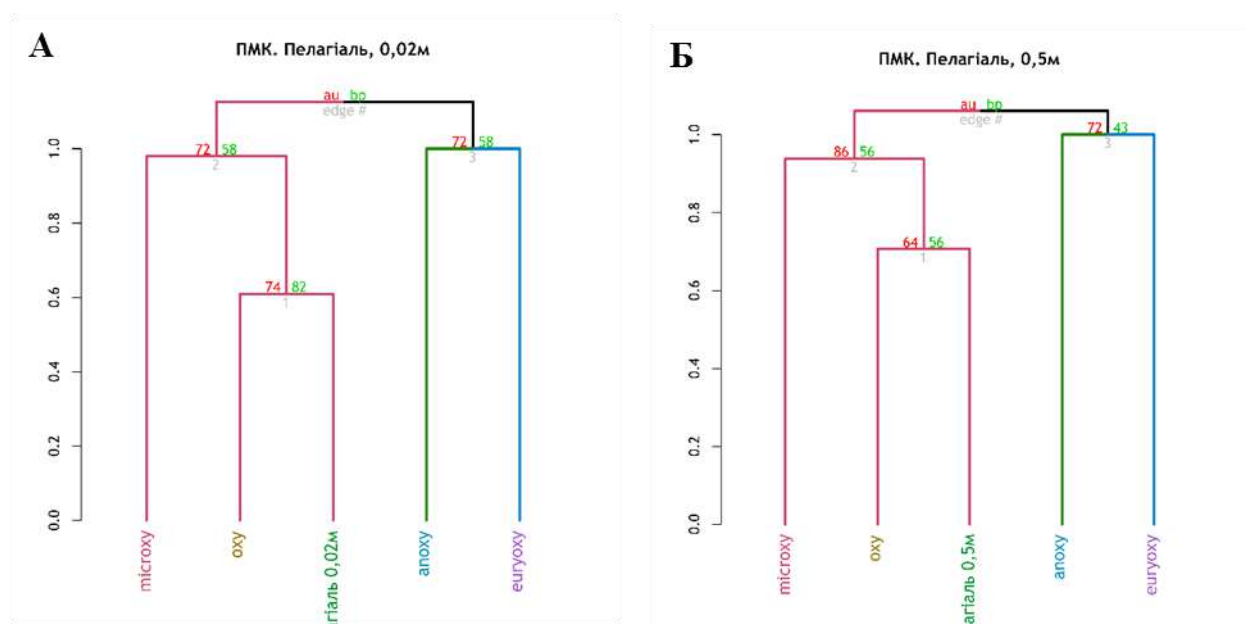


Рис. 6.18 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в пелагіалі на глибинах (А) 0,02 м і (Б) 0,5 м у заплавному озері (басейн р. Ворскла, за власними даними). Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.15.

Те, що у цьому озері відсутні шари води, в яких би локалізувались виключно оксифіли, пов'язано з трофічним станом – евтрофністю озера. Озеро витримує навантаження рекреації. Як видно (рис. 6.18 А і Б), у приповерхневому шарі води і на глибині 0,5 м змішані оксифільна і мікрооксифільна ценоекоморфи.

На глибині 1 м ситуація змінюється і, попри наявність змішаного складу, перевагу отримує мікрооксифільна ценоекоморфа (рис. 6.19 А). На глибині 2 м склад інфузорій представлений виключно представниками мікрооксифільної ценоекоморфи (рис. 6.19 Б).

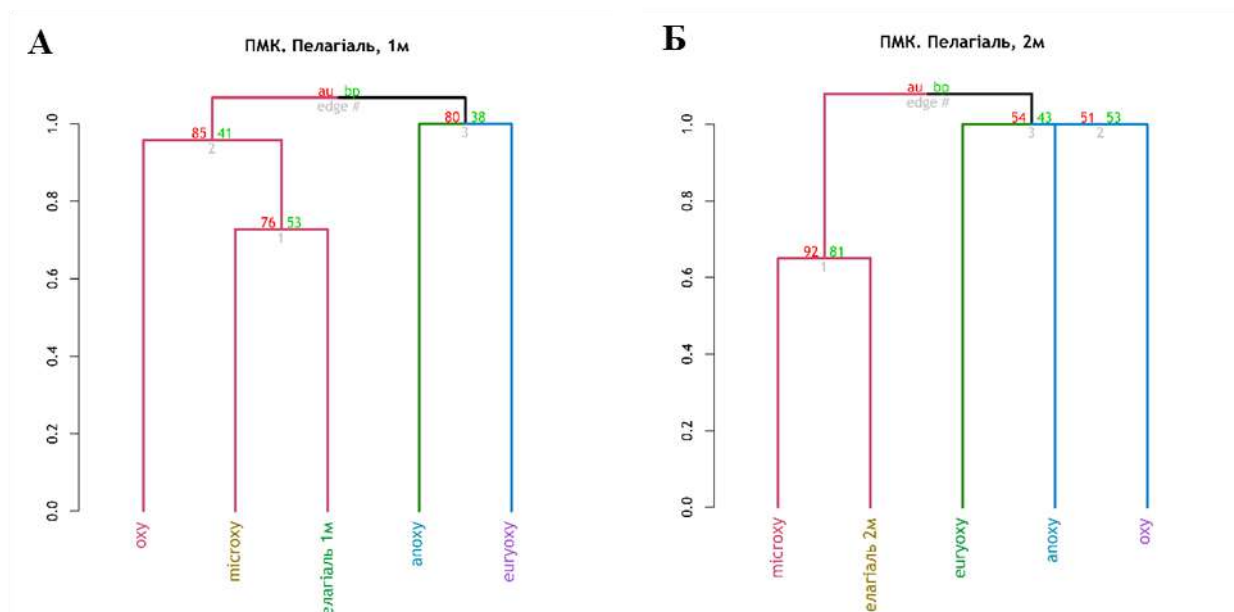


Рис. 6.19 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в пелагіалі на різних глибинах (А) 1 м і (Б) 2 м у заплавному озері (басейн р. Ворскла, за власними даними). Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.15.

На глибині з 3 м в озері реєструється оксиклін і термоклін, а в шарі води з 3м до 3,5 м формується рідке дно з високою концентрацією мікрооксифілів. Ценотест показав що на рідкому дні локалізується мікрооксифільна ценоекоморфа (рис. 6.20 А, Б).

Нижче рідкого дна концентрація кисню стрімко падає. Вже на глибині 4 м відсутність кисню супроводжується зниженням редокс-потенціалу, який на глибині 4 м утримувався на рівні -100 мВ, але не нижче -150 мВ. Як було описано в попередніх розділах, такий рівень редокс-потенціалу є прийнятним для анаеробних видів, проте у таких умовах зазвичай присутні і мікрооксифіли, зокрема, представники роду *Loxodes*.

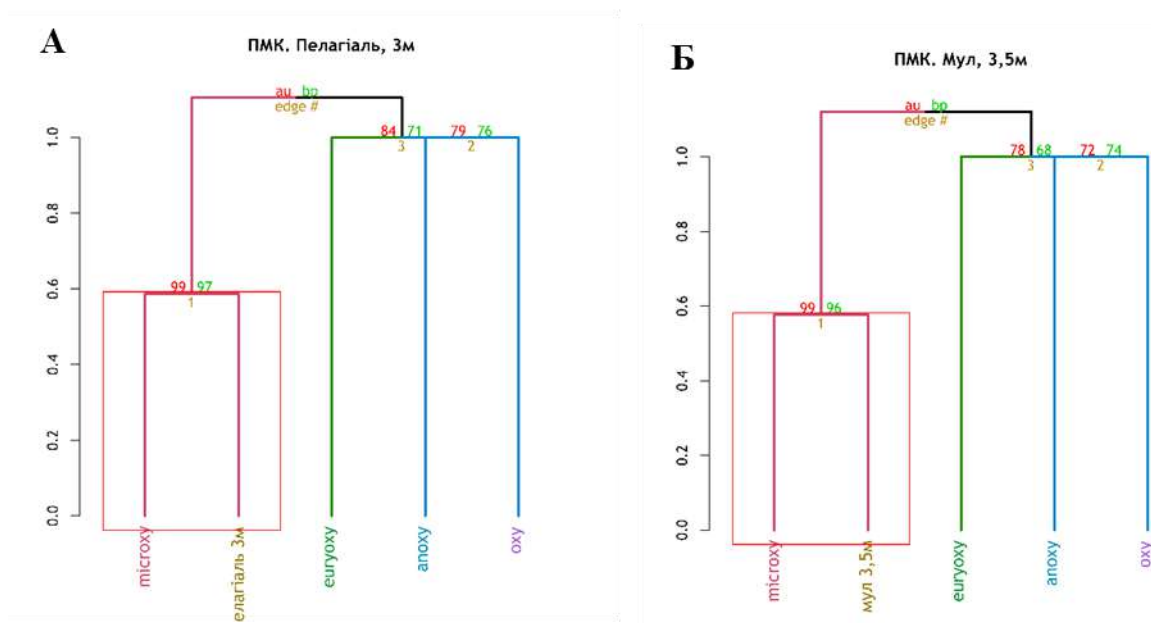


Рис. 6.20 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в пелагіалі на різних глибинах (А) 3 м і (Б) 3,5 м у заплавному озері (басейн р. Ворскла, за власними даними). Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.15.

На глибині 4 м, як показав ценотест, формується проміжна структура, у складі якої переважають *мікрооксифли*, також суттєвим є і представництво *аноксифільної* ценоекоморфи (рис. 6.21 А). Нижче, починаючи з 5 м, редокс-потенціал падав до -200 мВ, а вже з глибини 7 м встановлювався на межі -300 мВ або нижче -360 мВ. Починаючи з глибини 6 м, ценотест з великою достовірністю констатує присутність тут виключно аноксифільної ценоекоморфи. На кластері показано результат аналізу даних проби з глибини 8 м, де товща води заповнена сапропелем (рис. 6.21 Б).

Таким чином, показано що типові планктонні форми в озері реєструються не лише у поверхневому шарі води. Решта об'єму пелагіалі зайнята мікрооксифільною і аноксифільною ценоекоморфами, представників яких, за традиційними підходами, розглядають як бентосні види.

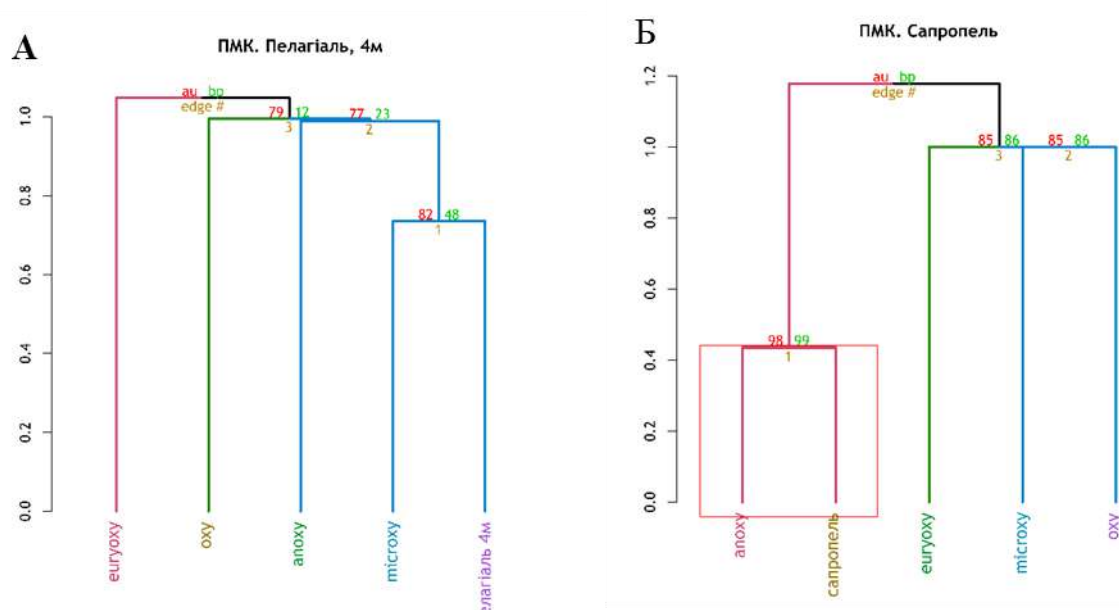


Рис. 6.21 Ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших в пелагiалі на глибині 4 м (А) і та у сапропелі (Б) заплавного озера (басейн р. Ворскла, за власними даними). Пояснення назв ценоекоморф як на рис. 6.15.

Наші дослідження доводять, що присутність, так званих, бентосних форм і анаеробних бентосних форм в пелагiалі не є випадковістю чи артефактом, а є нормою для водойм цього типу. Виходячи з даних про кількість і склад інфузорій в градієнті кисню, доведено, що пелагiаль займають три ценоекоморфи, дві з яких традиційно вважаються бентосними. Детальна інформація про вертикальний розподіл інфузорій дозволяє коректно оцінювати інтенсивність і спрямованість внутрішньоводоймних процесів. В той час як дані, що отримані на підставі інтегральних проб, з великою вірогідністю будуть незіставними з реальними.

Таким чином, показано, що метод ценоіндикації забезпечує адекватний аналіз структури населення війчастих найпростіших, незалежно від місця локалізації водойми і її типу. Це робить його достатньо універсальним тест-методом оцінювання структури населення вільноживучих війчастих найпростіших, незалежно від типу водойм чи типу оселищ.

6.3 Вільноживучі війчасті найпростіші активного мулу

Як відомо, війчасті найпростіші відіграють суттєву роль у процесі очищення стічних вод [272, 273, 277, 289, 290, 297, 315, 316, 321, 344, 403, 414, 449]. Однією з найважливіших функцій війчастих найпростіших в активному мулі є споживання бактеріальної продукції, завдяки чому забезпечується контроль росту і біохімічної активності популяцій бактерій [315, 316, 388, 427, 437].

Активний мул є чи не найбільш вивченим типом систем, утворених живими організмами. Вивчення найпростіших з очисних споруд триває близько 90 років [135, 141, 142, 174, 227, 237, 270, 271, 282, 283, 294, 295, 306, 377, 378, 380, 381, 414 та ін.]. З узагальнення численних публікацій, що стосуються різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших в умовах активного мулу, у його складі зареєстровано близько 160 видів [317, 414], більшість з яких траплялися лише кілька разів. В той же час, близько 60 видів є такими, що реєструються в очисних спорудах у різних частинах світу досить регулярно.

За результатами наших досліджень (обстежено більше 40 очисних споруд в Україні і Польщі), лише третина видів з тих, що вважаються звичайними для активного мулу, характеризувалися високою зустрічальністю в пробах активного мулу – від 50% і більше (табл. 6.1, табл. А.2) [277, 286, 289, 291, 344, 395, 396 410].

Результати аналізу видового складу вільноживучих війчастих найпростіших активного мулу, згідно з запропонованою нами структурою угруповань (див. розділ 4), показали, що усі присутні тут види належать до *аеробного угруповання* (табл. 4.2) і за характеристиками та реакціями на вміст кисню входять до складу *мікрооксифільної ценоекоморфи* (табл. Б.1.4, Б.2.4). Отже перейдемо до розгляду основних ценотичних характеристик активного мулу.

Таблиця 6.1

Види-преференти активного мулу

Види	Трофічні пріоритети	Екоморфи
<i>Acineria uncinata</i>	Х	По
<i>Aspidisca cicada</i>	Б	По
<i>Aspidisca lynceus</i>	Б	По
<i>Carchesium polypinum</i>	Б	С
<i>Chilodonella uncinata</i>	Б	По
<i>Epistylis chrysemydis</i>	Б	С
<i>Epistylis coronata</i>	Б	С
<i>Epistylis entzii</i>	Б	С
<i>Epistylis plicatilis</i>	Б	С
<i>Euplotopsis affinis</i>	Б, А	По
<i>Holophrya discolor</i>	Х	Пл
<i>Litonotus lamella</i>	Х	По
<i>Opercularia articulata</i>	Б	С
<i>Opercularia coarctata</i>	Б	С
<i>Opercularia minima</i>	Б	С
<i>Plagiocampa rouxi</i>	Б, А	Пл
<i>Pseudovorticella elongata</i>	Б	С
<i>Tokophrya quadripartita</i>	Х	С
<i>Vorticella aquadulcis</i>	Б	С
<i>Vorticella infusionum</i>	Б	С
<i>Vorticella microstoma</i>	Б	С

Примітки:

1. Трофічні пріоритети: А – альгофаг, Б – бактеріофаг, Х – хижак.
2. Екоморфи: Пл – плаваюча, По – повзаюча, С – сидяча.

Біхевіоральна структура. За складом екоморф в'ійчасті найпростіші активного мулу представлені трьома групами, серед яких більшість належить до сидячої екоморфи – 63% (рис. 6.22).

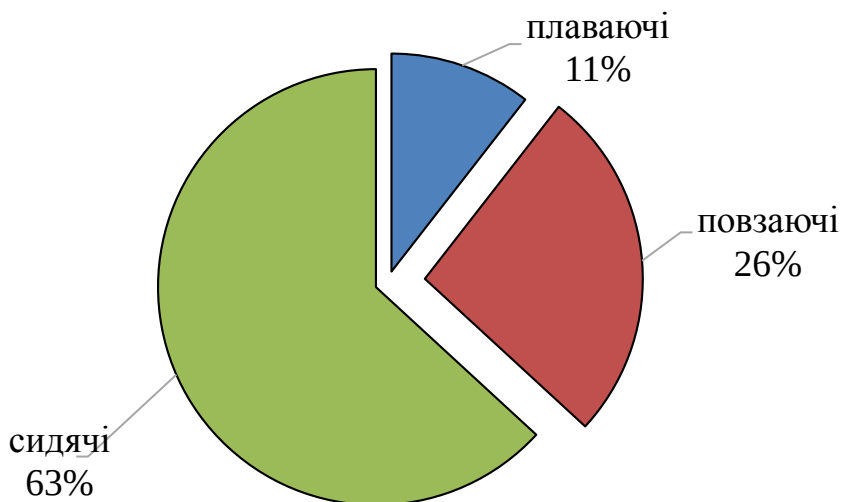


Рис. 6.22 Структура екоморф (біхевіоральна структура) населення в'ійчастих найпростіших активного мулу.

Найбільш типовими представниками сидячої екоморфи в активному мулі можна назвати види: *Epistylis plicatilis*, *E. coronata*, *E. entzii*, *Opercularia coarctata*, *O. articulata*, *O. minima*, *O. microdiscum*, *Carchesium polypinum*. В активному мулі трапляється і ряд представників роду *Vorticella* та *Pseudovorticella*. Найчастіше це *V. aquadulcis*, *V. infusionum*, *V. microstoma*, *Pseudovorticella elongata*.

Порівняно з представленістю плаваючих видів в'ійчастих найпростіших в умовах активного мулу, де постійно виявляються лише два види: *Holophrya discolor* і *Plagiocampa rouxu*, значно більшим є представництво повзаючої екоморфи. Найчастіше в активному мулі присутні такі представники повзаючої екоморфи, як *Aspisia cicada*, *Aspisia lynceus*, *Euplotopsis affinis*, *Acineria uncinata*, *Chilodonella uncinata*, *Litonotus lamella*.

Проведені нами спостереження за змінами біхевіоральної структури в умовах активного мулу в сезонному аспекті показали, що співвідношення екоморф – повзаючих, плаваючих і сидячих війчастих найпростіших в період з літа до осені залишалося досить стабільним (рис. 6.23).

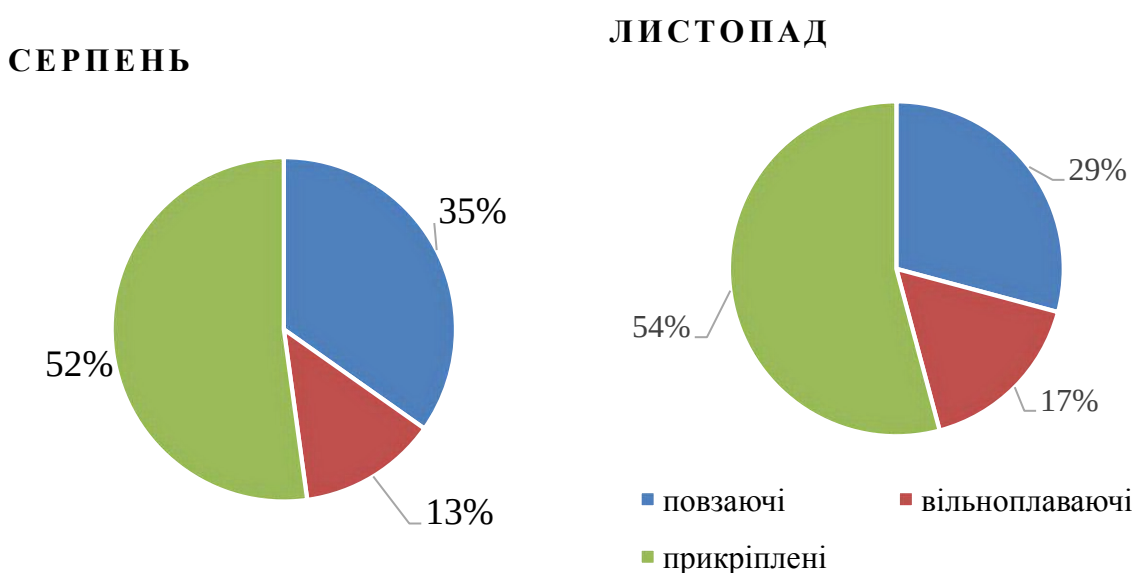


Рис. 6.23 Співвідношення біхевіоральних груп війчастих найпростіших за кількістю видів.

Щільність у кожній з біхевіоральних груп найпростіших з літа до осені суттєво змінювалась. Влітку чисельну перевагу мали повзаючі форми (59%), а восени їх частка скоротилася до 18% (рис. 6.24). При цьому частка сидячих форм за той же період зросла з 39% до 81%.

Отримані дані щодо змін щільності представників різних біхевіоральних груп в активному мулі дає підстави для переосмислення явища сезонних змін в структурі населення вільноживучих війчастих найпростіших. З огляду на те що, на відміну від природних водойм, в умовах очисних споруд у період з літа до осені температура не має тенденції до різких змін, а трофічні і кисневі умови є стабілізованими завдяки зовнішнім енергетичним дотаціям, причини

сезонних коливань ценотичної структури найпростіших стають не аж так очевидними.

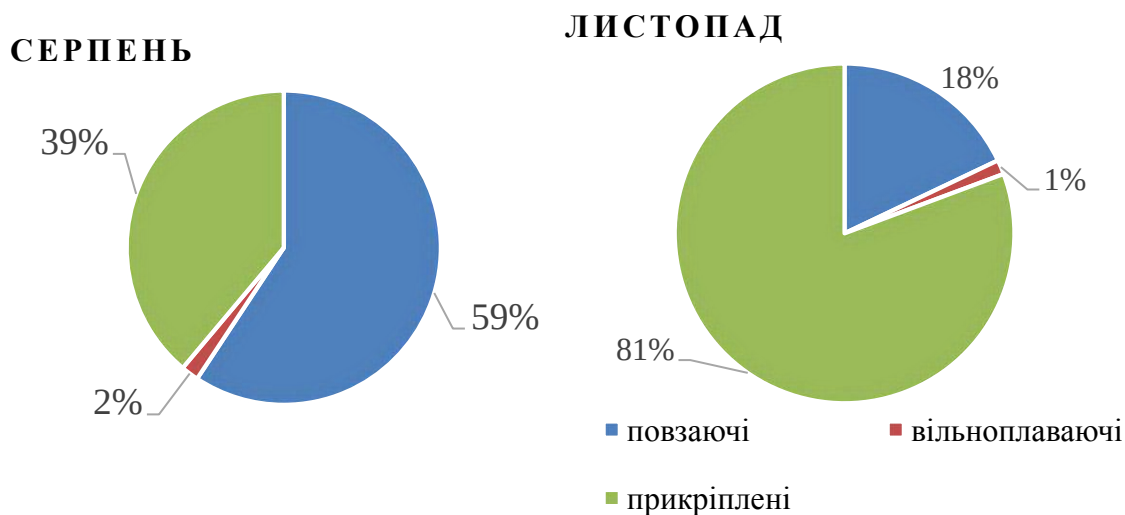


Рис. 6.24 Співвідношення біхевіоральних груп війчастих найпростіших за їх щільністю.

У трофічній структурі активного мулу переважають споживачі бактеріальної продукції і зорієнтовані на споживання їх біомаси хижі види. (рис. 6.25). Найбільш поширеними хижаками, які часто досягають високої чисельності, можна назвати представників повзаючої екоморфи – *Acinertia uncinata* і *Litonotus lamella*, а також плаваючу *Holophrya discolor*. Серед представників Suctorina постійно трапляється кілька видів, серед яких найбільш часто – *Tokophrya quadripartita*.

Корелятивні зв'язки між біхевіоральними групами. Населення вільноживучих війчастих найпростіших в умовах активного мулу є одним з найбільш перспективних модельних об'єктів для вивчення їх екології як на популяційному рівні, так і на рівні угруповань. На відміну від лабораторних експериментів, активний мул в умовах очисних споруд може розглядатись як

культура з контрольованим середовищем, що реалізована в промисловому масштабі.

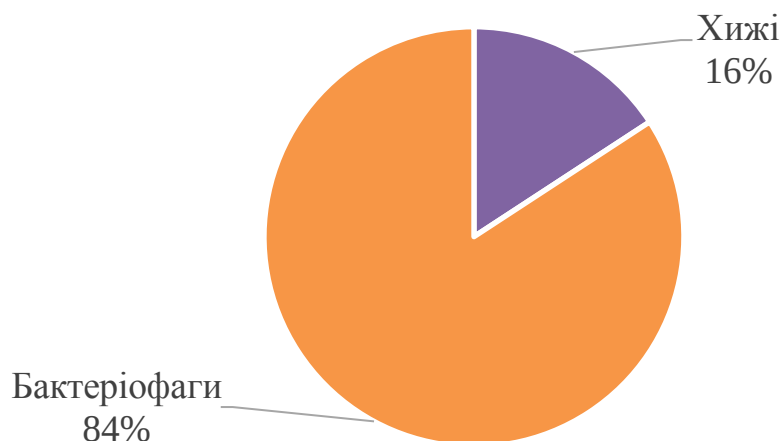


Рис. 6.25 Трофічна структура населення війчастих найпростіших активного мулу.

На підставі аналізу змін біхевіоральної і трофічної структури війчастих найпростіших в умовах очисної споруди отримали наступні результати. Так, висока і середня позитивна кореляція була виявлена між плаваючими і сидячими хижаками (рис. 6.26). Попри те, що вони відрізняються способами здобування їжі, їх існування в активному мулі, очевидно, регулюється тими самими факторами – перш за все, щільністю жертв.

Високу позитивну кореляцію продемонстрували прикріплені і повзаючі бактеріофаги (рис. 6.27). Наявність кореляційних зав'язків між різними екоморфами однієї трофічної групи доводить, що, попри те, що вони конкурують за спільний ресурс, їх морфологія і контрольований простір забезпечує розходження екологічних ніш, а збільшення ресурсу викликає однакову реакцію, що є причиною позитивного кореляційного зв'язку.

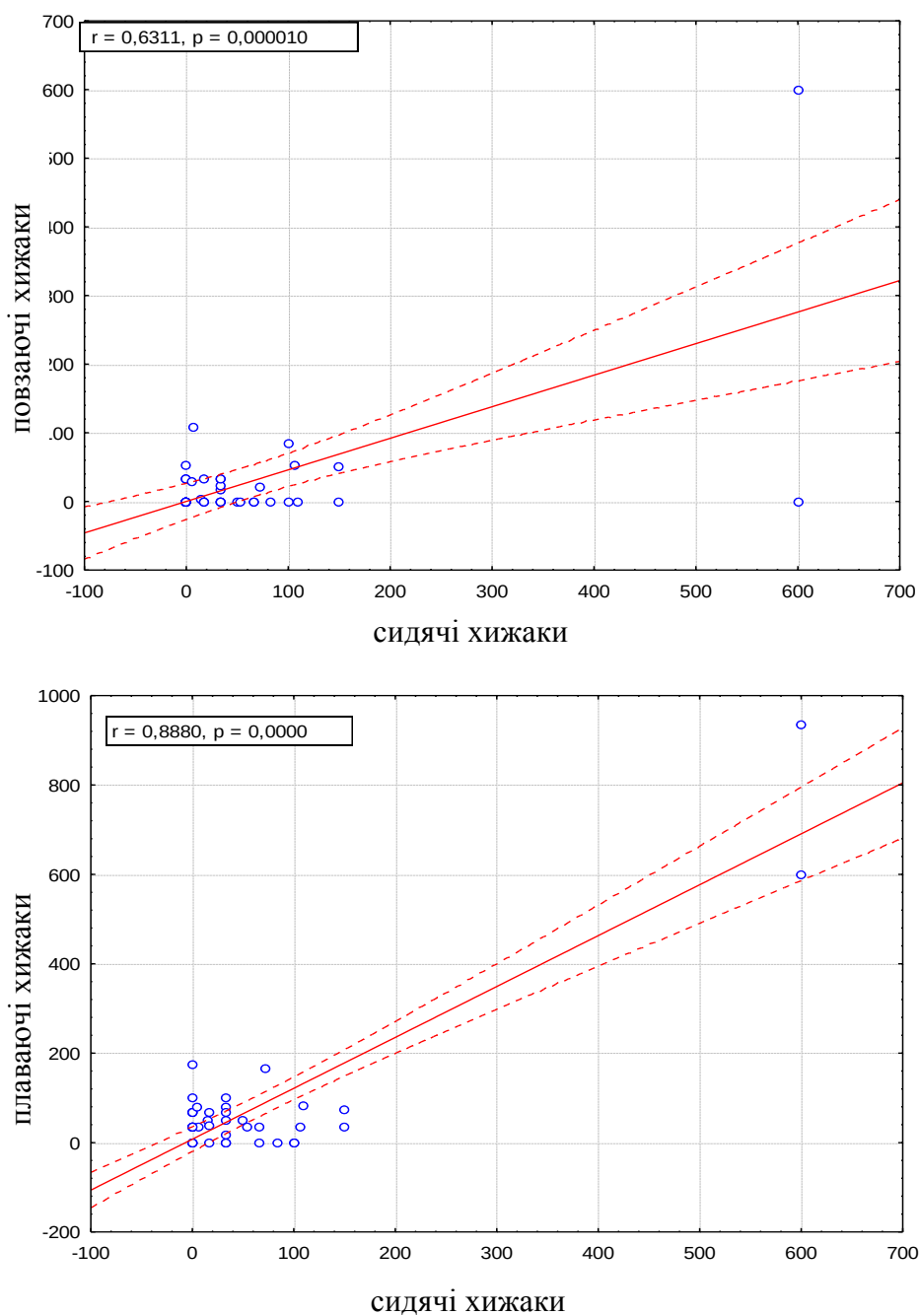


Рис. 6.26 Кореляції між хижими війчастими найпростішими – представниками плаваючої і сидячої екоморф.

Як показали наші дослідження, незалежно від змін у складі активного мулу, серед вільноживучих війчастих найпростіших майже обов'язковим компонентом залишаються повзаючі бактеріофаги, серед яких найбільш стабільним компонентом активного мулу є види з роду *Aspidisca*.

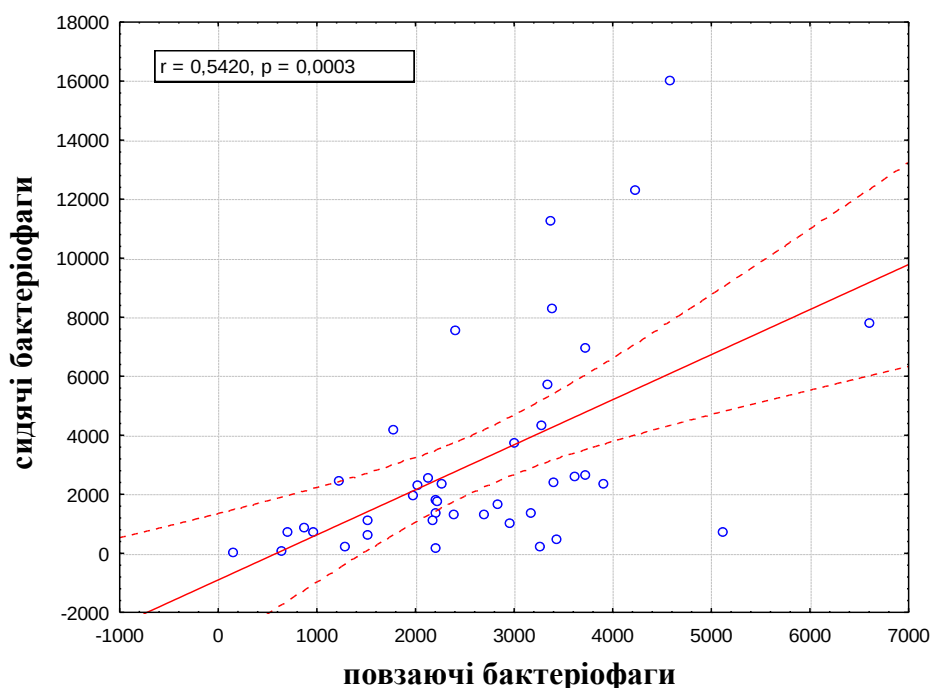


Рис. 6.27 Кореляція між сидячими і повзаючими бактеріофагами.

Проведений кореляційний аналіз на предмет зв'язку між повзаючими бактеріофагами і хижаками з різних біхевіоральних груп виявив між ними високу позитивну кореляцію (рис. 6.28). Наявність кореляційних зв'язків між цими біхевіоральними групами має суто трофічну основу. Саме представники повзаючих бактеріофагів мають тенденцію до швидкого нарощування щільності популяцій і, тим самим, забезпечують ресурсну базу для різних груп хижих видів.

Кореляційні зв'язки між біхевіоральними групами і концентрацією сполук азоту. Кількісний розвиток і видовий склад війчастих найпростіших активного мулу змінюються у залежності від складу стічних вод і умов експлуатації очисних споруд. Найбільш значимими чинниками, що впливають на склад найпростіших в активному мулі, є рівень насичення киснем і кількість органічних сполук.

Одним з стандартних показників забруднення поверхневих вод є вміст сполук азоту – нітратів, нітритів і амонію. Вплив цих чинників на війчастих найпростіших вивчали в умовах лабораторного експерименту, в якому

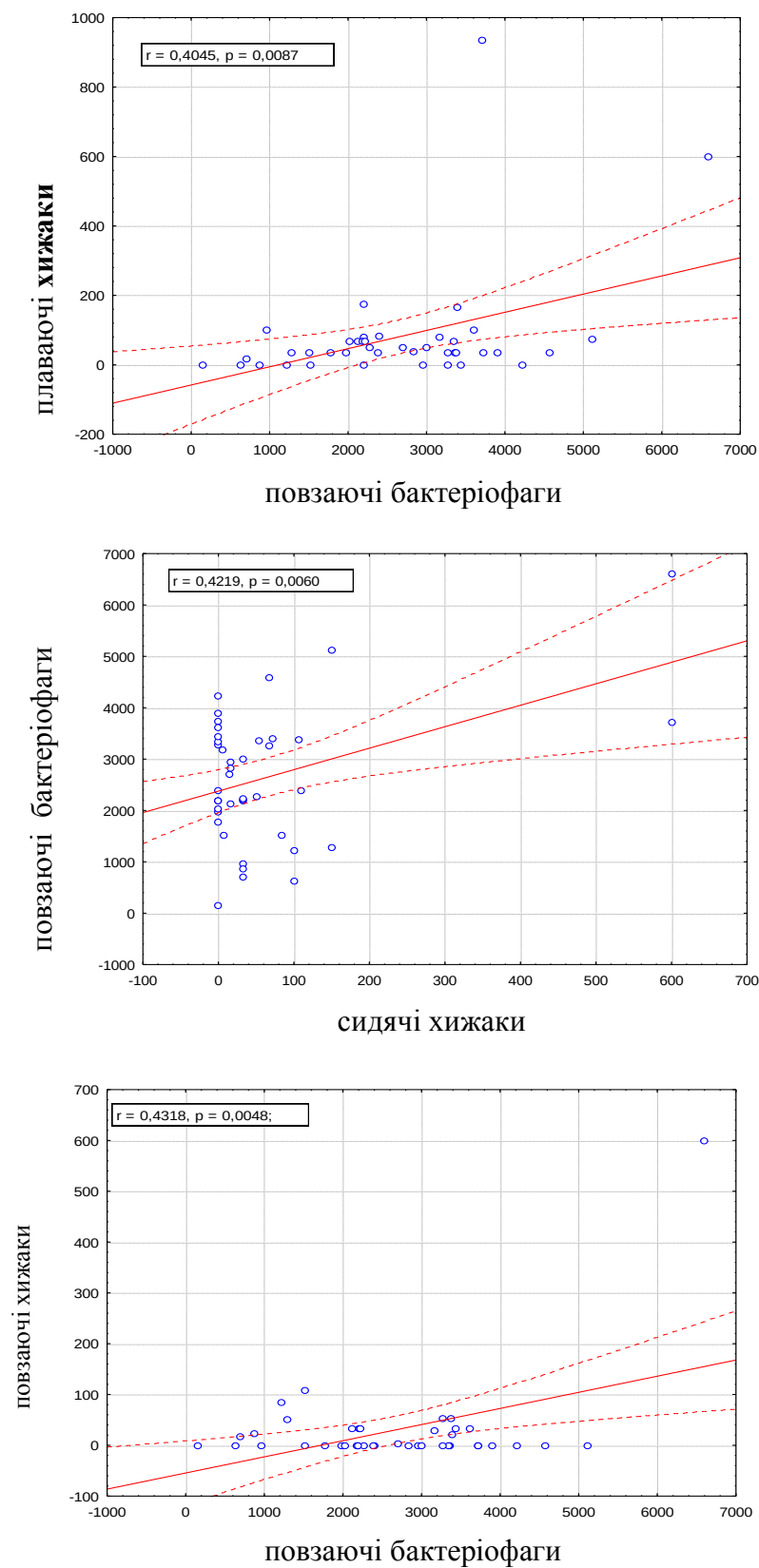


Рис. 6.28 Кореляції між плаваючими, повзаючими і сидячими хижими війчастими найпростішими та повзаючими бактеріофагами.

використовували активний мул з очисної споруди Хайдов (Люблін, Польща) [294, 345, 409].

Результати аналізу зв'язків між трофічними та біхевіоральними групами і концентрацією сполук азоту продемонстрували, що кореляція між концентрацією сполук азоту та трофічними групами найпростіших виявилась на низькому рівні. Так, хижаки виявили слабкий позитивний зв'язок з концентрацією іонів амонію, а бактеріофаги – з концентрацією нітрат-іонів (рис. 6.29).

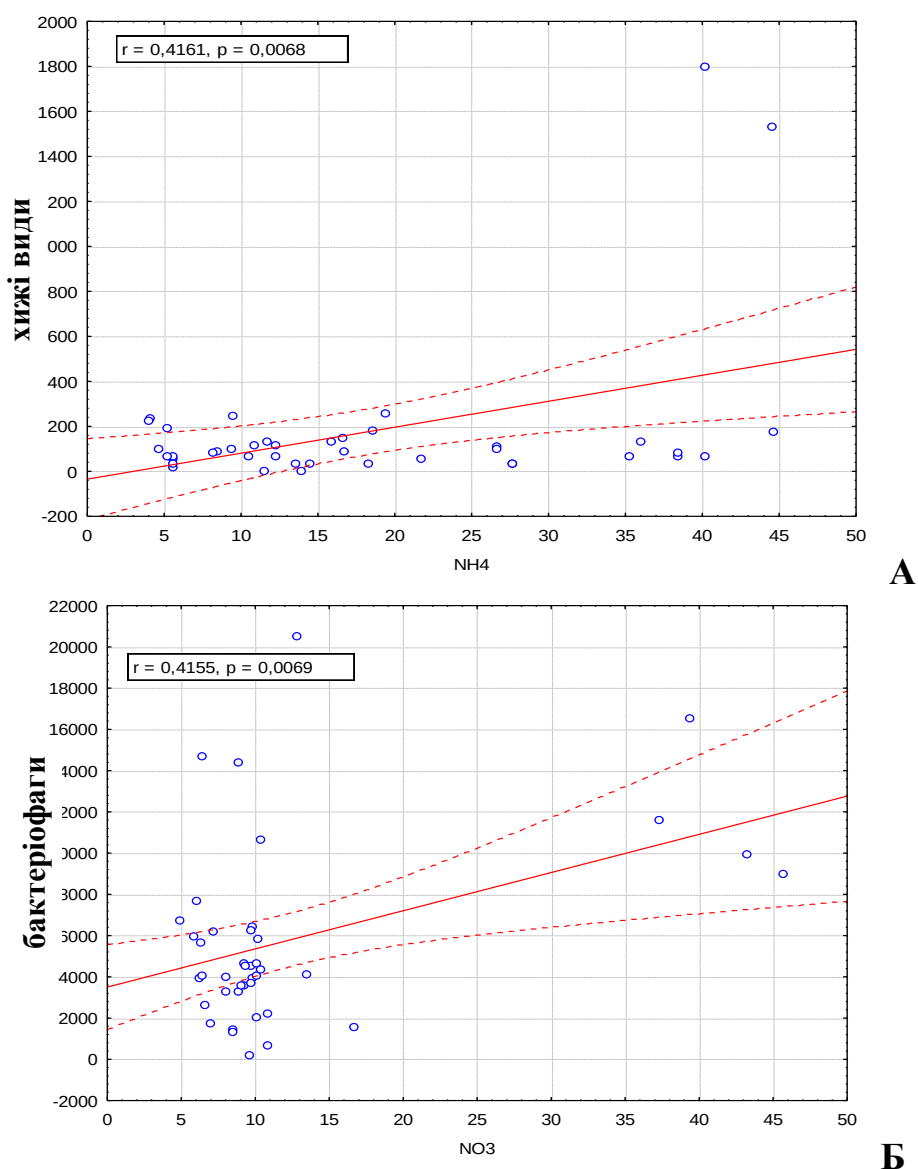


Рис. 6.29 Кореляція між концентрацією (А) іонів амонію та щільністю хижих видів і (Б) між концентрацією нітрат-іонів та щільністю бактеріофагів.

Оскільки видовий склад найпростіших залежить від умов середовища в аеротенках, структуру функціональних груп найпростіших можна вважати показником ефективності очищення стічних вод. Це підтверджують активні дослідження щодо можливостей використання війчастих найпростіших як індикаторів якості процесу очищення стічних вод [29, 238, 345, 411, 414, 418, 420].

Через наявність реакції біхевіоральних груп найпростіших на вміст сполук азоту, ми дослідили також реакції окремих популяцій інфузорій на ці чинники. Наприклад, популяції *Vorticella infusionum* і *Epistylis coronata* в градієнті нітрат-іонів показали наявність слабкої позитивної кореляції (рис. 6.30 А, Б).

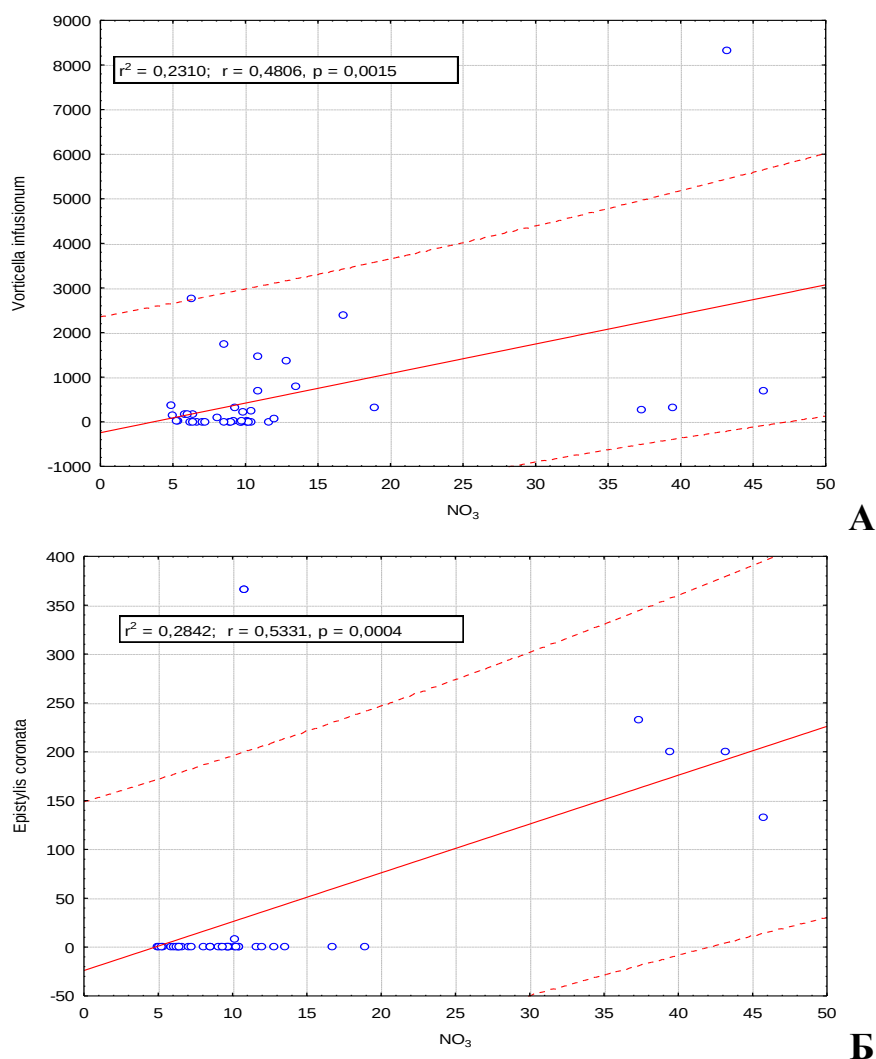


Рис. 6.30 Кореляція між концентрацією нітрат-іонів та щільністю (А) *Vorticella infusionum* і (Б) *Epistylis coronata*.

Наявність позитивної кореляції з нітрат-іоном свідчить про негативну реакцію цих видів на погіршення кисневих умов. В очисних спорудах ці види дають максимуми щільності саме на етапі завершення очищення, коли зростає кількість нітратів і знижується вміст іону амонію. Це підтверджується наявністю негативної кореляції між вмістом іону амонію і щільністю *Epistylis coronata* (рис. 6.31).

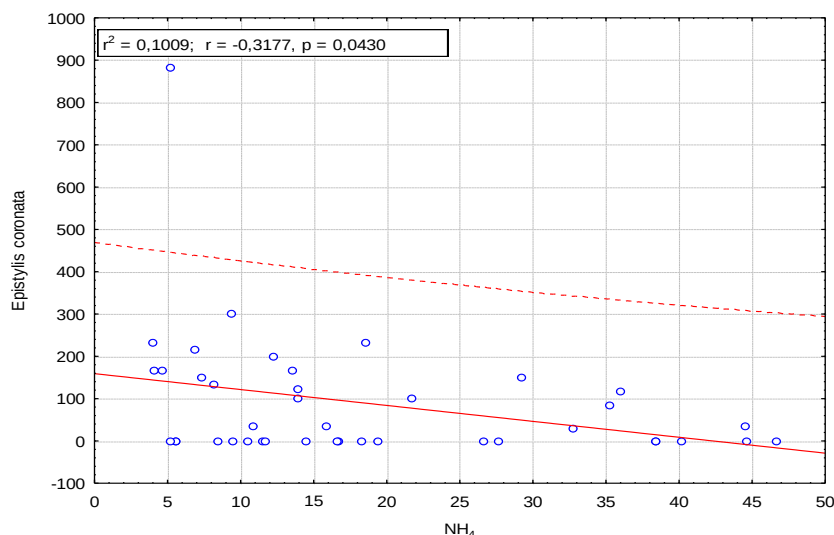


Рис. 6.31 Кореляція між концентрацією іону амонію та щільністю *Epistylis coronata*.

Зв'язок з вмістом іону амонію мали і типові представники активного мулу *Opercularia minima* та *Holophrya discolor*. В градієнті іону амонію ці види продемонстрували наявність позитивних кореляційних зв'язків (рис. 6.32).

Питання про статус активного мулу залишається дискусійним. Статус активного мулу в ієрархії ценотичних структур у межах традиційної парадигми поділу гідроекосистем на біотопи і, відповідно, поділу на біоценози або екологічні групи – бентос, планктон, перифітон, – було вирішено таким чином: активний мул – це специфічний штучний біоценоз з особливими структурними характеристиками. «Активний мул являє собою складну екосистему, до якої входить велика кількість представників мікрофлори і мікрофауни» [34]. З іншого боку, є намагання знайти природні аналоги пластівцям активного мулу. Так, дослідники вбачають подібність активного мулу з «морським снігом» та «детритним дощем» у прісних водоймах.

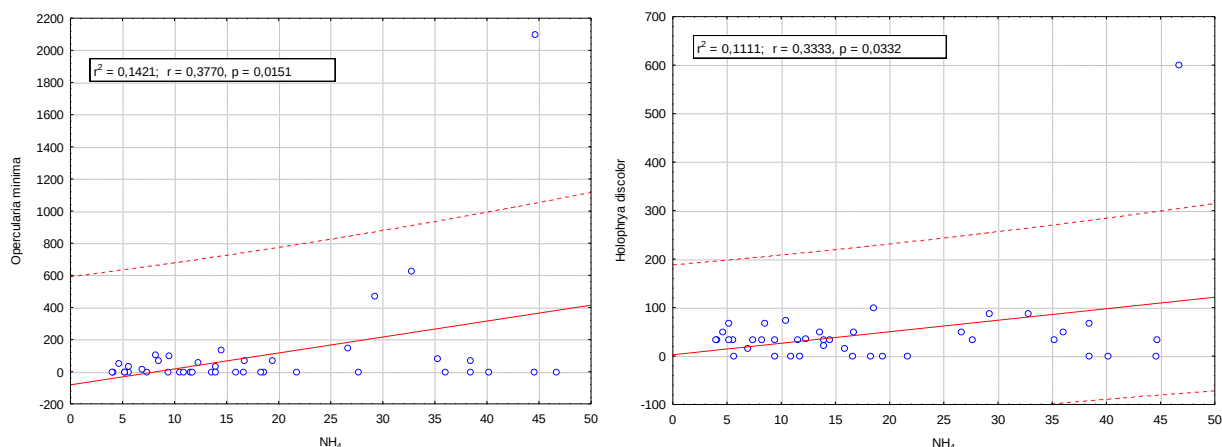


Рис. 6.32 Кореляція між концентрацією іону амонію та щільністю *Opercularia minima* і *Holophrya discolor*.

Зважені у воді частки, які є зануреними у воду поверхнями, є привабливим оселищем для бактерій та інших мікроскопічних організмів [103]. Ці частки можуть одночасно бути багатим джерелом їжі як власне самі, так і завдяки адсорбції на своїх поверхнях речовин з товщі води. Бактерії, сконцентровані на зважених частках, приваблюють численних бактеріофагів – інфузорій, джгутикових, амеб, а також хижаків, які ними живляться. «Головним чином, це повзаючі і сидячі види – представники донних оселищ» [310]. Існує думка, що «частки активного мулу, які утворюються в біологічних реакторах, не мають значних відмінностей від агрегатних часток, які виявляються в природних водоймах» [343, стор. 10].

Активний мул за своїми фізичними характеристиками також нагадує сапропель, хоча умови існування у цих двох середовищах кардинально різні за таким важливим параметром як кисень. Сапропель – це середовище анаеробне, тоді як активний мул є штучною системою з постійним або періодичним збагаченням киснем шляхом продування крізь неї повітря. Активний мул існує в умовах контрольованого вмісту кисню і, тим самим, є середовищем з обмеженою кількістю екологічних ніш за параметром – розчинений кисень.

Зазвичай вміст кисню в очисних спорудах утримують на рівні 3–4 мг/л, що робить умови стабільними, а склад видів, що тут мають розвиватись, передбачуваним.

У складі активного мулу присутні декілька груп гідробіонтів, серед яких домінують найпростіші найчастіше – саме вільноживучі війчасті найпростіші (Ciliophora), які представлені досить значним різноманіттям видів, порівняно з іншими групами організмів.

Деякі з цих видів також є широко поширеними й у природних водоймах. Перш за все, це *Acineria uncinata*, *Aspidisca lynceus*, *Aspidisca cicada*, *Carchesium polypinum*, *Chilodonella uncinata*, *Epistylis plicatilis*, *Euplotopsis affinis*, *Holophrya discolor*, *Litonotus lamella*, *Plagiocampa rouxi* (табл. А.2).

За результатами наших досліджень, вільноживучі війчасті найпростіші, що входять до складу активного мулу, є типовими представниками мікрооксифільної ценоекоморфи (табл. 4.2). Їхні вузькі діапазони толерантності до вмісту кисню треба вважати їх головною відмінністю. Більшість типових видів з активного мулу у природних водоймах є нечисленними і не широко поширеними, оскільки у природних водоймах не існує оселищ з умовами подібними до активного мулу.

Основною характеристикою активного мулу є енергодотаційність: він існує завдяки постійному систематичному постачанню органічних речовин і кисню. В ньому формуються специфічні умови, за яких, на тлі високого вмісту органічних речовин і трофічного забезпечення, штучно підтримуються кисневі умови у вузькому інтервалі змін цього фактору.

Як вже було зазначено, виявлені в активному мулі види є типовими мікрооксифілами. У природі їх просторова локалізація обмежена зонами з низьким вмістом кисню: донні відклади, детрит, рештки відмерлих рослин.

З точки зору традиційного визначення типу угруповання за екоморфами, які переважають у його складі, активний мул може бути впевнено класифікований як перифітон: у складі його преферентів 63% складають сидячі форми, 26% – повзаючі, і лише 11% – плаваючі форми.

Аналіз екоморф вільноживучих війчастих найпростіших, представлених в активному мулі, переконливо доводить нашу тезу про те, що їх подібність до екоморф макроформ – це лише прояв псевдо-конвергенції, оскільки конвергенція зумовлена впливом тих самих чинників, які призводять до формування комплексу схожих ознак у немонофілетичних групах. У випадку з найпростішими подібність їх форм до макроформ має іншу причинно-наслідкову основу. У випадку з макроформами морфологічні зміни – це адаптації до таких умов біотопів як, передусім, наявність і характер субстрату, а у випадку з найпростішими – це адаптації до кисневих умов.

Попри наявність у найпростіших морфологічних ознак приналежності до перифітону, вони не зорієнтовані на існування власне в перифіталі і використовують в якості поверхонь прикріплення будь-які частки значно меншого розміру, аніж їх власний розмір. Преважна більшість представників сидячої екоморфи активного мулу мають життєву форму, у якої відсутня скоротлива міонема, а це ще одна ознака їх приналежності до мікрооксифілів.

Таким чином, вільноживучі війчасті найпростіші, що систематично реєструються в активному мулі, є типовими представниками мікрооксифільної ценоекоморфи, які мають оптимуми в інтервалі кисню, що утримується в очисних спорудах відповідно до технологічних норм. Саме перебування популяцій в умовах стабільного оптимуму дозволяє їм демонструвати такі високі кількісні показники, яких ці види ніколи не реалізують у нестабільних природних умовах

Активний мул є штучною системою з високо стабільними умовами, що обмежують кількість потенціальних еконіш найпростіших. Саме це є основною причиною невисокого різноманіття найпростіших в очисних спорудах і надзвичайно високої подібності виявлених там видових складів організмів, незалежно від країни, континенту і кліматичної зони. Відмінності у видових складах є результатом відмінностей технологічних схем, режиму роботи очисних споруд і якості та кількості стоків.

Висновки до розділу 6

Доведено, що структура вільноживучих війчастих найпростіших є показовою в стосунку до типу гідроекосистем і та їх реакції на збільшення рівня органічного забруднення водойм. Відповідно, їх структурна організація може бути використана для біоіндикації стану водних екосистем.

Виділені види-преференти чотирьох ценоекоморф використовуються у якості маркерів, шляхом порівняння з якими оцінюється стан різнотипних водойм.

Ценоіндикація може бути застосована як для оцінки водойм різного типу, так і для оцінки різноманіття ценотичних структур представлених в різного типу оселищах.

Ценотичний аналіз структури населення вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах різного типу показав, що в малих річках існує лише аеробне угруповання, представлене двома ценоекоморфами: мікро- і евриоксифільною.

Структура населення вільноживучих війчастих найпростіших мілководних заплавлених озер, на відміну від такої в малих річках, характеризується наявністю в них двох угруповань – аеробного і анаеробного. В озерах аеробне угруповання представлене двома ценоекоморфами: мікрооксифільною і евриоксифільною. Відсутність оксифільної ценоекоморфи є їхньою характерною особливістю. В озерах глибиною більше 5 м і виразною пелагіаллю формується найбільш складна ценотична структура населення вільноживучих війчастих найпростіших. У таких озерах аеробне угруповання частіше за все представлене трьома ценоекоморфами: мікрооксифільною, евриоксифільною і оксифільною.

Наявність в озерах окси- і термоклину сприяє формуванню в них стійких анаеробних зон з сапропелем. В безкисневих умовах вільноживучі війчасті найпростіші представлені анаеробними видами.

Для струмків, ефемерних водойм і неглибоких заплачних боліт характерним є розвиток представників лише мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання.

В штучних водоймах, глибини яких перевищують 1,5 м, спостерігається присутність двох угруповань анаеробного і аеробного угруповань і, відповідно, двох ценоекоморф – аноксифільної і мікрооксифільної.

У пелагіалі глибоководних озер, як правило, представлені три ценоекоморфи: оксифільна, мікрооксифільна і аноксифільна.

На відміну від пелагіалі, в умовах бенталі в результаті наявності кисневого градієнту, як правило, реалізується дві ценоекоморфи – аноксифільна і мікрооксифільна. Поділ їх життєвих просторів проходить на межі оксиклину, який формується на глибині 1–2 см нижче поверхні донних відкладів.

В умовах перифіталі активно вегетуючих вищих водяних рослин переважає представництво евриоксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання. Тоді як на відмираючих частинах рослин або рослин, вкритих детритом чи частками мулу, як правило, реєструються представники мікрооксифільної ценоекоморфи.

Ценотичний аналіз структури населення вільноживучих війчастих найпростіших активного мулу показав, що вона представлена аеробним угрупованням з мікрооксифільною ценоекоморфою. Стабільність умов існування, що штучно підтримуються в активному мулі, обмежує кількість потенціальних екологічних ніш найпростіших. Стабільні умови є причиною невисокого різноманіття вільноживучих війчастих найпростіших в очисних спорудах.

Аналіз структури населення вільноживучих війчастих найпростіших у водоймах з різним рівнем органічного забруднення показав, що у процесі підвищення рівня органічного забруднення водойми відбувається спрощення структури угруповань і зменшення кількості представлених ценоекоморф. Першою з структури угруповань зникає оксифільна ценоекоморфа, у

подальшому – евриоксифільна, а при зростанні рівня органічного забруднення водойми в гідроекосистемі реєструються тільки представники мікрооксифільної ценоекоморфи. В аеротенках очисних споруд, за умов штучної аерації і високого рівня трофності, населення активного мулу представлене виключно видами-преферентами мікрооксифільної ценоекоморфи.

ВИСНОВКИ

На основі досліджень поширення, різноманіття та кількісного розвитку вільноживучих війчастих найпростіших розроблено методологію виділення їхніх ценотичних структур та встановлено закономірності формування угруповань у прісних водоймах різного типу. Виділені угруповання використано як основу для ценоіндикації, яка дозволяє давати експрес-оцінку якості водного середовища і трофічного статусу водойм.

1. У водоймах основних річкових басейнів на території України (Дніпра, Дунаю, Дністра, Південного Бугу, Сіверського Дінця, басейну річок Причорномор'я, Приазов'я та Криму) зареєстровано 1192 види вільноживучих війчастих найпростіших (Chromista, Ciliophora), які належать до 303 родів, 128 родин, 38 рядів і 11 класів.

2. Вперше для фауни вільноживучих війчастих найпростіших континентальних водойм України вказано 71 вид, що належить до 56 родів, 44 родин, 22 рядів і 9 класів.

3. У басейні Дніпра виявлено 971 вид з 280 родів, 121 родини та 11 класів, в басейні Дунаю – 385 видів з 164 родів, 84 родин та 11 класів, в басейні Сіверського Дінця – 303 види з 143 родів, 80 родин та 11 класів, Дністра – 261 вид з 137 родів, 76 родин та 11 класів, Південного Бугу – 133 види з 75 родів, 53 родин та 11 класів, в басейні річок Криму – 127 видів з 81 роду, 54 родин та 11 класів, в басейні річок Причорномор'я – 109 видів з 72 родів і 53 родин та 10 класів, а також 62 види з 51 роду, 39 родин і 9 класів – у басейні річок Приазов'я.

4. Найбільшою подібністю видового складу війчастих найпростіших за індексом Серенсена характеризуються басейни Дністра і Дунаю – 56%; Дніпра і Дунаю 47%, Дністра і Сіверського Дінця – 44%. Найменша подібність

відмічена між басейнами Дніпра і Південного Бугу (21%) та Дніпра і водоймами Криму – 18%.

5. Найбільшу кількість видів війчастих найпростіших виявлено у річках – 592 види, дещо меншу – у водосховищах – 525 видів, найменшою кількістю видів вирізняються солоноводні озера – 84 види, водойми-охолоджувачі – 47 видів і копанки – 27 видів. В активному мулі виявлено 73 види вільноживучих війчастих найпростіших.

6. Запропоновано концепцію *«біотопічного парадоксу найпростіших»*, згідно з якою у гіперпросторі водойм специфічні *ценотичні об'єднання* вільноживучих війчастих найпростіших формуються відповідно до скалярних полів фізичних і хімічних факторів.

7. Запропоновано *методологію* виділення ценотичних структур вільноживучих війчастих найпростіших на основі поширення їх популяцій у градієнті кисню, як головного лімітуючого фактора.

8. На основі концепції біотопічного парадоксу найпростіших запровадили універсальну одиницю розрахунків щільності популяцій вільноживучих війчастих найпростіших у бенталі, пелагіалі і перифіталі.

9. Встановлено когерентність населення вільноживучих війчастих найпростіших, яка полягає у його структурній, просторовій і функціональній корелятивності і взаємозалежності його компонентів – угруповань та ценоекоморф.

10. Доведено ефект когерентності біотопів як властивості гідроекосистем, який полягає у тому, що дві або більше ценоекоморфи можуть отримувати життєвий простір і ресурси у межах одного біотопу, в разі їх узгодженості з кисневими градієнтами.

11. Виділено два фізіономічно відмінних угруповання – анаеробне і аеробне, які просторово розмежовані в гідроекосистемах окисклином і функціонують на принципово різних біохімічних платформах.

12. У складі аеробного угруповання в різних інтервалах кисневого градієнту формуються три ценоекоморфи: мікрооксифільна, оксифільна і

евриоксифільна. Оксифільна ценоекоморфа представлена сидячою і плаваючою екоморфами, мікрооксифільна – сидячою, плаваючою і повзаючою, а евриоксифільна ценоекоморфа – сидячою і повзаючою екоморфами.

13. Анаеробне угруповання формується в стійких безкисневих умовах і представлено аноксифільною ценоекоморфою. Серед типових представників аноксифільної ценоекоморфи найбільш поширеними є *Brachonella spiralis*, *Caenomorpha medusula*, *Metopus es*, *Saprodinium dentatum*, *Trimyema compressum*.

14. Встановлено, що максимальних значень біомаси та деструкції евриоксифільна ценоекоморфа досягає в діапазоні концентрацій кисню 13–17 мг/л, оксифільна в діапазоні 9–11 мг/л, а мікрооксифільна в діапазоні 1–3 мг/л.

15. Запропоновано метод ценоіндикації стану водних екосистем, який дозволяє здійснювати експрес-тестування якості водного середовища на підставі просторової локалізації та кількості присутніх у водоймі ценоекоморф.

16. В умовах поступового підвищення трофності водойми з структури угруповань на першому етапі зникає оксифільна ценоекоморфа, у подальшому – евриоксифільна, а при критичному навантаженні водойм виявляються тільки представники мікрооксифільної ценоекоморфи.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Агамалиев И. Х., Манаров А. А. Модифицированный метод импрегнации и его преимущества. *Зоол. журн.* 1995. т. 74, Вып. 2. С. 139–143.
2. Алеев Ю. Г. Экоморфология. Киев: Наук. думка, 1986. 424 с.
3. Алекперов И. Х. Новая модификация методики импрегнации кинетосома инфузорий протеинатом серебра. *Зоол. журн.* 1992. Т. 71, Вып. 2. С. 130–133.
4. Алекперов И. Х. Свободноживущие инфузории Азербайджана (экология, зоогеография, практическое значение): монография. Баку, «Элм», 2012. 520 с.
5. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
6. Андрущишин О. П. Інфузорії придонного шару водойм західного регіону України: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: 03.00.18. Київ, 1996. 24 с.
7. Бабко Р. В. Микробентометр для протистологических исследований. *Гидробиол. журн.* 1989. Т. 25, № 5. С. 78–80.
8. Бабко Р. В. Свободноживущие инфузории малых рек бассейна Днепра и их роль в продукционно-деструкционных процессах: автореф. дис. на соискание науч. степени канд. биол. наук: 03.00.18. Киев, 1989. 18 с.
9. Бабко Р. В. Свободноживущие инфузории малых рек бассейна Днепра и их роль в продукционно-деструкционных процессах: дис... канд. биол. наук: 03.00.18/ Ин-т гидробиологии. Киев, 1989. 151 с.
10. Бабко Р. В. Участие инфузорий в деструкции органического вещества в малой реке. Материалы Всесоюз. науч.-метод. совещ. зоологов педвузов. Ч. 1. Махачкала, 1990. С. 24–26.

11. Бабко Р. В. Сообщества инфузорий в условиях загрязненной малой реки. *Гидробиол. журн.* 1995. Т. 31, №2. С. 10–17.
12. Бабко Р. В. Війчасті найпростіші річки Либідь. Урбанізоване навколишнє середовище: охорона природи та здоров'я людини. К., 1996. С. 237–245.
13. Бабко Р. В., Берест З. Л., Дубровський Ю. В., Кузьміна Т. М., Мильніков О. П. Найпростіші та безхребетні дуплових водойм Голосіївського національного природного парку. Охорона, збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу: матеріали міжнар. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю створення НПП «Голосіївський». Харків, 2017. С. 224–233.
14. Бабко Р. В., Данько Я.М. Вплив малого водосховища на екосистему малої річки. *Проблеми охорони і раціонального використання природних ресурсів Сумщини*: зб. наук. праць. Суми: СумДПІ, 1992. С. 52–58.
15. Бабко Р. В., Кириченко М.Б. До визначення біотопічного преферендуму виду. *Изв. Харьк. энтом. общ-ва.* 2000. Т. 8, вып. 2. С. 60–62.
16. Бабко Р. В., Ковальчук А. А. Функциональная роль инфузорий в экосистемах малых рек Полесья (на примере р. Таль). *Проблемы экологии Прибайкалья: тез. докл. конф. Ч. 3.* Иркутск. 1988. С. 6.
17. Бабко Р. В., Ковальчук А. А. Матеріали до кадастру вільноживучих інфузорій Сумської області. *Проблеми охорони і раціонального використання природних ресурсів Сумщини*: зб. наук. праць. Суми: Вид-во Сумс. пед. ін-ту, 1992. С. 113–125.
18. Бабко Р. В., Ковальчук А. А. Экспериментальные исследования энергобюджета пресноводных свободноживущих инфузорий. *Вісник Сумського держ. ун-ту.* 1994. № 2. С. 106–110.
19. Бабко Р. В., Ковальчук А. А., Кузьмина Т. Н. Влияние некоторых абиотических факторов среды на таксоценозы свободноживущих инфузорий. *Вестник Сумс. гос. ун-та.* 1994. № 1. С. 130–134.

20. Бабко Р. В., Кузьмина Т. Н. Ресничные простейшие в условиях дефицита кислорода. Тезисы докладов науч.-техн. конфер. преподавателей, сотрудников и студентов СумГУ. Сумы: СумГУ, 1995. С. 125.
21. Бабко Р. В., Кузьміна Т. М. Фауна інфузорій (Protozoa: Ciliophora) річки Битиці і супутніх заплавних водойм. *Вакалівщина*. До 30-річчя біостаціонару Сумського педінституту: зб. наук. праць. – Суми: СумДПІ, 1998. С. 4–20.
22. Бабко Р. В., Кузьмина Т. Н. Состояние гидроекосистемы реки Ворсклы. *Проблеми р. Ворскли*: матеріали міжнар. наук.-практ. семіару. Охтирка, 2002. С. 15–16.
23. Бабко Р. В., Кузьмина Т. Н. Состояние пойменных озер реки Ворсклы. *Проблеми р. Ворскли*: матеріали міжнар. наук.-практ. семіару. Охтирка, 2002. С. 17–18.
24. Бабко Р. В., Кузьмина Т. Н. Особенности распределения ресничных простейших в мелководном евтрофном пойменном озере. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды*: материалы II междунар. науч. конф. Минск: БГУ, 2003. С. 396–399.
25. Бабко Р. В., Кузьміна Т. М. Війчасті найпростіші (Protista, Ciliophora) річки Охтирки. *Природничі науки*: зб. наук. праць. Суми: СумДПУ, 2003. С. 199–206.
26. Бабко Р. В., Кузьмина Т. Н. Ресничные простейшие (Protista, Ciliophora) эпифитона высших водных растений в малой реке. *Гидробиол. журнал*. 2004. Т. 14, № 2. С. 23–39.
27. Бабко Р. В., Кузьміна Т. М. Особливості розповсюдження війчастих найпростіших у товщі води заплавного озера. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біологія. 2005. № 3 (26). С. 23–25.
28. Бабко Р. В., Кузьмина Т. Н. Количественный учет ресничных простейших (Protista, Ciliophora) в эпифитали высших водных растений. *Экология свободноживущих простейших наземных и водных экосистем*:

матер. IV Междунар. симпоз. Тольятти, ИЭВБ РАН, 17-21 октября 2011 г. С. 11.

29. Бабко Т. Ф., Кузьмина Т. Н. Влияние стоков городских очистных сооружений на бактериопланктон и структуру сообществ ресничных простейших. *Современные проблемы клинической и экспериментальной медицины*: Итог. конференция мед. ф-та СумГУ. Ч. 1. Сумы: СумГУ, 1997. С. 120–121.

30. Бабко Р., Кузьміна Т., Дуда С., Добровольська А., Лагуд Г. Оптимізація методу підрахунку організмів в активному мулі. *Water Supply and Wastewater Removal. Designing, construction, operation and monitoring: Proceedings of the I International Scientific – Technical Conference*. Lviv, 4-6 November 2015. Lviv, 2015. P. 55–56.

31. Бабко Р. В., Кузьміна Т. М., Нечаєва І. А. Особливості розповсюдження війчастих найпростіших (Protista, Ciliophora) у заплавному озері. Матеріали. науч.-техн. конфер. преподавателей, сотрудин., аспирантов и студентов инж. ф-та СумГУ. Сумы: СумГУ, 2002. С. 27–29.

32. Бабко Р., Лагуд Г., Яромин К. Динамика численности инфузорий (Protista, Ciliophora) в условиях лабораторного азротенка. 4-й Междунар. симпозиум «Экология свободноживущих простейших наземных и водных экосистем»: тезисы докл., Россия, Тольятти, 17-21 октября 2011. ИЭВБ РАН: Тольятти, 2011. С. 37.

33. Бабко Р. В., Хімко Р. В. Вплив зарегульованості русел на екосистеми малих річок. *Природокористування в Україні*: Тези колоквиуму «Надзвичайні екологічні ситуації: аналіз та перспективи подолання». Кривий Ріг, 1993. С. 30.

34. Банина Н. Н. Тип Инфузории – Ciliophora Doflein, 1941. Фауна азротенков: Атлас. Ленинград: Наука, 1984. С. 136–186.

35. Бауер О. Н. Эпизоотическое состояние рыб в прудовых хозяйствах СССР и очередные задачи борьбы с паразитарными заболеваниями в них. *Вопросы ихтиологии*. 1957. Вып. 8. С. 179–187.

36. Белинг Д. Днепровская биологическая станция. *Русский гидробиол. журнал*. 1923. Т. 2, № 1-2. С. 42–44.
37. Белова С. Л. К методике определения объемов простейших. *Гидробиол. журн*. 1982. 18. № 1. С. 110–112.
38. Белова С. Л. Видовая структура сообщества перифитонных инфузорий Можайского водохранилища. *Биологические науки*. 1988. № 7. С. 65–67.
39. Бигич М. Ю., Константиненко Л. А. Круговійчасті інфузорії очисних споруд м. Бердичева. *Біологічні дослідження – 2013: матеріали IV наук.-практ. Всеукр. конф. молодих учених та студентів*. Житомир: Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2013. С. 206–207.
40. Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. В 2-х т. М.: Мир, 1989. Т. 2. 477 с.
41. Биочино А. А., Биочино Г. И. Количественный учет фитофильных беспозвоночных. *Гидробиол. журн*. 1979. Т. 15, № 3. С. 85–87.
42. Бошко Е. Г. *Epistylis borysthenticus* sp. n. (Peritricha, Epistylididae) – новая кругоресничная инфузория из моллюсков родов *Unio* и *Anodonta* водоёмов бассейна Днепра. *Зоол. журн*. 1987. Т. 66, Вып. 2. С. 295–298.
43. Бошко Е. Г. Фаунистический комплекс беспозвоночных организмов, населяющих речных раков в водоёмах Украины. Паразиты и другие симбионты водных беспозвоночных и рыб. К.: Наук. думка, 1987. С. 22–36.
44. Бошко Е. Г. Паразиты и комменсалы длиннопалого речного рака. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. К.: Наук. думка, 1989. С. 189–200.
45. Бошко Е. Г. Комменсальные раковинные перитрихи ракообразных водоёмов бассейна Днепра. *Цитология*. 1992. Т. 34, № 4. С. 32.
46. Бошко Е. Г. Новые виды инфузорий рода *Mantoscypidia* (Ciliophora, Peritricha) от пресноводных моллюсков. *Вестн. зоологии*. 1993. № 6. С. 14–19.

47. Бошко Е. Г. Новые виды комменсальных кругоресничных инфузорий родов *Sincothurnia* и *Lagenophrys* (Peritricha, Vaginicolidae, Lagenophryidae). *Зоол. журн.* 1995. Т. 74, Вып. 7. С. 5–9.

48. Бошко Е. Г. О заселённости моллюсков водоёмов Украины комменсальными сидячими кругоресничными инфузориями. *Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту. Сер. біол. Спец. випуск: Гідроекологія.* 2001. С. 31–33.

49. Бошко Е. Г. Комменсалы бокоплавов водоёмов Украины. XII конф. Укр. наук. т-ва паразитологів: тези доп. К., 2002. С. 16–17.

50. Бошко О. Г. Круговійчасті інфузорії – коменсали ракоподібних басейну середнього Дніпра. *Сучасні проблеми зоологічної науки: матеріали Всеукр. наук. конф. «Наукові читання, присвячені 170-річчю заснування кафедри зоології та 100-річчя з дня народження проф. О. Б. Кістяківського».* К., 2004. С. 20–22.

51. Бошко Е. Г. Состояние изученности сидячих кругоресничных инфузорий (Ciliophora, Peritrichia) – облигатных комменсалов водных моллюсков. *Еколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища: зб. наук. праць.* Житомир: Волинь, 2004. С. 10–14.

52. Бошко Е. Г. Сидячие комменсальные инфузории (Ciliophora, Peritrichia) водных моллюсков Украины. *Еколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища: зб. наук. праць.* Вип. 2. Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2006. С. 34–37.

53. Бошко Е. Г. Эколого-фаунистическое изучение комменсальных инфузорий бокоплавов Украины. IV Междунар. симпозиум, посвященный памяти чл.-кор. Ю.И. Полянского. Тольятти, 2011. С. 15.

54. Бузакова А. М., Лубянов И. П. Некоторые особенности распределения микрозообентоса и придонного зоопланктона Ленинского

водохранилища после сооружения Днепродзержинской ГЭС на Днепре. *Науч. докл. высшей школы. Биол. науки.* 1967. № 12. С. 22–27.

55. Бурковский И. В. Экология свободноживущих инфузорий. М.: Изд-во МГУ, 1984. 208 с.

56. Бурковский И. В. Структурно-функциональная организация и устойчивость морских сообществ (на примере беломорской песчаной литорали). М.: Изд-во МГУ, 1992. 208 с.

57. Бурковский И. В., Мазей, Ю. А. О сложности экологических систем (на примере сообщества морских инфузорий). *Russian Journal of Ecosystem Ecology.* 2016. Т. 1, № 1. С. 1–13.

58. Буц Ю. В. Деякі особливості гідрологічних об'єктів урочища Вакалівщина та прилеглих територій (Сумський р-н). *Вакалівщина. До 30-річчя біостаніонару Сумського педінституту: зб. наук. праць.* Суми: СумДПІ, 1998. С. 170–176.

59. Вейланде Г. Х., Лиєпа Р. А. Бактериальный и протозойный бентос малых рек Латвии. *Гидробиол. журн.* 1985. Т. 21, № 1. С. 36–44.

60. Вигівська Ю. В., Константиненко Л. А. Перітрихи (Ciliophora, Peritrichia) р. Уж. *Біологічні дослідження: зб. наук. праць.* 2015. С. 162–163.

61. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.

62. Винберг Г. Г. Температурный коэффициент Вант-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии. *Журн. общ. биологии.* 1983. Т. 154, № 1. С. 31–42.

63. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. EU Water Framework Directive. Definitions of Main Terms. К., 2006. 240 с.

64. Водний кодекс України (зі змінами та доповненнями, внесеними Законом України від 7 грудня 2000 р. №2120-III). ВВР. 2001. № 2-3-Ст.1.

65. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: довідник / За ред. В. К. Хільчевського, В. В. Гребеня. К.: Інтерпрес, 2014.

66. Возная Н. Ф. Химия воды и микробиология. М.: Высшая школа, 1979. 340 с.
67. Воронцов К. Лекции по алгоритмам восстановления регрессии. 2007. С 1–37. [<http://www.ccas.ru/voron/download/Clustering.pdf>]
68. Галаджиев М. А. Материалы к фауне Protozoa окрестных вод в окрестности Севастополя. *Тр. Крымского НИИ*. 1927. Т. 1, Вып. 2. С. 105–117.
69. Гасовський Г. М. Мікрофауна кримських соляних водоймищ. *Тр. Мелітон. держ. пед. ін-ту*. 1941. т. 1.
70. Гасовський Г. М. Практичне значення інфузорій та історія їх дослідження на Україні. *Зб. праць Зоол. музею*. № 29. К.: АН УРСР, 1960. С. 58–89.
71. Гідрографічне районування України
[https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Hydrographic_zoning_Ukraine.jpg#/media/File:Hydrographic_zoning_Ukraine.jpg].
72. Гидробиология каналов Украинской ССР / О. П. Оксийук, Г. Н. Олейник, Л. В. Шевцова и др. К.: Наук. думка, 1990. 240 с.
73. Гребінь В. В., Хільчевський В. К. Ретроспективний аналіз досліджень річкової мережі України тазастосування типології річок Водної Рамкової Директиви ЄС на сучасному етапі. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2016. Т. 2, № 41.
74. Грибан О. П., Константиненко Л. А. Видовий склад круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) штучних водойм Червоноармійського району. *Біологічні дослідження: зб. наук. праць*. 2012. С. 19–20.
75. Григорович И. А., Бабко Р. В. Сессильные беспозвоночные в обрастаниях водных макрофитов. *Вестник экологии*. 1996. № 1–2. С. 199–208.
76. Гуменюк І. С., Константиненко Л. А. Видовий комплекс перітрих річки Тетерів. *Біологічні дослідження: зб. наук. праць*. 2015. С. 170–173.
77. Гуменюк І. С., Константиненко Л. А. Аналіз наукових робіт по вивченню прісноводних круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) в

Україні. *Біологічні дослідження*: зб. наук. праць V Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів. 2014. С. 219–221.

78. Гуменюк І. С., Константиненко Л. А. Таксономічний склад круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) р. Тетерів (м. Житомир). Дипломна робота. 2015.

79. Гурвич В. В. До вивчення фауни інфузорій Каховського водоймища. *Доповіді АН УРСР*. 1960. № 6. С. 836–839.

80. Гурвич В. В. К эколого-зоогеографической характеристике придонного планктона и микробентоса Каховського водохранилищ. *Гидробиолог. журн.* 1965. т. 1., № 4. С. 67–68.

81. Гурвіч В. В., Цееб Я. Я. Мікробентометр для взяття кількісних проб мікробентосу. *Доп. АН УРСР*. 1958. 10. С. 1120–1123.

82. Дедю М. И. Экологический энциклопедический словарь. Кишнев, 1990. 400с.

83. Джиллер П. Структура сообществ и экологическа ниша: Пер. с англ. М.: Мир, 1988. 184 с.

84. Добровлянский В. В. Список пресноводных простейших окрестностей г. Киева. *Тр. Днепров. биол. станции*. 1914. № 1. С. 35–47.

85. Довгаль І. В. Состояние изученности фауны щупальцевых инфузорий (Ciliophora, Suctoria) Украинской ССР. *Вестн. зоологии*. 1988. 35 с. Деп. в ВИНТИ 11.04.88 г., №3135-B88.

86. Довгаль І. В. Влияние проточности на колонизацию щупальцевыми инфузориями (Ciliophora, Suctoria) стекол обрастания. *Гидробиол. журн.* 1990. т. 26, № 2. С. 37–41.

87. Довгаль І. В. Особенности биоценотического распределения щупальцевых инфузорий в водоемах правобережного Полесья Украины. *Вестн. зоол.* 1991. № 4. С. 54–57.

88. Довгаль І. В. Сезонные изменения в фаунистических комплексах пресноводных щупальцевых инфузорий (Ciliophora, Suctoria) в водоемах Украины. *Вестн. зоологии*. 1994. № 1. С. 53–58.

89. Довгаль И. В., Кочин В. А. Адаптации прикрепленных простейших к факторам, связанным с проточностью. *Вестн. зоологии*. 1995. № 3. С. 19–24.
90. Довгаль И. В. Определитель щупальцевых инфузорий (Ciliophora, Suctoria) фауны Украины. *Вестн. зоологии*. 1996. Отд. вып. 42 с.
91. Довгаль И. В. Гидродинамические факторы эволюции пространственной структуры сообществ обрастания. *Палеонтологический журнал*. 1998. № 6. С. 12–15.
92. Довгаль И. В. Микропространственная структура сообществ перифитонных простейших и ее связь с гидродинамическими факторами. *Вестн. ТюмГУ*. 2005. № 5. С. 12–23.
93. Довгаль И. В., Константиненко Л. А. Находка *Acineta ornata* (Ciliophora, Suctorea) в очисных сооружениях и переописание вида. *Vestnik zoologii*. 2006. т. 40, № 4. Р. 367–369.
94. Дубровський Ю. В., Бабко Р. В., Дубровська Л. Д. Оцінка стану річки Ворскла в районі впадіння річки Охтирка. Зб. наук. праць Полтавського держ. пед. ун-ту імені В. Г. Короленко. Сер. Екологія. Біологічні науки. 2007. Вип. 58. С. 133–138.
95. Дубровский Ю. В., Ковальчук А. А., Монченко В. И., Мыльников А. П. О составе животного населения дупловых водоемов Гирканского заповедника (Азербайджан). *Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: матеріали VII Міжнародної наукової конференції*. Дніпропетровськ: Адверта, 2013. С. 50–52.
96. Дуплаков С. Н. Исследования процесса обрастания в Глубоком озере. *Тр. гидробиол. станции на Глубоком озере*. 1925. т. 6, Вып. 2/3. С. 20–33.
97. Жирков И. А., Азовский А. И., Максимова О. В. Жизнь на дне. Био-география и био-экология бентоса. М.: Т-во научных изданий КМК. 2010. 453 с.

98. Быкова С. В., Жариков В.В. Инфузории некоторых карстовых озер Среднего Поволжья. Известия Самарского научн. центра РАН. 2009. Т. 11. № 1(4). С. 686–694.
99. Загальна гідрологія: підручник. 2-ге вид., доповнене. / За ред. В. К. Хільчевського і О. Г. Ободовського. К.: ВПЦ «Київський ун-т», 2008. 399 с.
100. Зимбалева Л. Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ (экологический очерк). Киев: Наукова думка, 1981. 216 с.
101. Иванцов В. В. Систематический анализ симбиофауны двустворчатых моллюсков сем. Unionidae некоторых водоемов Украины. Паразиты и другие симбионты водных беспозвоночных и рыб. К.: Наук. думка, 1987. С. 36–46.
102. Ивасик В. М., Кулаковская О. П. Паразитофауна рыб озер Нобель, Островское, Дубновское, Иванье, Крымно, Перекальская группа, Черное большое. *Тр. НИИ пруд. и оз.-реч. рыбн. хоз. УАСХН*. 1958. № 11. С. 175–185.
103. Истомина Л. П., Кириченко А. Г., Ракитин Е. Г. О видовом составе простейших и водорослей активного ила сточной воды, очищенной в аэротенках. *Гидробиол. журнал*. 1973. Т. 9, № 5. С. 43–48.
104. Івасик В. М. Паразити та паразитарні захворювання коропа у ставкових господарствах західних областей УРСР. *Праці інституту агробіології*. 1954. Т. 5. С. 57–79.
105. Кирпиченко М. Новый пневматический дночерпатель. *Тр. Дніпр. гідробіолог. ст.* 1936. № 12. С. 161–174.
106. Клименко В. Г. Гідрологія України: навчальний посібник для студентів-географів. Харків: ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2010. 124 с.
107. Ковальчук А. А. Некоторые данные о фауне и экологии инфузорий семейства Metopidae Киевского водохранилища. *Гидробиол. журн.* 1980 а. Т. 6, № 5. С. 45–51.
108. Ковальчук А. А. О находке реликтовых инфузорий в Киевском водохранилище. *Гидробиол. журнал*. 1980. Т. 16, № 4. С. 36–40.

109. Ковальчук А. А. Некоторые данные по фауне и экологии инфузорий перифитона Киевского водохранилища. Гидробиологические исследования водоемов юго-западной части СССР. Киев: Наук. думка, 1982. С. 59–60.
110. Ковальчук А. А. Инфузории рода *Enchelyodon* Clap. & L. в сообществах бентоса Киевского водохранилища. *Гидробиол. журн.* 1989. Т. 25, №1. С. 26–31.
111. Ковальчук А. А. Протисто-, микрозоо- и мезозообентос, их биопродукционная роль и значение в процессах самоочищения. В кн.: Биопродуктивность и к-во воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. Киев: Наук. думка, 1990. С. 127–157.
112. Ковальчук А. А. Протистопланктон водохранилища и его роль в продукционно-деструкционных процессах. В кн.: Биопродуктивность и к-во воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. Киев: Наук. думка, 1990. С. 110–116.
113. Ковальчук А. А. Простейшие и микрофауна. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. Киев: Наук. думка, 1993. С. 119–148.
114. Ковальчук А. А. Вільноживучі інфузорії внутрішніх водойм України та їх роль у продукційно-деструкційних процесах: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра. біол. наук: 03.00.18. Киев, 1994. 48 с.
115. Ковальчук А. А. Вільноживучі інфузорії внутрішніх водойм України та їх роль у продукційно-деструкційних процесах: дис... д-ра біол. наук: 03.00.18 / Ин-т гидробиологии НАН Украины. Киев, 1994. 279 с.
116. Ковальчук А. А. Кадастр прісноводних вільноживучих інфузорій України. *Наук. вісник Ужгородського держ. ун-ту. Сер. Біологія.* Ужгород, 2000. № 7. С. 74–94.
117. Ковальчук А. А. Эпифитонные инфузории Днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журнал.* 2000. Т. 36, № 6. С. 14–28.

118. Ковальчук А. А. Некоторые вопросы экофизиологии свободноживущих инфузорий. *Гидробиол. журн.* 2002. Т. 38, № 3. С. 81–93.
119. Ковальчук А. А. Инфузории, другие простейшие и микробеспозвоночные водоёмов зоны подтопления и поймы водохранилищ Днепра. *Гидробиол. журнал.* 2006. Т. 42, № 2. С. 3–39.
120. Ковальчук А. А. Инфузории рыбоводных водоемов Киевской области. II. Придонный планктон. *Рибогосподарська наука України.* 2011. № 4. С. 26–36.
121. Ковальчук А. А. Инфузории рыбоводных водоемов Киевской области. I. Планктон. *Рибогосподарська наука України.* 2012. № 2. С. 31–44.
122. Ковальчук А. А. Инфузории рыбоводных водоемов Киевской области. III. Бентос. *Рибогосподарська наука України.* 2012. № 3. С. 27–38.
123. Ковальчук А. А., Бабко Р. В. Новый вид планктонной инфузории из бассейна Днепра. *Зоол. журн.* 1989. Т. 68, 8. С. 126–127.
124. Ковальчук А.А., Бабко Р.В., Ковальчук Н.Е. Состояние изученности и перспективы изучения пресноводных свободноживущих инфузорий Украины. Ч.1. Ред. *Гидробиол. журн.* Киев, 1987. 24 с. Деп. в ВИНТИ 16.04.87 г., № 3948-B87.
125. Ковальчук А. А., Бабко Р. В., Ковальчук Н. Е. Состояние изученности и перспективы изучения пресноводных свободноживущих инфузорий. Ч. 2. Ред. *Гидробиол. журн.* Киев, 1988. 14 с. Деп. в ВИНТИ 23.03.88 г., № 3739-B88.
126. Ковальчук А. А., Бошко Е. Г. Об использовании оксипропилцеллюлозы для затормаживания движения простейших. *Вестн. зоологии.* 1979. № 2. С. 62.
127. Ковальчук А. А., Дубровский Ю. В. Инфузории рода *Leptopharynx* (Microthoracidae, Microthoracida, Nassophorea, Ciliophora) в дуловых водоёмах. *Vestnik zoologii.* 2013. Т. 47, № 5. С. 456.

128. Ковальчук А. А., Ковальчук Н. Е. Предварительные исследования фауны и экологии инфузорий р. Уж (Закарпатская обл. УССР). *Лимнология горных водоёмов*. Ереван, 1984. С. 107–108.
129. Ковальчук А. А., Ковальчук Н. Е. Зообентос Днестра и его особенности. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. Киев: Наук. думка, 1992. С. 211–244.
130. Ковальчук А. А., Фельбаба-Клушина Л. М., Ковальчук Н. Є., Горбінь І. М., Горбань Л. І., Куртяк Ф. Ф., Мателешко О. Ю., Микітчак Т. І., Іванець О. Р., Мигаль А. В., Довганич Я. О., Покинйчереда В. Ф. Болотні екосистеми регіону Східних Карпат в межах України. Ужгород: Ліра, 2006. 228 с.
131. Комарова Т. И. Паразиты молоди рыб Кременчугского водохранилища и их влияние на организм хозяев. К.: Наук. думка, 1982. 224 с.
132. Комарова Т. И. Эколого-фаунистический анализ паразитов молоди рыб Кременчугского водохранилища. Проблемы гидропаразитологии. К.: Наук. думка, 1978. С. 77–78.
133. Комарова Т. І. Паразитофауна молоді окуневих риб верхів'я Кременчуцького водоймища. Прази́ти, паразитози та шляхи їх ліквідації. К.: Наук. думка, 1972. Вип. 1. С. 104–119.
134. Комплексне обстеження р. Ворскли в районі нафторозробок. Звіт з науково-дослідної роботи «Розробка пропозицій щодо комплексної переробки пластових вод». Сумський державний університет; секція охорони навколишнього середовища при кафедрі ХТПЕ; №820601.94. Суми. 1994. 56 с.
135. Коноваленко В. Ю., Константиненко Л. А. Особливості функціонування круговійчастих інфузорій очисних споруд м. Бердичева. *Біологічні дослідження – 2014*: зб. наук. праць V Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів. 2014. С. 233–235.

136. Коновалова Е. И. Альгофлора и микрофауна некоторых рыбоводных прудов Харьковской области. *Тр. НИИ биол. и биол. факульт. Харьков. гос. ун-та*. 1956. Т. 23. С. 247–257.
137. Коновалова Е. И. Смена организмов планктона при самоочищении малых стоячих водоёмов. *Тр. НИИ биол. и биол. факульт. Харьков. гос. ун-та*. 1956. Т. 23. С. 221–235.
138. Константиненко Л. А. Дослідження залежності інтенсивності живлення перітрих (Ciliata, Peritrichia) від температури. *Розвиток наукових досліджень - 2006: матеріали міжнар. наук.-практ. конф., 27–29 листопада 2006 р. Полтава*. С. 29–31.
139. Константиненко Л. А. Видовий склад перитрих (Ciliophora, Peritrichia) активного мулу очисних споруд з різним складом стічних вод. *Вісн. ДАУ*. 2007. т. 1, № 18. С. 270–276.
140. Константиненко Л. А. Круговійчасті інфузорії (Ciliophora, Peritrichia) в аеротенках очисних споруд м. Житомира. *Весник зоології*. 2007. Т. 41, № 2. С. 73–77.
141. Константиненко Л. А. Круговійчасті інфузорії (Ciliophora, Peritrichia) очисних споруд Житомира: дис. ... канд. біол. наук: 03.00.08 / Ін-т зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАНУ. Київ, 2008. 198 с.
142. Константиненко Л. А. Динаміка чисельності та видового складу перітрих (Ciliophora, Peritrichia) в очисних спорудах. *Наукові дослідження – теорія та експеримент: міжнар. наук.-практ. конф.* 2009. С. 50–52.
143. Константиненко Л. А. Залежність інтенсивності живлення перитрих (Ciliophora, Peritrichia) від гідрохімічних показників активного мулу. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту*. 2010. № 4. С. 64–69.
144. Константиненко Л. А. Сезонна динаміка чисельності та видового складу круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) в очисних спорудах. *Вісн. ЖНАУ*. 2010. № 1. С. 211–219. С. 196–204.

145. Константиненко Л. А. Видовий склад круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) на різних стадіях очистки стічних вод. *Вісник Львівського ун-ту. Серія біол.* 2011. С. 190–194.
146. Константиненко Л. А. Стан вивченості прісноводних круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) в Україні. *Наук. часопис НПУ ім. М.П. Драгоманова. Сер. № 20. Біологія: зб. наук. праць.* 2011. № 3. С. 125–131.
147. Константиненко Л. А. Реєстр прісноводних круговійчастих інфузорій України. *Вісн. Львівського ун-ту. Сер. біол.* 2014. Вип. 64. С. 21–32.
148. Константиненко Л. А. Оцінка інтенсивності живлення круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) очисних споруд. *Вісник Запорізь. націон. ун-ту. Біологічні науки – 2014: зб. наук. праць V Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів.* 2014. С. 182–190.
149. Константиненко Л. А. Круговійчасті інфузорії (Ciliata, Peritricha) очисних споруд м. Житомира. *Розвиток наукових досліджень – 2015: зб. наук. праць міжнар. наук.-практ. конф.* 2015. С. 114–116.
150. Константиненко Л. А. Видовий склад круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) р. Уж. *Науковий вісник Ужгородського ун-ту. Сер. Біологія (40).* 2016. С. 63–66.
151. Константиненко Л. А., Довгаль І. В. Новый показатель интенсивности питания перитрих (Ciliophora, Peritrichia) в условиях очисных сооружений. *Vestnik zoologii.* 2007. Т. 41, № 5. С. 535–541.
152. Константиненко Л. А., Нехрещенюк В. П. Структура домінування круговійчастих інфузорій р. Деревички. *Біологічні дослідження – 2018: зб. наук. праць міжнар. наук.-практ. конф.* 2018. С. 190–192.
153. Константиненко Л. А., Онищук І. П. Видовий склад та особливості екології круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) постійних водойм. *Наук. зап. Тернопільс. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2015. № 3–4 (64). С. 335–339.

154. Константинов А. С. Общая гидробиология. М.: Высшая шк., 1986. 472 с.
155. Король Ю. В., Константиненко Л. А. Видовой склад круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) штучних водойм Чуднівського району. *Біологічні дослідження* – 2012: матеріали наук.-практ. конф. 2012. С. 35–36.
156. Костенко С. М. К изучению паразитических инфузорий (семейства Scyphidiidae и Dendrosomidae) рыб среднего Днепра. Тез. 5 науч. конф. молодых специалистов. К., 1967. С. 29–30.
157. Костенко С. М. Экология паразитических инфузорий рыб среднего Днепра. Успехи протозоологии. Л.: Наука, 1969. 285 с.
158. Костенко С. М. Приуроченность кругоресничных инфузорий к субстратам и хозяевам-носителям в некоторых водоёмах Украины. Ред. *Вестн. зоологии*. К., 1987. В. 87. 22 с. Деп. в ВИНТИ. № 8182.
159. Костенко С. М., Кулаковская О. П. Паразитофауна инфузорий редких и эндемичных рыб водоёмов Украины. Матер. II Всесоюзн. з'їзду протозоологів. К., 1976. № 1. С. 74–75.
160. Костенко С. М., Овандер Э. Н. Обнаружение эпибионтных инфузорий (Peritricha, Sessilina) на некоторых коловратках. III съезд Всесоюзн. общ. протозоологов. Вильнюс, 1982. С. 179.
161. Кравченко В. М. О фауне инфузорий водоёмов бассейна Северского Донца. *Вестн. зоологии*. 1969. № 3. С. 69–75.
162. Кравченко В. М. Инфузории временных водоемов Северо-восточной Украины. Материалы II Всесоюзн. съезда протозоологов. Киев, 1976, Ч. 1. С. 75–76.
163. Кравченко В. М. О фауне инфузорий некоторых рек северо-восточной Украины. Материалы III съезда ВГБО. Рига: Зинатне, 1976. Ч. 3. С. 272–274.
164. Кравченко В. М. Инфузории реки Ворсклы. *Проблемы исследования и рационального использования природных ресурсов Сумщины и*

их изучение в школе: материалы Сумской обл. науч.-практ. конф. Сумы, 1990. С. 74–77.

165. Кравченко В. М. Інфузорії р. Псел і притоків. Проблеми охорони і раціонального використання природних ресурсів Сумщини: зб. наук. праць. Суми: СумДПІ, 1992. С.135–140.

166. Кравченко В. М., Бабко Р. В. Динамика численности инфузорий реки Псел. Материалы III Всесоюзн. съезда протозоологов. Вильнюс, 1982. С. 182.

167. Кравченко В. М., Хурсенко С. В. Ресничные простейшие в биомониторинге водоемов окрестностей Сумского п/о „Химпром”. *Проблемы охраны природы и рекреационной географии УССР: тез. докл. республ. науч. конф. Харьков, 1979. С. 64–65.*

168. Крашенинників С. М. Матерьяли до фавни Protozoa оз. Заспи та найблизших до цього озера стоячих водозборів (бувш. оз. Домаха). *Зап. Київськ. вет.-зоотех. ін-ту. 1925. Т. 3. С. 38–42.*

169. Кузнецов С. И., Саралов А. И., Назина Т. Н. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озёрах. М.: Наука, 1985. 216 с.

170. Кузьмина Т. Н. Вклад инфузорий (Protista, Ciliophora) в деструкцию органического вещества консорцией *Ceratophyllum demersum*. *Гидробиол. журн. 1999. Т. 35, № 6. С. 99–103.*

171. Кузьміна Т. М. Війчасті найпростіші епіфітону в умовах вищої водної рослинності різних екологічних груп та їх роль у продукційно-деструкційних процесах: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: 03.00.17. Київ, 2000. 19 с.

172. Кузьміна Т. М. Війчасті найпростіші епіфітону в умовах вищої водної рослинності різних екологічних груп та їх роль у продукційно-деструкційних процесах: дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАНУ. Київ, 2000. 167 с.

173. Кузьмина Т. Н., Лаврик О. М., Бабко Р. В. Організми активного мулу з очисних споруд м. Суми. *Сучасні технології у промисловому*

виробництві: Матеріали II Всеукр. міжвузів. наук.-техн. конф., Суми, 17–20 квітня 2012. СумДУ, 2012. С. 76.

174. Кузьміна Т., Лагуд Г., Данько Я., Сухораб З., Бабко Р. Вплив комунальних стоків на асамблею війчастих найпростіших донних відкладів рівнинної річки. *Water Supply and Wastewater Disposal. Designing, construction, operation and monitoring: Conference Proceedings, 18-20 October 2017, Lviv, Ukraine. 2017. P. 80–81.*

175. Кузьміна Т. М., Спориш О. О., Бабко Р. В. Сучасний стан річки Сумки на території міста Суми. *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали V Всеукр. міжвуз. наук.-техн. конф., Суми, 17-20 квітня 2018 р. Суми: СумДУ, 2018. С. 212–213.

176. Кузьміна Т. М., Спориш О. О., Лагуд Г., Бабко Р. В. Фактори впливу на стан річки Сумки на території міста Суми. *Сучасні технології у промисловому виробництві*: матеріали наук.-техн. конф. викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій. Суми, 18-21 квітня 2017. Ч. 2. Суми: СумДУ, 2017. С. 148–149.

177. Локоть Л. И. Фитофильные простейшие озера Арахлей и Шакша. *Гидробиология и гидропаразитология Прибайкалья и Забайкалья. Новосибирск, 1985. С. 84–97.*

178. Локоть Л. И. Экология ресничных простейших в озерах Центрального Забайкалья. Новосибирск: Наука, 1987. 152 с.

179. Лубянов И. П. Донная фауна пойменных водоёмов среднего течения Днепра в районе подтопа Днепродзержинского водохранилища. *Зоол. журнал. 1959. Т. 38, Вып. 11. С. 1612–1619.*

180. Лукин Е. И. К гидробиологической характеристике прудов. *Сб. трудов Харьковского зоотехн. ин-та. Т. 7, 1954. С. 83–102.*

181. Мазей Ю.А. Организация сообществ простейших: дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.18, 03.00.16/ Московский гос. ун-т. Москва, 2007. 340 с.

182. Мажейкайте С. И. Планктонные простейшие. В кн.: Зоопланктон Онежского озера. Л., 1971. С. 40–125.
183. Малевицкая М. А. Паразитарные заболевания молоди карпа в рыбхозах восточных областей УССР. *Тр. НИИ прудового и озерно-речного рыбного хоз.* 1952. № 8. С. 117.
184. Мамаева Н. В. Инфузории бассейна Волги. Л.: Наука, 1979. 146 с.
185. Мамаева Н. В., Копылов А. И. К изучению питания пресноводных инфузорий. *Цитология.* 1978. Т. 20, № 4. С. 472–475.
186. Маринич О. М., Шищенко П. Г. Фізична географія України: підручник. К.: Знання, 2005. С. 128.
187. Маркевич А. П. Паразитофауна пресноводных рыб УССР. К.: Изд-во АН УССР, 1951. С. 96–98.
188. Методики гідрографічного та водогосподарського районування території України відповідно до вимог Водної рамкової директиви Європейського союзу / Гребінь В. В., Мокін В. Б., Сташук В. А., Хільчевський В. К. та ін.; за ред. Гребінь В. В. К.: Інтерпрес, 2013. 55 с.
189. Методы исследования качества воды водоемов / Новиков Ю. В., Ласточкина И. О., Болдина З. Н. Москва: Медицина, 1990. 440 с.
190. Мирошниченко А. И. Аборигенные и пришлые представители паразитофауны рыб Крыма. I Всесоюзн. съезд паразитоценологов. Ч. 3. К., 1978. С. 100–102.
191. Михайлов В. Н., Добровольский А. Д. Общая гидрология. М.: Высш. шк., 1991. 368 с.
192. Мовчан В. А. Экология простейших в искусственных водоёмах. III съезд Всесоюзн. об-ва протозоологов. Вильнюс, 1982. С. 236.
193. Мовчан В. А., Протасов А. А. Простейшие (Protozoa) в перифитоне водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. *Гидробиол. журн.* 1986. Т. 22, № 3. С. 100–103.

194. Мовчан В. А. Простейшие в микрозообентосе и перифитоне канала Северский Донец–Донбасс. *Вопросы гидробиологии водоемов Украины*: сб. науч. тр. К.: Наук. думка, 1988. С. 32–37.
195. Мовчан В. А. Инфузории и раковинные амёбы бентоса канала Северский Донец – Донбасс: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. биол. наук: 03.00.18. К., 1989. 24 с.
196. Монченко В. І., Бошко О. Г., Кражан С. А. *Cothurnia harpactici* (Ciliophora, Peritricha) – новий вид інфузорій у фауні України. Історія зоології у Київському університеті. 2004. С. 60–61.
197. Монченко В. І., Костенко С. М. О составе видов сидячих инфузорий (Peritricha, Sessilina) на циклопах в окрестностях Киева. III съезд Всесоюзн. об-ва протозоологов. Вильнюс, 1982. С. 237.
198. Морозовская О. И., Полищук В. В. Новые и редкие формы инфузорий подотряда тинтинноиней (Tintinnoinea) из придунайских лиманов в пределах Украины. *Вестник зоологии*. 1969. № 1. С. 77–81.
199. Мыльникова З. М. К изучению перифитонных инфузорий побережья Рыбинского водохранилища. *Биол. внутр. вод*. 1981. № 52. С. 23–26.
200. Мыльникова З. М. Динамика численности инфузорий в обрастаниях Рыбинского водохранилища в 1979 г. *Труды Ин-та биол. внутр. вод АН СССР*. 1982. Вып. 45/48. С. 15–22.
201. Мыльникова З. М. Некоторые данные о вертикальном распределении перифитонных инфузорий в Рыбинском водохранилище. *Биол. внутр. вод*. 1986. 70. С. 30–32.
202. Мыльникова З. М. Структура и динамика протозойного перифитона в побережье Рыбинского водохранилища. *Труды БВВ*, Вып. 54 (57). 1987. С. 120–131.
203. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. Пер. с англ. М.: Мир, 1992. 181 с.

204. Небрат А. А. Динамика численности и биомассы планктонных инфузорий открытых зон Кременчугского водохранилища, их продукция и роль в деструкции органического вещества. *Гидробиол. журнал*. 1975. Т. 11, № 2. С. 18–27.

205. Небрат А. А. Планктонні інфузорії мілководь верхньої частини Кременчуцького водоймища. Гідробиологічні дослідження водойм України. К.: Наук. думка, 1976. С. 58–61.

206. Небрат А.А. Инфузории мелководья Кременчугского водохранилища. Киев: Наук. думка, 1979. С. 164–170.

207. Небрат А. А. Видовой состав планктонных инфузорий Киевского и Кременчугского водохранилищ. *Гидробиол. журнал*. 1980. Т. 16, № 4. С. 30–35.

208. Небрат А. А. Сезонные изменения видового состава планктонных инфузорий Кременчугского водохранилища. *Гидробиол. журн*. 1980. Т. 16, № 5. С. 129–130.

209. Небрат А. А. Эколого-фаунистическая характеристика планктонных инфузорий днепровских водохранилищ. Гидробиологические исследования пресных вод. Киев: Наук. думка, 1985. С. 11–21.

210. Небрат А.А. Планктонные инфузории. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. С. 44–53.

211. Небрат А.А. Планктонные инфузории Каховского водохранилища. *Гидробиол. журн*. 1990. т. 26, № 6. С. 76–77.

212. Нестеренко Г. В. Свободноживущие инфузории водоёмов-охладителей ТЭС и АЭС и их роль в продукционно-деструкционных процессах: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: 03.00.18. К., 1991. 19 с.

213. Нестеренко Г. В. Простейшие перифитона водоема-охладителя Криворожской ГРЭС. Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины. Киев: Наук. думка, 1991. С. 70–73.

214. Небрат А.А. Планктонные инфузории нижнего течения реки Припяти. *Гидробиол. журн.* 1992. Т. 28, № 6. С. 27–31.
215. Небрат А. А. Планктонные инфузории – показатели степени органического загрязнения нижнего течения реки Припяти. *Гидробиол. журн.* 1994. Т. 30, № 2. С. 107–110.
216. Нехрещенюк В. П., Константиненко Л. А. Особливості динаміки функціонування круговійчастих інфузорій малих водойм. *Біологічні дослідження – 2016*: зб. наук. праць VI наук.-практ. Всеукр. конф. молодих учених та студентів. 2016. С. 102–104.
217. Нехрещенюк В.П., Константиненко Л.А. Видове різноманіття круговійчастих інфузорій р. Деревички (Хмельницька область). *Біологічні дослідження – 2017*: зб. наук. праць VII наук.-практ. Всеукр. конф. молодих учених та студентів. 2017. С. 133–135.
218. Окснюк О. П., Жданова Г. А., Гусынская С. Л., Головки Т. В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. I. Планктон. *Гидробиол. журн.* 1994. Т. 30, № 3, С. 26–31.
219. Окснюк О. П., Зимбалева Л. Н., Протасов А. А., Плигин Ю. В., Ляшенко А. В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. II. Бентос. *Гидробиол. журн.* 1994, Т. 30, № 4, С. 31–35.
220. Олексив И. Т. Планктонные инфузории – показатели кормности прудов. Деп. в ВИНТИ 8 октября 1984 г., № 6595-34 деп. С. 187–190.
221. Олексив И. Т. Видовой состав и численность планктонных инфузорий в прудах *Гидробиол. журнал.* 1985. Т. 21, № 5. С. 89–93.
222. Олексив И. Т. Планктонные инфузории прудов западной части УССР: автореф. дис. на здобуття ступеню канд. биол. наук: 03.00.18. К., 1985. 21 с.
223. Паламарчук М. М., Закорчевна Н. Б. Водний фонд України: довідковий посібник. 1-е вид., 2001 та 2-е вид., доп. К.: Ніка-Центр, 2006.

224. Палій М. А. Про паразитофауну риб Бережанського ставкового господарства та боротьбу з нею. *Наук. зап. Львів. держ. ун-ту. Сер. біол.* 1954. Т. 26, Вип. 7. С. 64–72.
225. Переяславцева С. М. Некоторые сведения об инфузориях, встречающихся в окрестностях г. Харькова. *Тр. об-ва испыт. природы при Харьков. ун-те.* 1872. Т. 6.
226. Перфильев Б. В., Габе Д. Р. Капиллярные методы изучения микроорганизмов. М.: Изд-во АН СССР, 1961. 534 с.
227. Плящечник В., Кузьміна Т., Данько Я., Лагуд Г., Бабко Р. Вплив стоків з комунальної очисної споруди на структуру асамблеї вйчастих найпростіших (Ciliata). *Pure Water. Fundamental, Applied and Industrial Aspects: Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference, 26–28 October, Kyiv, Ukraine.* 2017. Р. 176–177.
228. Поліщук В. В. Гідрофауна пониззя Дунаю в межах України. К.: Наук. думка, 1974. С. 144–146, 187–193.
229. Примц Б. Исследование влияния температуры воды на развитие ценоза инфузорий в перифитоне р. Сава. Материалы XX междунар. конфер. по изучению Дуная. Киев: Наук. думка, 1982. С. 177–179.
230. Природа Сивашского региона и влияние на нее человека (состояние изученности и библиография) / За ред. И. В. Довгаль, В. А. Костюшин. Киев: Wetlands International, 2005. 232 с.
231. Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды. К: Наукова думка, 1987. 221 с.
232. Протасов А. А. Жизнь в гидросфере. Очерки по общей гидробиологии. Киев: Академперіодика, 2011. 704 с.
233. Протасов А. А. Перифитон: терминология и основные определения. *Гидробиол. журн.* 1982. Т. 18, №1. С. 9–14.
234. Протасов А. А. Пресноводный перифитон. Киев: Наукова думка, 1994. 307 с.

235. Протасов А. А. О взаимосвязи разнообразия со структурными показателями сообществ гидробионтов. *Биол. внутр. вод.* 2012. № 4. С. 5–10.
236. Протасов А. А., Силаева А. А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС. / Институт гидробиологии НАН Украины. Киев, 2012. 274 с.
237. Пляшечник В., Лагуд Г., Маєрек Д., Древновскі Я., Бабко Р. Вплив комунальних стоків на асамблею війчастих найпростіших донних відкладів гірської річки. *Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring: Proceedings of the II International Scientific-Practical Conference. Lviv, 18–20 October 2017.* Р. 82–83.
238. Пляшечник В., Кузьміна Т., Данько Я., Лагуд Г., Бабко Р. Вплив стоків з комунальної очисної споруди на структуру асамблеї війчастих найпростіших (Ciliata). *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матеріали 5-ї міжнар. наук.-практ. конф. Київ, 26–28 жовтня 2017.* Київ, 2017. С. 176–177.
239. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. К.: Генеза, 2004. 664 с.
240. Роскин Г. И., Левинсон Л. Б. Микроскопическая техника. М.: Советская наука, 1957. 469 с.
241. Синица Т. И. Некоторые данные о жизни одного озероподобного водоёма бассейна р. Донца. *Тр. Харьковск. об-ва испытателей природы.* 1929. Т. 52, № 1. С. 317–148.
242. Скальская И. А. Сезонные аспекты биоценозов обрастаний. *Гидробиол. журн.* 1976. Т. 12, № 4. С. 49–53.
243. Скальская И. А. О возможности использования перифитона при организации мониторинга на Рыбинском водохранилище. *Тр. БВВ.* Вып. 52(55). 1985. С. 33–39.
244. Скальская И. А. Экологическая характеристика зооперифитона Рыбинского водохранилища. *Тр. БВВ.* Вып. 52 (55). 1985. С. 40–49.
245. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. К.: Урожай, 1987. 127 с.

246. Стром А. Д., Данилевская И. П., Тихонрук И. Ф. та ін. Роль простейших в биологической очистке сточных вод нефтехимической промышленности. *Гидробиол. журнал*. 1974. Т. 10, № 2. С. 49–54.
247. Травянка В. С., Евдокимова Л. В. Микробентометр МБ-ТЕ. *Гидробиол. журн*. 1968. Т. 4, № 1. С. 94–96.
248. Унгурян В. В., Константиненко Л. А. Видове різноманіття круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) Богунського кар'єру (м. Житомир). *Біологічні дослідження – 2013: зб. наук. праць IV наук.-практ. Всеукр. конф. молодих учених та студентів*. 2013. С. 151–152.
249. Фадеев Н. Н. Каталог водных животных, найденных в бассейне р. Донца и прилежащих местностях за период работ с 1917 по 1927 гг. *Тр. Харків. т-ва дослідників природи*. 1929. Т. 52, № 1. С. 7–32.
250. Фатовенко М. А. Формирование микрозообентоса и придонного зоопланктона Днепродзержинского водохранилища: автореф. дис. на здобуття наук. ступеню канд. биол. наук. Днепродзержинск, 1968. 16 с.
251. Фатовенко М. А. Микрозообентос и придонный зоопланктон Днепродзержинского водохранилища. Днепродзержинское водохранилище. К.: Наук. думка, 1971. С. 94–104.
252. Фауна Украины: в 40 т. Т. 36: Инфузории – Ciliophora. Вып. 1: Класс Суктории – Suctorea. / Довгаль И. В. Киев: Наукова думка, 2013. 267 с.
253. Фауна України. В 40 т. Т. 36. Вип. 4. Урцеоларіїди (Перитрихи, мобілії). / С. М. Костенко. К.: Наук. думка, 1981. 148 с.
254. Хайлов К. М. Экологический метаболизм в море. Киев: Наук. думка, 1971. 252 с.
255. Хлань Т. В., Константиненко Л. А. Видове різноманіття круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) р. Кам'янка. *Біологічні дослідження – 2013: зб. наук. праць IV наук.-практ. Всеукр. конф. молодих учених та студентів*. С. 153–154.
256. Цееб Я. Я. Трубчатый лот для глубоководных количественных проб микробентоса. *Природа*. 1940. 11. С. 85–87.

257. Цееб Я. Я. Состав и количественное развитие фауны микробентоса низовьев Днепра и водоемов Крыма. *Зоол. журн.* 1958. Т. 37, вып. 1. С. 3–11.
258. Чорик Ф. П. Свободноживущие инфузории водоемов Молдавии. Кишинев: Изд-во АН Молдавской ССР, 1968. 251 с.
259. Шевченко Н. Н. Паразиты рыб реки Северного Донца в среднем течении. *Тр. НИИ биол. и биол. ф-та Харьков. гос. ун-та.* 1956. Т. 23. С. 269–301.
260. Шикирява В. П., Константиненко Л. А. Особливості біології круговійчастих інфузорій. *Біологічні дослідження – 2013: зб. наук. праць IV наук.-практ. Всеукр. конф. молодих учених та студентів.* 2013. С. 155–156.
261. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
262. Шитиков В. К., Зинченко Т. Д., Розенберг Г. С. Макроэкология речных сообществ: концепции, методы, модели. Тольятти: Кассандра, 2011. 255 с.
263. Шкорбатов Л. А. Планктон озера Белого, Змиевского района, Харьковской области. *Тр. НИИ биол. и биол. ф-та. Харьков. гос. ун-та.* 1956. Т. 23. С. 157–205.
264. Юришинець В. І. Симбіотичні угруповання гідробіонтів прісноводних екосистем: Автореферат дис. ... доктора біол. наук: 03.00.17/ В.І. Юришинець. Національна академія наук України; Інститут гідробіології, 2015. 37 с.
265. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: У 4 т., 7 кн. К.: Генеза, 2004. Т. 2, кн. 3–4. 238 с.
266. Яцкевич Ю. Ю., Константиненко Л. А. Видове різноманіття круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) р. Тетерів (с. Станишівка). *Біологічні дослідження – 2014: зб. наук. праць V Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів.* 2014. С. 262–264.

267. Яцкевич Ю. Ю., Константиненко Л. А. Видовий комплекс перітрих (Ciliophora, Peritrichia) р. Тетерів. Магістерська робота. 2015.
268. Яцкевич Ю. Ю., Константиненко Л. А. Екологічні особливості перітрих річки Тетерів. *Біологічні дослідження* – 2015: зб. наук. праць VI Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів. 2015. С. 212–214.
269. Agatha S., Laval-Peuto M., Simon P. The tintinnid lorica. In: The biology and ecology of tintinnid ciliates: models for marine plankton / J. R. Dolan, D. J. S. Montagnes, S. Agatha, D. W. Coats, D. K. Stoecker (Eds). Hoboken: Wiley, 2012. P. 17–41.
270. Agersborg H. P. K., Hatfield W. D. The biology of a sewage treatment plant – A preliminary survey. *Sewage Works Journal*. 1929. Vol. 1. P. 411–415.
271. Arden E., Lockett W.T. Laboratory tests for ascertaining the condition of activated sludge. *Water Pollution Control*. 1936. Vol. 35. P. 212–215.
272. Arregui L., Linares M., Pérez-Uz B., Guinea A., Serrano S. Involvement of crawling and attached ciliates in the aggregation of particles in wastewater treatment plants. *Air Soil Water Res*. 2009. Vol. 1. P.13–19.
273. Arregui L., Serrano S., Linares M., Pérez-Uz B., Guinea A. Ciliate contributions to bioaggregation: laboratory assays with axenic cultures of *Tetrahymena thermophila*. *Internat Microbiol*. 2007. Vol. 10. P. 91–96.
274. Aquatic food webs: an ecosystem approach / Ed. by A. Belgano, U. M. Scharler, J. Dunne & R. E. Ulanowicz. Oxford University Press, 2005. 262 p.
275. Azovsky A. I. Structural complexity of species assemblages and spatial scale of community organization: A case study of marine benthos. *Ecological Complexity*. 2009. Vol. 6. P. 308–315.
276. Babko R. V. Infusorian communities of a polluted small river. *Hydrobiol. J.*, Publ. Scripta Technica, Inc. 1996. Vol. 32, № 4. P. 1–9.
277. Babko R., Fyda J. Zbiorowiska orzęsków w osadzie czynnym oczyszczalni ścieków Polski Południowej. 21 Zjazd Hydrobiologów Polskich: materiały zjazdowe, Poland, Lublin, 9-12 września 2009. Lublin, 2009. P. 110.

278. Babko R., Fyda J., Kuzmina T., Hutorowicz A. Ciliates on the macrophytes in industrially heated lakes (Kujawy Lakeland, Poland). *Vestnik zoologii*. 2010. Vol. 44, № 6. P. 483–493.
279. Babko R., Kuzmina T. Ciliated Communities in Small Rivers of the Ukraine. Programme & Abstracts of IV International Symposium „River Bottom” Brno, 27-30 August 1996. Brno, 1996. P. 58.
280. Babko R. V., Kuzmina T. M. Spatial distribution of ciliates (Protista, Ciliophora) in the River Bityza (Dnieper basin). *Вестник зоологии*. 1999. Т. 33, № 6. P. 83–89.
281. Babko R. V., Kuzmina T. M. Ciliata (Protista, Ciliophora) of epiphyton of higher aquatic plants in a small River. *Hydrobiol. J.* 2004. Vol. 40, № 4. P. 22–38.
282. Babko R., Jaromin-Glen K., Łagód G., Pawłowska M., Pawłowski A. Effect of drilling mud addition on activated sludge and processes in sequencing batch reactors. *Desalination and water treatment*. 2016. Vol. 57, № 3. P. 1490–1498.
283. Babko R., Jaromin-Gleń K., Łagód G., Danko Y., Kuzmina T., Pawłowska M., Pawłowski A. Short term influence of drilling fluids of two types on wastewater treatment rate and eukaryotic organisms of activated sludge in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Quality*. 2017. Vol. 46, № 4. P. 714–721.
284. Babko R., Kuzmina T., Fyda J. Struktura przestrzenna i bioróżnorodność orzęsków w jeziorze Mikorzyńskim w okolicach Konina. XX zjazd hydrobiologów polskich: streszenia wystąpień. Poland, Torun, 5-9 September 2006. Torun, 2006. P. 69.
285. Babko R., Kuzmina T., Gromova J. Ciliate and rotifer taxocoenoses in the small river with artificially changed hydrological regimen. XVII Zjazd Hydrobiologów Polskich: materiały Zjazdowe. Poznan, 1997. P. 115.
286. Babko R., Kuzmina T., Jaromin-Glen K., Bieganski A. Bioindication assessment of activated sludge adaptation in a lab-scale experiment. *Ecol Chem Eng., S.* 2014. Vol. 21, № 4. P. 605–616.

287. Babko R., Kuzmina T., Łagód G. Inundation as determinant of water quality and biodiversity in floodplain lakes. *Wody przejściowe: XXI Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne*. Polska, Elbląg-Sztutowo, 8-10 maja 2014. Elbląg-Sztutowo, 2014. P. 39.
288. Babko R., Kuzmina T., Lagod G., Jaromin-Glen K. Changes in the structure of activated sludge protozoa community at the different oxygen condition. *Chem Didact Ecol Metrol*. 2014. Vol. 19, № 1-2. P. 87–95.
289. Babko R., Kuzmina T., Łagód G., Jaromin-Gleń K. The periphyton communities of a municipal wastewater treatment plant. *Proceedings of ECOpole*. 2015. Vol. 9, № 1. P. 13–17.
290. Babko R., Kuzmina T., Łagód G., Jaromin-Gleń K., Danko Y., Pawłowska M., Pawłowski A. Short-term influence of drilling fluid on ciliates from activated sludge in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Quality*. 2017. Vol. 46, № 1 P. 193–200.
291. Babko R., Kuzmina T., Pliashechnik V., Łagód G., Fyda J. Anaerobic Ciliates in Activated Sludge Communities. *Rocznik Ochrona Środowiska*. 2016. Vol. 18. P. 733–745.
292. Babko R., Kuzmina T., Suchorab Z., Widomski M. K., Franus M. Influence of treated sewage discharge on the benthos ciliate assembly in the lowland river. *Ecol Chem Eng S*. 2016. Vol. 23, № 3. P. 461–471.
293. Babko R., Kuzmina T., Suchorab Z., Widomski M.K., Franus M. Wpływ ścieków z oczyszczalni miejskiej na strukturę zespołu orzęsek bentosowych w rzece na terenach nizinnych. *Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. К.: Вид. дім «КІЙ»*, 2016. С. 21.
294. Babko R., Lagod G., Jaromin-Glen K. Abundance and structure of ciliated protozoa community at the particular devices of “Hajdow” WWTP. *Rocznik Ochrona Srodowiska*. 2012. T. 14. P. 56–68.

295. Babko R., Lagod G., Jaromin-Glen K. Analysis of the periphyton communities at the municipal wastewater treatment plant – case study. *Ecol Chem Eng., A.* 2014. Vol. 21, № 4. P. 403–414.
296. Baldock B. M., Sleigh M. A. The ecology of benthic protozoa in rivers: Seasonal variation in numerical abundance in fine sediments. *Arch. Hydrobiol.* 1988. Vol. 111, № 3. P. 409–421.
297. Barker A. N. The ecology and function of Protozoa in sewage purification. *Annals of Applied Biology.* 1946. Vol. 33. P. 314–325.
298. Bartsch I., Dovgal I. V. A hydrothermal vent mite (Halacaridae, Acari) with a new Corynophrya species (Suctorina, Ciliophora), description of the suctorian and its distribution on the halacarid mite. *Eur. J. Protist.* 2010. Vol. 46, № 3. P. 196–203.
299. Bauer-Nebelsick M., Bardele C. F., Ott J. A. Redescription of *Zoothamnium niveum* (Hemprich & Ehrenberg, 1831) Ehrenberg, 1838 (Oligohymenophora, Peritrichida), a ciliate with ectosymbiotic chemoautotrophic bacteria. *Europ. J. Protistol.* 1996. Vol. 32. P. 18–30.
300. Bick H. A review of central european methods for the biological estimation of water pollution levels. *Bull. Wid Hith Org.* 1963. 29. P. 401–413.
301. Bick H. Okologische Untersuchungen an Ciliaten fallaubreicher Kleingewasser. *Archiv fuer Hydrobiologie.* 1958. Vol. 54. P. 506–542.
302. Blatterer H., Foissner W. Morphology and infraciliature of some cyrtophorid ciliates (Protozoa, Ciliophora) from freshwater and soil. *Arch. Protistenk.* 1992. Vol. 142. P. 101–118.
303. Borror A. C. Revision of the Order Hypotrichida (Ciliophora, Protozoa). *J. Protozoology.* 1973. Vol. 19, № 1. P. 1–23.
304. Boshko E. G., Konstantynenko L. A. A new species of *Pachytrocha* Kent, 1882 (Ciliophora, Peritrichia: Vaginicolidae). *Zootaxa.* 2009. № 2198. P. 61–66.
305. Brönmark Ch., Hansson L.-A. The biology of lakes and ponds. 2nd ed., Oxford University Press, 2005. 285 p.

306. Brown T. J. A study of the protozoa in a diffused-air activated-sludge plant. *Water Pollution Control*. 1965. 64. P. 375–378.
307. Cairns J., Kuhn D., Plafkin J. Protozoan colonization of artificial substrates. *Methods and measurements of periphyton communities: A review ASTM STP 690*. American Society for testing and materials. 1979. P. 34–57.
308. Cairns J., Yongue W., Bostin H. The relationship between number of protozoa species and duration of habitat immersion. *Rev. biol.* 1973. Vol. 9, № 1/4. P. 35–42.
309. Cairns J., Yongue W., Kaesler R. Qualitative differences in protozoan colonization of artificial substrates. *Hydrobiologia*. 1976. Vol. 51, № 3. P. 233–237.
310. Caron D.A., Davis P.G., Madin L.P., Sieburth J.M. Heterotrophic bacteria and bacterivorous protozoa in oceanic macroaggregates. *Science*. 1982. 218. P. 795–797.
311. Cleveland W. S. Robust locally weighted regression and smoothing scatter plots. *Journal of the American Statistical Association*. 1979. Vol. 74, N 368. P. 829–836.
312. Clements F. E. Plant succession: analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington Publications, 1916. № 242. 512 p.
313. Corliss J. O. The ciliated protozoa, characterization, classification and guide to the literature. London, Pergamon Press, 1979. 455 p.
314. Corliss J. O. Biodiversity and biocomplexity of the protists and an overview of their significant roles in maintenance of our biosphere. *Acta Protozool.* 2002. Vol. 41. P. 199–219.
315. Curds C. R. A theoretical study of factors influencing the microbial population dynamics of the activated-sludge process – I. The effects of diurnal variations of sewage and carnivorous ciliated protozoa. *Water Res.* 1973. Vol. 7, № 9. P. 1269–1284.
316. Curds C. R. The role of protozoa in the activated-sludge process. *Amer. Zool.* 1973. Vol. 13, № 1. P. 161–169.

317. Curds C. R. Protozoa. / C. R. Curds, H. A. Hawkes, ed. Ecological aspects of used-water treatment. London: Academic Press. 1975. P. 203–268.
318. Curds C.R. A revision of the *Suctorina* (Ciliophora, Kinetofragminophora). 1. *Bull. Br. Mus. nat. Hist (Zool.)*. 1985. Vol. 48. P. 75–129.
319. Curds C.R. A revision of the *Suctorina* (Ciliophora, Kinetofragminophora). 2-3. *Bull. Br. Mus. nat. Hist (Zool.)*. 1985. Vol. 49. P. 163–165; 167–193.
320. Curds C.R. A revision of the *Suctorina* (Ciliophora, Kinetofragminophora). 4: Podophrya and its morphological relatives. *Bull Br. Mus. nat. Hist (Zool.)*. 1986. Vol. 50. P. 59–91.
321. Czapik A. The effect of wastewater on ciliate communities in the Biala Przemsza River. *Acta hydrobiol.* 1982. Vol. 24, № 1. P. 29–37.
322. Dopheide A., Lear G., Stott R., Lewis G. Molecular characterisation of ciliate diversity in stream biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 2008. Vol. 74. P. 1740–1747.
323. Dovgal I. V. Evolution, phylogeny and classification of Suctorea (Ciliophora). *Protistology*. 2002. Vol. 2, № 4. P. 194–270.
324. Dovgal I. V. The germ similarity in ontogeny of ciliates (Ciliophora). *Вестник зоологии*. 2002. Vol. 36, № 2. P. 3–9.
325. Dovgal I. V. Micro-spatial structure of periphytonic communities: determinal factors. *Natura Montenegrina*. 2008. № 7. P. 117–123.
326. Dovgal I., Chatterjee T., Ingole B. An overview of suctorian ciliates (Ciliophora, Suctorea) as epibionts of halacarid mites (Acari, Halacaridae). *Zootaxa*. 2008. № 1810. P. 60–68.
327. Dovgal I. V., Gavrilova N. A. Diversity and functions of loricae in ciliates (Ciliophora). *Морской биол. журнал*. 2018. Т. 3, № 3. С. 13–21.
328. Dovgal I. V., Kochin V. A. Fluid boundary layer as an adaptive zone for sessile protists. *Журнал общей биологии*. 1997. Т. 58. С. 67–74.

329. Dovgal I., Mayén-Estrada R. A taxonomic revision of order Pilisuctorida (Ciliophora, Apostomatia) with keys to the subordinate taxa. *Zootaxa*. 2015. № 4040, 5. P. 543–558.
330. Dovgal I. V., Pesic V. Suctorian ciliates (Ciliophora, Suctorea) as epibionts of a stream-dwelling aquatic beetles (Coleoptera) and water mites (Acari: Hydrachnidia) in the southwestern Palaearctic region. *Zootaxa*. 2012. № 3166. P. 34–40.
331. Dovgal I. V., Starobogatov Ya. I. Acineta Ehrenberg, [1834] and Tokophrya Butschli, 1889 (Ciliophora, Suctoria): proposed conservation; Acineta tuberosa Ehrenberg, [1834] and Podophrya quadripartita Claparede & Lachmann, 1859 (currently Tokophrya quadripartita): proposed conservation of the specific names. *Bulletin of Zool. Nomenclature*. 1993. 50. P. 103–106.
332. Elliott J. M. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Association*. 1977. 25. 160 p.
333. Faszynski J. Badania fauny planktonowej stawu Janowskiego w roku 1909 z uwzględnieniem fauny przybrzeżnej. *Kosmos*. 1910. Vol. 35. P. 941–993.
334. Fenchel T. Ecology of Protozoa. Springer-Verlag, Science Tech Publishers, Madison (Wisconsin), 1987. 197 p.
335. Fenchel T. Methanogenesis in marine shallow water sediments: the quantitative role of anaerobic protozoa with endosymbiotic methanogenic bacteria. *Ophelia*. 1993. 37. P. 67–82.
336. Fenchel T. The microbial loop – 25 years later. *J Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2012. № 366. P. 99–103.
337. Fenchel T. Protozoa and Oxygen. *Acta Protozool.* 2012. Vol. 52. P. 11–12.
338. Fenchel T. Anaerobic Eukaryotes. In: Altenbach A., Bernhard J., Seckbach J. (eds) Anoxia. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology. 2012. Vol. 21. P. 3–16.

339. Fenchel T., Finlay B. J. Anaerobic free-living protozoa: growth efficiencies and the structure of anaerobic communities. *FEMS Microbiology Ecology*. 1990. Vol. 74, № 4. P. 269–276.
340. Fenchel T., Finlay B. J. The biology of free-living anaerobic ciliates. *Eur. J. Protistol.* 1991. Vol. 26. P. 201–215.
341. Fenchel T., Finlay B. J. Oxygen and the spatial structure of microbial communities. *Biol. Rev.* 2008. Vol. 83. P. 553–569.
342. Fernandez-Galiano D. The ammoniacal silver carbonate method as a general procedure in the study of protozoa of sewage (and other) waters. *Wat. Res.* 1994. Vol. 28, № 2. P. 495–496.
343. Fialkowska E., Fyda J., Pajdak-Stos A., Wiackowski K. Osad czynny: biologia i analiza mikroskopowa. Krakow, OW "Impuls", 2005. 257 p.
344. Fiałkowska E., Pajdak Stós A., Fyda J., Babko R. Can protists influence nitrifiers' morphology in activated sludge? II International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology (BioMicroWorld2007): Book of Abstracts. Spain, Seville, 28 Nov. – 1 December 2007. Seville, 2007. P. 131.
345. Finlay B. J. The dependence of reproductive rate on cell size and temperature in freshwater ciliated Protozoa. *Oecologia*. 1977. Vol. 30, № 1. P. 75–81.
346. Finlay B. J. Community production and respiration by ciliated Protozoa in the benthos of a small eutrophic lock. *Freshwater Biology*. 1978. № 8. P. 327–341.
347. Finlay B. J., Esteban G. F. Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. *Biodiv Cons.* 1998. Vol. 7. P. 1163–1186.
348. Finlay B. J., Esteban G. F. Ubiquitous microbes and ecosystem function. *Limnetica*. 2001. P. 31–43.
349. Finlay B. J., Fenchel T. An anaerobic protozoon, with symbiotic methanogenus, living in municipal landfill material. *FEMS Microbiology Ecology*. 1991. Vol. 85, № 2. P. 169–180.

350. Finlay B. J., Fenchel T. Protozoan community structure in a fractal environment. *Protistologica*. 2001. Vol. 150. P. 203–218.
351. Finlay B. J., Esteban G. F., Fenchel T. Protozoan diversity: converging estimates of the global number of free-living ciliate species. *Protistologica*. 1998. Vol. 149. P. 29–37.
352. Finlay B. J., Esteban G. F., Olmo J. L., Tyler P. A. Global distribution of free-living microbial species. *Ecography*. 1999. Vol. 22. P. 138–144.
353. Finlay B. J., Téllez C., Esteban G. Diversity of ciliates and other microbes in a Spanish stream in winter. *J Gen. Microbiol.* 1993. Vol. 139. P. 2855–2863.
354. Foissner W. Morphologie, Infraciliatur und Silberliniensystem von *Phascolodon vorticella* Stein, *Chlamidonella alpestris* nov. spec. und *Trochilia minuta* (Roux) (Ciliophora, Cyrtophorida). *Protistologica*. 1979. T. XV, № 4. P. 557–563.
355. Foissner W. Okologische und systematische Studien über das Neuston alpiner Kleingewässer, mit besonderer Berücksichtigung der Ciliaten. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 1979. Vol. 64/1. P. 99–140.
356. Foissner W. Taxonomische Studien über die Ciliaten des Grossglocknergebietes (Hohe Tauern, Österreich). IX. Ordnungen Heterotrichida und Hypotrichida. *Ber. Nat.-Med. Ver. Salzburg*. 1980. P. 71–117.
357. Foissner W. Taxonomische Studien über die Ciliaten des Grossglocknergebietes (Hohe Tauern, Österreich). VI. Familien Woodruffiidae, Colpodidae und Maryniidae. *Acta Protozoologica*. 1980. Vol. 19, 1. P. 29–50.
358. Foissner W. Ökologie und Taxonomie der Hypotrichida (Protozoa: Ciliophora) einiger österreichischer Böden. *Arch. Protistenk.* 1982. Vol. 126. P. 19–143.
359. Foissner W. Taxonomische Studien über die Ciliaten des Grossglocknergebietes (Hohe Tauern, Österreich). I. Familien Holophryidae, Prorodontidae, Plagiocampidae, Colepidae, Enchelyidae und Lacrymariidae nov. fam. *Ann. Naturist Mus. Wien*. 1983. 84/B. P. 49–85.

360. Foissner W. Infraciliatur, Silberlinien System und Biometric einiger neuer und wenig bekannter terrestrischer, Limnischer und mariner Ciliaten (Protozoa: Ciliophora) nusden Klassen Kinetofragminophora, Colpodea und Polyhymenophora. *Stapfia*. 1984. Vol. 12. 165 p.

361. Foissner W. Morphologie und Infraciliatur einiger limnischer Ciliaten (Protozoa: Ciliophora. *Schweiz. Z. Hydrol.* 1984. Vol. 46/2. P. 210–223.

362. Foissner W. Taxonomie und Okologie einiger Ciliaten (Protozoa: Ciliophora) des Saprobiensystems. I. Genera *Litonotus*, *Amphileptus*, *Opisthodon*. *Hydrobiologia*. 1984. Vol. 119. P. 193–208.

363. Foissner W. Taxonomic and nomenclatural revision of Sladeczek's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality. *Hydrobiologia*. 1988. Vol. 166. P. 1–64.

364. Foissner W. Taxonomie und Okologie einiger Ciliaten (Protozoa: Ciliophora) des Saprobiensystems. II. Familie *Chilodonellidae*. *Hydrobiologia*. 1988. Vol. 162. P. 21–45.

365. Foissner W. Dynamics of ecology of free-living Protozoa. *Zoological Science*. 1990. 7, Suppl. P. 155–165.

366. Foissner W. Basic light and scanning electron microscopic methods for taxonomic studies of Ciliated Protozoa. *Europ. J. Protistol.* 1991. Vol. 27. P. 313–330.

367. Foissner W. Colpodea (Ciliophora). Fischer, Stuttgart, 1993. 798 p.

368. Foissner W. Progress in Taxonomy of Planktonic Freshwater Ciliates. *Marine Microbial Food Webs*. 1994. Vol. 8, 1-2. P. 9–35.

369. Foissner W., Berger H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and wastewaters, with notes on their ecology. *Freshwater Biology*. 1996. Vol. 35. P. 375–482.

370. Foissner W., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band II: Peritrichida, Heterotrichida,

Odontostomatida. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 5/92, 1992. 502 p.

371. Foissner W., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/94, 1994. 548 p.

372. Foissner W., Berger H., Blatterer H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctoria. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/95, 1995. 540 p.

373. Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichida, Colpodea. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/91, 1991. 478 p.

374. Foissner W., Unterwiesing A., Henschel T. Comparison of direct stream bed and artificial substrate sampling of Ciliates (Protozoa, Ciliophora) in a mesosaprobic river. *Limnologica*. 1992. Vol. 22, № 2. P. 97–104.

375. Foissner W., Wilbert N. Morphologie, Infraciliatur und Ökologie der limnischen Tintinnina: *Tintinnidium fluviatile* Stein, *Tintinnidium pusillum* Entz, *Tintinnopsis cylindrata* Daday und *Codonella cratera* (Leidy) (Ciliophora, Polyhymenophora). *J. Protozool.* 1979. Vol. 26, № 1. P. 90–103.

376. Foissner W., Wolfl S. Revision of the genus *Stentor* Oken (Protozoa, Ciliophora) and description of *S. araucanus* nov. spec. from South American lakes. *Journal of Plankton Research*. 1994. Vol. 16, № 3. P. 255–289.

377. Fyda J., Babko R. Prosty klucz do oznaczania orzęsków osiadłych (Peritrichia) najczęściej występujących w osadzie czynnym. *Forum eksploatatora*. 2007. P. 27–30.

378. Fyda J., Babko R., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Kocerba-Soroka W., Sobczyk M., Sobczyk Ł. Effect of high *Lecane inermis* rotifers abundance on

activated sludge biocenosis. VII ECOP – ISOP Joint Meeting (Spain, Seville, 5-10 September 2015). Seville, 2015. P. 131.

379. Fyda J., Kuzmina T., Babko R. Struktura zespołów orzęsków peryfitonowych na roślinach wodnych w podgrzanych jeziorach Konińskich. XX zjazd hydrobiologów polskich: streszczenia wystąpień. Poland, Torun, 5-9 September 2006. Torun, 2006. P. 97.

380. Fyda J., Pajdak-Stós A., Fiałkowska E., Babko R. Can selective grazer pressure enhance filamentous bacteria growth in activated sludge? II International Conference on Environmental, Industrial and Applied Microbiology (BioMicroWorld2007): Book of Abstracts. Spain, Seville, 28 Nov. – 1 December 2007. Book of Abstracts. Seville, 2007. P. 132.

381. Fyda J., Babko R., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Kocerba-Soroka W., Sobczyk M., Sobczyk Ł. Effect of high levels of the rotifer *Lecane inermis* on the ciliate community in laboratory-scale sequencing batch bioreactors (sbrs). *Desalination and Water Treatment*. 2015. Vol. 51. P. 470–479.

382. Ganf G. G. Community respiration of equatorial plankton. *Oecologia*. 1974. Vol. 15. P. 17–32.

383. Ganner B., Foissner W. Taxonomy and ecology of some ciliates (Protozoa, Ciliophora) of the saprobic system. III. Revision of the genera Colpidium and Dexiostoma, and establishment of a new genus, Paracolpidium nov. gen. *Hydrobiologia*. 1989. Vol. 182. P. 181–218.

384. Gaponova L. P., Dovgal I. V. The variability of exoskeleton elements in *Polyplacocystis ambigua* (Protista, Centrohelida). *Vestnik zoologii*. 2008. Vol. 42, № 5. P. 461–465.

385. Gleason H. A. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 1926. Vol. 53. P. 7–26.

386. Grigorovich I. A., Babko R. V. Sessile invertebrates in beds of aquatic macrophytes. *Zebra mussels and other aquatic nuisance species* / Ed. F. D'Itri. 1997. P. 87–97.

387. Grigorovich I. A., Dovgal I. V., MacIsaac H. J., Monchenko V. I. *Acineta nitocrae*: a new epizooic on the non-indigenous harpacticoid copepods, *Nitocra hibernica* and *N. incerta*, in the Laurentian Great Lakes. *Arch. fur Hydrobiologie*. 2001. Vol. 152, № 1. P. 161–176.
388. Güde H. Grazing by protozoa as selection factor for activated sludge bacteria. *Microbial Ecol.* 1979. Vol. 5. P. 225–237.
389. Hadley W. tidyverse: Easily Install and Load the 'Tidyverse'. 2017. R package version 1.2.1. [<https://CRAN.R-project.org/package=tidyverse>]
390. Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica*. 2001. Vol. 4(1). 9 p.
391. Hausman L. A. Observations on the ecology of the Protozoa. *American Naturalist*. 1917. 51. P. 157–172.
392. Hubbell S. P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (Print on Demand. ed.). Princeton [u.a.]: Princeton Univ. Press. 2001.
393. Hutchinson G. E. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. 1957. Vol. 22 (2). P. 145–159.
394. Jankowski A. W. Morphology and evolution of Ciliophora. III. Diagnoses and phylogenesis of 53 sapropelebionts, mainly of the order Heterotrichida. *Arch. Protistenk.* 1964. Vol. 107. P. 185–194.
395. Jaromin-Glen K., Babko R., Lagod G. Liczebność pierwotniaków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków „Hajdów” na tle zmian stężeń azotu. *Proceedings of ECOpole*. 2010. Vol. 4, № 2. P. 403–408.
396. Jaromin-Glen K., Babko R., Lagod G., Sobczuk H. Community composition and abundance of protozoa under different concentration of nitrogen compounds at “Hajdow” wastewater treatment plant. *Ecol Chem Eng. S.* 2013. Vol. 20, № 1. P. 127–139.
397. Jaworowski A. O faunę studzien w ogóle a studzien krakowskich i lwowskich w szczególności. In: *Dziennik zjazdu lekarzy i przyrodników polskich*

we Lwowie od 18–21 Lipca 1888 r. Pod red. prof. Szpilmana. Piller i spółka. 1888, No 5. P. 8–9.

398. Jaworowski A. Fauna studzienna miast Krakowa i Lwowa. Sprawozdanie Komisji fizjograficznej Akademii Umiejętności w Krakowie. Materyaly dla fizyografii krajowej. 1892. Vol. 28, № 2. Kraków: Druk. Univ. Jagiellońskiego. P. 29–48.

399. Jaworowski A. Nowe gatunki fauny studziennej miast Krakowa i Lwowa. In.: Sprawozdanie Dyrektora C.K. IV. Gymnasium we Lwowie za rok szkolny 1893. Lwow. Nakladem funduszu nauk. 55 p.

400. Kahl A. Urtiere oder Protozoa: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). Die Tierwelt Deutschlands, Jena, G. Fischer, Vol. 18, 21, 25, 30. 1930–1935. 886 p.

401. Klein B. Ergebnisse mit einer Silbermethode bei Ciliaten. *Arch. Protistenk.* 1926. Vol. 56. P. 246–279.

402. Kofoed C. A., Campbell A. S. The Ciliata: The Tintinninea. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College. 1939. Vol. 89. P. 1–473.

403. Konstantynenko L. A., Dovgal I. V. The nutrition rates in peritrichous ciliates (Ciliophora, Peritrichia) under conditions of the treatment facilities of Zhytomir (Ukraine). *Natura Montenegrina*. 2009. Vol. 8, № 2. P. 51–61.

404. Kovalchuk A. A. Epyphitic ciliata of the Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. Journ.* 2001. Vol. 3, № 6. P. 45–64.

405. Kovalchuk A. A., Babko R. V. Respiration by ciliates of various dimensions in conditions of different oxygen concentrations. *Folia biologica* (Krakow). 1997. Vol. 45, № 1–2. P. 35–40.

406. Kreutza M., Foissner W. The Sphagnum Ponds of Simmelried in Germany: A Biodiversity Hot-Spot for Microscopic Organisms. *Protozoological Monographs*. 2006. Vol. 3, № 1. P. 267.

407. Lackey J. B. The microscopic flora and fauna of tree holes. *The Ohio Journal of Science*. 1940. Vol. 40, № 4. P. 186–192.

408. Łagód G. Bioindykacja w kontroli procesu oczyszczania ścieków. Nr 136. Lublin: Komitet Inżynierii Środowiska PAN, 2017. 144 p.
409. Łagód G., Babko R. Związek pomiędzy liczebnością pierwotniaków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków „Hajdów” a zmianami stężenia związków azotu. X Ogólnopolska Konferencja Naukowa «*Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska*», Poland, Koszalin-Darłówko, 2011. Koszalin-Darłówko, 2011. P. 262.
410. Łagód G., Babko R., Jaromin-Glen K., Kuzmina T. Zmiany w strukturze zbiorowiska pierwotniaków osadu czynnego w zrozniczonych warunkach tlenowych. *Proceedings of ECOpole*. 2012. Vol. 6, № 1. P. 297–303.
411. Łagód G., Babko R., Jaromin-Glen K., Kuzmina T., Bieganski A. Biofilm communities in successive stages of municipal wastewater treatment. *Environmental Engineering Science*. 2016. Vol. 33, № 5. P. 306–316.
412. Lynn D. H., Small E. B. Phylum Ciliophora Doflein, 1901. In: *An Illustrated Guide to the Protozoa*. 2 ed. / Eds. J. J. Lee, G. F. Leedale, P. C. Bradbury. Society of Protozoologists, Lawrence, KS. 2002. 1. P. 371–656.
413. Lynn D. H. *The Ciliated protozoa: characterization, classification, and guide to the Literature*. Guelph: Springer, 2008. 605 p.
414. Madoni P. Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. *Italian Journal of Zoology*. 2011. Vol. 78, № 1. P. 3–11.
415. Maeda M. An illustrated guide to the species of the families Halteriidae and Strobilidiidae (Oligotrichida, Ciliophora) free-swimming protozoa common in the aquatic environment. *Bull. Ocean Res. Institute Univ. Tokyo*. 1986. N 21. 67 p.
416. Maeda M., Carey P. An illustrated guide to the species of the family Strombidiidae (Oligotrichida, Ciliophora) free-swimming protozoa common in the aquatic environment. *Bull. Ocean Res. Institute Univ. Tokyo*. 1985. N 19. 68 p.
417. Maguire B. Jr. Community structure of protozoan and algae with particular emphasis on recently colonized bodies of water. *Aquatic Microbial Communities*. Garland Publishing Inc., New York, 1977. P. 355–397.

418. Majerek D., Duda S., Babko R., Widomski M. K. Statistical analysis of the water pollution indicators pertaining to treated municipal sewage introduced to the river. *MATEC Web of Conferences*. 2019. Vol. 252, № 09009. P. 1–4.
419. Mariño-Pérez R., Dovgal I. V., Mayén-Estrada R. New records of suctorians (Ciliophora: Suctoria) as epibionts of aquatic true bugs (Hemiptera: Prosorrhyncha: Nepomorpha) from two regions: Mexico and Eastern Europe. *Zootaxa*. 2011. № 2798. P. 48–60.
420. Martín-Cereceda M., Serrano S., Guinea A. A comparative study of ciliated protozoa communities in activated-sludge plants. *FEMS Microbiol Ecol*. 1996. Vol. 21, № 4. P. 267–276.
421. Matthes D., Guhl W. Systematic, Anpassungen und Raumparasitismus auf Hydrophiliden lebender operculariformer Epistyliden. *Archiv für Protistenkunde*, 1975. Vol. 117, № 1-2. P. 110–186.
422. Modigh M., Castaldo S. Effects of fixatives on ciliates as related to cell size. *Journal of plankton research*. 2005. Vol. 27, № 8. P. 845–849.
423. Montagnes D. J. S., Dower J. F., Figueiredo G. M. The protozooplankton-ichthyoplankton trophic link: an overlooked aspect of aquatic food webs. *Journal of Eukaryotic Microbiology*. 2010. Vol. 57, № 3. P. 223–228.
424. Nanney D. R. When is a rose? The kinds of tetrahymenas. In "Species: New Interdisciplinary Essays" / ed. R. W. Wilson. MIT Press, New York, 1999.
425. Nesterenko G. V., Kovalchuk A. A. Determination of the Ciliates individual mass by the improved «Volumes Ratio» method. *Acta hydrochim. hydrobiol*. 1991. Vol. 19, № 1. P. 23–28.
426. Nusbaum-Hilarowicz J. Spis wymoczków (Infusoria) znalezionych przez Dra W.L. Wietrzykowskiego w wodach Stacji biologicznej w Drozdowicach pod Gródkiem Jagiellońskim podczas wiosny w r 1914 podat. *Rozpr. i Wiadom. z. Museum im Dzieduszyckich*. 1915. T. 2, № 1-2. P. 102–106.
427. Pajdak-Stós A., Fiałkowska E., Fyda J., Babko R. Resistance of nitrifiers inhabiting activated sludge to ciliate grazing. *Water Sci Technol*. 2010. Vol. 61, № 3. P. 573–580.

428. Patterson D. J. Free-living freshwater protozoa: a colour guide / D.J. Patterson: illustrated by Stuart Hedley. Manson publishing Ltd., 1996. 223 p.
429. Petz W., Foissner W. Morphology and Morphogenesis of *Strobilidium caudatum* (Fromentel), *Meseres corlissi* n. sp., *Halteria grandinella* (Mueller), and *Strombidium rehwaldi* n. sp., and a proposed Phylogenetic System for Oligotrich Ciliates (Protozoa, Ciliophora. *J. Protozool.* 1992. Vol. 39, № 1. P. 159–176.
430. Pliashechnyk V., Kuzmina T., Danko Y., Łagód G., Babko R. Tlen jako czynnik limitujący dla mikroaerofilnych gatunków pierwotniaków. *Adaptacja do zmian klimatu w rolnictwie: Ogólnopolska konferencja doktorantów i młodych naukowców z okazji 25-lecia studiów doktoranckich w IUNG-PIB. Poland, Puławy, 14-15 września 2017.* 2017. P. 61.
431. Pliashechnyk V., Danko Y., Łagód G., Drewnowski J., Kuzmina T., Babko R. Ciliated protozoa in the impact zone of the Uzhgorod treatment plant. *E3S Web of Conferences.* 2018. Vol. 30, № 02008. P. 1–7.
432. Pratt J., Cairns J. Long-term patterns of protozoan colonization in Douglas Lake, Michigan. *J. Protozool.* 1985. Vol. 32, № 1. P. 95–99.
433. Puytorac P. Infusories Ciliés. Systématique. *Traité de Zoologie.* T. 2. Masson, Paris, 1994. 881 p.
434. R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL (<https://www.R-project.org/>).
435. Ricklefs R. E. Disintegration of the Ecological Community. *American Naturalist.* 2008. Vol. 172. P. 741–750.
436. Roberts D. McL., Causton H. Silver nitrate impregnation of Ciliated Protozoa. *Arch. Protistenkd.* 1988. Vol. 135. P. 299–318.
437. Rønn R., Mc Caig A. E., Griffiths B. S., Prosser J. I. Impact of protozoan grazing on bacterial community structure in soil microcosms. *Appl and Environ Microbiol.* 2002. Vol. 68, № 12. P. 6094–6105.
438. Schink B. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 1997. Vol. 61, 2. P. 262–280.

439. Schwarz M. V. J., Frenzel P. Methanogenic symbionts of anaerobic ciliates and their contribution to methanogenesis in an anoxic rice field soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* 2005. Vol. 52. P. 93–99.
440. Sladecek V. System of water quality from biological point of view. *Arch. Hydrobiol. (Adv. in Limnol.)*. 1973. № 7. P. 1–218.
441. Sladečková A. Limnological investigation methods for the periphyton (Aufwusch) communities. *Bot. Review.* 1962. Vol. 28, № 2. P. 286–350.
442. Sleigh M. A., Baldock B. M., Baker J. H. Protozoan communities in chalk streams. *Hydrobiology.* 1992. Vol. 248. P. 53–64.
443. Southwood T. R. The concept and nature of the community. *Organisation of Communities*. 27th Symp. of the British Ecological Society. Oxford: Blackwell Sci. Publ., 1986. P. 3–27.
444. Stastna G., Stransky D., Kabelkova I., Babko R. Simplified sampling of benthic macroinvertebrates from small streams. *Proceedings of ECOpole*. 2016. Vol. 10, № 2. P. 517–522.
445. Stoecker D. K., Gifford D. J., Putt M. Preservation of marine planktonic ciliates: loss and cell shrinkage during fixation. *Mar Ecol Prog Ser.* 1994. Vol. 110. P. 293–299.
446. Tamar H. *Halteria bifurcata* Tamar 1968, distribution and variation, and *Halteria grandinella* O.F. Muller, 1773. *Arch. Protistenkd.* 1990. Vol. 138. P. 3–15.
447. Tuffrau M. Revision du genre Euplotes, fondee sur la comparaison des structures superficielles. *Hydrobiologia*. 1960. Vol. 15. P. 1–77.
448. Tensley A. The use and abuse of vegetation concepts and terms. *Ecology*, 1935. Vol. 16. N 3. P. 284–306.
449. Wilén B. M., Lumley D., Mattsson A., Mino T. Relationship between floe composition and flocculation and settling properties studied at a full-scale activated sludge plant. *Water Res.* 2008. Vol. 42. P. 4404–4418.
450. Vellend M. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology.* 2010. Vol. 85, № 2. P. 183–206.

451. Warren A. A revision of the genus *Vorticella* (Ciliophora: Peritrichida). *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.)*. 1986. Vol. 50, № 1. P. 1–57.
452. Warren A. A revision of the genus *Pseudovorticella* Foissner & Schiffmann, 1974 (Ciliophora: Peritrichida). *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.)*. 1987. Vol. 52, № 1. P. 1–12.
453. Warren A., Paynter J. A revision of *Cothurnia* (Ciliophora: Peritrichida) and its morphological relatives. *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.)*. 1991. Vol. 57, № 1. P. 17–59.
454. Webb M. C. The effects of thermal stratification on the distribution of benthic Protozoa in Esthwaite Water. *Journal of Animal Ecology*. 1961. Vol. 30. P. 137–152.
455. Weis D. S. Sparing effect of light on bacterial consumption of *Paramecium bursaria*. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 1974. Vol. 93. P. 135–140.
456. Wu I. C. H., Curds C. R. A guide to the species of the genus *Aspidisca*. *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.)*. 1979. Vol. 36, № 1. P. 1–34.
457. Yang J., Löder M. G. J., Wiltshire K. H. A survey of ciliates at the long-term sampling station “Helgoland Roads”, North Sea. *Helgol Mar Res.* 2014. Vol. 68. P. 313–327.
458. Yeates A. M., Esteban G. F. Local ciliate communities associated with aquatic macrophytes. *International Microbiology*. 2014. Vol. 17. P. 31–40.

ДОДАТКИ

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ряд Heterotrichida Stein, 1859								
Родина Blepharismidae Jankowski in Small & Lynn, 1985								
Рід <i>Blepharisma</i> Perty, 1849								
<i>Blepharisma coeruleum</i> Gajewskaja, 1927***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma elongatum</i> (Stokes, 1884) Kahl, 1926	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Blepharisma hyalinum</i> Perty, 1852	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Blepharisma lateritium</i> (Ehrenberg, 1831) Stein, 1859	x	-	x	-	x	-	-	-
<i>Blepharisma musculus</i> Ehrenberg	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma steini</i> Kahl, 1932	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma undulans</i> Stein, 1867	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Blepharisma wardsi</i> Hirshfield, Isquith & Bhandary, 1965	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Parablepharisma</i> Kahl, 1932								
<i>Parablepharisma pellitum</i> Kahl, 1932 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Pseudoblepharisma</i> Kahl, 1927								
<i>Pseudoblepharisma crassum</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Pseudoblepharisma tenue</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1927 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Climacostomidae Repak, 1972								
Рід <i>Climacostomum</i> Stein, 1859								
<i>Climacostomum patulum</i> (Müller, 1786) Kahl, 1932 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Climacostomum virens</i> (Ehrenberg, 1834) Stein, 1859	x	x	x	-	x	-	x	-
Рід <i>Fabrea</i> Henneguy, 1890								
<i>Fabrea salina</i> Henneguy, 1890	-	-	-	-	-	-	-	x
Родина Condyllostomidae Kahl in Doflein & Reichenow, 1929								
Рід <i>Condyllostoma</i> Bory de St. Vincent, 1824								
<i>Condyllostoma caudatum</i> Lauterborn, 1908	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Condyllostoma patense</i> Müller, 1786	x	-	-	-	x	-	-	x
<i>Condyllostoma remanei</i> Kahl, 1932	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Condyllostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Condyllostomides</i> Da Silva Neto, 1994								
<i>Condyllostomides luteus</i> (Kahl, 1932) Foissner, Agatha & Berger, 2002	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Condyllostomides tardus</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Linostomella</i> Aescht in Foissner, Berger & Schaumberg, 1999								
<i>Linostomella vorticella</i> (Ehrenberg, 1834) Aescht in Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	x	x	x	-	x	-	x	x
<i>Linostomella</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Predurostyla</i> Jankowski, 1978								
<i>Predurostyla arenaria</i> (Spiegel, 1926) Jankowski, 1978	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Родина Spirostomidae Stein, 1867 Рід <i>Gruberia</i> Kahl, 1932								
<i>Gruberia uninucleata</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Spirostomum</i> Ehrenberg, 1834								
<i>Spirostomum ambiguum</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1834	x	-	x	-	x	-	-	x
<i>Spirostomum caudatum</i> (Müller, 1786) Delphy, 1939	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spirostomum loxodes</i> Stokes, 1885	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirostomum minus</i> Roux, 1901	x	x	x	x	x	-	x	-
<i>Spirostomum teres</i> Claparède, Lachmann, 1858	x	x	x	x	x	-	-	x
Родина Stentoridae Carus, 1863 Рід <i>Stentor</i> Oken, 1815								
<i>Stentor amethystinus</i> Leidy, 1880	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Stentor coeruleus</i> (Pallas, 1766) Ehrenberg, 1830	x	x	x	-	x	x	x	x
<i>Stentor igneus</i> Ehrenberg, 1838	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Stentor muelleri</i> Ehrenberg, 1832	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Stentor multiformis</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1838	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stentor niger</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Stentor polymorphus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	x	x	x	x	x	x	-	x
<i>Stentor roeselii</i> Ehrenberg, 1835	x	x	x	x	x	-	-	-
Клас Spirotrichea Bütschli, 1889 Підклас Hypotrichia Stein, 1859 Ряд Kiitrichida Nozawa, 1941 Родина Kiitrichidae Nozawa, 1941 Рід <i>Caryotricha</i> Kahl, 1932								
<i>Caryotricha convexa</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Euplotida Small & Lynn, 1985 Родина Aspidiscidae Ehrenberg, 1830 Рід <i>Aspidisca</i> Ehrenberg, 1830								
<i>Aspidisca andreewi</i> Mereschkowski, 1877	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Aspidisca cicada</i> (Müller, 1786) Claparède & Lachmann, 1858	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aspidisca fusca</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Aspidisca herbicola</i> Kahl, 1932	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca lyncaster</i> (Müller, 1776) Stein, 1859	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Aspidisca lynceus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aspidisca marsupialis</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca pulcherrima</i> Kahl, 1932***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca sedigita</i> Quennerstedt, 1867	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca sulcata</i> Kahl, 1935	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca turrita</i> (Ehrenberg, 1831) Claparède & Lachmann, 1858	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Aspidisca</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Родина Euplotidae Ehrenberg, 1838 Рід <i>Euplotes</i> Ehrenberg in Hemprich & Ehrenberg, 1831								
<i>Euplotes charon</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	x	-	-	-	x	-	x	x
<i>Euplotes eurystomus</i> Wrzesniowski, 1870	x	x	x	-	x	-	-	-
<i>Euplotes harpa</i> Stein, 1859	-	-	-	-	-	-	x	x
<i>Euplotes inkystans</i> Chatton in Tuffrau, 1960	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Euplotes moebiusi</i> Kahl, 1932	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes muscicola</i> Kahl, 1932	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Euplotes patella</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Euplotes terricola</i> Penard, 1922	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Euplotes trisulcatus</i> Kahl, 1932 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes</i> sp. 1	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Euplotes</i> sp. 2	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Euplotopsis</i> Borror & Hill, 1995								
<i>Euplotopsis affinis</i> (Dujardin, 1841) Borror & Hill, 1995	x	x	x	-	x	x	x	-
<i>Euplotopsis finki</i> (Foissner, 1982) Borror & Hill, 1995	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Uronychiidae Jankowski, 1975 Рід <i>Diophrys</i> Dujardin, 1995								
<i>Diophrys appendiculata</i> (Ehrenberg, 1838) Schewiakoff, 1893	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Diophrys norwegicus</i> Claparède & Lachmann, 1858	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Diophrys scutum</i> (Dujardin, 1841) Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Uronychia</i> Stein, 1859								
<i>Uronychia transfuga</i> (Müller, 1776) Stein, 1859	x	-	-	-	x	-	-	x
Родина Reichenowellidae Kahl, 1932 Рід <i>Balantidioides</i> Penard in Kahl, 1930								
<i>Balantidioides</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Reichenowella</i> Kahl, 1932								
<i>Reichenowella nigricans</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
Підклас Choreotrichia Small & Lynn, 1985 Ряд Tintinnida Kofoed & Campbell, 1929 Родина Codonellidae Kent, 1881 Рід <i>Codonella</i> Haeckel, 1873								
<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877) Imhof, 1885	x	x	x	-	x	x	x	-
Рід <i>Tintinnopsis</i> Stein 1867								
<i>Tintinnopsis cylindrata</i> Kofoed & Campbell, 1929	x	x	x	x	x	-	-	-
<i>Tintinnopsis meunieri</i> Kofoed & Campbell, 1929	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Tintinnopsis tubulosa</i> Levander, 1900	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tintinnopsis urnula</i> Meunier, 1910	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Tintinnopsis</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Tintinnidiidae Kofoed & Campbell, 1929 Рід <i>Leprotintinnus</i> Jörgensen, 1900								
<i>Leprotintinnus pellucidus</i> (Cleve, 1899) Jörgensen, 1901	-	-	x	-	-	-	-	-

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Рід <i>Cladotricha</i> Gajewskaja, 1926								
<i>Cladotricha koltzowii</i> Gajewskaja, 1926	-	-	-	-	-	-	-	x
Рід <i>Kahliella</i> Corliss, 1960								
<i>Kahliella multiseta</i> Dragesco, 1970	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Keronidae Dujardin, 1840								
Рід <i>Kerona</i> Müller, 1786								
<i>Kerona pediculus</i> (Müller, 1773) Müller, 1786	x	-	-	x	x	-	-	-
Рід <i>Keronopsis</i> Penard, 1922								
<i>Keronopsis monilata</i> (Kahl, 1928)	-	-	-	-	x	x	-	-
<i>Keronopsis ovalis</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Keronopsis</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Psilotrichidae Bütschli, 1889								
Рід <i>Psilotricha</i> Stein, 1859								
<i>Psilotricha acuminata</i> Stein, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Spirofilidae von Gelei, 1929								
Рід <i>Atractos</i> Vörösváry, 1950								
<i>Atractos contortus</i> Vörösváry, 1950	x	-	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Chaetospira</i> Lachmann, 1856								
<i>Chaetospira entzi</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Chaetospira muelleri</i> Lachmann, 1856	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Chaetospira remex</i> (Hudson, 1875) Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Hypotrichidium</i> Ilowaisky, 1921								
<i>Hypotrichidium conicum</i> Ilowaisky, 1921	x	x	x	-	x	-	-	-
Рід <i>Stichotricha</i> Perty, 1849								
<i>Stichotricha aculeata</i> Wrzesniowski, 1866	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Stichotricha secunda</i> Perty, 1849	x	-	-	-	x	-	-	x
<i>Stichotricha socialis</i> Gruber, 1879	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stichotricha tubicola</i> (Gruber, 1880) Borror, 1972	x	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Strongylidium</i> Sterki, 1878								
<i>Strongylidium crassum</i> Sterki, 1878	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Strongylidium danubiensis</i> Kovalchuk, 1990	-	x	x	-	-	-	x	-
<i>Strongylidium labiatum</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium lanceolatum</i> Kowalewski, 1882	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium mucicola</i> Kahl, 1932 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium muscorum</i> Kahl, 1932	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium</i> sp. 1	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium</i> sp. 2	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Urostrongylum</i> Kahl, 1932								
<i>Urostrongylum caudatum</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urostrongylum contortum</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
Incertae sedis in Order Stichotrichida								
Рід <i>Balladinopsis</i> Ghosh, 1921								
<i>Balladinopsis nuda</i> Ghosh, 1921 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Sporadotrichida Fauré-Fremiet, 1961								
Родина Halteriidae Claparède & Lachmann, 1858								
Рід <i>Halteria</i> Dujardin, 1841								

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Onychodromopsis flexilis</i> Stokes, 1887	x	x	-	-	-	-	-	-
Під <i>Onychodromus</i> Stein, 1859								
<i>Onychodromus grandis</i> Stein, 1859	x	-	-	-	x	-	-	x
Під <i>Oxytricha</i> Bory de St. Vincent in Lamouroux, Bory de St. Vincent & Deslongchamps, 1824								
<i>Oxytricha aeruginosa</i> Wrzesniowski, 1870	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha balladyna</i> Song & Wilbert, 1989	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha chlorelligera</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	x	x	-	-
<i>Oxytricha crassistilata</i> Kahl, 1932	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha euglenivora</i> Kahl, 1932	x	-	x	-	-	-	x	-
<i>Oxytricha fallax</i> Stein, 1859	x	-	x	x	x	-	-	-
<i>Oxytricha granulifera</i> Foissner & Adam, 1983	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha halophila</i> Kahl, 1932	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha hymenostoma</i> Stokes, 1887	x	x	-	-	x	-	x	-
<i>Oxytricha minor</i> Maskell, 1887	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha ovalis</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha parallela</i> Engelmann, 1862	-	-	x	-	x	-	-	x
<i>Oxytricha parvistyla</i> Stokes, 1887	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha saprobia</i> Kahl, 1932	x	x	x	-	-	x	-	-
<i>Oxytricha setigera</i> Stokes, 1891 (?)	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha similis</i> Engelmann, 1862	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Oxytricha</i> sp. 1	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha</i> sp. 2	x	-	-	x	-	-	-	-
Під <i>Paraurostyla</i> Borror, 1972								
<i>Paraurostyla fossicola</i> (Kahl, 1932)	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Paraurostyla weissei</i> (Stein, 1859) Borror, 1972	x	x	x	x	-	x	-	x
Під <i>Pleurotricha</i> Stein, 1859								
<i>Pleurotricha grandis</i> Stein, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pleurotricha lanceolata</i> (Ehrenberg, 1835) Stein, 1859	x	-	x	-	x	-	-	-
Під <i>Rubrioxytricha</i> Berger, 1999								
<i>Rubrioxytricha ferruginea</i> (Stein, 1859) Berger, 1999	x	-	-	-	-	-	-	x
Під <i>Spiretta</i> Gelei, 1944								
<i>Spiretta plancticola</i> Gelei, 1944	x	-	-	-	x	-	-	-
Під <i>Steinia</i> Diesing, 1866								
<i>Steinia platystoma</i> (Ehrenberg, 1831) Diesing, 1866	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Steinia</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Під <i>Stylonychia</i> Diesing, 1866								
<i>Stylonychia curvata</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Stylonychia mytilus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Stylonychia notophora</i> Stokes, 1885	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Stylonychia pusilla</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Stylonychia pustulata</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1835	x	x	x	-	x	-	-	x

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Anteholosticha monilata</i> (Kahl, 1928) Berger, 2003	x	x	x	-	x	-	x	-
<i>Anteholosticha multistilata</i> (Kahl, 1928) Berger, 2003	x	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Birojima</i> Berger & Foissner, 1989								
<i>Birojima muscorum</i> (Kahl, 1932) Berger & Foissner, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Caudiholosticha</i> Berger, 2003								
<i>Caudiholosticha algivora</i> (Kahl, 1932) Berger, 2003	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Caudiholosticha navicularum</i> (Kahl, 1932) Berger, 2003	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caudiholosticha notabilis</i> (Foissner, 1982) Berger, 2006	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Caudiholosticha viridis</i> (Kahl, 1932) Berger, 2003	x	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Holosticha</i> Wrzesniowski, 1877								
<i>Holosticha brevis</i> Kahl, 1932	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha coronata</i> (Vuxanovici, 1963) Buitkamp, 1977	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha danubialis</i> Kaltenbach, 1960	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha fasciola</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha gibba</i> (Müller, 1786) Wrzesniowski, 1877	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Holosticha gracilis</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha odiosa</i> Kovalchuk, 1993	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha pulchra</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha pullaster</i> (Müller, 1773) Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991	x	x	x	x	-	x	x	-
<i>Holosticha scutellum</i> Cohn, 1866	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha setifera</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Holosticha shonborni</i> Kovalchuk	-	x	-	-	-	-	x	-
<i>Holosticha violacea</i> Kahl, 1928	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Рід <i>Perisincirra</i> Jankowski, 1978								
<i>Perisincirra</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Perisincirra</i> sp. 2	-	-	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Uroleptus</i> Ehrenberg, 1831								
<i>Uroleptus caudatus</i> (Stokes, 1886) Bardele, 1981	x	x	x	x	x	-	x	-
<i>Uroleptus dispar</i> Stokes, 1886	x	x	x	-	x	-	-	-
<i>Uroleptus gallina</i> (Müller, 1786) Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus gibbus</i> (Claparede & Lachmann, 1858)	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Uroleptus lacteus</i> (Kahl, 1932)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus lamella</i> Ehrenberg, 1831	x	-	-	-	x	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Uroleptus limnetis</i> Stokes, 1885	x	-	x	-	x	-	-	-
<i>Uroleptus longicaudatus</i> Stokes	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Uroleptus mobilis</i> Engelmann, 1862 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus musculus</i> (Kahl, 1932) Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991	x	x	x	-	x	-	-	x
<i>Uroleptus piscis</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831	x	x	-	x	x	x	-	-
<i>Uroleptus violaceus</i> Stein, 1859	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Urostyla</i> Ehrenberg, 1830								
<i>Urostyla fulva</i> Stokes, 1891	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urostyla grandis</i> Ehrenberg, 1830	x	x	x	-	x	-	-	x
<i>Urostyla rubra</i> Andrussowa, 1886	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urostyla sphagni</i> Stokes, 1886	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urostyla viridis</i> Stein, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urostyla</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Підклас Oligotrichia Bütschli, 1887/1889 Ряд Strombidiida Petz & Foissner, 1992 Родина Strombidiidae Fauré-Fremiet, 1970 Рід <i>Aciculoplites</i> Foissner and Gabilondo, 2009								
<i>Aciculoplites ethiopiensis</i> Foissner & Gabilondo in Gabilondo & Foissner, 2009	-	-	-	-	-	-	-	x
Рід <i>Limnostrombidium</i> Krainer, 1995								
<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867) Krainer, 1995	x	x	x	x	x	x	-	-
Рід <i>Metastrombidium</i> Fauré-Fremiet, 1924								
<i>Metastrombidium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	x	-
Рід <i>Pelagostrombidium</i> Krainer, 1991								
<i>Pelagostrombidium mirabile</i> (Penard, 1916) Krainer, 1991	x	x	x	-	x	-	-	-
Рід <i>Strombidium</i> Claparède & Lachmann, 1859								
<i>Strombidium armatum</i> Bürger, 1908	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Strombidium calkinsi</i> Kahl, 1932 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium cornucopiae</i> Wailes, 1929	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium turbo</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Strombidium velox</i> Beardsley 1902	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Strombidium</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Клас Armophorea Lynn, 2004 Ряд Armophorida Jankowski, 1964 Родина Caenomorphidae Poche, 1913 Рід <i>Caenomorpha</i> Perty, 1852								
<i>Caenomorpha lauterborni</i> Kahl, 1927	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Caenomorpha levanderi</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caenomorpha medusula</i> Perty, 1852	x	x	x	-	x	-	-	x
<i>Caenomorpha sapropelica</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Caenomorpha steini</i> Bütschli, 1879	x	x	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Caenomorpha uniserialis</i> Levander, 1894	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caenomorpha</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Ludio</i> Penard, 1922								
<i>Ludio parvulus</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	x
Родина Metopidae Kahl, 1927								
Рід <i>Bothrostoma</i> Stokes, 1887								
<i>Bothrostoma extenta</i> Kahl	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bothrostoma nasuta</i> da Cunha	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bothrostoma undulans</i> Stokes, 1887	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Bothrostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Brachonella</i> Jankowski, 1964								
<i>Brachonella campanula</i> (Kahl, 1932) Jankowski, 1964	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Brachonella darwini</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachonella elongata</i> Jankowski, 1964	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Brachonella galeata</i> (Kahl, 1927) Jankowski, 1964	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachonella intercedens</i> (Kahl, 1927)	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Brachonella spiralis</i> (Smith, 1897) Jankowski, 1964	x	x	x	x	x	-	x	-
Рід <i>Metopus</i> Claparède & Lachmann, 1858								
<i>Metopus bacillatus</i> Levander, 1894	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Metopus barbatus</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus bothrostomiformis</i> Foissner, 1980	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus caudatus</i> Da Cunha, 1915	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus contortus</i> Levander, 1894	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus contractus</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Metopus curvatus</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus es</i> Müller, 1776	x	x	x	-	x	-	-	x
<i>Metopus halophilus</i> Kahl, 1928 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus hasei</i> Sondheim, 1929	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Metopus hyalinus</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus inversus</i> (Jankowski, 1964) Foissner & Agatha, 1999	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus laminarius</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus micrans</i> Jankowski, 1964	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus minimus</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus mirabilis</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus mucicola</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus ovalis</i> Kahl, 1927	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Metopus pulcher</i> Kahl, 1927	x	x	x	-	x	-	-	-
<i>Metopus pullus</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus rectus</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1980	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Metopus recurvatus</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus rostratus</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus setifer</i> Kahl, 1932	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Metopus setosus</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Metopus spinosus</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus striatus</i> McMurrich, 1884	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Metopus tenuis</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Metopus tortus</i> Kahl, 1927	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Metopus ventrosus</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus vestitus</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Metopus violaceus</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus</i> sp. 1	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus</i> sp. 2	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Palmarella</i> Jankowski, 1975								
<i>Palmarella lata</i> (Kahl, 1927) Jankowski, 1964	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Palmarella salina</i> (Gaievskaja, 1925) Jankowski, 1975	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Palmarella</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Tropidoatractus</i> Levander, 1894								
<i>Tropidoatractus acuminatus</i> Levander, 1894	x	x	-	-	-	-	-	-
Клас Litostomatea Small & Lynn, 1981								
Підклас Haptoria Corliss, 1974								
Ряд Haptorida Corliss, 1974								
Родина Acropisthidae Kahl, 1930								
Рід <i>Acropisthium</i> Perty, 1852								
<i>Acropisthium mutabile</i> Perty, 1852	-	-	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Chaenea</i> Quennerstedt, 1867								
<i>Chaenea limicola</i> Lauterborn, 1901	x	-	x	-	-	-	x	x
<i>Chaenea minor</i> Kahl, 1926***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaenea teres</i> (Dujardin, 1841) Kent, 1881	x	x	x	-	x	-	x	-
<i>Chaenea vorax</i> Quennerstedt, 1867	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaenea</i> sp.	-	-	-	x	-	-	-	-
Родина Actinobolinidae Kahl, 1930								
Рід <i>Actinobolina</i> Strand, 1928								
<i>Actinobolina radians</i> (Stein, 1867)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Actinobolina vorax</i> (Wenrich, 1929)	x	x	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Dactylochlamys</i> Lauterborn, 1901								
<i>Dactylochlamys pisciformis</i> Lauterborn, 1901 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Legendrea</i> Fauré-Fremiet, 1908								
<i>Legendrea loyezae</i> Fauré-Fremiet, 1908	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Apertospathulidae Foissner, Xu & Kreutz, 2005								
Рід <i>Rhinothrix</i> Foissner, Xu & Kreutz, 2005								
<i>Rhinothrix antennata</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	-	-
Родина Didiniidae Poche, 1913								
Рід <i>Cyclotrichium</i> Meunier, 1910								
<i>Cyclotrichium brunneum</i> Gajewskaja, 1933	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotrichium cyclokaryon</i> Meunier, 1910	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotrichium gigas</i> Fauré-Fremiet, 1924	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Cyclotrichium viride</i> Gajewskaja, 1933	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotrichium</i> sp.	x	x	-	-	-	-	-	-

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Spasmostoma viride</i> Kahl, 1927***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spasmostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Microcardiosoma</i> Vuxanovici 1963								
<i>Microcardiosoma multiseta</i> Vuxanovici, 1963	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Homalozoonidae Ehrenberg, 1838								
Рід <i>Homalozoon</i> Stokes, 1890								
<i>Homalozoon caudatum</i> Kahl, 1935	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Homalozoon flexile</i> Stokes, 1890***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Homalozoon vermiculare</i> (Stokes, 1887)	x	x	x	-	x	-	-	-
Родина Lacrymariidae de Fromentel, 1876								
Рід <i>Lacrymaria</i> Bory de St. Vincent, 1824								
<i>Lacrymaria aciformis</i> Kahl, 1933	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Lacrymaria caudata</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria cohnii</i> Kent, 1881	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Lacrymaria coniformis</i> Bürger, 1908	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria delamarei</i> Dragesco, 1954	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria exigua</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria filiformis</i> Maskell, 1886	x	x	x	x	-	-	x	-
<i>Lacrymaria lagenula</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	x	-	-	x
<i>Lacrymaria lagynus</i> Gelei, 1954	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria lanceolata</i> Gelei, 1954	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria longissima</i> Dragesco, 1966.	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria metabolica</i> Bürger, 1908	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786) Bory, 1824	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Lacrymaria pumilio</i> Vuxanovici, 1962	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria robusta</i> Vuxanovici, 1959	x	x	-	-	-	-	x	-
<i>Lacrymaria rostrata</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria rotundata</i> Dragesco, 1954.	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria sapropelica</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria subsphaerica</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria urnula</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Pelagolacrymaria</i> Foissner, Berger & Schaumburg, 1999								
<i>Pelagolacrymaria rostrata</i> (Kahl, 1935) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Phialina</i> Bory de St. Vincent, 1824								
<i>Phialina acuminata</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina coronata</i> (Claparède & Lachmann, 1859) Buitkamp, 1977	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina cylindrical</i> Vuxanovici, 1959	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina elongata</i> Vuxanovici, 1963	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina estuarina</i> Kovalchuk, 1992	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Phialina foliacea</i> (Vuxanovici, 1962)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina fusus</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina jankowskii</i> Foissner, 1984	x	x	x	-	x	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Phialina lata</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina minima</i> (Kahl, 1927) Foissner, Agatha & Berger, 2002	x	x	x	-	-	x	-	-
<i>Phialina pupula</i> Müller, 1773	x	x	x	-	x	-	x	-
<i>Phialina vermicularis</i> (Müller, 1786) Bory, 1824	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina vertens</i> (Stokes, 1885) Foissner & Adam, 1979	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina</i> sp. 1	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina</i> sp. 2	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Pseudoholophryidae Berger, Foissner & Adam, 1984								
Рід <i>Ovalorhabdos</i> Foissner, 1984								
<i>Ovalorhabdos</i> sp.	-	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Paraenchelys</i> Foissner, 1983								
<i>Paraenchelys wenzeli</i> Foissner, 1984	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Paraenchelys</i> sp.	x	x	x	-	-	-	-	-
Родина Spathidiidae Kahl in Doflein & Reichenow, 1929								
Рід <i>Arcuospathidium</i> Foissner, 1984								
<i>Arcuospathidium cultriforme</i> (Penard, 1922) Foissner, 1984	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arcuospathidium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Bryophyllum</i> Kahl, 1931								
<i>Bryophyllum armatum</i> (Claparède & Lachmann, 1859)	-	-	-	-	-	-	-	x
Рід <i>Cultellothrix</i> Foissner, 2003								
<i>Cultellothrix lionotiformis</i> (Kahl, 1930) Foissner, 2003	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Epispathidium</i> Foissner, 1984								
<i>Epispathidium amphoriforme</i> (Greeff, 1888) Foissner, 1984	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Neobryophyllum</i> Foissner in Foissner & Lei, 2004								
<i>Neobryophyllum lingua</i> (Gelei, 1933) Foissner, 2004	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Paraspathidium</i> Noland, 1937								
<i>Paraspathidium fuscum</i> (Kahl, 1928) Fjeld, 1955	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Penardiella</i> Stein, 1859								
<i>Penardiella crassa</i> (Penard, 1922) Kahl, 1930	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Penardiella ophryoglana</i> Gelei 1954	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Penardiella interrupta</i> (Penard, 1922) Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Perispira</i> Stein, 1859								
<i>Perispira ovum</i> Stein, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Protospathidium</i> Dragesco & Dragesco-Kernéis in Foissner, 1984								
<i>Protospathidium serpens</i> (Kahl, 1930) Foissner, 1981	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Protospathidium vermiculus</i> (Kahl, 1926) Foissner & Xu, 2007	x	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Spathidioides</i> Kahl, 1926								
<i>Spathidioides armata</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidioides carinata</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidioides exsecata</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidioides hyalina</i> , Kahl 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidioides</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Spathidium</i> Dujardin, 1841								
<i>Spathidium anguilla</i> Vuxanovici, 1962	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Spathidium breve</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium brunneum</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium chlorelligerum</i> Kahl, 1930	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium cinereum</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Spathidium cithara</i> Penard, 1912	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium cylindricum</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium distoma</i> Kahl, 1926 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium falciforme</i> (Penard, 1922) Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Spathidium faurei</i> Kahl, 1930	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium hyalinum</i> Dujardin, 1841	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium inflatum</i> Vuxanovici, 1962	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium latum</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium longicaudatum</i> (Buitkamp & Wilbert, 1974) Buitkamp, 1977	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium lucidum</i> Kahl, 1930	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium luteum</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium microstomum</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium modestum</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium moniliforme</i> Bathia, 1920	-	-	x	-	x	-	-	-
<i>Spathidium muscicola</i> Kahl, 1930	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium opimum</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium paucistriatum</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Spathidium peniculatum</i> Kahl, 1930	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Spathidium plurinucleatum</i> Andre, 1916	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Spathidium porculus</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium simulans</i> Kahl, 1930	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Spathidium spathula</i> (Müller, 1773) Dujardin, 1841	x	x	x	-	x	-	x	x
<i>Spathidium striatum</i> Vuxanovici, 1962	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Spathidium tortum</i> Foissner, 1980	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium viride</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Supraspathidium</i> Foissner & Didier, 1982								
<i>Supraspathidium multistriatum</i> Foissner & Didier, 1981	-	x	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Supraspathidium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Teuthophrys</i> Chatton & de Beauchamp, 1923								
<i>Teuthophrys trisulca</i> Chatton & Beauchamp, 1923	x	-	x	-	-	-	-	-
Родина Tracheliidae Ehrenberg, 1838								
Рід <i>Dileptus</i> Dujardin, 1841								
<i>Dileptus margaritifer</i> (Ehrenberg, 1834) Dujardin, 1841	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Dileptus vischeri</i> Dragesco, 1963	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Dileptus</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Monilicaryon</i> Jankowski, 1967								
<i>Monilicaryon monilatum</i> (Stokes, 1886) Jankowski, 1967	x	x	x	-	x	-	-	-
Рід <i>Monomacrocaryon</i> Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano, Epstein & Foissner, 2011								
<i>Monomacrocaryon gigas</i> (Claparède & Lachmann, 1859) Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano & Foissner, 2011	x	-	x	-	x	-	-	-
<i>Monomacrocaryon tenue</i> (Penard, 1922) Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano & Foissner, 2011	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Paradileptus</i> Wenrich, 1929								
<i>Paradileptus elephantinus</i> (Svec, 1897) Kahl, 1931	x	-	-	-	x	x	-	-
<i>Paradileptus</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Pelagodileptus</i> Foissner, Berger & Schaumburg, 1999								
<i>Pelagodileptus trachelioides</i> (Zacharias, 1894) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	x	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Pseudomonilicaryon</i> Foissner, 1997								
<i>Pseudomonilicaryon anser</i> (Müller, 1773) Vdacny & Foissner, 2011	x	-	x	x	x	-	-	x
<i>Pseudomonilicaryon falciforme</i> (Kahl, 1931) Vdacny & Foissner, 2011	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomonilicaryon gracile</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1997	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomonilicaryon thononense</i> (Dragesco, 1960) Vdacny & Foissner, 2011	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Rimaleptus</i> Foissner, 1984								
<i>Rimaleptus bivacuolatus</i> (Cunha, 1913) Vdacny & Foissner, 2011	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Rimaleptus conspicuus</i> (Kahl, 1931) Vdacny & Foissner, 2011	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rimaleptus mucronatus</i> (Penard, 1922) Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano & Foissner, 2011	x	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Trachelius</i> Schrank, 1803								
<i>Trachelius ovum</i> (Ehrenberg, 1831) Ehrenberg, 1838	x	x	x	x	x	-	-	x

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Trachelius trachelioides</i> Maskell, 1887 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelius</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Trachelophyllidae Kent, 1882 Рід <i>Acaryophrya</i> André, 1915								
<i>Acaryophrya collaris</i> (Kahl, 1926) Dingfelder, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acaryophrya mamillata</i> (Kahl, 1927) Dingfelder, 1962	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Acaryophrya sphaerica</i> (Gelei, 1934) Dingfelder, 1962	x	-	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Enchelyodon</i> Claparède & Lachmann, 1859								
<i>Enchelyodon amphoriforme</i> Vuxanovici, 1959	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon anulatus</i> Foissner, 1984	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon armatus</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon californicus</i> Kahl, 1935	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon contractilis</i> Vuxanovici, 1963	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon czoriki</i> Kovalchuk, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon elegans</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon farctus</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Enchelyodon foissneri</i> Kovalchuk, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon lasius</i> Stokes, 1885	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon mucicola</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon natalie</i> Kovalchuk, 1989	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon trilineatus</i> Penard, 1922	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon truncatus</i> Vuxanovici, 1962	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Epitholiolus</i> Foissner, Agatha & Berger, 2002								
<i>Epitholiolus attenuatus</i> (Foissner, 1983) Foissner, Agatha & Berger, 2002	-	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Lagynophrya</i> Kahl, 1927								
<i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya conifera</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya fusidens</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya halophila</i> Kahl, 1930	x	x	-	-	-	-	x	-
<i>Lagynophrya mamillata</i> Gelei, 1954	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya mutans</i> Kahl, 1927	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya ovalis</i> Gelei, 1954	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya retractilis</i> Kahl, 1927 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya rostrata</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya simplex</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Trachelophyllum</i> Claparède & Lachmann, 1859								
<i>Trachelophyllum apiculatum</i> (Perty, 1852) Claparède & Lachmann, 1859	x	x	x	-	x	-	-	-

<i>Trachelophyllum biacuminatum</i> Tucolesco, 1962	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum brachypharynx</i> Levander, 1894	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Trachelophyllum clavatum</i> Stokes, 1886	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Trachelophyllum pusillum</i> (Perty, 1852) Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Trachelophyllum sigmoides</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum vestitum</i> Stokes, 1884***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Pleurostomatida Schewiakoff, 1896 Родина Amphileptidae Bütschli, 1889 Рід <i>Amphileptus</i> Ehrenberg, 1830								
<i>Amphileptus agilis</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus bivacuolata</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Amphileptus carchesii</i> Stein, 1867***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus meleagris</i> Ehrenberg, 1835	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Amphileptus piger</i> (Vuxanovici, 1962) Sonntag & Foissner, 2004	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus pleurosigma</i> (Stokes, 1884) Foissner, 1984	x	x	x	x	x	-	-	-
<i>Amphileptus procerus</i> (Penard, 1922) Song & Wilbert, 1989	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Amphileptus punctatus</i> (Kahl, 1926) Foissner, 1984***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus rotunda</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus</i> sp. 1	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Amphileptus</i> sp. 2	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Apoamphileptus</i> Lin & Song, 2004								
<i>Apoamphileptus claparedii</i> (Stein, 1867) Lin & Song, 2004	-	-	x	-	x	-	-	x
Рід <i>Opisthodon</i> Stein, 1859								
<i>Opisthodon niemeccensis</i> Stein, 1859	x	x	-	-	-	-	-	-
Родина Litonotidae Kent, 1882 Рід <i>Acineria</i> Dujardin, 1841								
<i>Acineria incurvata</i> Dujardin, 1841	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Acineria uncinata</i> Tucolesco, 1962	x	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Litonotus</i> Wrzesniowski, 1877								
<i>Litonotus anguilla</i> Kahl, 1931	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Litonotus armillatus</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Litonotus crystallinus</i> (Vuxanovici, 1960) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Litonotus cygnus</i> (Müller, 1773) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995	x	x	x	-	x	-	-	-
<i>Litonotus duplostriatus</i> (Maupas, 1883)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Litonotus fasciola</i> (Ehrenberg, 1838) Wrzesniowski, 1870	x	x	x	x	x	-	x	x

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Підклас Cyrtophoria Fauré-Fremiet in Corliss, 1956								
Ряд Chlamydodontida Deroux, 1976								
Родина Chilodonellidae Deroux, 1970								
Рід <i>Chilodonella</i> Strand, 1928								
<i>Chilodonella aplanata</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella capucina</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella cyprini</i> (Moroff, 1902) Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella labiata</i> (Stokes, 1891) Kahl, 1931	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella uncinata</i> (Ehrenberg, 1838) Strand, 1928	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Chilodonella</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Рід <i>Phascolodon</i> Stein, 1859								
<i>Phascolodon contractilis</i> Kahl, 1926	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Phascolodon vorticella</i> Stein, 1859	x	x	x	x	x	-	-	x
Рід <i>Pseudochilodonopsis</i> Foissner, 1979								
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1979	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Pseudochilodonopsis caudata</i> (Perty, 1852) Blatterer & Foissner, 1990	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudochilodonopsis piscatoris</i> (Blochmann, 1895)	x	x	-	-	x	x	-	-
Рід <i>Thigmogaster</i> Deroux, 1976								
<i>Thigmogaster oppositovacuolatus</i> Augustin & Foissner, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thigmogaster</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Trithigmostoma</i> Jankowski, 1967								
<i>Trithigmostoma bavariensis</i> (Kahl, 1931)	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Trithigmostoma cucullulus</i> (Müller, 1786) Jankowski, 1967	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Trithigmostoma pituitosum</i> Foissner, 1979	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trithigmostoma srameki</i> Foissner, 1988	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Trithigmostoma steini</i> (Blochmann, 1895) Foissner, 1988	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trithigmostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Chlamydodontidae Stein, 1859								
Рід <i>Chlamydodon</i> Ehrenberg, 1835								
<i>Chlamydodon cyclops</i> Entz, 1884	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Chlamydodon triquetrus</i> (Müller, 1786) Bütschli, 1889	-	-	-	-	-	-	x	x
Родина Gastronautidae Deroux, 1994								
Рід <i>Gastronauta</i> Engelmann in Bütschli, 1889								
<i>Gastronauta membranaceus</i> Bütschli, 1889	x	x	-	-	-	-	-	-
Родина Lynchellidae Jankowski, 1968								
Рід <i>Chlamydonella</i> Petz, Song & Wilbert, 1995								
<i>Chlamydonella rostrata</i> (Vuxanovici, 1963) Song & Wilbert, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Chlamydonellopsis</i> Blatterer & Foissner, 1990								
<i>Chlamydonellopsis calkinsi</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ряд Dysteriida Deroux, 1976 Родина Dysteriidae Claparède & Lachmann, 1858 Рід <i>Dysteria</i> Huxley, 1857								
<i>Dysteria distyla</i> Maskell, 1887	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dysteria fluviatilis</i> (Stein, 1859)	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Dysteria navicula</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dysteria ovalis</i> (Gourret & Roeser, 1886) Kahl, 1931	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Dysteria sulcata</i> (Claparède & Lachmann, 1859)	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Dysteria</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Trochilia</i> Dujardin, 1841								
<i>Trochilia minuta</i> (Roux, 1899) Kahl, 1931	x	x	-	x	-	-	x	x
<i>Trochilia palustris</i> Stein, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Hartmannulidae Poche, 1913 Рід <i>Trochilioides</i> Kahl, 1931								
<i>Trochilioides fimbriata</i> Foissner, 1984	-	x	-	-	-	-	-	-
Підклас Suctoria Claparède & Lachmann, 1858 Ряд Exogenida Collin, 1912 Родина Metacinetidae Bütschli, 1889 Рід <i>Metacineta</i> Bütschli, 1889								
<i>Metacineta mystacina</i> (Ehrenberg, 1831)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metacineta longipes</i> (Mereschkowsky, 1877)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metacineta macrocaulis</i> (Stokes, 1887)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metacineta micraster</i> (Penard, 1914) Batisse, 1967	x	-	-	x	-	-	-	-
Родина Podophryidae Haeckel, 1866 Рід <i>Podophrya</i> Ehrenberg, 1834								
<i>Podophrya fixa</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1834	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podophrya fallax</i> Dingfelder, 1962	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Podophrya libera</i> Perty, 1852	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podophrya sandi</i> Colin, 1912	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Podophrya</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Sphaerophrya</i> Ehrenberg, 1834								
<i>Sphaerophrya magna</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Sphaerophrya sol</i> Meczniokow, 1864	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Endogenida Collin, 1912 Родина Acinetidae Stein, 1859 Рід <i>Acineta</i> Ehrenberg, 1834								
<i>Acineta flava</i> Kellicott, 1885	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acineta fluviatilis</i> Stokes, 1885	x	-	x	x	x	-	-	-
<i>Acineta grandis</i> Kent, 1881	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acineta ornata</i> Sand, 1899	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acineta pappilifera</i> Keppen, 1888	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acineta tuberosa</i> Ehrenberg, 1834	x	-	-	-	x	x	-	x
<i>Acineta</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Родина Dendrosomatidae Fraipont, 1878 Рід <i>Dendrosoma</i> Ehrenberg, 1837								
<i>Dendrosoma radians</i> Ehrenberg, 1837	x	-	x	x	x	-	-	-
Родина Solenophryidae Jankowski, 1981 Рід <i>Solenophrya</i> Claparède & Lachmann, 1859								
<i>Solenophrya crassa</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	-	-	x	-
Родина Tokophryidae Jankowski in Small & Lynn, 1985 Рід <i>Tokophrya</i> Claparède & Lachmann, 1859								
<i>Tokophrya carchesii</i> (Claparede & Lachmann, 1859) Buetschli, 1889	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tokophrya infusionum</i> (Stein, 1859) Bütschli, 1889	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Tokophrya lemnae</i> (Stein, 1859) Entz, 1903	x	-	x	x	x	-	-	-
<i>Tokophrya quadripartita</i> (Claparède, Lachmann, 1859) Bütschli, 1889	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Tokophrya</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Trichophryidae Fraipont, 1878 Рід <i>Staurophrya</i> Zacharias, 1893								
<i>Staurophrya elegans</i> Zacharias, 1893	-	x	-	-	-	-	-	-
Ряд Evaginogenida Jankowski, 1978 Родина Discophryidae Collin, 1912 Рід <i>Discophrya</i> Lachmann, 1859								
<i>Discophrya cothurnata</i> (Weisse, 1847) Dovgal, 2002	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Discophrya deplanata</i> Mattes, 1954	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Discophrya</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Enchelyomorphidae Augustin & Foissner, 1992 Рід <i>Enchelyomorpha</i> Kahl, 1930								
<i>Enchelyomorpha vermicularis</i> (Smith, 1899) Kahl, 1930	x							
Родина Heliophryidae Corliss, 1979 Рід <i>Heliophrya</i> Saedeleer & Tellier, 1930								
<i>Heliophrya minima</i> Rieder, 1936	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Heliophrya rotunda</i> (Hentschel, 1916) Matthes, 1954	x	-	x	x	x	-	-	-
Родина Periacinetidae Jankowski, 1978 Рід <i>Periacineta</i> Collin, 1909 (subj. syn. <i>Discophrya</i>)								
<i>Periacineta buckei</i> (Kent, 1881) Collin, 1909	x	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Peridiscophrya</i> Nozawa, 1938								
<i>Peridiscophrya linguifera</i> (Claparède & Lachmann, 1858)	x	-	-	-	-	-	-	-
Клас Nassophorea Small & Lynn, 1981 Ряд Synhymeniida Puytorac et al. in Deroux, 1978 Родина Nassulopsidae Deroux in Corliss, 1979 Рід <i>Nassulopsis</i> Foissner, Berger & Kohmann, 1994								
<i>Nassulopsis elegans</i> (Ehrenberg, 1834) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	x	-	x	-	-	x

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Nassulopsis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	x	-
Родина Orthodonellidae Jankowski, 1968 Рід <i>Zosterodasys</i> Deroux, 1978								
<i>Zosterodasys transversa</i> (Kahl, 1928) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	x	-	x	-	-	-
Родина Scaphidiodontidae Deroux in Corliss, 1979 Рід <i>Chilodontopsis</i> Blochmann, 1895								
<i>Chilodontopsis caudata</i> Kahl, 1933 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodontopsis depressa</i> (Perty, 1852)	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>Chilodontopsis muscorum</i> Kahl, 1931	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodontopsis pseudonassula</i> Penard, 1922	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Chilodontopsis</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Synhymeniidae Jankowski in Small & Lynn, 1985 Рід <i>Synhymentia</i> Jankowski, 1968								
<i>Synhymentia</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Nassulida Jankowski, 1967 Родина Furgasonidae Corliss, 1979 Рід <i>Furgasonia</i> Jankowski, 1964								
<i>Furgasonia rubens</i> Perty, 1852	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Furgasonia theresae</i> (Fabre-Domergue, 1891) Foissner, Agatha & Berger, 2002	x	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Parafurgasonia</i> Foissner & Adam, 1981								
<i>Parafurgasonia sorex</i> (Penard, 1922) Foissner & Adam, 1981	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Nassulidae de Fromentel, 1874 Рід <i>Nassula</i> Ehrenberg, 1834								
<i>Nassula citrea</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Nassula flava</i> Claparède & Lachmann, 1859 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassula lateritia</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Nassula ornata</i> Ehrenberg, 1833	x	-	x	-	x	-	-	-
<i>Nassula picta</i> Greeff, 1888	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Nassula rotunda</i> Gelei, 1950	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Nassula tumida</i> Maskell, 1887	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Nassula</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Рід <i>Obertrumia</i> Foissner & Adam, 1981								
<i>Obertrumia aurea</i> (Ehrenberg, 1834) Foissner, 1987	x	-	-	-	x	-	-	x
Ряд Microthoracida Jankowski, 1967 Родина Discotrichidae Jankowski, 1967 Рід <i>Lopezoterenia</i> Foissner, 1997								
<i>Lopezoterenia torpens</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1997	x	x	-	-	-	-	-	-
Родина Leptopharyngidae Kahl, 1926 Рід <i>Leptopharynx</i> Mermod, 1914								
<i>Leptopharynx costatus</i> Mermod, 1914	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Leptopharynx euglenivorus</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptopharynx eurystomus</i> (Kahl, 1931) Foissner & Foissner, 1988***	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Leptopharynx opaca</i> (Detcheva, 1972) Augustin, Foissner & Adam, 1987 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptopharynx</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Pseudomicrothorax</i> Mermod, 1914								
<i>Pseudomicrothorax agilis</i> Mermod, 1914 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomicrothorax dubius</i> (Maupas, 1883) Penard, 1922	-	x	-	-	-	-	-	-
Родина Microthoracidae Wrzesniowski, 1967								
Рід <i>Drepanomonas</i> Fresenius, 1858								
<i>Drepanomonas dentata</i> Fresenius, 1858	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drepanomonas exigua</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drepanomonas revoluta</i> Penard, 1922	x	x	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Microthorax</i> Engelmann, 1862								
<i>Microthorax bidentatus</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Microthorax elegans</i> Kahl, 1931***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax pusillus</i> Engelmann, 1862	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax scutiformis</i> Penard, 1922	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax simulans</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax sulcatus</i> Engelmann, 1862	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax tridentatus</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax unguatus</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax viridis</i> Penard, 1922 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Hemicyclium</i> Eberhard, 1862								
<i>Hemicyclium lucidum</i> Eberhard, 1862	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Hexotricha</i> Conn in Conn & Edmondson, 1918								
<i>Hexotricha caudata</i> Lackey, 1925 ***	x	-	-	-	-	x	-	-
Ряд Colpodidiida Foissner, Agatha & Berger, 2002								
Родина Colpodidiidae Foissner, 1995								
Рід <i>Colpodidium</i> Wilbert, 1982								
<i>Colpodidium viride</i> (Mirabdullayev, 1986) Jankowski, 1992	x	-	-	-	-	-	-	-
Клас Colpodea Small & Lynn, 1981								
Ряд Bryometopida Foissner, 1985								
Родина Bryometopidae Jankowski, 1980								
Рід <i>Bryometopus</i> Kahl, 1932								
<i>Bryometopus</i> sp.	x	-	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Thylakidium</i> Schewiakoff, 1893								
<i>Thylakidium truncatum</i> Schewiakoff, 1893 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Bursariomorphida Fernández-Galiano, 1978								
Родина Bursaridiidae Foissner, 1993								
Рід <i>Bursaridium</i> Lauterborn, 1894								
<i>Bursaridium pseudobursaria</i> (Fauré-Fremiet, 1924) Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bursaridium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Bursariidae Bory de St. Vincent, 1826								
Рід <i>Bursaria</i> Müller, 1773								
<i>Bursaria truncatella</i> Müller, 1773	x	x	x	-	x	-	-	x

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ряд Colpodida de Puytorac et al., 1974 Родина Colpodidae Bory de St. Vincent, 1826 Рід <i>Colpoda</i> Müller, 1773								
<i>Colpoda aspera</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	x	-
<i>Colpoda cucullus</i> (Müller, 1773) Gmelin, 1790	x	x	x	-	x	-	-	x
<i>Colpoda inflata</i> (Stokes, 1884) Kahl, 1931	-	-	x	-	x	-	-	-
<i>Colpoda irregularis</i> Kahl, 1931	-	x	-	-	x	-	-	-
<i>Colpoda magna</i> (Gruber, 1879) Lynn, 1978	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Colpoda maupasii</i> Enriques, 1908	x	-	-	-	x	-	x	-
<i>Colpoda steinii</i> Maupas, 1883	x	x	x	x	x	-	x	-
<i>Colpoda</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Marynidae Poche, 1913 Рід <i>Maryna</i> Gruber 1879								
<i>Maryna</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Myctherotrix</i> Lauterborn, 1898								
<i>Myctherotrix erlangeri</i> Lauterborn, 1898	-	-	-	-	x	-	-	-
Ряд Cyrtolophosidida Foissner, 1978 Родина Cyrtolophosididae Stokes, 1888 Рід <i>Aristerostoma</i> Kahl, 1926								
<i>Aristerostoma minutum</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Aristerostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Cyrtolophosis</i> Stokes, 1885								
<i>Cyrtolophosis elongata</i> (Schewiakoff, 1892) Kahl, 1931	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Cyrtolophosis major</i> Kahl, 1926	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtolophosis mucicola</i> Stokes, 1885	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtolophosis</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Platyophryidae de Puytorac, Perez-Paniagua & Perez-Silva, 1979 Рід <i>Platyophrya</i> Kahl, 1926								
<i>Platyophrya vorax</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	x	-
Рід <i>Semiplatyophrya</i> Wilbert & Kahan, 1986								
<i>Semiplatyophrya</i> sp.	x	x	-	-	-	-	-	-
Клас Prostomatea Schewiakoff, 1896 Ряд Prostomatida Schewiakoff, 1896 Родина Apsiktratidae Foissner, Berger & Kohmann, 1994 Рід <i>Apsiktrata</i> Foissner, Berger & Kohmann, 1994								
<i>Apsiktrata gracilis</i> (Penard, 1922) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	-	-	-	-	x	-	-
Родина Metacystidae Kahl, 1926 Рід <i>Metacystis</i> Cohn, 1866								
<i>Metacystis exigua</i> Penard 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metacystis tessellata</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Metacystis truncata</i> Cohn, 1866	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Metacystis</i> sp.	-	x	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Vasicola</i> Tatem, 1869								
<i>Vasicola ovum</i> Kahl, 1926	x	x	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Vasicola parvula</i> Kahl, 1928	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Vasicola</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Prorodontida Corliss, 1974 Родина Colepidae Ehrenberg, 1838 Рід <i>Coleps</i> Nitzsch, 1827								
<i>Coleps amphacanthus</i> Ehrenberg, 1833	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Coleps bicuspis</i> Noland, 1925	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Coleps elongatus</i> Ehrenberg, 1830	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786)	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Coleps incurvus</i> Ehrenberg, 1834	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps nolandii</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps octospinus</i> Noland, 1925	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps quadrispinus</i> Foissner, 1983	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps spetai</i> Foissner, 1984***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps striatus</i> Smith, 1897	x	-	-	-	x	-	-	-
Родина Holophryidae Perty, 1852 Рід <i>Holophrya</i> Ehrenberg, 1831								
<i>Holophrya alveolata</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Holophrya armata</i> Vuxanovici	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya atra</i> Svec, 1897	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya discolor</i> Ehrenberg, 1834	x	x	x	-	x	x	x	x
<i>Holophrya hexatracha</i> Savi, 1913	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya indica</i> Bathia, 1916	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya kessleri</i> Mereschkowsky, 1878	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya moldavica</i> Czorik, 1967	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Holophrya nigricans</i> Lauterborn, 1894	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Holophrya oviformis</i> Vuxanovici, 1963	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya ovum</i> Ehrenberg, 1831	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Holophrya pharyngeata</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya saginata</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya simplex</i> Schewiakoff, 1893	x	x	-	x	x	-	-	x
<i>Holophrya teres</i> (Ehrenberg, 1834) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	x	-	x	-	x	x
<i>Holophrya vesiculosa</i> Kahl, 1926 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya victoriae</i> Vuxanovici	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Paraprordon</i> Foissner, 1983								
<i>Paraprordon morgani</i> (Kahl, 1930) Foissner, 1983	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Lagynidae Sola, Guinea, Longas & Fernández-Galiano, 1990 Рід <i>Lagynus</i> Quennerstedt, 1867								
<i>Lagynus cucumis</i> (Penard, 1922) Buitkamp, 1977	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynus elegans</i> (Engelmann, 1862) Quennerstedt, 1867	x	x	x	-	-	-	-	x
<i>Lagynus verrucosus</i> Foissner, 1983	-	-	x	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Родина Placidae Small & Lynn, 1985 Рід <i>Placus</i> Cohn, 1866								
<i>Placus glacialis</i> Kovalchuk, 1980	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Placus luciae</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1930	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Placus ovum</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Placus striatus</i> Cohn, 1866	x	-	-	-	x	-	x	-
Родина Plagiocampidae Kahl, 1926 Рід <i>Chilophrya</i> Kahl, 1930								
<i>Chilophrya labiata</i> Edmondson, 1920	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Chilophrya utahensis</i> (Pack, 1919) Kahl, 1930	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Chilophrya</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Paraurotricha</i> Foissner, 1983								
<i>Paraurotricha discolor</i> (Kahl, 1930) Foissner, 1983	x	x	-	x	-	x	-	-
Рід <i>Plagiocampa</i> Schewiakoff, 1893								
<i>Plagiocampa ceebi</i> Kovalchuk, 1990	x	x	-	-	-	-	x	-
<i>Plagiocampa longis</i> Kahl, 1927	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa marina</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa metabolica</i> Kahl, 1930	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa minor</i> Lepsi, 1927	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa mutabilis</i> Schewiakoff, 1893	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa nistroviensis</i> Kovalchuk, 1992	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa ovata</i> Gelei, 1954	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa posticeconica</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa rouxi</i> Kahl, 1926	x	x	x	x	-	x	x	-
<i>Plagiocampa sassykensis</i> Kovalchuk, 1990	-	x	-	-	-	-	x	-
<i>Plagiocampa</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Prorodontidae Kent, 1881 Рід <i>Prorodon</i> Ehrenberg, 1834								
<i>Prorodon abietum</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon armatides</i> Foissner, 1997	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon armatus</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	x	-	-	x
<i>Prorodon brachyodon</i> Kahl, 1927	x	-	x	-	x	-	-	-
<i>Prorodon cinereus</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon deflandrei</i> Dragesco, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon dubius</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon edentatus</i> Claparede & Lachmann, 1858 **	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon ellipticus</i> (Kahl, 1930) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon farctus</i> Claparede & Lachman	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon lemani</i> Dragesco, 1966	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon lieberkuehni</i> Bütschli, 1889	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon magnus</i> Dragesco, 1960	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Prorodon marinus</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Prorodon niveus</i> Ehrenberg, 1834	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon nucleolatus</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon platyodon</i> Blochmann, 1895	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Prorodon pseudomarinus</i> (Moebius)	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Prorodon sulcatus</i> Maskell, 1886	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Prorodon taenicatus</i> Blochmann, 1895	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Родина Urotrichidae Small & Lynn, 1985 Під <i>Bursellopsis</i> Corliss, 1960								
<i>Bursellopsis gargamellae</i> Fauré-Fremiet, 1922	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Bursellopsis spumosa</i> (Schmidt, 1920)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bursellopsis truncata</i> (Kahl, 1927)	x	-	x	-	x	-	-	-
Під <i>Longifragma</i> Foissner, 1984								
<i>Longifragma obliqua</i> (Kahl, 1926) Foissner, 1984	x	x	-	-	-	-	-	-
Під <i>Rhagadostoma</i> Kahl, 1926								
<i>Rhagadostoma completum</i> Kahl, 1926	x	x	x	-	x	-	x	-
<i>Rhagadostoma nudicaudatum</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
Під <i>Urotricha</i> Claparède, Lachmann, 1859								
<i>Urotricha agilis</i> (Stokes, 1886)	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Urotricha armata</i> Kahl, 1927	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Urotricha farcta</i> Claparède, Lachmann, 1859	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Urotricha furcata</i> Schewiakoff, 1892	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>Urotricha globosa</i> Schewiakoff, 1892	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha halteriiformis</i> Kowalchuk, Babko, 1989***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha lagenula</i> Ehrenberg 1830	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Urotricha macrostoma</i> Foissner, 1983***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha matthesi</i> subsp. <i>tristicha</i> Foissner & Pfister, 1997	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha ovata</i> Kahl, 1926	x	x	x	x	-	x	x	-
<i>Urotricha pelagica</i> Kahl, 1935	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Urotricha pusilla</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Urotrichopsis saprophila</i> (Kahl, 1930)	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>Urotricha synuraphaga</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha venatrix</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha</i> sp. 1	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha</i> sp. 2	x	-	-	-	-	-	-	-
Incertae sedis in Class Prostomatea Під <i>Peridion</i> Vuxanovici, 1962								
<i>Peridion gigas</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-
Клас Plagiopylea Small & Lynn, 1985 Ряд Plagiopylida Jankowski, 1978 Родина Plagiopylidae Schewiakoff, 1896 Під <i>Plagiopyla</i> Stein, 1860								
<i>Plagiopyla marina</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Plagiopyla megastoma</i> Smith, 1899	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Plagiopyla nasuta</i> Stein, 1860	x	-	x	-	x	-	-	-
<i>Plagiopyla ovata</i> Kahl, 1931 ***	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Plagiopyla</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Sonderiidae Small & Lynn, 1985 Рід <i>Sonderia</i> Kahl, 1928								
<i>Sonderia mira</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia sinuata</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia tubigula</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia vestita</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia vorax</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Trimyemidae Kahl, 1933 Рід <i>Trimyema</i> Lackey, 1925								
<i>Trimyema compressum</i> Lackey, 1925 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trimyema minutum</i> (Kahl, 1931) Augustin, Foissner & Adam, 1987	x	-	-	-	-	-	-	-
Ряд Odontostomatida Sawaya, 1940 Родина Discomorphellidae Corliss, 1960 Рід <i>Discomorphella</i> Corliss, 1960								
<i>Discomorphella pectinata</i> (Levander, 1894) Corliss, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Epalxellidae Corliss, 1960 Рід <i>Epalxella</i> Corliss, 1960								
<i>Epalxella antiquorum</i> (Penard, 1922) Corliss, 1960 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella bidens</i> (Kahl, 1932) Corliss, 1960 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella exigua</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella mirabilis</i> (Roux, 1899) Corliss, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella striata</i> (Kahl, 1926) Corliss, 1960	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Epalxella triangula</i> Kahl, 1932 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Pelodinium</i> Lauterborn, 1908								
<i>Pelodinium reniforme</i> Lauterborn, 1908	x	x	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Saprodinium</i> Lauterborn, 1908								
<i>Saprodinium dentatum</i> (Lauterborn, 1901) Lauterborn, 1908	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Saprodinium integrum</i> Kahl, 1928***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium mimeticum</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium putrinum</i> Lackey, 1925	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium spinigerum</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium triangulum</i> Kahl, 1932	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Mylestomatidae Kahl in Doflein & Reichenow, 1929 Рід <i>Mylestoma</i> Kahl, 1928								
<i>Mylestoma anatinum</i> (Penard, 1922) Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mylestoma bipartitum</i> (Gourret & Roeser, 1886) Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Mylestoma pusillum</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mylestoma uncinatum</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mylestoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Клас Oligohymenophorea de Puytorac et al., 1974 Підклас Peniculia Fauré-Fremiet in Corliss, 1956 Ряд Peniculida Fauré-Fremiet in Corliss, 1956 Родина Clathrostomatidae Kahl, 1926 Рід <i>Clathrostoma</i> Penard, 1922								
<i>Clathrostoma ovum</i> Fauré-Fremiet, 1924	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Clathrostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Frontoniidae Kahl, 1926 Рід <i>Disematostoma</i> Penard, 1922								
<i>Disematostoma bütschlii</i> Lauterborn, 1894	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Disematostoma colpidioides</i> Gelei, 1954	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Disematostoma invallatum</i> Gelei, 1954	-	-	x	-	x	-	-	-
<i>Disematostoma minor</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Disematostoma tetraedricum</i> (Faure-Fremiet, 1924) Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Disematostoma</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Frontonia</i> Ehrenberg, 1838								
<i>Frontonia aberrans</i> Dragesco, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia acuminata</i> (Ehrenberg, 1834) Bütschli, 1889	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Frontonia angusta</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia atra</i> (Ehrenberg, 1834) Bütschli, 1889	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Frontonia bullingtoni</i> Dragesco, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia depressa</i> (Stokes, 1886) Kahl, 1931	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia elliptica</i> Beardsley, 1902	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Frontonia fusca</i> Quennerstedt, 1869	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Frontonia leucas</i> (Ehrenberg, 1834) Ehrenberg, 1838	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Frontonia marina</i> Fabre-Domergue, 1891	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Frontonia roqueae</i> Dragesco, 1970	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>Frontonia</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Frontoniella</i> Wetzel, 1927 (subj. syn. <i>Frontonia</i>)								
<i>Frontoniella complanata</i> Wetzel, 1927	x	x	x	x	-	-	-	-
Родина Lembadionidae Jankowski in Corliss, 1979 Рід <i>Lembadion</i> Perty, 1849								
<i>Lembadion bullinum</i> (Müller, 1786) Perty, 1849	x	x	x	-	x	-	-	-
<i>Lembadion lucens</i> (Maskell, 1887) Kahl, 1931	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Lembadion magnum</i> (Stokes, 1887) Kahl, 1931	x	x	x	-	x	-	-	-
Родина Maritujidae Jankowski in Small & Lynn, 1985 Рід <i>Marituja</i> Gajewskaja, 1928								
<i>Marituja pelagica</i> Gajewskaja, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Parameciidae Dujardin, 1840 Рід <i>Paramecium</i> Müller, 1773								
<i>Paramecium aurelia</i> -complex	x	x	x	x	x	-	-	x

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Paramecium bursaria</i> (Ehrenberg, 1831) Focke, 1836	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Paramecium calkinsi</i> Woodruff, 1921	x	x	-	-	x	-	x	-
<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg, 1833	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Paramecium multimicronucleatum</i> Powers & Mitchell, 1910	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Paramecium putrinum</i> Claparède, Lachmann, 1859	x	x	x	x	x	x	x	x
Родина Stokesiidae Roque, 1961 Рід <i>Stokesia</i> Wenrich, 1929								
<i>Stokesia vernalis</i> Wenrich, 1929	x	-	x	-	-	x	-	-
Ряд Urocentrida Jankowski, 1980 Родина Urocentridae Claparède, Lachmann, 1858 Рід <i>Urocentrum</i> Nitzsch, 1827								
<i>Urocentrum turbo</i> (Müller, 1786) Nitzsch, 1827	x	x	x	x	x	x	-	x
Підклас Scuticociliata Small, 1967 Ряд Philasterida Small, 1967 Родина Cinetochilidae Perty, 1852 Рід <i>Cinetochilum</i> Perty, 1849								
<i>Cinetochilum elongatum</i> (Vuxanovici)	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831)	x	x	x	x	x	x	x	-
Рід <i>Platynematum</i> Foissner, Berger & Kohmann, 1994								
<i>Platynematum mirum</i> (Penard, 1922) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Platynematum sociale</i> (Penard, 1922) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Platynematum solivagum</i> (Kahl, 1926) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Platynematum</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Sathrophilus</i> Corliss, 1960								
<i>Sathrophilus agitated</i> (Stokes, 1887) Corliss, 1960 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sathrophilus chlorophagus</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sathrophilus muscorum</i> (Kahl, 1931) Corliss, 1960 ***	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Sathrophilus ovatus</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Sphenostomella</i> Jankowski, 1980								
<i>Sphenostomella hovassey</i> (Groliere, 1975) Small & Lynn, 1985	-	-	-	-	-	-	x	-
Родина Cohnilembidae Kahl, 1933 Рід <i>Cohnilembus</i> Kahl, 1933								
<i>Cohnilembus anguilla</i> Kahl, 1931	-	x	-	-	-	-	x	-
<i>Cohnilembus elegans</i> Vuxanovici, 1962	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cohnilembus reesi</i> (Kahl, 1931) Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Cohnilembus verminus</i> (Müller, 1786) Kahl, 1933	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Cohnilembus vexillarius</i> (Kahl, 1926)	x	x	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Cohnilembus vexillifer</i> (Entz, 1879) Kahl, 1933	-	-	-	-	x	-	-	-
Родина Cryptochilidae Berger in Corliss, 1979 Рід <i>Cryptochilum</i> Maupas, 1883								
<i>Cryptochilum</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Лохосефалідає Jankowski, 1964 Рід <i>Dexiotricha</i> Stokes, 1885								
<i>Dexiotricha colpidiopsis</i> (Kahl, 1926) Peck, 1974	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>Dexiotricha granulosa</i> (Kent, 1881) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dexiotricha moniligranulata</i> Kahl	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dexiotricha tranquilla</i> (Kahl, 1926) Augustin & Foissner, 1992	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Dexiotricha</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Рід <i>Dexiotrichides</i> Kahl, 1931								
<i>Dexiotrichides centralis</i> (Stokes, 1885) Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Loxocephalus</i> Eberhard, 1862								
<i>Loxocephalus ellipticus</i> Kahl, 1931 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxocephalus lucidus</i> Smith, 1897	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxocephalus luridus</i> Eberhard, 1862	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxocephalus</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Philasteridae Kahl, 1931 Рід <i>Helicostoma</i> Cohn, 1866								
<i>Helicostoma buddenbrocki</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Kahlilembus</i> Grolière & Couteaux, 1984								
<i>Kahlilembus attenuatus</i> (Smith, 1897) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Philasterides</i> Kahl, 1931								
<i>Philasterides armatus</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1931	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>Philasterides</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Pseudocohnilembidae Evans & Thompson, 1964 Рід <i>Pseudocohnilembus</i> Evans & Thompson, 1964								
<i>Pseudocohnilembus pusillus</i> (Quennerstedt, 1869) Foissner & Wilbert, 1981	x	x	-	x	-	x	-	x
<i>Pseudocohnilembus putrinus</i> (Kahl, 1928) Foissner & Wilbert, 1981	x	x	x	-	x	-	x	-
<i>Pseudocohnilembus</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Родина Uronematidae Thompson, 1964 Рід <i>Homalogastra</i> Kahl, 1926								
<i>Homalogastra</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Uronema</i> Dujardin, 1841								
<i>Uronema acutum</i> Buddenbrock, 1920	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uronema biceps</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Uronema elegans</i> Maupas, 1883	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Uronema griseolum</i> (Maupas, 1883) **	-	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Uronema halophila</i> (Kahl, 1931)	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>Uronema lobosa</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Uronema nigricans</i> (Müller, 1786) Florentin, 1901	x	x	x	x	x	x	-	x
<i>Uronema parduczi</i> Foissner, 1971 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uronema</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Uronemopsis</i> Kahl, 1931								
<i>Uronemopsis kenti</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Urozonidae Grolière, 1975								
Рід <i>Urozona</i> Schewiakoff, 1889								
<i>Urozona bütschlii</i> Schewiakoff, 1889	x	x	-	x	-	-	-	-
Ряд Pleuronematida Fauré-Fremiet in Corliss, 1956								
Родина Calyptotrichidae Small & Lynn, 1985								
Рід <i>Calyptotricha</i> Philips, 1882								
<i>Calyptotricha lanuginosa</i> (Penard, 1922) Wilbert & Foissner, 1980	x	x	-	-	-	-	-	-
Родина Ctedoctematidae Small & Lynn, 1985								
Рід <i>Ctedoctema</i> Stokes, 1884								
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i> Stokes, 1884	x	x	x	x	-	x	-	-
<i>Ctedoctema ovalis</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	x	-
Родина Cyclidiidae Ehrenberg, 1838								
Рід <i>Cristigera</i> Roux, 1899								
<i>Cristigera fusiformis</i> Penard, 1922	-	x	-	-	-	-	x	-
<i>Cristigera halobiotica</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Cristigeramedia</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cristigera minor</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Cristigera phoenix</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	x	-
<i>Cristigera pleuronemoides</i> Roux, 1899	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cristigera setosa</i> Kahl, 1928	x	x	-	x	-	x	-	-
<i>Cristigera vestita</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cristigera</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-
Рід <i>Cyclidium</i> Müller, 1773								
<i>Cyclidium bonneti</i> Grolière, 1980	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium candens</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Cyclidium contractile</i> Vuxanovici, 1960	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium curvatum</i> Mansfeld, 1922	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium elongatum</i> Schewiakoff, 1896	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium flagellatum</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium fuscum</i> Kahl, 1928***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium gemmuliferum</i> Penard, 1922	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium glaucoma</i> Müller, 1773	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cyclidium gracile</i> Vuxanovici, 1963	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium granulosum</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium helgolandicum</i> Mansfeld, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium heptatrichum</i> Schewiakoff, 1893	x	x	-	-	-	-	-	x
<i>Cyclidium libellus</i> Kahl, 1926	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium obliquum</i> Kahl, 1926	x	-	x	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Cyclidium oblongum</i> Kahl, 1931	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium oligotrichum</i> Kahl, 1928	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium pellucidum</i> Kahl, 1931	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium putrinum</i> Vuxanovici, 1960	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium sapropellicum</i> Vuxanovici, 1962	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium simulans</i> Kahl, 1928	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>Cyclidium singulare</i> (Kahl, 1926)	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium truncatum</i> Vuxanovici, 1960	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium versatile</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium</i> sp.	x	x	-	x	-	-	x	-
Рід <i>Protocyclidium</i> Alekperov, 1993								
<i>Protocyclidium citrullus</i> (Cohn, 1866) Foissner, Agatha & Berger, 2002	x	x	x	x	x	x	-	x
<i>Protocyclidium sphagnetorum</i> (Sramek-Husek, 1949) Foissner, Agatha & Berger, 2002	-	x	-	-	-	-	-	-
Родина Histiobalantiidae Puytorac & Corliss in Corliss, 1979 Рід <i>Histiobalantium</i> Stokes, 1886								
<i>Histiobalantium natans</i> (Claparède, Lachmann, 1858)	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Pleuronematidae Kent, 1881 Рід <i>Pleuronema</i> Dujardin, 1841								
<i>Pleuronema arenicola</i> Dragesco, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pleuronema coronatum</i> Kent, 1881	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pleuronema crassum</i> Dujardin, 1841	x	x	x	x	x	x	-	x
<i>Pleuronema marinum</i> Dujardin, 1841	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pleuronema setigerum</i> Calkins, 1903	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pleuronema</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Підклас Hymenostomatia Delage & Hérouard, 1896 Ряд Tetrahymenida Fauré-Fremiet in Corliss, 1956 Родина Glaucomididae Corliss, 1971 Рід <i>Epenardia</i> Corliss, 1971								
<i>Epenardia myriophylli</i> (Penard, 1922) Corliss, 1971	-	x	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Glaucoma</i> Ehrenberg, 1830								
<i>Glaucoma ficaria</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Glaucoma halophila</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Glaucoma macrostoma</i> Schewiakoff, 1889	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Glaucoma maupasi</i> Kahl, 1926	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Glaucoma reniforme</i> Schewiakoff, 1892	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Glaucoma scintillans</i> Ehrenberg, 1830	x	-	x	-	x	-	-	x
<i>Glaucoma wrzesniowskii</i> Mereschkowsky, 1879	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Glaucoma</i> sp.	x	-	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Glaucomella</i> Grolière, 1977								
<i>Glaucomella sagitta</i> (Kahl, 1926) Grolière, 1977	-	-	x	-	x	-	-	-
Рід <i>Monochilum</i> Schewiakoff, 1893								
<i>Monochilum elongatum</i> Mermod, 1914	x	x	x	-	x	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Родина Astylozoidae Kahl, 1935 Рід <i>Astylozoon</i> Engelmann, 1862								
<i>Astylozoon fallax</i> Engelmann, 1862	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Astylozoon faurei</i> Kahl, 1935	X	X	X	X	-	-	-	-
<i>Astylozoon oxypus</i> Lepsi, 1960	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Astylozoon pyriforme</i> Schewiakof, 1893	X	X	X	-	-	-	-	-
Рід <i>Hastatella</i> Erlanger, 1890								
<i>Hastatella aesculacantha</i> Jarocki & Jacubowska, 1927	X	X	X	-	-	-	-	-
<i>Hastatella radians</i> Erlanger, 1890	X	X	X	-	X	-	-	X
Родина Epistylididae Kahl, 1933 Рід <i>Campanella</i> Goldfuss, 1820								
<i>Campanella umbellaria</i> (Linnaeus, 1758) Goldfuss, 1820	X	-	-	X	X	-	-	-
Рід <i>Epistylis</i> Ehrenberg, 1830								
<i>Epistylis articulata</i> Fromentel, 1876	X	X	X	X	-	-	-	-
<i>Epistylis branchiophila</i> Perty, 1852	X	X	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis breviramosa</i> Stiller, 1931	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Epistylis chrysemydis</i> Bishop & Jahn, 1941	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis coronata</i> Nusch, 1970	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis crassicolis</i> Stein, 1867	X	X	X	X	-	-	-	-
<i>Epistylis digitalis</i> (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1830	X	-	-	-	X	-	-	-
<i>Epistylis elegans</i> Boitsova, 1977	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis entzii</i> Stiller, 1935	X	-	X	-	-	-	-	-
<i>Epistylis fluitans</i> Faure-Fremiet, 1924	X*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis fugitans</i> Kellicott, 1884	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis galea</i> Ehrenberg, 1831	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis helenae</i> Green, 1974	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis hentscheli</i> Kahl, 1935	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis jaworowskii</i> Kahl, 1935	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis lacustris</i> Imhoff, 1884	X	-	-	-	X	-	-	-
<i>Epistylis longicaudatum</i> Banina 1983	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis microdiscum</i> Stiller, 1963	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis niagarae</i> Kellicott, 1883	X	X	X	X	-	-	-	-
<i>Epistylis nymphaeum</i> Engelmann, 1862	-	-	X	-	X	-	-	-
<i>Epistylis plicatilis</i> Ehrenberg, 1831	X	X	X	X	X	X	-	-
<i>Epistylis procumbens</i> Zacharias, 1897	X	X	X	X	X	-	-	-
<i>Epistylis pygmaeum</i> (Ehrenberg, 1838) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis pyriformis</i> Jankowskij, 1983	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Epistylis thinemanni</i> (Nenninger, 1948)	X*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis vestita</i> Stokes, 1887	X*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis</i> sp. 1	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis</i> sp. 2	X	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Opisthostyla</i> Stokes, 1886								
<i>Opisthostyla annulata</i> Stokes, 1886	X*	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Рід <i>Rhabdostyla</i> Kent, 1881								
<i>Rhabdostyla brevipes</i> (Claparède & Lachmann, 1857)	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Rhabdostyla inclinans</i> (Müller, 1773) Roux, 1901	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Rhabdostyla putrina</i> (Müller, 1776)	-	x	-	-	x	-	-	-
<i>Rhabdostyla</i> sp.	-	-	-	x	-	-	-	-
Родина Operculariidae Fauré-Fremiet in Corliss, 1979								
Рід <i>Opercularia</i> Goldfuss, 1820								
<i>Opercularia articulata</i> Goldfuss, 1820	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Opercularia coarctata</i> (Claparède & Lachmann, 1858) Roux, 1901	x	-	-	-	x	-	-	x
<i>Opercularia lichtensteini</i> Stein, 1868	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Opercularia microdiscus</i> Faure-Fremiet, 1904	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Opercularia nutans</i> (Ehrenberg, 1831) Stein, 1854	x	x	x	x	x	-	-	-
<i>Opercularia plicatilis</i> Stokes, 1884	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Opercularia protecta</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Opercularia stenostoma</i> Stein, 1854	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Opercularia</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Propygidium</i> Corliss, 1979								
<i>Propygidium cothurnoides</i> (Kent, 1882) Corliss, 1979	-	-	-	-	x	-	-	x
Рід <i>Pyxidium</i> Kent, 1881								
<i>Pyxidium inclinans</i> (Fromentel, 1876)	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Pyxidium invaginatum</i> Stokes, 1887	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Pyxidium nutans</i> Stokes, 1899	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Pyxidium vernale</i> Stokes, 1887	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Ophryidiidae Ehrenberg, 1838								
Рід <i>Ophryidium</i> Bory de St. Vincent, 1824								
<i>Ophryidium eichhorni</i> Ehrenberg, 1838	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Ophryidium sessile</i> Kent, 1882 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryidium versatile</i> (Müller, 1786) Bory, 1824	-	-	x	-	-	-	-	-
Родина Opisthonectidae Foissner, 1976								
Рід <i>Opisthonecta</i> Fauré-Fremiet, 1906								
<i>Opisthonecta henneguyi</i> Fauré-Fremiet, 1906	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Telotrochidium</i> Kent, 1881								
<i>Telotrochidium crateriforme</i> (Müller, 1773) Kent, 1881	x*	-	-	-	-	-	-	-
Родина Scyphidiidae Kahl, 1933								
Рід <i>Paravorticella</i> Kahl, 1933								
<i>Paravorticella</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Scyphidia</i> Dujardin, 1841								
<i>Scyphidia rugosa</i> Dujardin, 1841	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Vaginicolidae de Fromentel, 1874								
Рід <i>Cothurnia</i> Ehrenberg, 1831								
<i>Cothurnia affinis</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-

[illegible]

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Cyclodonta bipartita</i> (Stokes, 1885) Matthes, 1958	x	-	-	-	-	-	-	-
Родина Vorticellidae Ehrenberg, 1838 Рід <i>Carchesium</i> Ehrenberg, 1831								
<i>Carchesium batorligetiense</i> Stiller, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carchesium dipneumon</i> Penard, 1922	x	x	x	x	x	-	-	-
<i>Carchesium epistylis</i> Claparède & Lachmann, 1858	-	x	-	-	x	-	-	-
<i>Carchesium limneticum</i> Svec, 1897	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carchesium polypinum</i> (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1831	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Carchesium spectabile</i> Ehrenberg-Claparede & Lachmann, 1858	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Carchesium</i> sp.	x	-	-	-	-	-	-	-
Рід <i>Epicarchesium</i> Jankowski, 1985								
<i>Epicarchesium granulatum</i> (Kellicott, 1887) Jankowski, 1985	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Epicarchesium pectinatum</i> (Zacharias, 1897) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	x	x	x	-	-	-	-	-
Рід <i>Pelagovorticella</i> Jankowski, 1980								
<i>Pelagovorticella mayeri</i> (Fauré-Fremiet, 1923) Jankowski, 1980	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pelagovorticella natans</i> (Faure-Fremiet, 1924) Jankowski, 1985	x	x	x	-	-	-	x	-
Рід <i>Pseudovorticella</i> Foissner & Schiffmann, 1975								
<i>Pseudovorticella chlamydophora</i> (Penard, 1922) Jankowski, 1976***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudovorticella elongata</i> (Fromentel, 1876) Leitner & Foissner, 1987	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudovorticella margaritata</i> (Fromentel, 1876) Foissner & Schiffmann, 1975	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Pseudovorticella monilata</i> (Tatem, 1870) Foissner & Schiffmann, 1974	x	-	x	-	x	-	-	x
<i>Pseudovorticella patellina</i> (Müller, 1776) Song & Warren, 2000	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Pseudovorticella vestita</i> (Stokes, 1883)	x	-	-	-	x	-	-	-
Рід <i>Vorticella</i> Linnaeus, 1767								
<i>Vorticella alba</i> Fromentel, 1876	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Vorticella annulata</i> Gourret & Roeser, 1888	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella aperta</i> Fromentel, 1876	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella aquadulcis</i> -complex	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella banatica</i> Lepsi, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella brevistyla</i> D'Udekem, 1864	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg, 1831	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Vorticella campanulata</i> (Kahl, 1933) Sramek-Husek, 1948	x	-	-	x	-	-	-	x
<i>Vorticella chlorostigma</i> (Ehrenberg, 1831) Ehrenberg, 1838	x	x	-	-	x	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Vorticella citrina</i> Müller, 1773	x	-	-	-	x	-	-	x
<i>Vorticella convallaria</i> -complex	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Vorticella dilatata</i> Fromentel, 1876	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella globularia</i> Müller, 1773	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella gracilis</i> Dujardin, 1841	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella halophila</i> Stiller 1941 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella hamata</i> Müller, 1786	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella hyalina</i> Banina, 1983	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella infusionum</i> -complex	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Vorticella lichenicola</i> Greeff, 1888	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella longifilum</i> Kent, 1881	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Vorticella lutea</i> Stiller, 1938	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella marginata</i> Stiller, 1931	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella marina</i> Greeff, 1870	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella micata</i> Kahl, 1933 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella microscopica</i> Fromentel, 1876 ****	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella microstoma</i> -complex	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Vorticella nutans</i> Müller, 1773	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Vorticella octava</i> -complex	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella peterhoffi</i> Banina, 1983	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella picta</i> (Ehrenberg, 1831)	x	-	-	x	x	-	-	-
<i>Vorticella putrina</i> Müller, 1786	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella pyriforme</i> Stiller, 1939	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella rotunda</i> Nenninger, 1948 ***	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella striata</i> Dujardin, 1841	x	-	-	-	-	-	x	-
<i>Vorticella submicrostoma</i> Ghosh, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella subsinuata</i> Ghosh, 1825	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella venusta</i> Nenninger, 1948	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella</i> sp. 1	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Vorticella</i> sp. 2	x	-	-	x	-	-	-	-
Родина Zoothamniidae Sommer, 1951								
Рід Haplocaulus Warren, 1988								
<i>Haplocaulus extensus</i> (Kahl, 1935) Sommer, 1951	x*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplocaulus kahlii</i> (Stiller, 1931) Sommer, 1951	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplocaulus languides</i> Boitsova, 1977	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplocaulus pelagicus</i> (Gajewskaja, 1933) Stiller, 1971	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplocaulus</i> sp.	-	-	-	x	-	-	-	-
Рід Pseudohaplocaulus Warren, 1988								
<i>Pseudohaplocaulus anabaenae</i> (Stiller, 1940) Warren, 1988	x	-	x	-	-	-	-	-
Рід Zoothamnium Bory de St. Vincent, 1824								
<i>Zoothamnium arbuscula</i> (Ehrenberg, 1831)	x	-	-	-	x	-	x	x
<i>Zoothamnium duplicatum</i> Kahl	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Zoothamnium elegans</i> D'Udekem, 1864	-	-	-	-	x	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Zoothamnium kentii</i> Grenfell, 1884	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Zoothamnium mucedo</i> Entz, 1884	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Zoothamnium pygmaeum</i> D'Udekem, 1862	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Zoothamnium simplex</i> Kent, 1881	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>Zoothamnium</i> sp.	x	-	-	x	-	-	-	-

Примітки:

1. x – присутність виду;
2. - – відсутність виду;
3. * – вид відомий з очисних споруд на території басейну Дніпра;
4. ** – вид наведено в публікації Г.М. Гасовського [70] для Західної України, без зазначення місця знахідки;
5. *** – вид, зареєстрований вперше для водойм України.

Таблиця А.2

**Список таксонів вільноживучих війчастих найпростіших (Ciliophora), відмічених у різнотипних
континентальних водоймах на території України та активному мулі**

Таксони	Типи континентальних водойм												Активний мул
	Річки	Струмки	Болота	Ефемерні	Озера	Озера солоні	Лимани	Канали	Водосховища	Водойми-охолоджувачі	Ставки	Копанки	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Acaryophrya collaris</i> (Kahl, 1926) Dingfelder, 1962*	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Acaryophrya mamillata</i> (Kahl, 1927) Dingfelder, 1962*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acaryophrya sphaerica</i> (Gelei, 1934) Dingfelder, 1962 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Aciculoplites ethiopiensis</i> Foissner & Gabilondo in Gabilondo & Foissner, 2009	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acineria incurvata</i> Dujardin, 1841 *	x	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	x
<i>Acineria uncinata</i> Tucolesco, 1962 *	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x
<i>Acineta fluviatilis</i> Stokes, 1885 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	x
<i>Acineta grandis</i> Kent, 1881	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acineta ornata</i> Sand, 1899 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Acineta tuberosa</i> Ehrenberg, 1834	x	-	-	-	x	x	x	-	x	-	x	-	x
<i>Actinobolina radians</i> (Stein, 1867) *	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Actinobolina vorax</i> (Wenrich, 1929) *	-	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Afrophrya macrostoma</i> (Dragesco, 1970) Foissner & Stoeck, 2006	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Amphileptus agilis</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus bivacuolata</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus carchesii</i> Stein, 1867 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Amphileptus meleagris</i> Ehrenberg, 1835 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphileptus piger</i> (Vuxanovici, 1962) Sonntag & Foissner, 2004	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Amphileptus pleurosigma</i> (Stokes, 1884) Foissner, 1984 *	x	x	-	x	x	-	x	-	x	x	x	-	-
<i>Amphileptus procerus</i> (Penard, 1922) Song & Wilbert, 1989 *	x	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Amphileptus punctatus</i> (Kahl, 1926) Foissner, 1984**	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Amphileptus rotunda</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Ancystropodium maupasi</i> Faure-Fremiet, 1909**	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anteholosticha monilata</i> (Kahl, 1928) Berger, 2003 *	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Anteholosticha multistilata</i> (Kahl, 1928) Berger, 2003 *	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apoamphileptus claparedii</i> (Stein, 1867) Lin & Song, 2004 *	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x
<i>Apoamphisiella hymenophora</i> Stokes, 1886	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Asikrata gracilis</i> (Penard, 1922) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 *	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Arcuospathidium cultriforme</i> (Penard, 1922) Foissner, 1984	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Aristerostoma minutum</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Askenasia faurei</i> Kahl, 1930 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Askenasia volvox</i> (Eichwald, 1852) Blochmann, 1895*	x	x	-	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Aspidisca andreewi</i> Mereschkowski, 1877	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca cicada</i> (Müller, 1786) Claparède & Lachmann, 1858 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aspidisca fusca</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca herbicola</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Aspidisca lyncaster</i> (Müller, 1776) Stein, 1859	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca lynceus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830 *	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	x
<i>Aspidisca marsupialis</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Aspidisca pulcherrima</i> Kahl, 1932 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca sedigita</i> Quennerstedt, 1867	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca sulcata</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidisca turrita</i> (Ehrenberg, 1831) Claparède & Lachmann, 1858 *	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	x
<i>Astylozoon faurei</i> Kahl, 1935 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Astylozoon oxypus</i> Lepsi, 1960	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Astylozoon pyriforme</i> Schewiakof, 1893	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Atractos contortus</i> Vörösváry, 1950 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Balladinopsis nuda</i> Ghosh, 1921 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balladyna elongata</i> Roux, 1901	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balladyna ovata</i> Tagliani, 1922 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balladyna parvula</i> Kowalewski, 1882	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Birojima muscorum</i> (Kahl, 1932) Berger & Foissner, 1989*	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Blepharisma coeruleum</i> Gajewskaja, 1927 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma elongatum</i> (Stokes, 1884) Kahl, 1926 *	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharisma hyalinum</i> Perty, 1852	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Blepharisma lateritium</i> (Ehrenberg, 1831) Stein, 1859 *	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Blepharisma steini</i> Kahl, 1932	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bothrostoma extenta</i> Kahl	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Bothrostoma nasuta</i> da Cunha	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Bothrostoma undulans</i> Stokes, 1887 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Brachonella campanula</i> (Kahl, 1932) Jankowski, 1964 *	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Brachonella darwini</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Brachonella elongata</i> Jankowski, 1964 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Brachonella galeata</i> (Kahl, 1927) Jankowski, 1964	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Brachonella intercedens</i> (Kahl, 1927)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Brachonella spiralis</i> (Smith, 1897) Jankowski, 1964*	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	x	x	-
<i>Bursaria truncatella</i> Müller, 1773 *	x	-	x	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Bursaridium pseudobursaria</i> (Fauré-Fremiet, 1924) Kahl, 1927 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Bursellopsis gargamellae</i> Fauré-Fremiet, 1922 *	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Bursellopsis spumosa</i> (Schmidt, 1920) *	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Bursellopsis truncata</i> (Kahl, 1927) *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Caenomorpha lauterborni</i> Kahl, 1927 *	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Caenomorpha levanderi</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Caenomorpha medusula</i> Perty, 1852 *	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	x	x
<i>Caenomorpha sapropelica</i> Kahl, 1927 *	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Caenomorpha steini</i> Bütschli, 1879	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Caenomorpha uniserialis</i> Levander, 1894 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calypotricha lanuginosa</i> (Penard, 1922) Wilbert & Foissner, 1980 *	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Campanella umbellaria</i> (Linnaeus, 1758) Goldfuss, 1820*	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Carchesium batorligetiense</i> Stiller, 1935 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Carchesium dipneumon</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Carchesium epistylis</i> Claparède & Lachmann, 1858	x	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	x
<i>Carchesium limneticum</i> Svec, 1897	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Carchesium polypinum</i> (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1831*	x	x	-	-	x	-	x	x	x	-	x	-	x
<i>Carchesium spectabile</i> Ehrenberg-Claparede & Lachmann, 1858 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Caryotricha convexa</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caudiholosticha algivora</i> (Kahl, 1932) Berger, 2003	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Caudiholosticha notabilis</i> (Foissner, 1982) Berger, 2006	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caudiholosticha viridis</i> (Kahl, 1932) Berger, 2003 *	x	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Chaenea limicola</i> Lauterborn, 1901 *	x	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Chaenea minor</i> Kahl, 1926 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaenea teres</i> (Dujardin, 1841) Kent, 1881	x	x	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Chaenea vorax</i> Quennerstedt, 1867	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetospira entzi</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetospira muelleri</i> Lachmann, 1856	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella aplanata</i> Kahl, 1931*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella capucina</i> Penard, 1922*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella labiata</i> (Stokes, 1891) Kahl, 1931 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodonella uncinata</i> (Ehrenberg, 1838) Strand, 1928*	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-
<i>Chilodontopsis caudata</i> Kahl, 1933 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chilodontopsis depressa</i> (Perty, 1852) *	x	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>Chilodontopsis muscorum</i> Kahl, 1931 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Chilodontopsis pseudonassula</i> Penard, 1922	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Chilophrya labiata</i> Edmondson, 1920	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Chilophrya utahensis</i> (Pack, 1919) Kahl, 1930	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydodon cyclops</i> Entz, 1884	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydodon triquetrus</i> (Müller, 1786) Bütschli, 1889	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydonella rostrata</i> (Vuxanovici, 1963) Song & Wilbert, 1989	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Chlamydonellopsis calkinsi</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cinetochilum elongatum</i> (Vuxanovici)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831)*	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cladotricha koltzowii</i> Gajewskaja, 1926	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clathrostoma ovum</i> Fauré-Fremiet, 1924 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Climacostomum patulum</i> (Müller, 1786) Kahl, 1932**	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Climacostomum virens</i> (Ehrenberg, 1834) Stein, 1859 *	x	x	-	-	x	x	x	x	x	-	-	-	-
<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877) Imhof, 1885 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Cohnilembus elegans</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cohnilembus anguilla</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cohnilembus reesi</i> (Kahl, 1931) Kahl, 1935	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cohnilembus verminus</i> (Müller, 1786) Kahl, 1933	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cohnilembus vexillarius</i> (Kahl, 1926)	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cohnilembus vexillifer</i> (Entz, 1879) Kahl, 1933	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps amphacanthus</i> Ehrenberg, 1833 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Coleps bicuspis</i> Noland, 1925	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Coleps elongatus</i> Ehrenberg, 1830 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786) *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Coleps incurvus</i> Ehrenberg, 1834	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Coleps nolandii</i> Kahl, 1930 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	x	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Coleps octospinus</i> Noland, 1925*	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Coleps quadrispinus</i> Foissner, 1983 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps spetai</i> Foissner, 1984 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coleps striatus</i> Smith, 1897	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Colpidium colpoda</i> (Losana, 1829) *	x	x	-	x	x	-	x	x	x	x	-	-	x
<i>Colpidium kleini</i> Foissner, 1969	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Colpoda aspera</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Colpoda cucullus</i> (Müller, 1773) Gmelin, 1790 *	x	x	-	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Colpoda inflata</i> (Stokes, 1884) Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-
<i>Colpoda irregularis</i> Kahl, 1931	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Colpoda magna</i> (Gruber, 1879) Lynn, 1978 *	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Colpoda maupasi</i> Enriques, 1908	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Colpoda steinii</i> Maupas, 1883 *	x	x	-	-	x	-	x	-	x	x	-	-	-
<i>Condyllostoma caudatum</i> Lauterborn, 1908	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Condyllostoma patense</i> Müller, 1786	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Condyllostoma remanei</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>Condyllostomides luteus</i> (Kahl, 1932) Foissner, Agatha & Berger, 2002	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cothurnia curvula</i> Entz, 1884	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cothurnia harpactici</i> Kahl, 1933	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cothurnia maritima</i> Ehrenberg, 1831	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Cothurnia nodosa</i> Claparede & Lachmann, 1858	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cothurnia patula</i> Fromentel, 1874	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Cothurnia vaga</i> Roux, 1901	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Cothurnopsis bavarica</i> (Matthes et Guhl, 1972)	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Cothurnopsis curva</i> Stein, 1867	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Cothurnopsis imberbis</i> Ehrenberg, 1831 *	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Cothurnopsis sieboldii</i> (Guhl & Guhl, 1993) Jankowski, 2007	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Cristigera fusiformis</i> Penard, 1922	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cristigera halobiotica</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cristigera media</i> Kahl, 1928 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cristigera minor</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cristigera phoenix</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Cristigera pleuronemoides</i> Roux, 1899 *	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Cristigera setosa</i> Kahl, 1928 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Cristigera vestita</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cryptopharynx setigerus</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i> Stokes, 1884 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	x	x	-
<i>Ctedoctema ovalis</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cultellothrix lionotiformis</i> (Kahl, 1930) Foissner, 2003	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium candens</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium contractile</i> Vuxanovici 1960	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium curvatum</i> Mansfeld, 1922	x	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium elongatum</i> Schewiakoff, 1896 *	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium flagellatum</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium fuscum</i> Kahl, 1928 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium gemmuliferum</i> Penard, 1922	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium glaucoma</i> Müller, 1773 *	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Cyclidium gracile</i> Vuxanovici 1963	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium granulosum</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium helgolandicum</i> Mansfeld, 1922 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium heptatrachum</i> Schewiakoff, 1893	x	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium libellus</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Cyclidium obliquum</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Cyclidium oblongum</i> Kahl, 1931 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Cyclidium oligotrichum</i> Kahl, 1928	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium pellucidum</i> Kahl, 1931	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium putrinum</i> Vuxanovici 1960	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclidium sapropellicum</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium simulans</i> Kahl, 1928	x	x	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium singulare</i> (Kahl, 1926) *	x	x	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Cyclidium truncatum</i> Vuxanovici 1960	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclidium versatile</i> Penard, 1922 *	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclodonta bipartita</i> (Stokes, 1885) Matthes, 1958	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclotrichium cyclokaryon</i> Meunier, 1910 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotrichium gigas</i> Fauré-Fremiet, 1924 *	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Cyclotrichium viride</i> Gajewskaja, 1933 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Cyrtohymena candens</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1989**	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtohymena ferruginea</i> Stein, 1859	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyrtohymena fusiformis</i> (Kahl, 1932) Petz & Foissner, 1997 *	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Cyrtohymena gracilis</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1989 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtohymena marina</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1989	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Cyrtolophosis elongata</i> (Schewiakoff, 1892) Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyrtolophosis mucicola</i> Stokes, 1885 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dactylochlamys pisciformis</i> Lauterborn, 1901 **	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dendrosoma radians</i> Ehrenberg, 1837	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Dexiostoma campylum</i> (Stokes, 1886) Jankowski, 1967*	x	x	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Dexiotricha colpidiopsis</i> (Kahl, 1926) Peck, 1974 *	x	x	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Dexiotricha granulosa</i> (Kent, 1881) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Dexiotricha moniligranulata</i> Kahl	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Dexiotricha tranquilla</i> (Kahl, 1926) Augustin & Foissner, 1992	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Dicyclotrichium sphaericum</i> (Faure-Fremiet, 1924) Xu, Song & Hu, 2005 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Didinium armatum</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Didinium chlorelligerum</i> Kahl, 1935	-	-	-	x	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Didinium nasutum</i> (Müller, 1773) Stein, 1859 *	x	x	-	x	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Dileptus margaritifer</i> (Ehrenberg, 1834) Dujardin, 1841*	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Dileptus vischeri</i> Dragesco, 1963	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diophrys appendiculata</i> (Ehrenberg, 1838) Schewiakoff, 1893	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Diophrys norwegicus</i> Claparède & Lachmann, 1858	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diophrys scutum</i> (Dujardin, 1841) Kahl, 1932	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Discomorphella pectinata</i> (Levander, 1894) Corliss, 1960 *	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Discophrya cothurnata</i> (Weisse, 1847) Dovgal, 2002	-	-	-	-			-	-	-	-	-	-	x
<i>Discophrya deplanata</i> Mattes, 1954	-	-	-	-			-	-	-	-	x	-	-
<i>Disematostoma bütschlii</i> Lauterborn, 1894 *	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Disematostoma colpidioides</i> Gelei, 1954	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Disematostoma invallatum</i> Gelei, 1954	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Disematostoma tetraedricum</i> (Faure-Fremiet, 1924) Kahl, 1931 *	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Drepanomonas dentata</i> Fresenius, 1858 *	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drepanomonas exigua</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Drepanomonas revoluta</i> Penard, 1922 *	x	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Dysteria distyla</i> Maskell, 1887	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Dysteria fluviatilis</i> (Stein, 1859) *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dysteria navicula</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Dysteria ovalis</i> (Gourret & Roeser, 1886) Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Dysteria sulcata</i> (Claparède & Lachmann, 1859)	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelydium amphora</i> (Kahl, 1930) Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelydium fusidens</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelydium labeo</i> Penard, 1922	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelydium virens</i> Kahl, 1930*	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Enchelyodon amphoriforme</i> Vuxanovici 1959	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon armatus</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon californicus</i> Kahl, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelyodon contractilis</i> Vuxanovici, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon czoriki</i> Kovalchuk, 1989	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon elegans</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon farctus</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon foissneri</i> Kovalchuk, 1989	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon mucicola</i> Kahl, 1927 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon natalie</i> Kovalchuk, 1989	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelyodon trilineatus</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Enchelyodon truncatus</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelys arcuata</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelys difflugarum</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Enchelys fusiformis</i> Vuxanovici	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelys gasterosteus</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Enchelys microstoma</i> Czorik	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Enchelys nebulosa</i> Müller, 1773	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelys pellucida</i> Eberhard, 1862	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Enchelys pupa</i> Müller, 1786 *	x	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelys simplex</i> Kahl	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelys translucida</i> Vuxanovici, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Enchelys variabilis</i> Svec, 1897	-	-	-	x	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Epalxella antiquorum</i> (Penard, 1922) Corliss, 1960*	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Epalxella bidens</i> (Kahl, 1932) Corliss, 1960 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella exigua</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Epalxella mirabilis</i> (Roux, 1899) Corliss, 1960 *	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella striata</i> (Kahl, 1926) Corliss, 1960 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epalxella triangula</i> Kahl, 1932 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epenardia myriophylli</i> (Penard, 1922) Corliss, 1971	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Epicarchesium granulatum</i> (Kellicott, 1887) Jankowski, 1985	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Epicarchesium pectinatum</i> (Zacharias, 1897) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Epispathidium amphoriforme</i> (Greeff, 1888) Foissner, 1984 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis articulata</i> Fromentel, 1876	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Epistylis branchiophila</i> Perty, 1852	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis breviramosa</i> Stiller, 1931	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis chrysemydis</i> Bishop & Jahn, 1941 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis coronata</i> Nusch, 1970 *	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis crassicolis</i> Stein, 1867	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Epistylis digitalis</i> (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1830	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Epistylis elegans</i> Boitsova, 1977	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Epistylis entzii</i> Stiller, 1935 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Epistylis fluitans</i> Faure-Fremiet, 1924	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis fugitans</i> Kellicott, 1884	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Epistylis helenae</i> Green, 1974	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Epistylis jaworowskii</i> Kahl, 1935	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis lacustris</i> Imhoff, 1884	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epistylis longicaudatum</i> Banina 1983 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis microdiscum</i> Stiller, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Epistylis niagarae</i> Kellicott, 1883	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Epistylis nymphaeum</i> Engelmann, 1862	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Epistylis plicatilis</i> Ehrenberg, 1831 *	x	x	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	x
<i>Epistylis procumbens</i> Zacharias, 1897 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	x	x	-	-
<i>Epistylis pygmaeum</i> (Ehrenberg, 1838) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Epistylis pyriformis</i> Jankowskij, 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Epistylis thinemanni</i> (Nenninger, 1948)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Epistylis vestita</i> Stokes, 1887	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Euplotes charon</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Euplotes eurytomus</i> Wrzesniowski, 1870	x	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes harpa</i> Stein, 1859	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes inkystans</i> Chatton in Tuffrau, 1960	x	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes moebiusi</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotes muscicola</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Euplotes patella</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831 *	x	x	-	-	x	x	x	x	x	-	x	-	-
<i>Euplotes terricola</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Euplotes trisulcatus</i> Kahl, 1932 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euplotopsis affinis</i> (Dujardin, 1841) Borrer & Hill, 1995*	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	-	x

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Euplotopsis finki</i> (Foissner, 1982) Borror & Hill, 1995 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fabrea salina</i> Henneguy, 1890	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia aberrans</i> Dragesco, 1960	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Frontonia acuminata</i> (Ehrenberg, 1834) Bütschli, 1889*	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Frontonia angusta</i> Kahl, 1931 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia atra</i> (Ehrenberg, 1834) Bütschli, 1889*	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Frontonia depressa</i> (Stokes, 1886) Kahl, 1931 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia elliptica</i> Beardsley, 1902 *	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Frontonia fusca</i> Quennerstedt, 1869	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Frontonia leucas</i> (Ehrenberg, 1834) Ehrenberg, 1838*	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-
<i>Frontonia marina</i> Fabre-Domergue, 1891	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Frontonia roqueae</i> Dragesco, 1970 *	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Frontoniella complanata</i> Wetzel, 1927 *	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Furgasonia rubens</i> Perty, 1852 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Furgasonia theresae</i> (Fabre-Domergue, 1891) Foissner, Agatha & Berger, 2002 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Gastronauta membranaceus</i> Bütschli, 1889 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gastrostyla muscorum</i> Kahl, 1932 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glaucoma ficaria</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Glaucoma halophila</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glaucoma maupasi</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Glaucoma reniforme</i> Schewiakoff, 1892 *	x	-	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Glaucoma scintillans</i> Ehrenberg, 1830 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Glaucoma wrzesniowskii</i> Mereschkowsky, 1879	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Glaucomella sagitta</i> (Kahl, 1926) Grolière, 1977	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Gonostomum affine</i> (Stein, 1859) Sterki, 1878 *	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Gruberia uninucleata</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Halteria bifurcata</i> Tamar, 1968 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Halteria chlorelligera</i> Kahl, 1932 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773) Dujardin, 1841 *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	-
<i>Halteria minuta</i> Tamar, 1968 **	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplocaulus extensus</i> (Kahl, 1935) Sommer, 1951 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Haplocaulus kahlii</i> (Stiller, 1931) Sommer, 1951	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Haplocaulus languides</i> Boitsova, 1977	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Haplocaulus pelagicus</i> (Gajewskaja, 1933) Stiller, 1971	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Hastatella aesculacantha</i> Jarocki & Jacubowska, 1927	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Hastatella radians</i> Erlanger, 1890 *	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Helicostoma buddenbrocki</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Heliophrya minima</i> Rieder, 1936	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Heliophrya rotunda</i> (Hentschel, 1916) Matthes, 1954	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Hemicyclium lucidum</i> Eberhard, 1862	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Hemisincirra gellerti</i> (Foissner, 1982) Foissner, 1984*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hexotricha caudata</i> Lackey, 1925 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Histiobalantium natans</i> (Claparède, Lachmann, 1858)*	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Histriculus complanatus</i> (Stokes, 1887) Corliss, 1960*	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Histriculus erethisticus</i> (Stokes, 1887)	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Histriculus histrio</i> (Müller, 1773) Corliss, 1960	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Holophrya alveolata</i> Kahl, 1926 *	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya armata</i> Vuxanovici	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya atra</i> Svec, 1897 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya discolor</i> Ehrenberg, 1834 *	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-
<i>Holophrya hexatricha</i> Savi, 1913	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya kessleri</i> Mereschkowsky, 1878 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holophrya moldavica</i> Czorik	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya nigricans</i> Lauterborn, 1894 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya oviformis</i> Vuxanovici, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya ovum</i> Ehrenberg, 1831 *	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	x	-
<i>Holophrya pharyngeata</i> Kahl, 1935	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya saginata</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya simplex</i> Schewiakoff, 1893 *	x	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Holophrya teres</i> (Ehrenberg, 1834) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 *	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-
<i>Holophrya vesiculosa</i> Kahl, 1926 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Holophrya victoriae</i> Vuxanovici	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holosticha brevis</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha danubialis</i> Kaltenbach, 1960	x	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Holosticha fasciola</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha gibba</i> (Müller, 1786) Wrzesniowski, 1877*	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha gracilis</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Holosticha odiosa</i> Kovalchuk	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha pulchra</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha pullaster</i> (Müller, 1773) Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	x	-
<i>Holosticha scutellum</i> Cohn, 1866	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Holosticha setifera</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha shonborni</i> Kovalchuk	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Holosticha violacea</i> Kahl, 1928	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Homalozoon caudatum</i> Kahl, 1935 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Homalozoon flexile</i> Stokes, 1890 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Homalozoon vermiculare</i> (Stokes, 1887) *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Hypotrichidium conicum</i> Ilowaisky, 1921 *	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	x	-
<i>Kahliella multiseta</i> Dragesco, 1970	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Kahlilembus attenuatus</i> (Smith, 1897) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kerona pediculus</i> (Müller, 1773) Müller, 1786 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Keronopsis monilata</i> (Kahl)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Keronopsis ovalis</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria aciformis</i> Kahl, 1933	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria caudata</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria coniformis</i> Bürger, 1908	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria delamarei</i> Dragesco, 1954	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria exigua</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria filiformis</i> Maskell, 1886 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	x	x	-
<i>Lacrymaria lagenula</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria lagynus</i> Gelei, 1954	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria lanceolata</i> Gelei, 1954	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria longissima</i> Dragesco, 1966	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria metabolica</i> Bürger, 1908	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786) Bory, 1824 *	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-
<i>Lacrymaria pumilio</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Lacrymaria robusta</i> Vuxanovici, 1959	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Lacrymaria rotundata</i> Dragesco, 1954	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lacrymaria sapropelica</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria subsphaerica</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lacrymaria urnula</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Lagynophrya conifera</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynophrya fusidens</i> Kahl, 1927 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynophrya halophila</i> Kahl, 1930 *	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya mamillata</i> Gelei	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya retractilis</i> Kahl, 1927 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagynophrya rostrata</i> Kahl, 1927 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynophrya simplex</i> Kahl, 1927	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynus cucumis</i> (Penard, 1922) Buitkamp, 1977	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynus elegans</i> (Engelmann, 1862) Quennerstedt, 1867 *	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Lagynus verrucosus</i> Foissner, 1983	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Legendrea loyezae</i> Fauré-Fremiet, 1908	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Lembadion bullinum</i> (Müller, 1786) Perty, 1849*	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Lembadion lucens</i> (Maskell, 1887) Kahl, 1931 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Lembadion magnum</i> (Stokes, 1887) Kahl, 1931 *	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Leprotintinnus pellucidus</i> (Cleve, 1899) Jörgensen, 1901	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Leptopharynx costatus</i> Mermod, 1914 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Leptopharynx eurystomus</i> (Kahl, 1931) Foissner & Foissner, 1988**	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptopharynx opaca</i> (Detcheva, 1972) Augustin, Foissner & Adam, 1987**	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867) Krainer, 1995*	x	-	-	x	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Linostomella vorticella</i> (Ehrenberg, 1834) Aescht in Foissner, Berger & Schaumburg, 1999*	x	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-
<i>Litonotus anguilla</i> Kahl, 1931	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Litonotus armillatus</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Litonotus crystallinus</i> (Vuxanovici, 1960) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Litonotus cygnus</i> (Müller, 1773) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995 *	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	x
<i>Litonotus duplostriatus</i> (Maupas, 1883) *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Litonotus fasciola</i> (Ehrenberg, 1838) Wrzesniowski, 1870*	x	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x	-	-
<i>Litonotus fusidens</i> (Kahl, 1926) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995*	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	x
<i>Litonotus hirundo</i> (Penard, 1922) *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Litonotus lamella</i> (Müller, 1773) Schewiakoff, 1886*	x	x	-	-	x	x	-	x	x	x	x	-	x
<i>Litonotus nanus</i> Vuxanovici	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Litonotus niger</i> Vuxanovici, 1960	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Litonotus obtusus</i> Maupas, 1888	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Litonotus trichocystus</i> Stokes, 1885 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Litonotus triqueter</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Litonotus varsaviensis</i> (Wrzesniowski, 1866) Wrzesniowski, 1870	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Longifragma obliqua</i> (Kahl, 1926) Foissner, 1984 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Lopezoterenia torpens</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1997	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Loxocephalus ellipticus</i> Kahl, 1931 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxocephalus lucidus</i> Smith, 1897 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1
<i>4Loxocephalus luridus</i> Eberhard, 1862 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Loxodes magnus</i> Stokes, 1887 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Loxodes penardi</i> Dragesco, 1960 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Loxodes rostrum</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830*	x	x	x	-	x	x	-	-	x	-	x	-	-
<i>Loxodes striatus</i> (Engelmann, 1862) Penard, 1917*	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Loxodes vorax</i> Stokes, 1885 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxophyllum contractile</i> subsp. <i>binucleatum</i> Vuxanovici	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Loxophyllum fusiforme</i> Vuxanovici	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Loxophyllum helus</i> (Stokes, 1884) *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	x	x	-	-
<i>Loxophyllum lanceolatum</i> Dragesco, 1954	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Loxophyllum lionotiforme</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Loxophyllum meleagris</i> (Müller, 1773) *	x	x	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Loxophyllum metabolicum</i> Vuxanovici	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Loxophyllum multinucleatum</i> Kahl, 1928 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxophyllum polymorphum</i> Vuxanovici	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loxophyllum rostratum</i> Cohn, 1866 *	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-
<i>Loxophyllum setigerum</i> Quennerstedt, 1867	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Loxophyllum uninucleatum</i> Kahl, 1928 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ludio parvulus</i> Penard, 1922 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Marituja pelagica</i> Gajewskaja, 1928	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Meseres cordiformis</i> Schewiakoff, 1892 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Meseres stentor</i> Schewiakoff, 1893 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Mesodinium acarus</i> Stein, 1867 *	x	-	-	x	x	-	x	-	x	x	-	-	-
<i>Mesodinium pulex</i> (Claparède, Lachmann, 1859) Stein, 1867 *	x	-	-	-	x	x	x	-	x	-	x	-	-
<i>Metacineta longipes</i> (Mereschkowsky, 1877)	x	-	-	-			-	-	-	-	-	-	-
<i>Metacineta macrocaulis</i> (Stokes, 1887)	x	-	-	-			-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	1
<i>4Metacineta micraster</i> (Penard,1914)Batisse,1967	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Metacineta mystacina</i> (Ehrenberg, 1831)	x	-	-	-			-	-	-	-	x	-	-
<i>Metacystis exigua</i> Penard 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metacystis tessellata</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Metacystis truncata</i> Cohn, 1866	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus bacillatus</i> Levander, 1894	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Metopus barbatus</i> Kahl, 1927 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus bothrostomiformis</i> Foissner, 1980	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus caudatus</i> Da Cunha, 1915 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Metopus contortus</i> Levander, 1894 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus contractus</i> Penard, 1922 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus curvatus</i> Kahl, 1927 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus es</i> Müller, 1776 *	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	x	-
<i>Metopus halophilus</i> Kahl, 1928 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus hasei</i> Sondheim, 1929 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus hyalinus</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus inversus</i> (Jankowski, 1964) Foissner & Agatha, 1999	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus laminarius</i> Kahl, 1927 *	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus micrans</i> Jankowski, 1964	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus minimus</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus mucicola</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus ovalis</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus pulcher</i> Kahl, 1927 *	x	x	x	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Metopus rectus</i> (Kahl, 1932) Foissner, 1980	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Metopus recurvatus</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus setifer</i> Kahl, 1932 *	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Metopus setosus</i> Kahl, 1927 *	-	-	-	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus spinosus</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus striatus</i> McMurrich, 1884 *	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Metopus tenuis</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metopus tortus</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Metopus vestitus</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>Microcardiosoma multiseta</i> Vuxanovici, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Microthorax bidentatus</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax elegans</i> Kahl, 1931 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax pusillus</i> Engelmann, 1862 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax scutiformis</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax simulans</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1931 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax tridentatus</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax unguatus</i> Penard, 1922	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Microthorax viridis</i> Penard, 1922 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monilicaryon monilatum</i> (Stokes, 1886) Jankowski, 1967*	x	x	x	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Monochilum elongatum</i> Mermod, 1914 *	x	-	x	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Monochilum frontatum</i> Schewiakoff, 1893 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monodinium balbianii</i> Fabre-Domergue, 1888 *	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-
<i>Monomacrocaryon gigas</i> (Claparède & Lachmann, 1859) Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano & Foissner, 2011 *	-	-	-	x	-	-	-	x	x	x	-	-	-
<i>Monomacrocaryon tenue</i> (Penard, 1922) Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano & Foissner, 2011 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myctherotrix erlangeri</i> Lauterborn, 1898	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mylestoma anatinum</i> (Penard, 1922) Kahl, 1928*	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Mylestoma pusillum</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Mylestoma bipartitum</i> (Gourret & Roeser, 1886) Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Mylestoma uncinatum</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Nassula citrea</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Nassula flava</i> Claparède & Lachmann, 1859 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassula ornata</i> Ehrenberg, 1833 *	x	x	-	x	x	x	-	x	x	-	x	-	-
<i>Nassula picta</i> Greeff, 1888 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Nassula rotunda</i> Gelei, 1950	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Nassula tumida</i> Maskell, 1887 *	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nassulopsis elegans</i> (Ehrenberg, 1834) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Neobryophyllum lingua</i> (Gelei, 1933) Foissner, 2004	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Neokeronopsis spectabilis</i> (Kahl, 1932) Warren, Fyda & Song, 2002 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Obertrumia aurea</i> (Ehrenberg, 1834) Foissner, 1987*	x	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-	-
<i>Onychodromopsis flexilis</i> Stokes, 1887 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Onychodromus grandis</i> Stein, 1859 *	-	-	-	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Opercularia articulata</i> Goldfuss, 1820 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Opercularia coarctata</i> (Claparède & Lachmann, 1858) Roux, 1901*	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	x	-	x
<i>Opercularia lichtensteini</i> Stein, 1868	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Opercularia microdiscus</i> Faure-Fremiet, 1904 *	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Opercularia nutans</i> (Ehrenberg, 1831) Stein, 1854 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Opercularia plicatilis</i> Stokes, 1884	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Opercularia protecta</i> Penard, 1922 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Ophrydium eichhorni</i> Ehrenberg, 1838	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophrydium sessile</i> Kent, 1882 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	102	13	14
<i>Ophrydium versatile</i> (Müller, 1786) Bory, 1824	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Ophryoglena atra</i> Liebk, 1856 *	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Ophryoglena bivacuolata</i> Kowalchuk*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena citrea</i> Ehrenberg, 1831	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena flava</i> Ehrenberg, 1833 *	x	x	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Ophryoglena flavicans</i> Ehrenberg, 1831 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena macrostoma</i> Kahl, 1928 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena maligna</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena oblonga</i> Gajevskaja, 1927 **	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena utriculariae</i> Kahl, 1931 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophryoglena vorax</i> Smith, 1897	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Opisthodon niemeccensis</i> Stein, 1859 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Opisthonecta henneguyi</i> Fauré-Fremiet, 1906	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Opisthostyla annulata</i> Stokes, 1886	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Oxytricha aeruginosa</i> Wrzesniowski, 1870 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha balladyna</i> Song & Wilbert, 1989	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha chlorelligera</i> Kahl, 1932 *	x	x	-	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha crassistilata</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha euglenivora</i> Kahl, 1932	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha fallax</i> Stein, 1859 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Oxytricha halophila</i> Kahl, 1932 *	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Oxytricha hymenostoma</i> Stokes, 1887 *	x	-	-	x	-	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Oxytricha minor</i> Maskell, 1887 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Oxytricha ovalis</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha parallela</i> Engelmann, 1862	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha parvistyla</i> Stokes, 1887 *	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Oxytricha saprobia</i> Kahl, 1932 *	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Oxytricha setigera</i> Stokes, 1891 *	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytricha similis</i> Engelmann, 1862	x	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>Pachytrocha zhytomirensis</i> Boshko et Konstantynenko, 2009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Palmarella lata</i> (Kahl, 1927) Jankowski, 1964	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Palmarella salina</i> (Gaievskaia, 1925) Jankowski, 1975	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parablepharisma pellitum</i> Kahl, 1932 **	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paracolpidium truncatum</i> (Stokes, 1885) Ganner & Foissner, 1989 *	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Paradileptus elephantinus</i> (Svec, 1897) Kahl, 1931 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Paraenchelys wenzeli</i> Foissner, 1984	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paramecium aurelia</i> -complex *	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Paramecium bursaria</i> (Ehrenberg, 1831) Focke, 1836 *	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Paramecium calkinsi</i> Woodruff, 1921	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg, 1833 *	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-
<i>Paramecium multimicronucleatum</i> Powers & Mitochondria, 1910 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Paramecium putrinum</i> Claparède, Lachmann, 1859 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Paraprionodon morgani</i> (Kahl, 1930) Foissner, 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Paraspathidium fuscum</i> (Kahl, 1928) Fjeld, 1955	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Parastrombidinopsis minima</i> (Gruber, 1884) Lynn, Montagnes & Dale, 1991 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Paraurostyla fossicola</i> (Kahl, 1932)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Paraurostyla weissei</i> (Stein, 1859) Borror, 1972*	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Paraurotricha discolor</i> (Kahl, 1930) Foissner, 1983*	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Pelagodileptus trachelioides</i> (Zacharias, 1894) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Pelagohalteria cirrifera</i> (Kahl, 1932) *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	-
<i>Pelagohalteria viridis</i> (Fromentel, 1876) Foissner, Skogstad & Pratt, 1988 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pelagolacrymaria rostrata</i> (Kahl, 1935) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pelagostrombidium mirabile</i> (Penard, 1916) Krainer, 1991 *	x	-	-	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Pelagovorticella mayeri</i> (Fauré-Fremiet, 1923) Jankowski, 1980 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pelagovorticella natans</i> (Faure-Fremiet, 1924) Jankowski, 1985 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Pelodinium reniforme</i> Lauterborn, 1908 *	x	-	x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Penardiella interrupta</i> (Penard, 1922) Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Penardiella ophryoglana</i> Gelei 1954	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Periacineta buckei</i> (Kent, 1881) Collin, 1909	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Peridion gigas</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Peridiscophrya linguifera</i> (Claparède & Lachmann, 1858)	x	-		-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perispira ovum</i> Stein, 1859 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phascolodon contractilis</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Phascolodon vorticella</i> Stein, 1859 *	x	-	-	-	x	-	x	x	x	-	x	x	-
<i>Phialina acuminata</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina coronata</i> (Claparède & Lachmann, 1859) Buitkamp, 1977 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina cylindrica</i> Vuxanovici	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina elongata</i> Vuxanovici, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Phialina estuarina</i> Kovalchuk	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina foliacea</i> (Vuxanovici, 1962)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina fusus</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina jankowskii</i> Foissner, 1984 *	x	-	x	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Phialina minima</i> (Kahl, 1927) Foissner, Agatha & Berger, 2002 *	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Phialina pupula</i> Müller, 1773 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Phialina vermicularis</i> (Müller, 1786) Bory, 1824 *	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Phialina vertens</i> (Stokes, 1885) Foissner & Adam, 1979 *	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Philasterides armatus</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1931*	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Physalophrya spumosa</i> (Penard, 1922) Kahl, 1931 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pithothorax rotundus</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Pithothorax simplex</i> Kahl, 1927	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Placus glacialis</i> Kovalchuk, 1980	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Placus luciae</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1930 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Placus ovum</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Placus striatus</i> Cohn, 1866	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa ceebi</i> Kovalchuk	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa longis</i> Kahl, 1927	x	x	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Plagiocampa marina</i> Kahl, 1930 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa metabolica</i> Kahl, 1930 *	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Plagiocampa minor</i> Lepsi, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Plagiocampa mutabilis</i> Schewiakoff, 1893 *	x	x	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Plagiocampa nistroviensis</i> Kovalchuk	x	x	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Plagiocampa ovata</i> Gelei, 1954 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiocampa posticeconica</i> Kahl, 1930 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Plagiocampa rouxi</i> Kahl, 1926 *	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	x
<i>Plagiocampa sassykensis</i> Kovalchuk	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiopyla marina</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiopyla megastoma</i> Smith, 1899 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Plagiopyla nasuta</i> Stein, 1860 *	x	-	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Plagiopyla ovata</i> Kahl, 1931 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platycola decumbens</i> (Ehrenberg, 1830) Kent, 1882*	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platycola dilatata</i> (Fromentel, 1876)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platycola longicollis</i> Kent, 1881 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platynematum mirum</i> (Penard, 1922) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Platynematum sociale</i> (Penard, 1922) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Platynematum solivagum</i> (Kahl, 1926) Foissner, Berger & Kohmann, 1994	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Platyophrya vorax</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pleuronema arenicola</i> Dragesco, 1960	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pleuronema coronatum</i> Kent, 1881 *	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-
<i>Pleuronema crassum</i> Dujardin, 1841 *	x	-	-	-	x	x	-	-	x	-	x	-	-
<i>Pleuronema marinum</i> Dujardin, 1841	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pleuronema setigerum</i> Calkins, 1903 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Podophrya fallax</i> Dingfelder, 1962	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podophrya fixa</i> (Müller, 1786) *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Podophrya libera</i> Perty, 1852	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podophrya sandi</i> Colin, 1912	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Predurostyla arenaria</i> (Spiegel, 1926) Jankowski, 1978	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Prorodon armatides</i> Foissner, 1997	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Prorodon armatus</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Prorodon brachyodon</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Prorodon cinereus</i> Penard, 1922 *	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Prorodon deflandrei</i> Dragesco, 1960	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Prorodon dubius</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon ellipticus</i> (Kahl, 1930) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon farctus</i> Claparede & Lachman	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Prorodon lemani</i> Dragesco, 1966	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Prorodon magnus</i> Dragesco, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon niveus</i> Ehrenberg, 1834 *	x	x	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Prorodon nucleolatus</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Prorodon platyodon</i> Blochmann, 1895 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon pseudomarinus</i> (Moebius)	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Prorodon sulcatus</i> Maskell, 1886	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Prorodon taenicatus</i> Blochmann, 1895	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Protocyclidium citrullus</i> (Cohn, 1866) Foissner, Agatha & Berger, 2002 *	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>Protospathidium serpens</i> (Kahl, 1930) Foissner, 1981*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Protospathidium vermiculus</i> (Kahl, 1926) Foissner & Xu, 2007	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Pseudoblepharisma crassum</i> Kahl, 1927	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoblepharisma tenue</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1927**	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1979 *	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Pseudochilodonopsis caudata</i> (Perty, 1852) Blatterer & Foissner, 1990	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudochilodonopsis piscatoris</i> (Blochmann, 1895) *	x	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Pseudocohnilembus pusillus</i> (Quennerstedt, 1869) Foissner & Wilbert, 1981 *	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pseudocohnilembus putrinus</i> (Kahl, 1928) Foissner & Wilbert, 1981	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Pseudohaplocaulus anabaenae</i> (Stiller, 1940) Warren, 1988 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Pseudokeronopsis rubra</i> (Ehrenberg, 1838) Borror & Wicklow, 1983	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudokeronopsis similis</i> Stokes, 1886 *	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Pseudomicrothorax agilis</i> Mermod, 1914 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomicrothorax dubius</i> (Maupas, 1883) Penard, 1922*	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pseudomonilicaryon anser</i> (Müller, 1773) Vdacny & Foissner, 2011 *	x	-	-	x	x	-	-	x	x	x	x	-	-
<i>Pseudomonilicaryon falciforme</i> (Kahl, 1931) Vdacny & Foissner, 2011	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Pseudomonilicaryon gracile</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1997*	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudovorticella chlamydophora</i> (Penard, 1922) Jankowski, 1976 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pseudovorticella elongata</i> (Fromentel, 1876) Leitner & Foissner, 1987 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Pseudovorticella margaritata</i> (Fromentel, 1876) Foissner & Schiffmann, 1975	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Pseudovorticella monilata</i> (Tatem, 1870) Foissner & Schiffmann, 1974 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pseudovorticella patellina</i> (Müller, 1776) Song & Warren, 2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pseudovorticella vestita</i> (Stokes, 1883) *	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x
<i>Psilotricha acuminata</i> Stein, 1859	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Pyxicola affinis</i> Kent, 1882	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	x
<i>Pyxicola constricta</i> Stokes, 1884	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Pyxicola thuricolae</i> (Shubernetskii, 1978)	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Pyxidium invaginatatum</i> Stokes, 1887	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pyxidium nutans</i> Stokes, 1899	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Pyxidium vernale</i> Stokes, 1887 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Reichenowella nigricans</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rhabdostyla brevipes</i> (Claparède & Lachmann, 1857)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Rhabdostyla inclinans</i> (Müller, 1776) Roux, 1901 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdostyla putrina</i> (Müller, 1776)	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdostyla</i> sp.	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Rhagadostoma completum</i> Kahl, 1926 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Rhagadostoma nudicaudatum</i> Kahl 1926 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rhinothrix antennata</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya acuta</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya cirrifera</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya crassa</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya pilosa</i> (Penard, 1922) Kahl, 1926	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya rostrata</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya striata</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Rhopalophrya sulcata</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rhopalophrya turgidula</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rimaleptus mucronatus</i> (Penard, 1922) Vdacny, Orsi, Bourland, Shimano & Foissner, 2011	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Rimostrombidium conicum</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Rimostrombidium humile</i> (Penard, 1922) Petz & Foissner, 1992 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Rimostrombidium hyalinum</i> (Mirabdullaev, 1985) Petz & Foissner, 1992	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Rimostrombidium mirabile</i> (Vuxanovici, 1962) Petz & Foissner, 1992	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Rimostrombidium polyhalinum</i> (Tucolesco, 1962)	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Rimostrombidium sulcatum</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Rimostrombidium velox</i> (Faure-Fremiet, 1924) Jankowski, 1978 *	x	x	-	x	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Rubrioxytiricha ferruginea</i> (Stein, 1859) Berger, 1999	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium dentatum</i> (Lauterborn, 1901) Lauterborn, 1908 *	x	-	x	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Saprodinium integrum</i> Kahl, 1928 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Saprodinium mimeticum</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Saprodinium putrinum</i> Lackey, 1925	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Sathrophilus agitatus</i> (Stokes, 1887) Corliss, 1960 **	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sathrophilus chlorophagus</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Sathrophilus muscorum</i> (Kahl, 1931) Corliss, 1960**	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sathrophilus ovatus</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scyphidia rugosa</i> Dujardin, 1841 *	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Siroloxophyllum utricularium</i> (Penard, 1922) Foissner & Leipe, 1995 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenophrya crassa</i> Claparède & Lachmann, 1859	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-
<i>Sonderia mira</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia sinuata</i> Kahl, 1931	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia tubigula</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia vestita</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Sonderia vorax</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spasmostoma viride</i> Kahl, 1927 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium anguilla</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium brunneum</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium chlorelligerum</i> Kahl, 1930 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium cinereum</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium cithara</i> Penard, 1912 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium cylindricum</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium distoma</i> Kahl, 1926 **	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium falciforme</i> (Penard, 1922) Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium faurei</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium hyalinum</i> Dujardin, 1841	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium inflatum</i> Vuxanovici, 1962	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium latum</i> Kahl, 1926	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium lucidum</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium luteum</i> (Kahl, 1926) Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium moniliforme</i> Bathia, 1920	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Spathidium muscicola</i> Kahl, 1930 *	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium opimum</i> Kahl, 1930	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium paucistriatum</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Spathidium peniculatum</i> Kahl, 1930	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium plurinucleatum</i> Andre, 1916 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium porculus</i> Penard, 1922 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium simulans</i> Kahl, 1930	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium spathula</i> (Müller, 1773) Dujardin, 1841 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Spathidium striatum</i> Vuxanovici, 1962	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium tortum</i> Foissner, 1980	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spathidium viride</i> Penard, 1922 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x	-
<i>Sphaerophrya magna</i> Claparède & Lachmann, 1859	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerophrya sol</i> Meczniokow, 1864	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Sphenostomella hovassei</i> (Groliere, 1975) Small & Lynn, 1985	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Spiretta plancticola</i> Gelei, 1944	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirostomum ambiguum</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1834*	x	-	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Spirostomum caudatum</i> (Müller, 1786) Delphy, 1939*	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Spirostomum minus</i> Roux, 1901 *	x	x	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Spirostomum teres</i> Claparède, Lachmann, 1858 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	x	x	-
<i>Spirozona caudata</i> Kahl, 1926 *	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Staurophrya elegans</i> Zacharias, 1893	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stegochilum fusiforme</i> Schewiakoff, 1893	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Steinia platystoma</i> (Ehrenberg, 1831) Diesing, 1866*	x	-	x	x	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Stentor amethystinus</i> Leidy, 1880	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-
<i>Stentor coeruleus</i> (Pallas, 1766) Ehrenberg, 1830 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Stentor igneus</i> Ehrenberg, 1838 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Stentor muelleri</i> Ehrenberg, 1832 *	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Stentor multiformis</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1838*	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Stentor niger</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831 *	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Stentor polymorphus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830*	x	x	x	-	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Stentor roeselii</i> Ehrenberg, 1835 *	x	x	-	x	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Stichotricha aculeata</i> Wrzesniowski, 1866	x	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Stichotricha secunda</i> Perty, 1849 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Stichotricha socialis</i> Gruber, 1879	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stichotricha tubicola</i> (Gruber, 1880) Borror, 1972	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Stokesia vernalis</i> Wenrich, 1929 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Strobilidium caudatum</i> (Fromentel, 1876) Foissner, 1987*	x	-	-	x	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Strobilidium cometa</i> (Müller, 1786) Dingfelder, 1962*	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Strobilidium lacustris</i> Foissner, Skogstad & Pratt, 1988	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Strobilidium pulex</i> Galadjiev, 1927 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Strombidium armatum</i> Bürger, 1908	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium calkinsi</i> Kahl, 1932 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium cornucopiae</i> Wailes, 1929	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium turbo</i> Claparède & Lachmann, 1859 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strombidium velox</i> Beardsley 1902	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-
<i>Strongylidium crassum</i> Sterki, 1878 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Strongylidium danubiensis</i> Kovalchuk	x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium labiatum</i> Kahl, 1932 *	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Strongylidium lanceolatum</i> Kowalewski, 1882 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium mucicola</i> Kahl, 1932 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Strongylidium muscorum</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Stylonychia curvata</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Stylonychia mytilus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830*	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-
<i>Stylonychia notophora</i> Stokes, 1885	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Stylonychia pusilla</i> Kahl, 1932 *	x	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Stylonychia pustulata</i> (Müller, 1786) Ehrenberg, 1835 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-
<i>Stylonychia putrina</i> Stokes, 1885 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stylonychia stylomuscorum</i> (Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991) *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stylonychia vorax</i> Stokes, 1885 *	x	-	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Supraspathidium multistriatum</i> Foissner & Didier, 1981	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tachysoma furcatum</i> Kahl, 1932	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Tachysoma pellionellum</i> (Müller, 1773) Borror, 1972*	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>Telotrochidium crateriforme</i> (Müller, 1773) Kent, 1881	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Tetrahymena patula</i> (Ehrenberg, 1830) Corliss, 1951	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Tetrahymena pyriformis</i> -complex *	x	-	x	x	-	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>Teuthophrys trisulca</i> Chatton & Beauchamp, 1923	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Thigmogaster oppositevacuolatus</i> Augustin & Foissner, 1989 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Thuricola folliculata</i> Kent, 1881 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thuricola kellicottiana</i> (Stokes, 1887) *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Thuricola obconica</i> Kahl, 1933**	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Thuricola obliqua</i> Sommer, 1951 **	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thuricola similis</i> Bock, 1963	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Thuricola vasiiformis</i> Hamman, 1952 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Thylakidium truncatum</i> Schewiakoff, 1893 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Tintinnidium fluviatile</i> (Stein, 1863) Kent, 1881*	x	-	-	-	x	-	x	-	x	x	x	-	-
<i>Tintinnidium pusillum</i> Entz, 1909	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Tintinnidium semiciliatum</i> (Sterki, 1879) *	x	x	-	x	-	x	-	-	x	-	x	-	-
<i>Tintinnopsis cylindrata</i> Kofoed & Campbell, 1929*	x	-	-	-	x	-	x	-	x	x	x	-	-
<i>Tintinnopsis meunieri</i> Kofoed & Campbell, 1929	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Tintinnopsis tubulosa</i> Levander, 1900	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Tintinnopsis urnula</i> Meunier, 1910	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tokophrya carchesii</i> (Claparede & Lachmann, 1859) Buetschli, 1889*	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Tokophrya infusionum</i> (Stein, 1859) Bütschli, 1889*	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Tokophrya lemnae</i> (Stein, 1859) Entz, 1903 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	x
<i>Tokophrya quadripartita</i> (Claparede, Lachmann, 1859) Bütschli, 1889 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	x
<i>Trachelius ovum</i> (Ehrenberg, 1831) Ehrenberg, 1838*	x	x	x	-	x	-	-	x	x	x	x	-	-
<i>Trachelius trachelioides</i> Maskell, 1887 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum apiculatum</i> (Perty, 1852) Claparede & Lachmann, 1859 *	x	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum biacuminatum</i> Tucolesco, 1962	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum brachypharynx</i> Levander, 1894	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum clavatum</i> Stokes, 1886	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum sigmoides</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Trachelophyllum vestitum</i> Stokes, 1884 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tracheloraphis phoenicopterus</i> (Cohn, 1866) Dragesco, 1960	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Tracheloraphis prenanti</i> Dragesco, 1960	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Trachelostyla pediculiformis</i> (Cohn, 1866) Borror, 1972	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trichospira inversa</i> (Claparède & Lachmann, 1859)**	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichotaxis fossicola</i> Kahl	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichotaxis littoralis</i> Kovalchuk	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trimyema compressum</i> Lackey, 1925 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trimyema minutum</i> (Kahl, 1931) Augustin, Foissner & Adam, 1987	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Trithigmostoma bavariensis</i> (Kahl, 1931)	-	-	-	x	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Trithigmostoma cucullulus</i> (Müller, 1786) Jankowski, 1967 *	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Trithigmostoma pituitosum</i> Foissner, 1979	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trithigmostoma srameki</i> Foissner, 1988 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Trochilia minuta</i> (Roux, 1899) Kahl, 1931 *	-	-	-	-	-	x	x	-	x	x	-	-	-
<i>Tropidoatractus acuminatus</i> Levander, 1894 *	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Turaniella vitrea</i> (Brodsky, 1925) Corliss, 1960	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urocentrum turbo</i> (Müller, 1786) Nitzsch, 1827*	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Uroleptus caudatus</i> (Stokes, 1886)Bardele,1981*	x	x	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	-
<i>Uroleptus dispar</i> Stokes, 1886	x	x	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uroleptus gallina</i> (Müller, 1786) Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus gibbus</i> (Claparede & Lachmann, 1858)	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uroleptus lacteus</i> (Kahl, 1932)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uroleptus lamella</i> Ehrenberg, 1831 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uroleptus limnetis</i> Stokes, 1885	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uroleptus longicaudatus</i> Stokes	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uroleptus mobilis</i> Engelmann, 1862 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Uroleptus musculus</i> (Kahl, 1932) Foissner, Blatterer, Berger & Kohmann, 1991 *	x	-	-	-	x	x	x	x	x	-	-	x	-
<i>Uroleptus piscis</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831 *	x	x	-	x	x	x	-	x	x	-	x	x	-
<i>Uroleptus violaceus</i> Stein, 1859	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uronema acutum</i> Buddenbrock, 1920 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uronema biceps</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Uronema elegans</i> Maupas, 1883	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uronema halophila</i> (Kahl, 1931) *	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Uronema lobosa</i> Gassovsky, 1941	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uronema nigricans</i> (Müller, 1786) Florentin, 1901 *	x	-	-	-	x	x	x	-	x	-	x	x	x
<i>Uronema parduczi</i> Foissner, 1971 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uronemopsis kenti</i> (Kahl, 1926) Kahl 1931	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Uronychia transfuga</i> (Müller, 1776) Stein, 1859	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Urosoma acuminata</i> (Stokes, 1887) Bütschli, 1889	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<i>Urosoma caudatum</i> (Ehrenberg, 1833) Berger, 1999 *	x	x	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>Urosomoida agilis</i> (Engelmann, 1862) Hemberger in Foissner, 1982	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urostrongylum caudatum</i> Kahl, 1935	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Urostrongylum contortum</i> Kahl, 1928	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Urostyla fulva</i> Stokes, 1891	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urostyla grandis</i> Ehrenberg, 1830 *	x	x	-	x	x	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>Urostyla rubra</i> Andrussova, 1886 *	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urostyla sphagni</i> Stokes, 1886	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urostyla viridis</i> Stein, 1859	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha agilis</i> (Stokes, 1886) *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Urotricha armata</i> Kahl, 1927 *	x	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-	x	-
<i>Urotricha farcta</i> Claparède, Lachmann, 1859 *	x	x	x	-	x	-	x	-	x	-	x	x	x
<i>Urotricha furcata</i> Schewiakoff, 1892 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	x	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Urotricha globosa</i> Schewiakoff, 1892 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha halteriiformis</i> Kowalchuk, Babko, 1989 **	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha lagenula</i> Ehrenberg 1830 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha macrostoma</i> Foissner, 1983 **	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urotricha matthesi</i> subsp. <i>tristicha</i> Foissner & Pfister, 1997	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha ovata</i> Kahl, 1926 *	x	x	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Urotricha pelagica</i> Kahl, 1935 *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Urotricha pusilla</i> Penard, 1922	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha synuraphaga</i> Kahl, 1927 *	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Urotricha venatrix</i> Kahl, 1935 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Urotrichopsis saprophila</i> (Kahl, 1930) *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Urozona bütschlii</i> Schewiakoff, 1889 *	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Vaginicola crystallina</i> Ehrenberg, 1830 *	x	-	-	-	x	x	x	x	x	-	x	-	x
<i>Vaginicola gigantea</i> d'Udekem, 1862	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Vaginicola grandis</i> Perty, 1852	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vaginicola incisa</i> (var Daday, 1907)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vaginicola striata</i> Fromentel, 1876	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Vaginicola tincta</i> Ehrenberg, 1830 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Vasicola ovum</i> Kahl, 1926 *	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Vasicola parvula</i> Kahl, 1928	x	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella alba</i> Fromentel, 1876 *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x
<i>Vorticella annulata</i> Gourret & Roeser, 1888	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella aperta</i> Fromentel, 1876	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i> *	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella banatica</i> Lepsi, 1935	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella brevistyla</i> D'Udekem, 1864	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg, 1831 *	x	x	x	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x
<i>Vorticella campanulata</i> (Kahl, 1933) Sramek-Husek, 1948	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-
<i>Vorticella chlorostigma</i> (Ehrenberg, 1831) Ehrenberg, 1838*	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella citrina</i> Müller, 1773	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-
<i>Vorticella convallaria</i> -complex *	x	x	x	-	x	x	x	-	x	x	x	-	x
<i>Vorticella globularia</i> Müller, 1773	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella gracilis</i> Dujardin, 1841 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella halophila</i> Stiller 1941 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella hyalina</i> Banina, 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella infusionum</i> -complex *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella lichenicola</i> Greeff, 1888	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella longifilum</i> Kent, 1881	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-
<i>Vorticella lutea</i> Stiller, 1938 *	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Vorticella marina</i> Greeff, 1870	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella micata</i> Kahl, 1933 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella microscopica</i> Fromentel, 1876 **	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella microstoma</i> -complex*	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x
<i>Vorticella nutans</i> Müller, 1773	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Vorticella octava</i> -complex *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella peterhoffi</i> Banina, 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Vorticella picta</i> (Ehrenberg, 1831) *	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	-	x
<i>Vorticella pyriforme</i> Stiller, 1939 *	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Vorticella rotunda</i> Nenninger, 1948 **	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella striata</i> Dujardin, 1841 *	x	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	x
<i>Vorticella submicrostoma</i> Ghosh, 1922	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Zoothamnium arbuscula</i> (Ehrenberg, 1831) *	x	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Zoothamnium duplicatum</i> Kahl	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zoothamnium elegans</i> D'Udekem, 1864	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Zoothamnium kentii</i> Grenfell, 1884 *	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-
<i>Zoothamnium mucedo</i> Entz, 1884	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zoothamnium pygmaeum</i> D'Udekem, 1862	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Zoothamnium simplex</i> Kent, 1881 *	x	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Zosterodasys transversa</i> (Kahl, 1928) Foissner, Berger & Kohmann, 1994 *	x	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	-	-
Загальна кількість видів	527	113	100	89	368	84	290	108	490	45	241	26	72

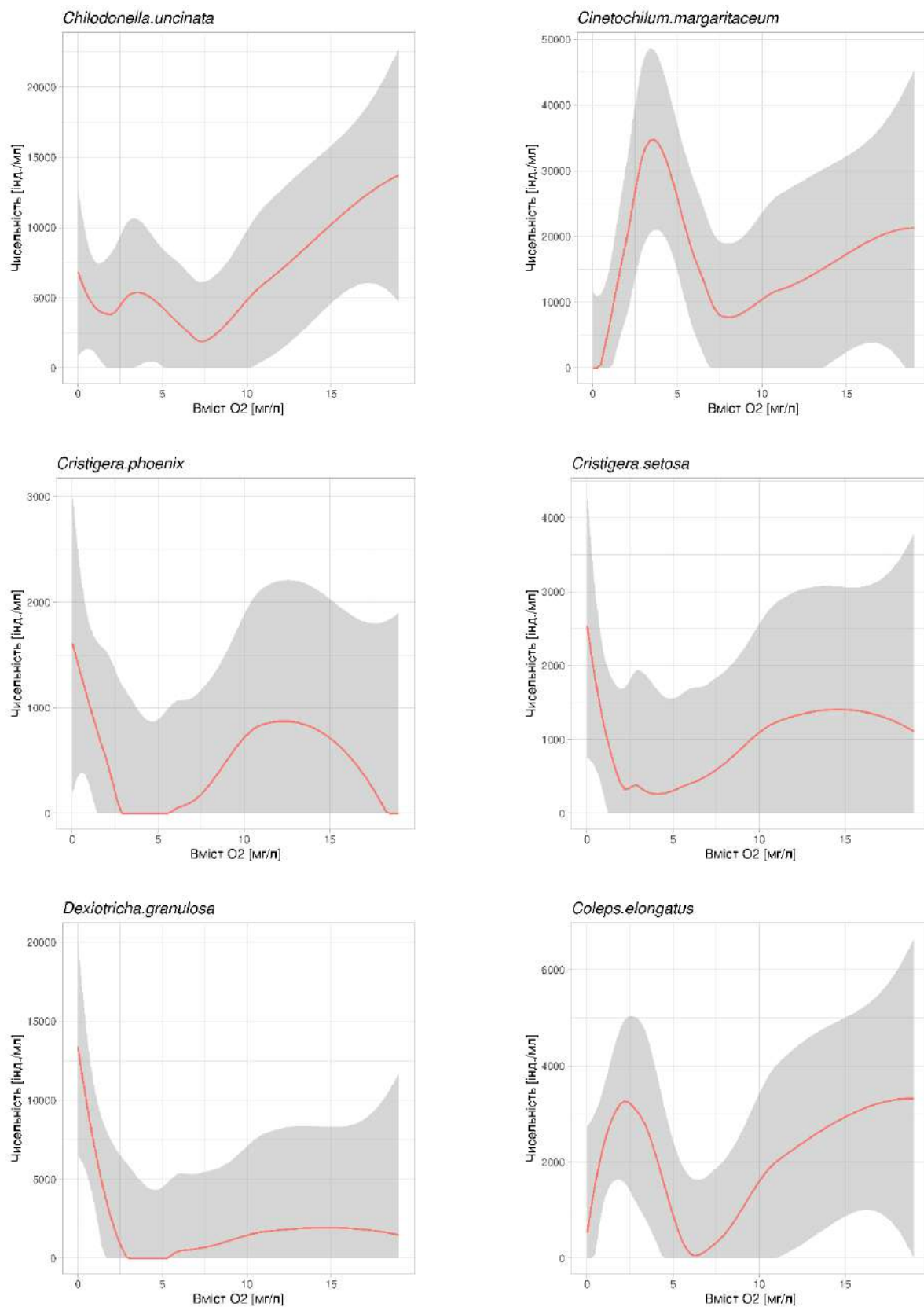
Примітки: x – присутність виду; - – відсутність виду;

* – вид, зареєстрований за результатами власних досліджень;

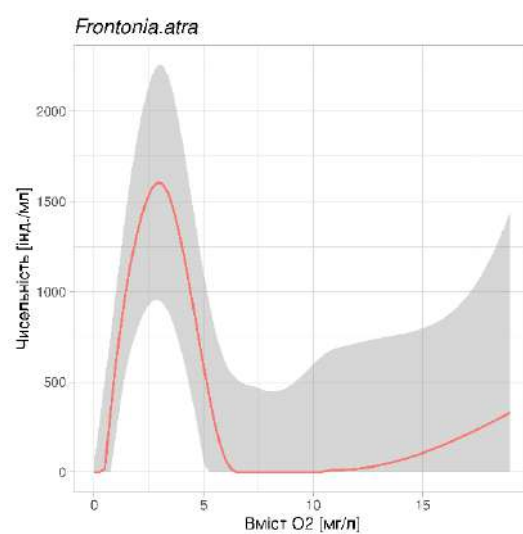
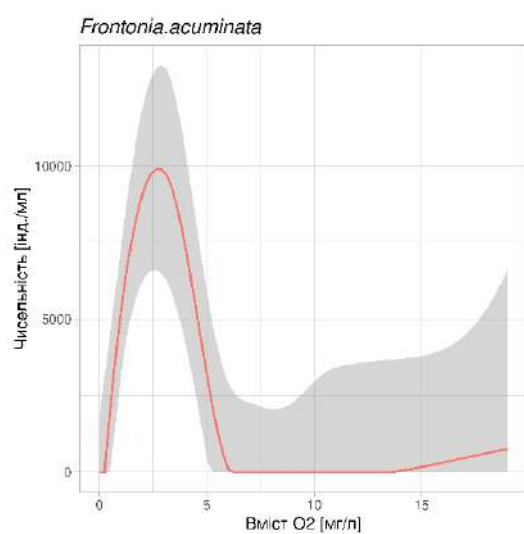
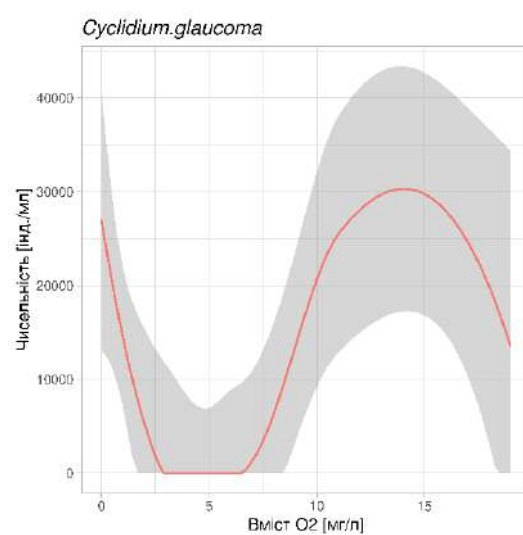
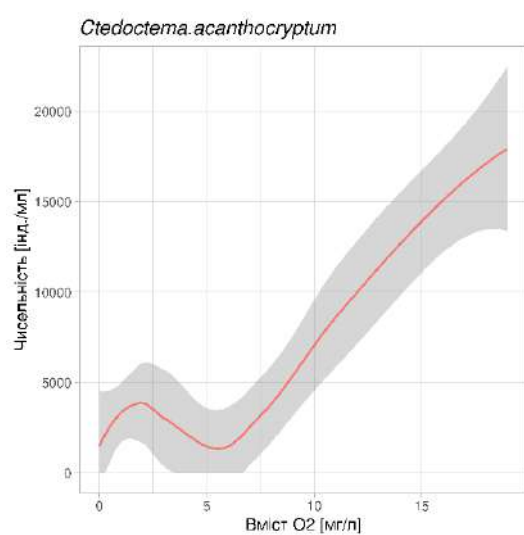
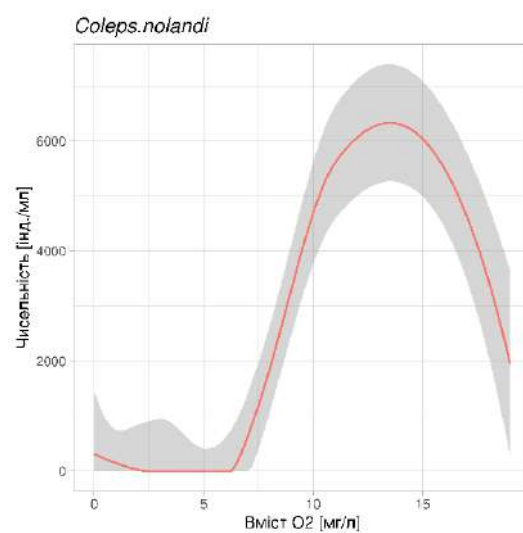
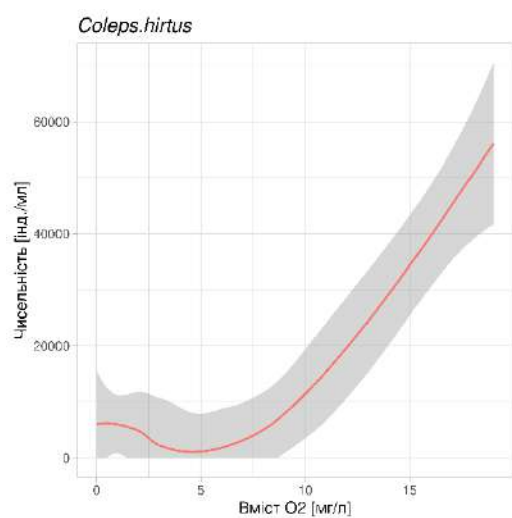
** – вид, що вказується вперше для водойм України.

Додаток Б.1

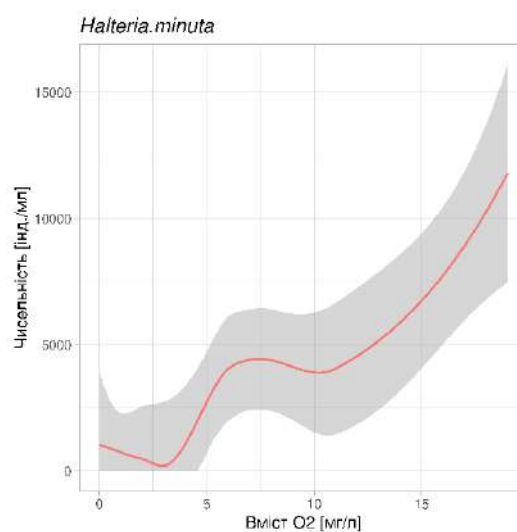
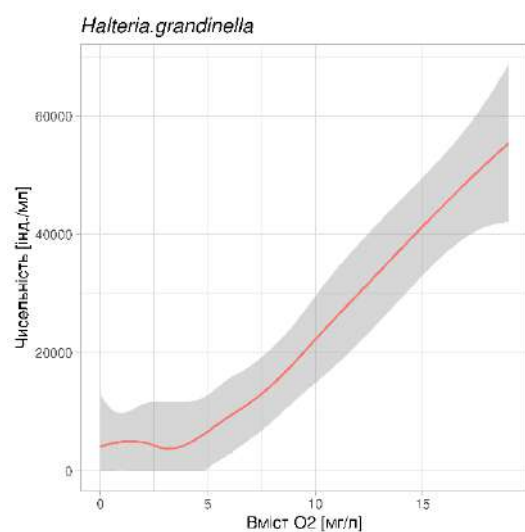
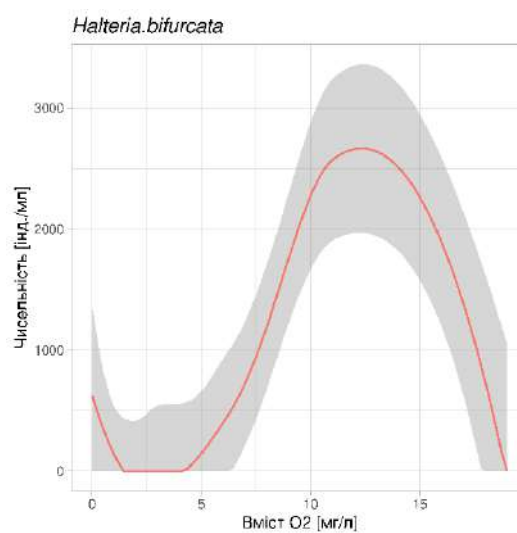
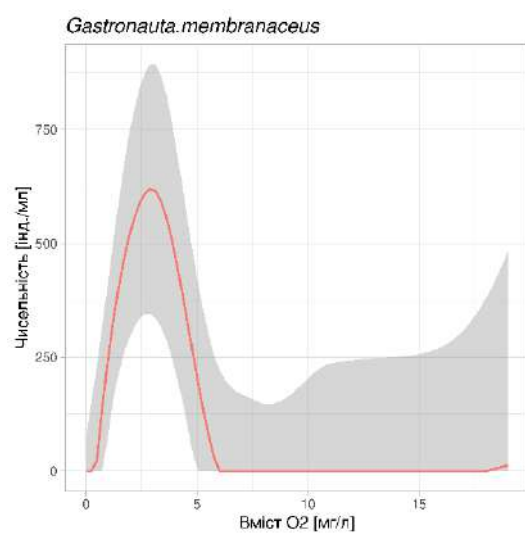
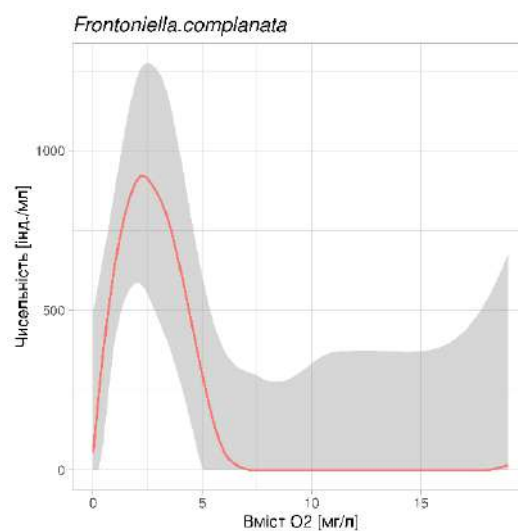
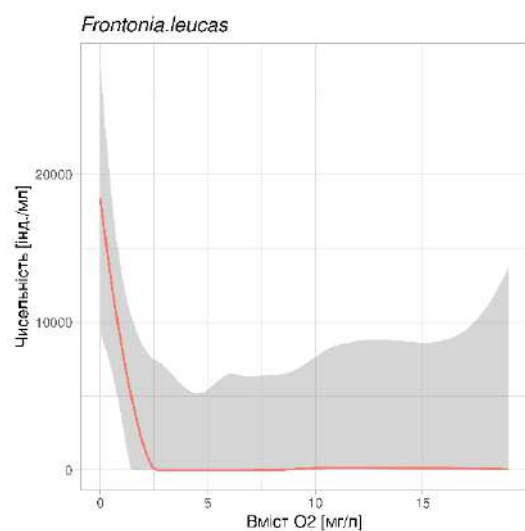
Рис. Б.1.1 Діапазони толерантності 48 видів вільноживучих війчастих найпростіших мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання у градієнті кисню. Сіра смуга – довірчий інтервал.



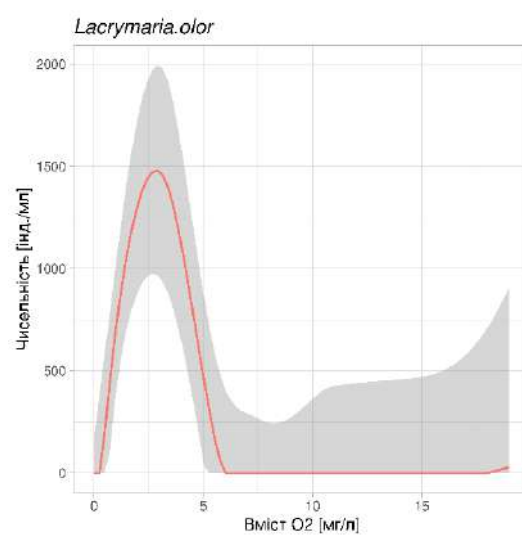
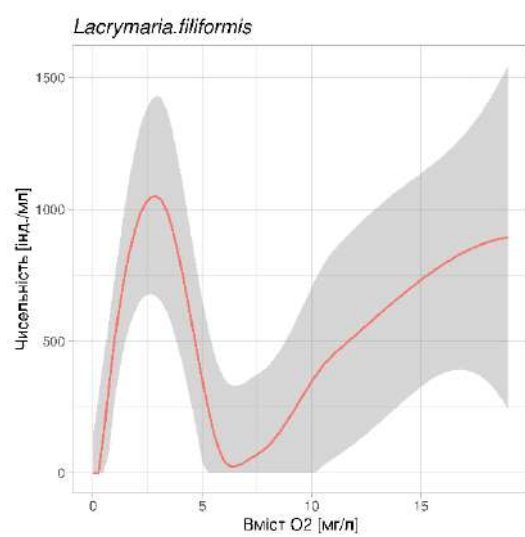
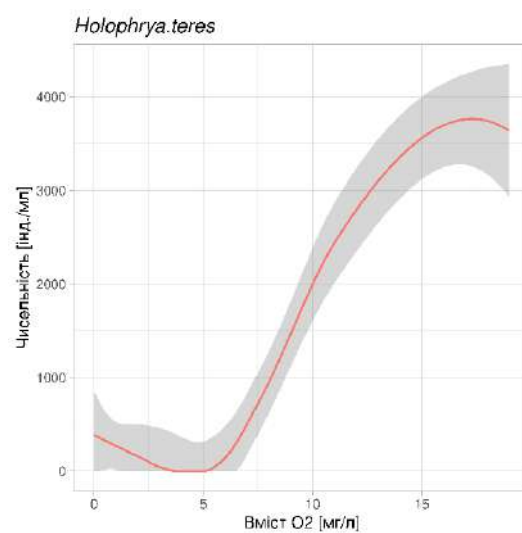
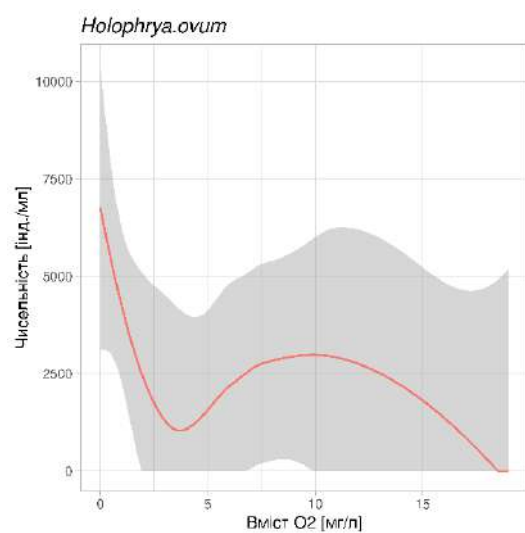
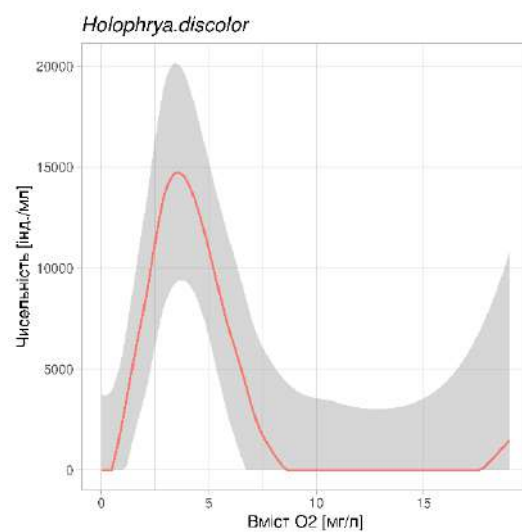
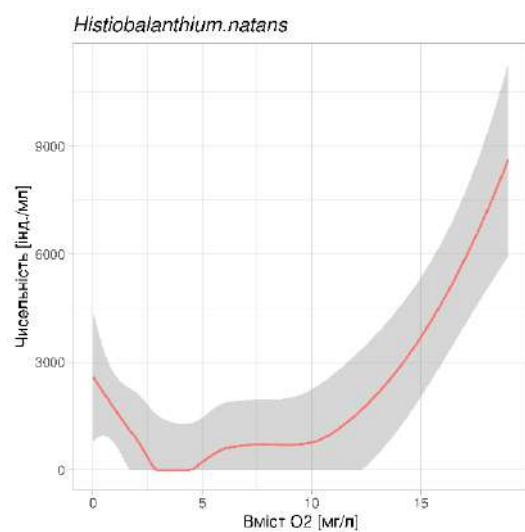
Продовж. Рис. Б.1.1



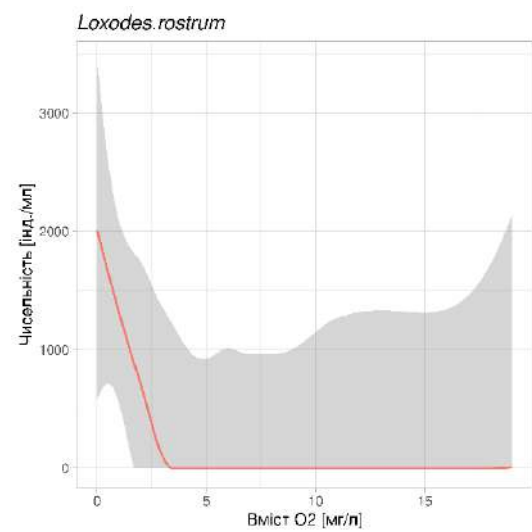
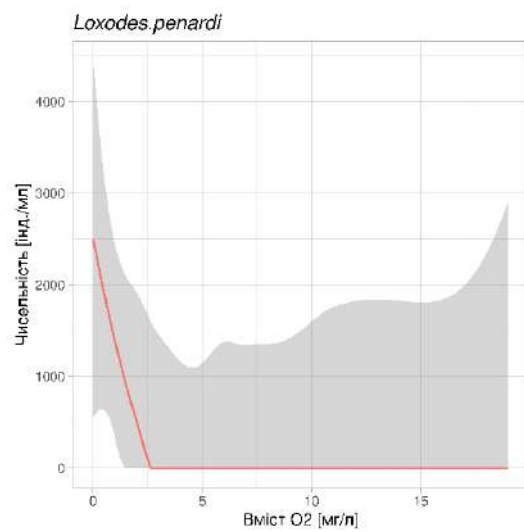
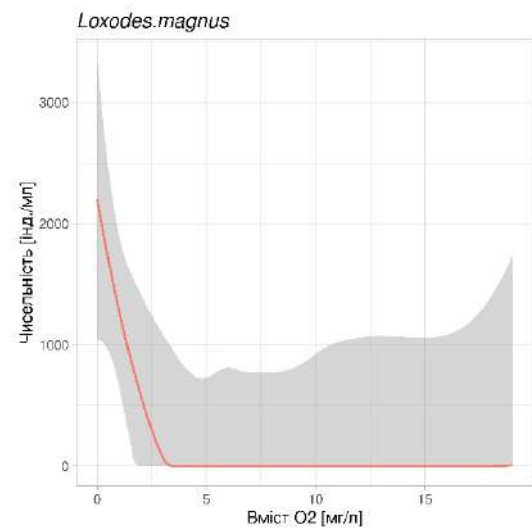
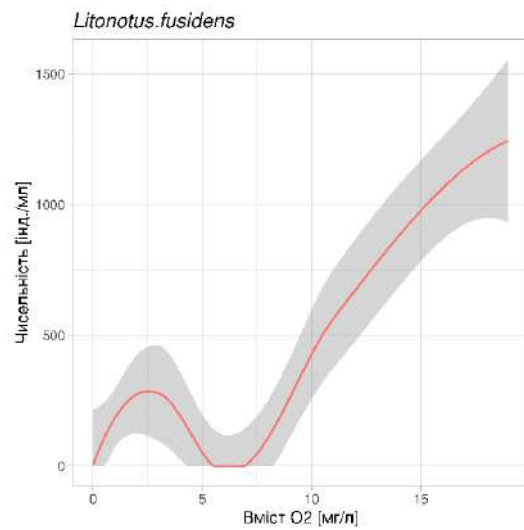
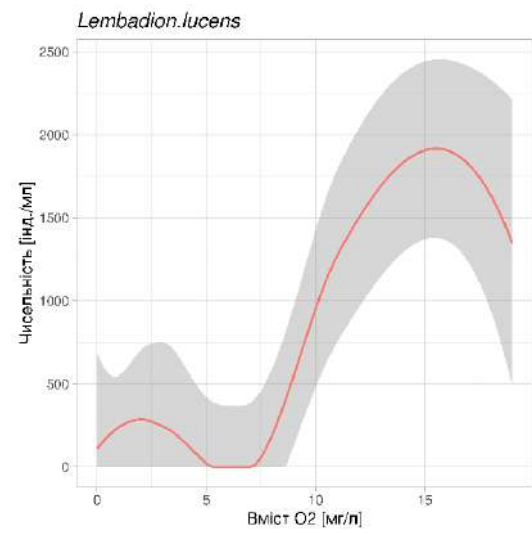
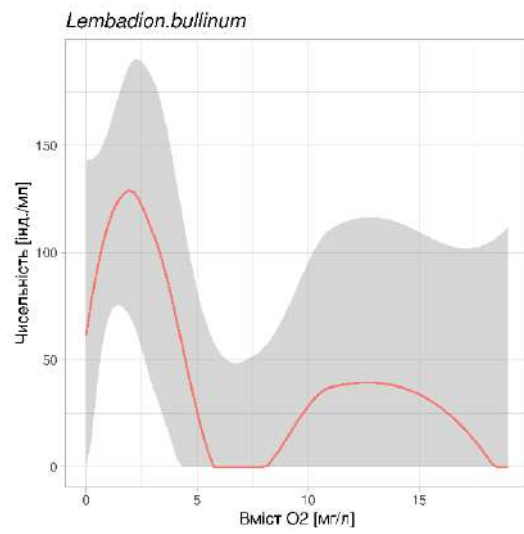
Продовж. Рис. Б.1.1



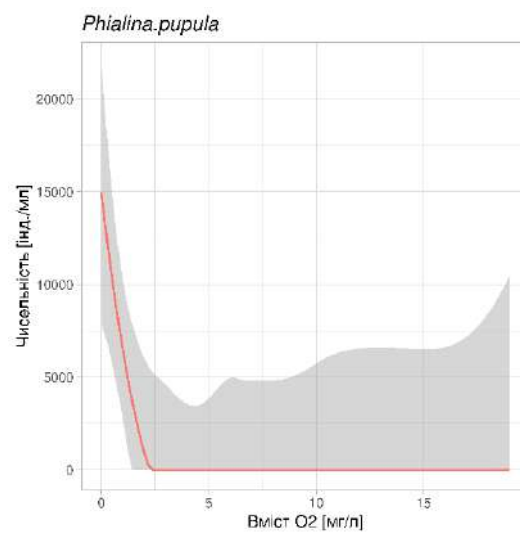
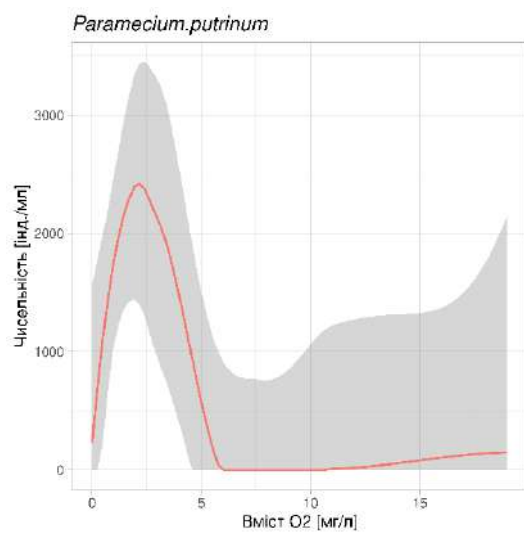
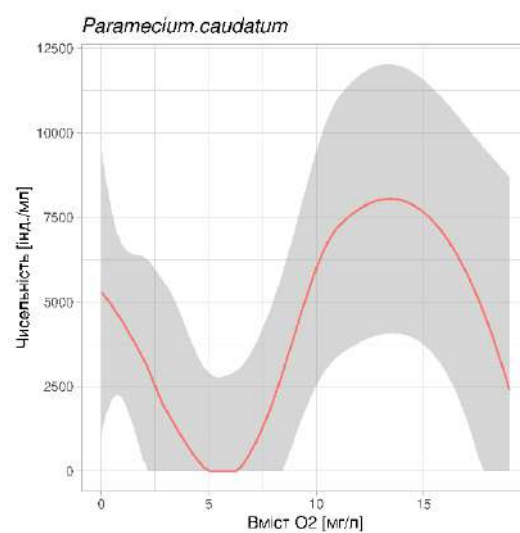
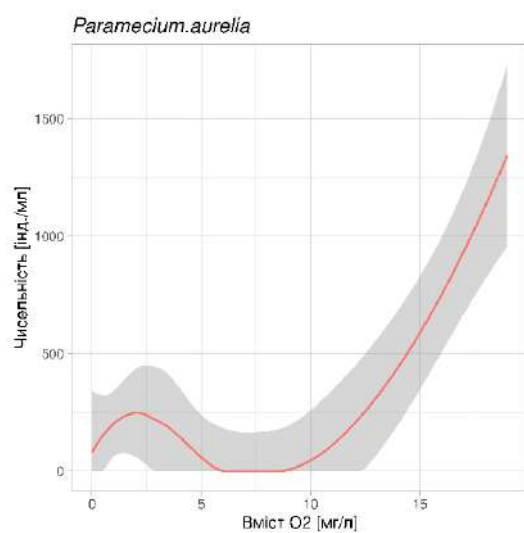
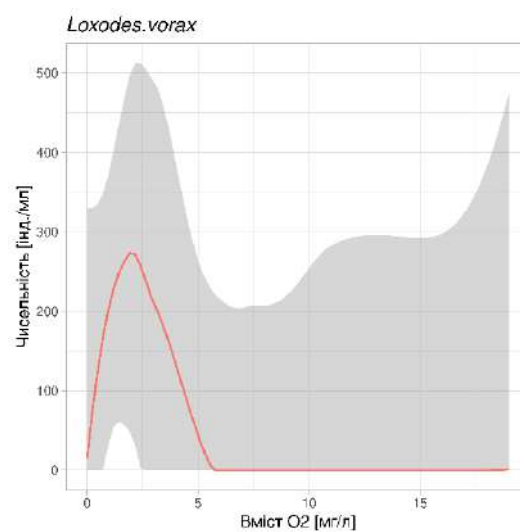
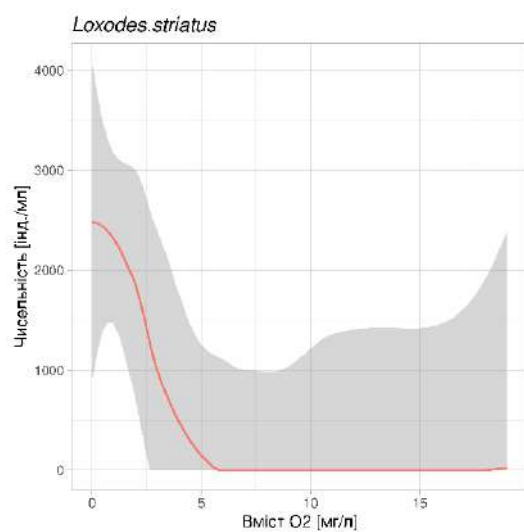
Продовж. Рис. Б.1.1



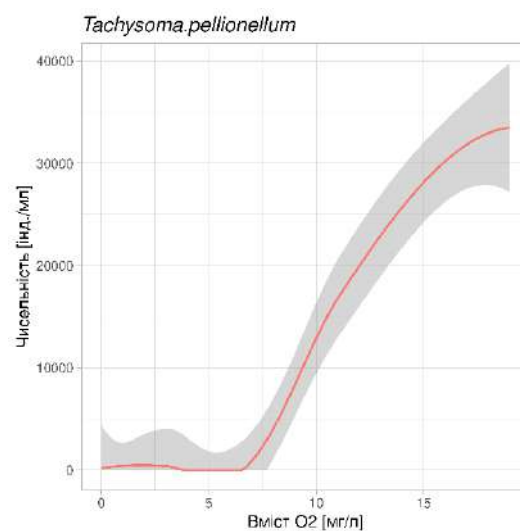
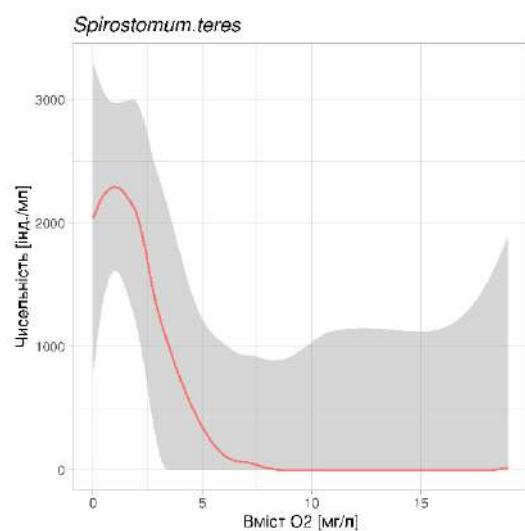
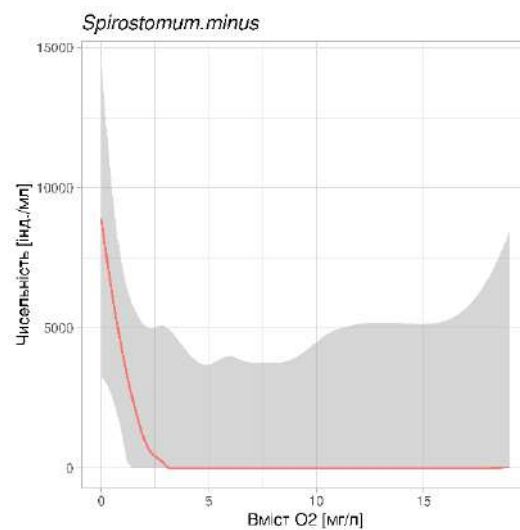
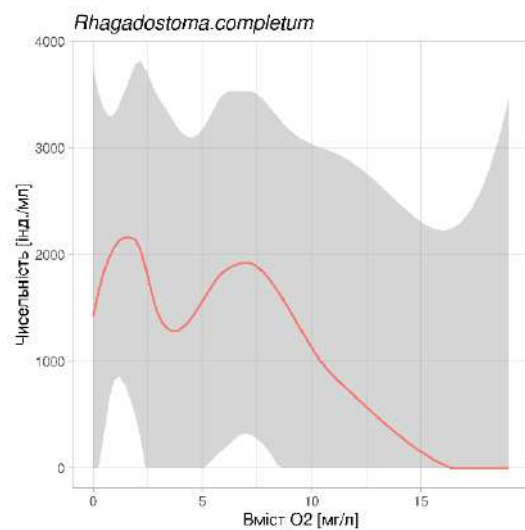
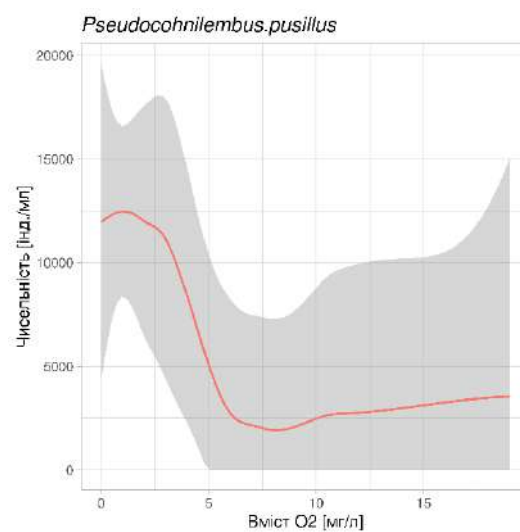
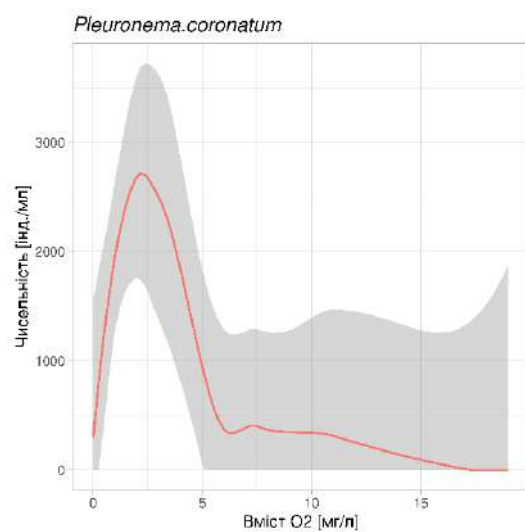
Продовж. Рис. Б.1.1



Продовж. Рис. Б.1.1



Продовж. Рис. Б.1.1



Продовж. Рис. Б.1.1

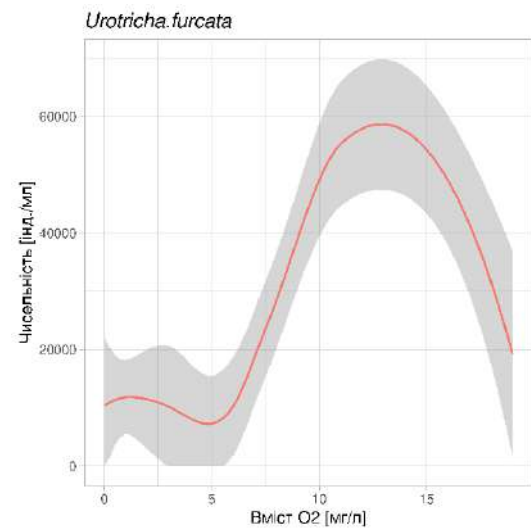
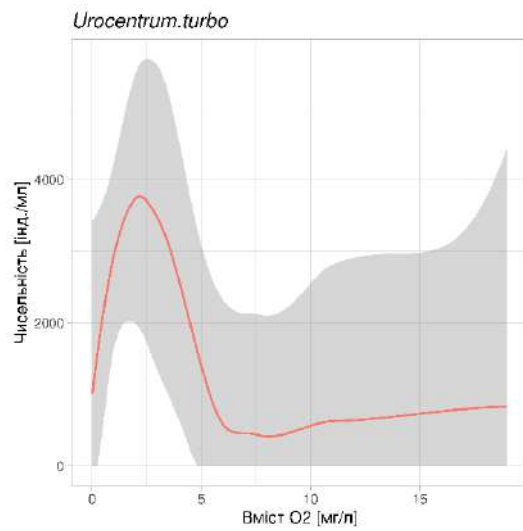
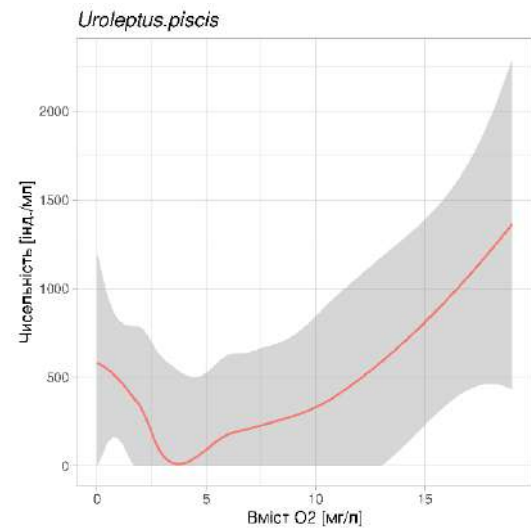
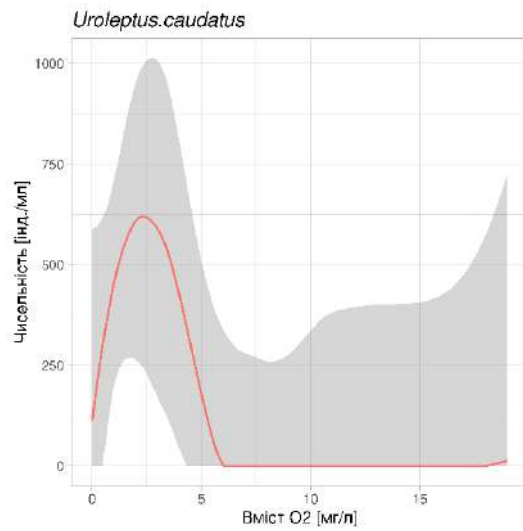
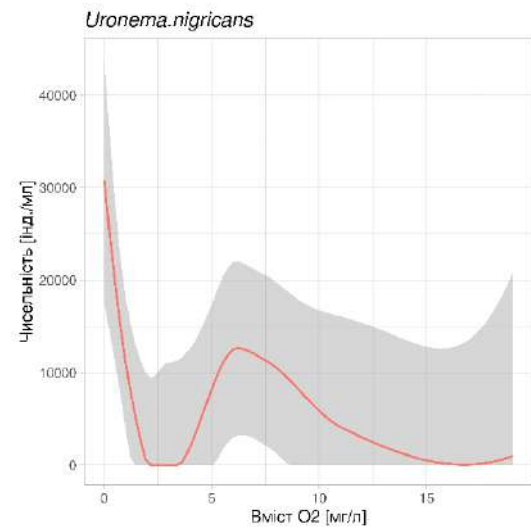
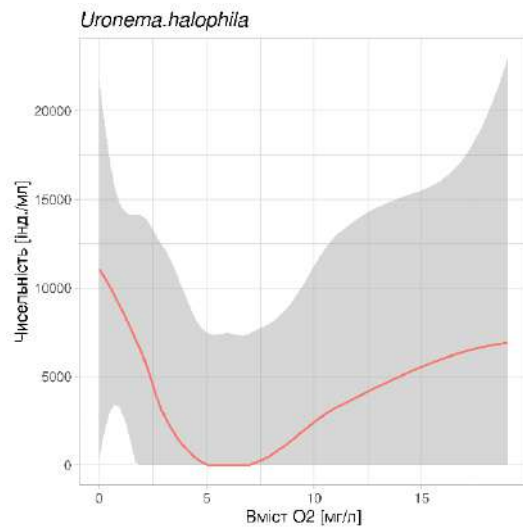
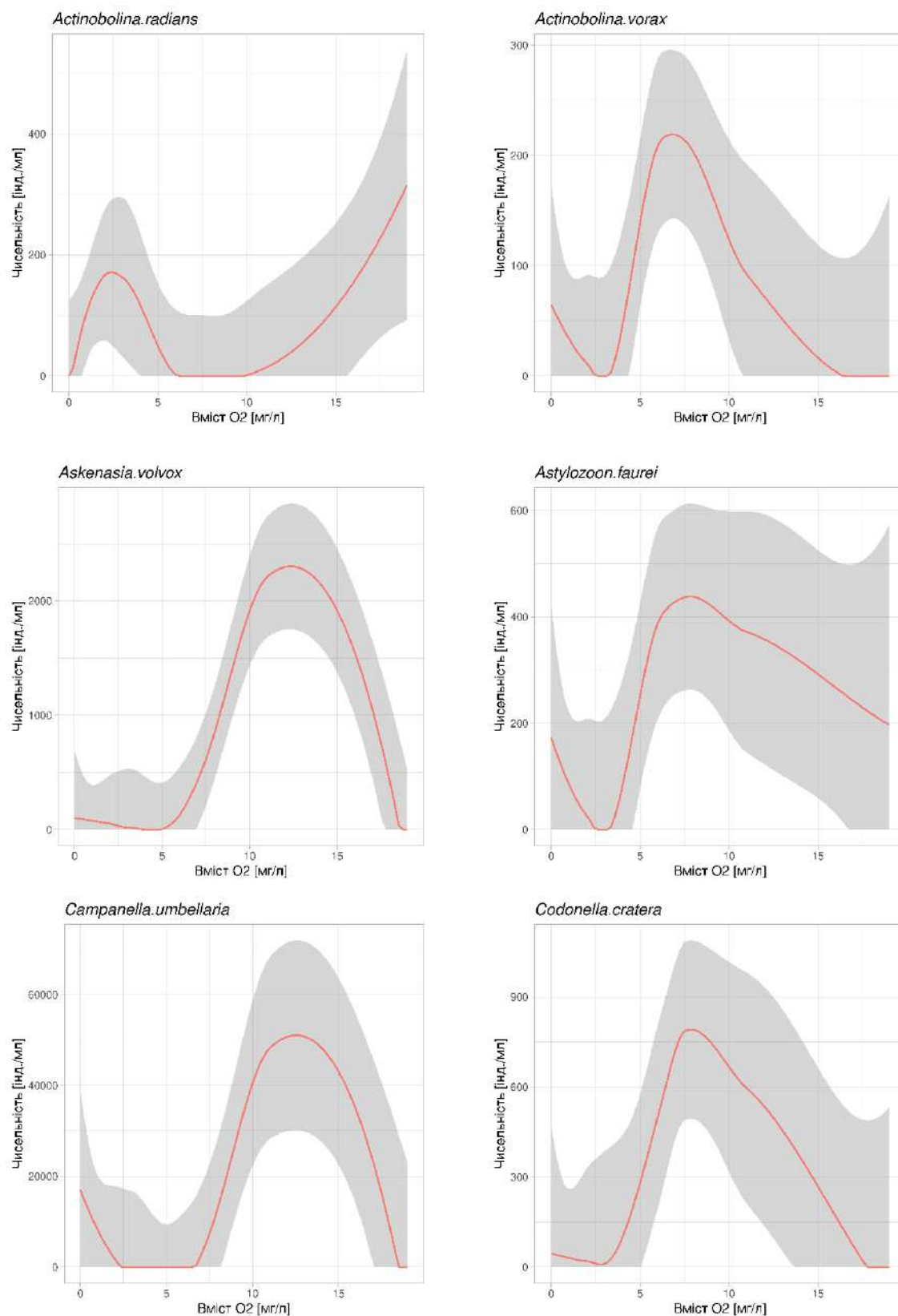
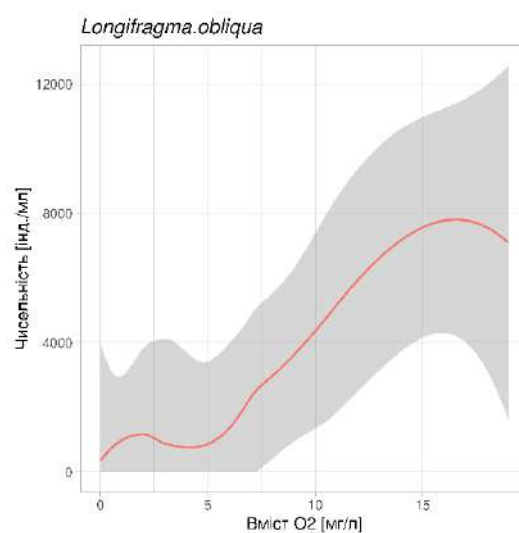
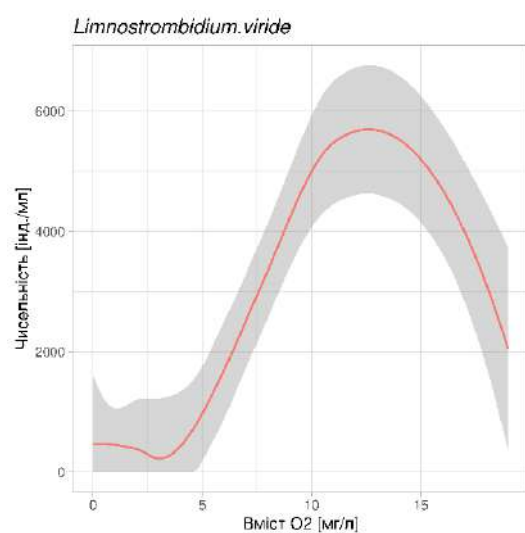
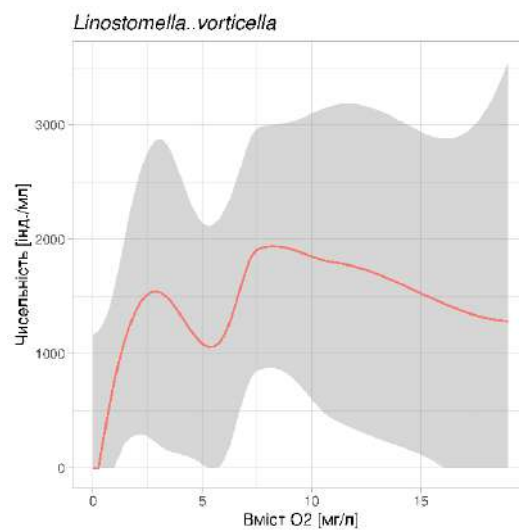
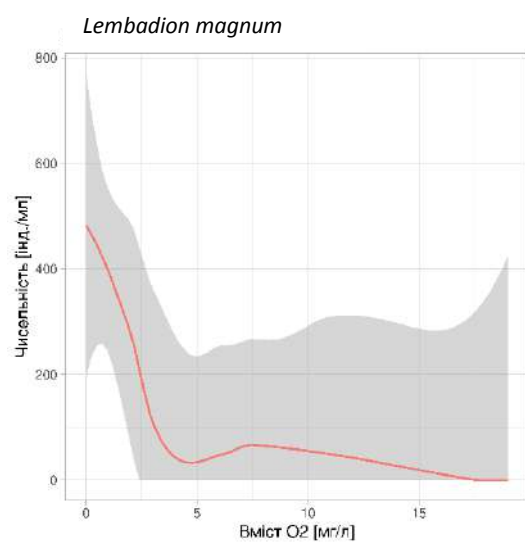
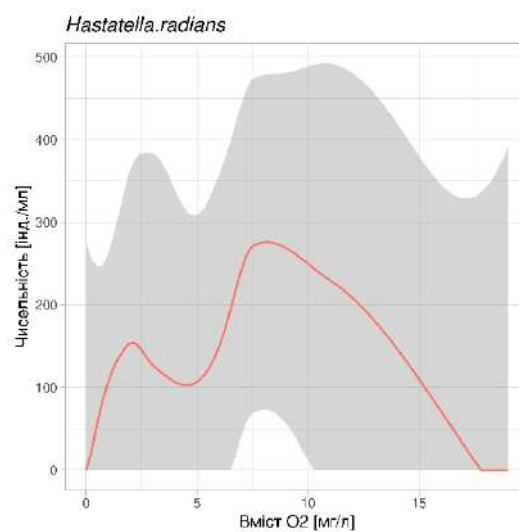
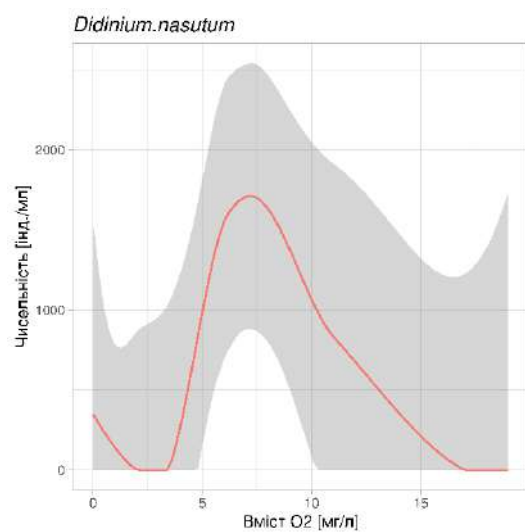


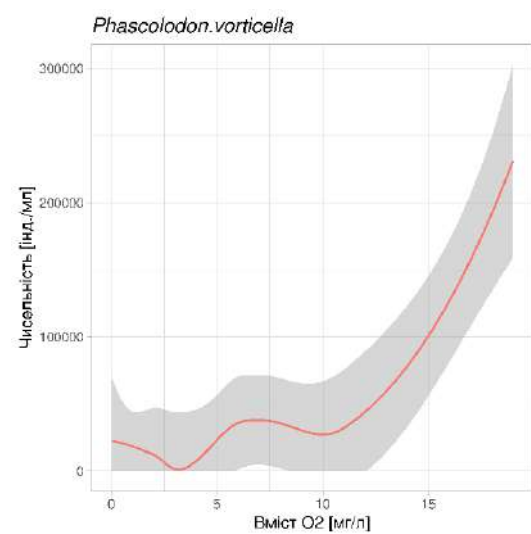
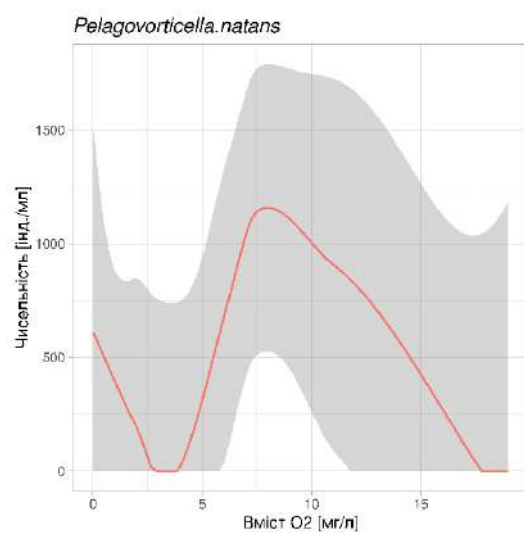
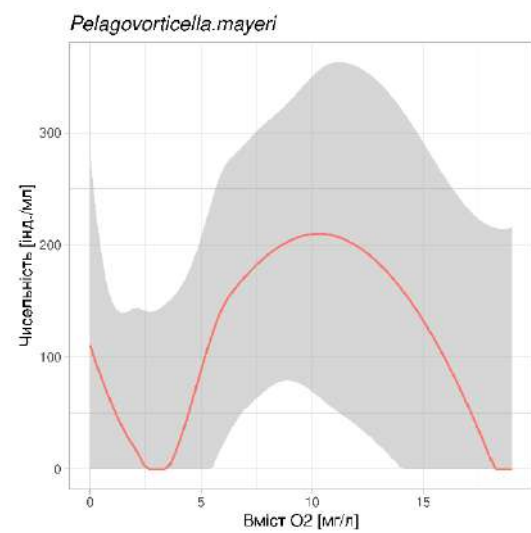
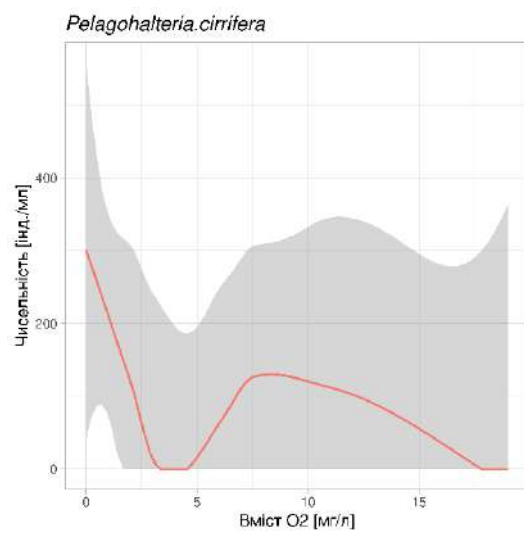
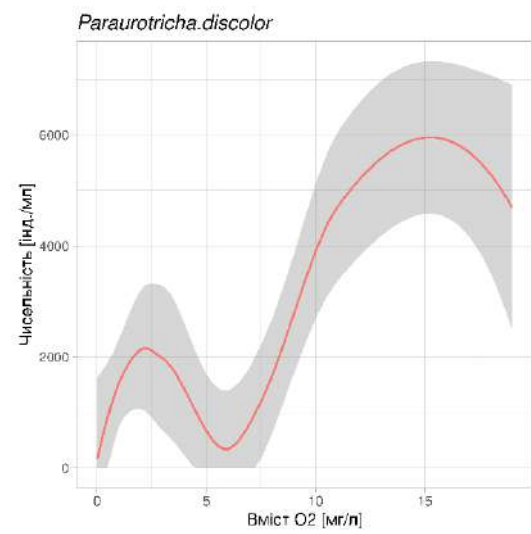
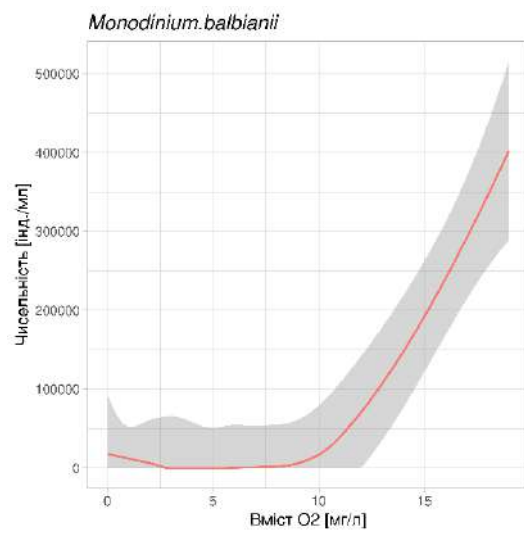
Рис. Б.1.2 Діапазони толерантності 33 видів вільноживучих війчастих найпростіших *оксифільної ценоекморфи* аеробного угруповання у градієнті кисню. Сіра смуга – довірчий інтервал.



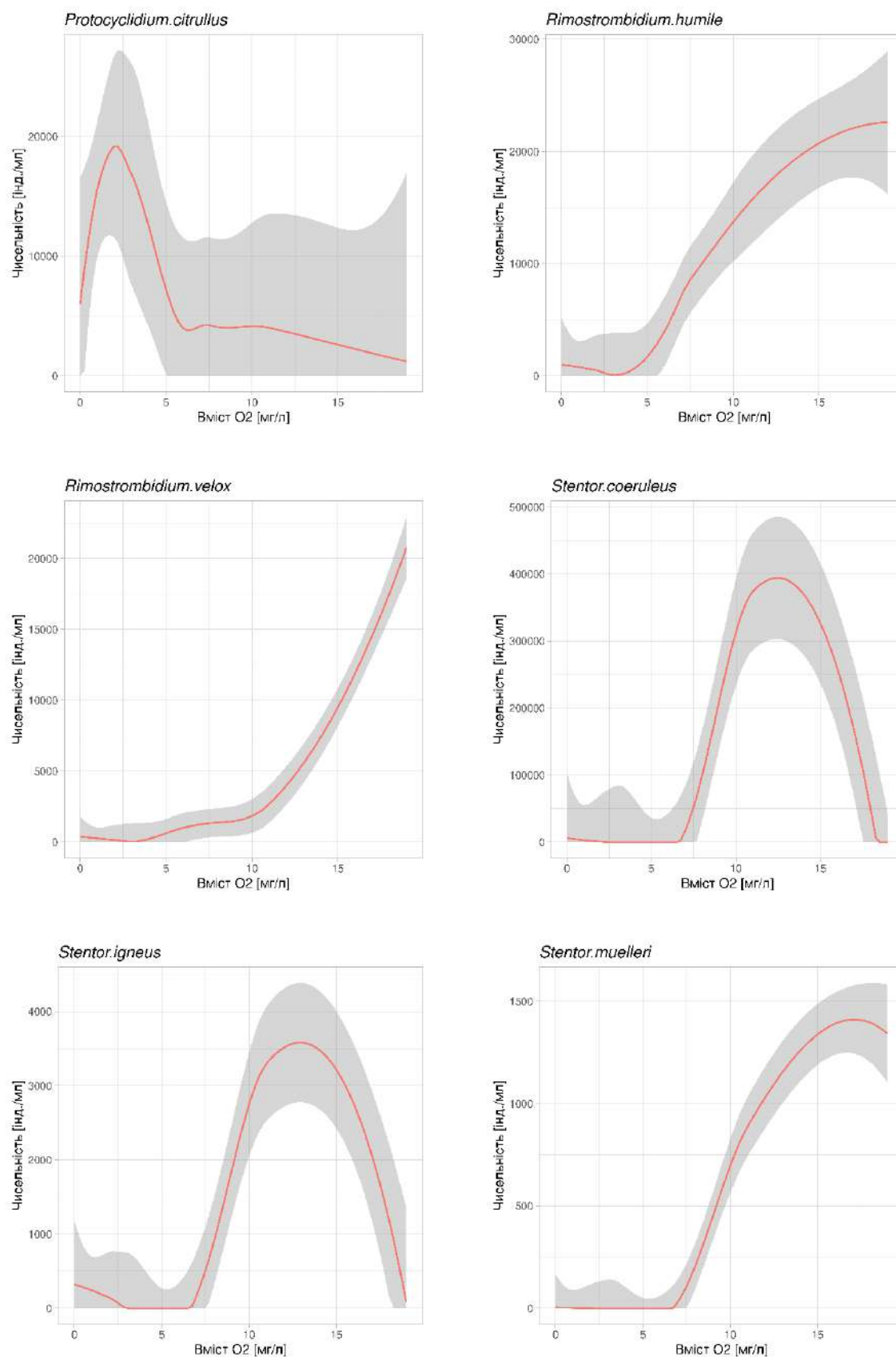
Продовж. рис. Б.1.2



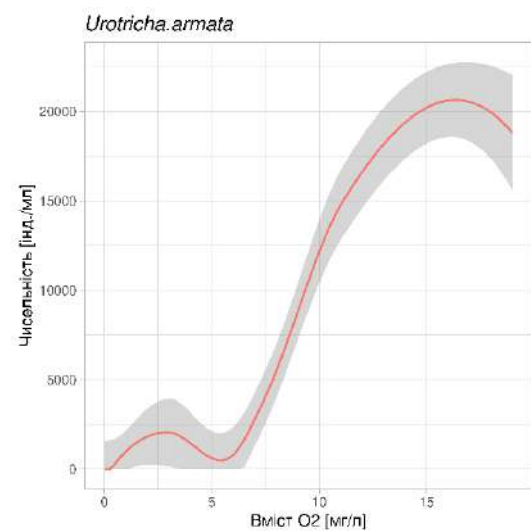
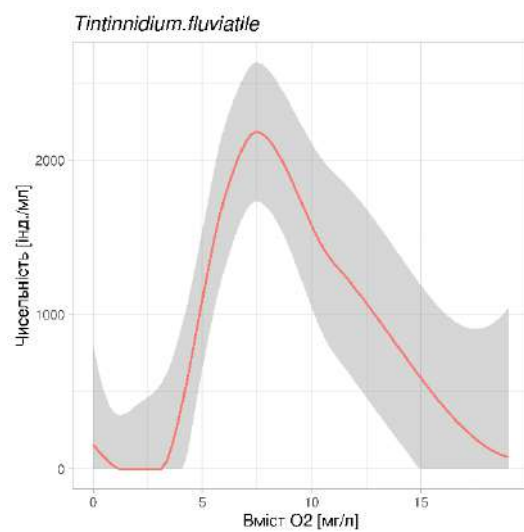
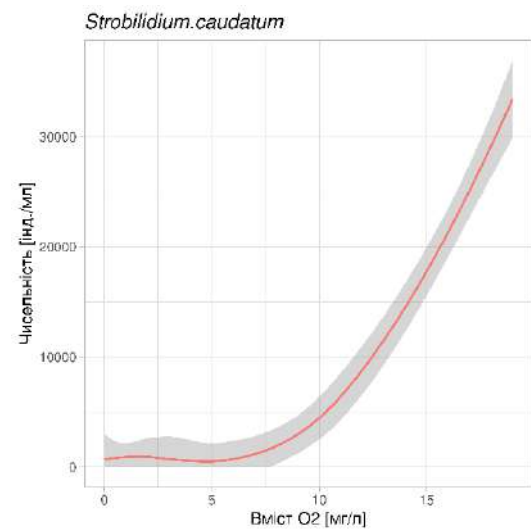
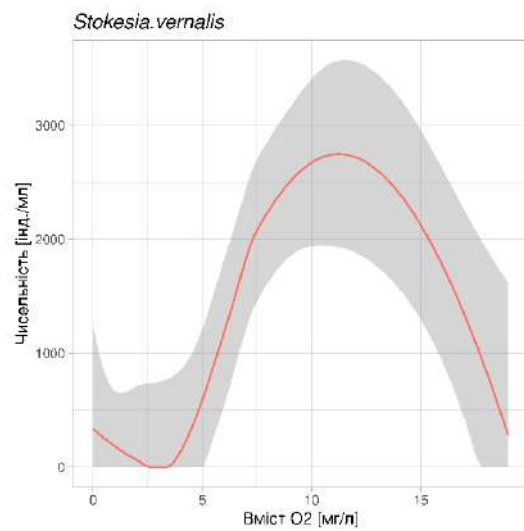
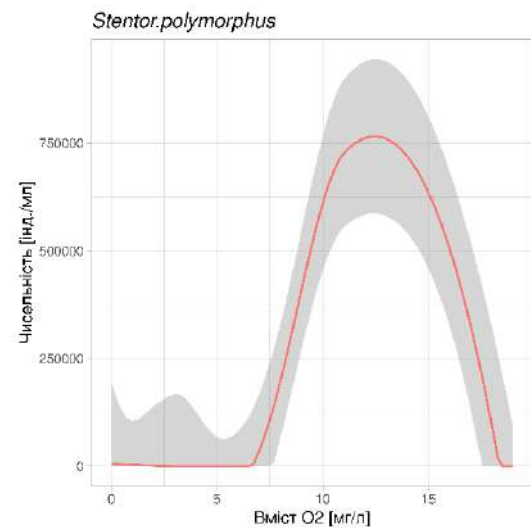
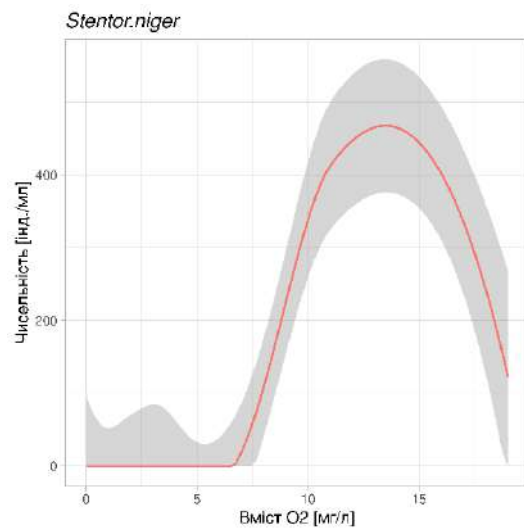
Продовж. рис. Б.1.2



Продовж. рис. Б.1.2



Продовж. рис. Б.1.2



Продовж. рис. Б.1.2

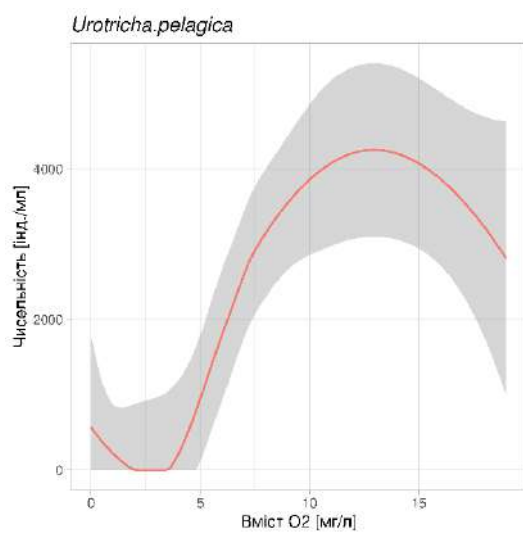
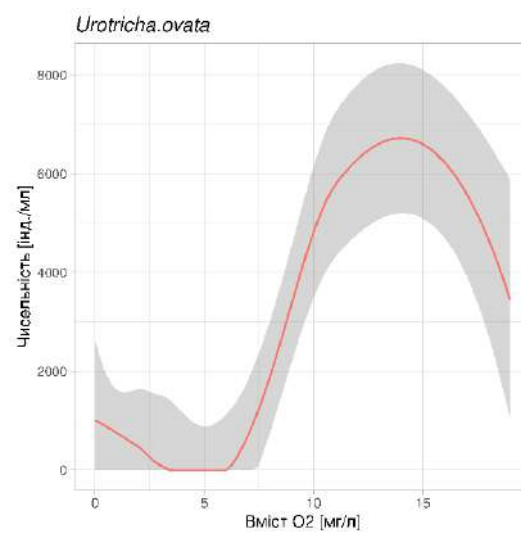
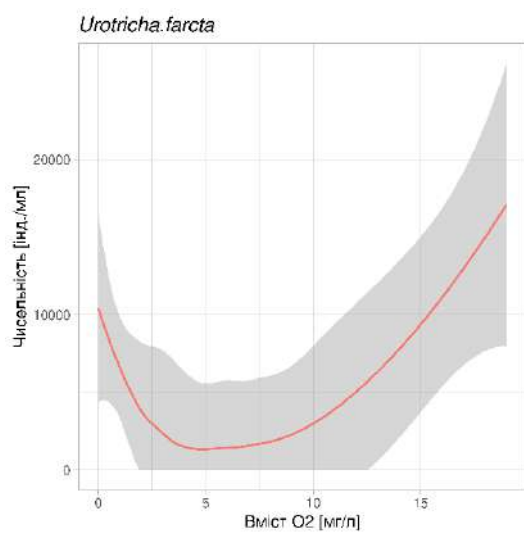
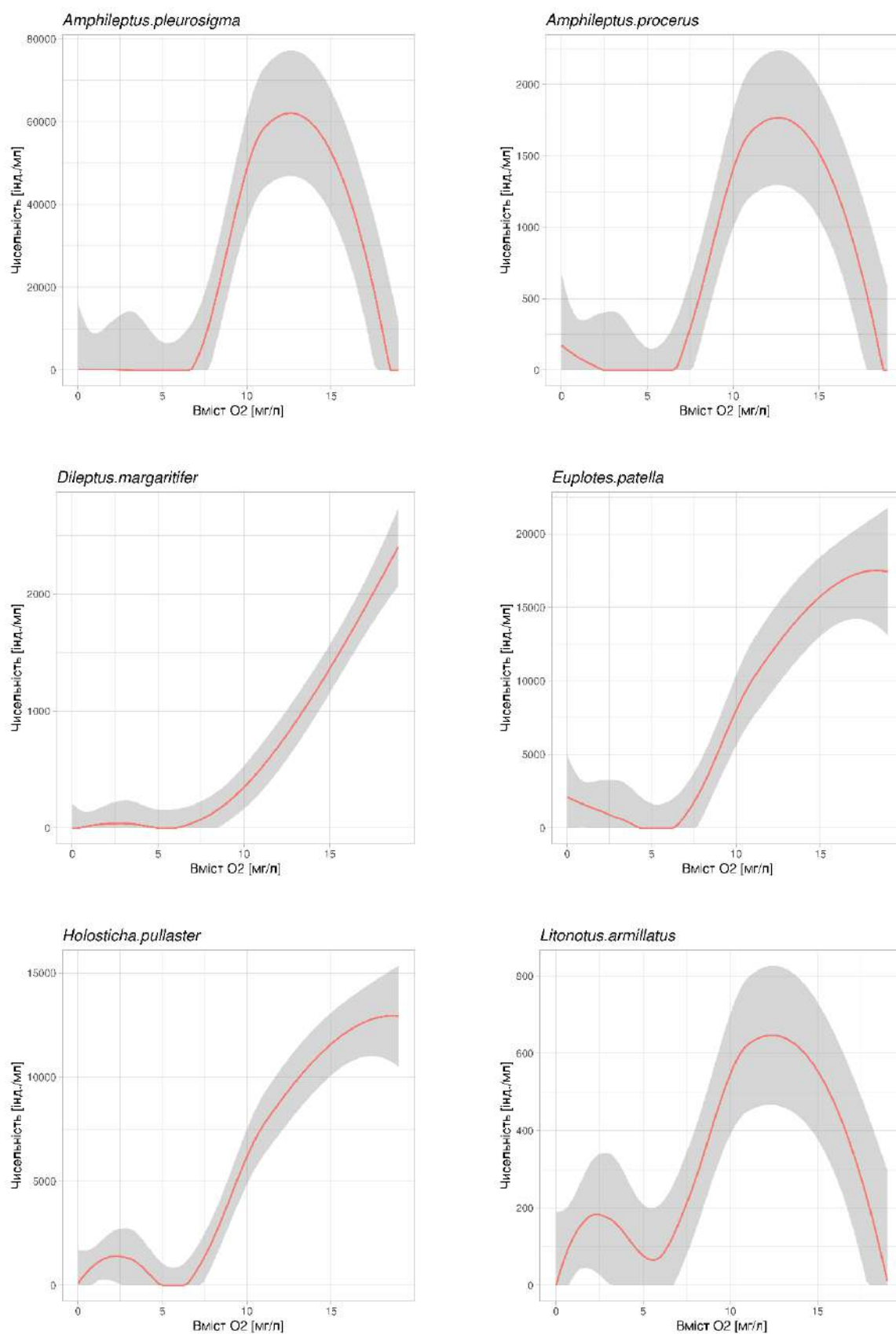
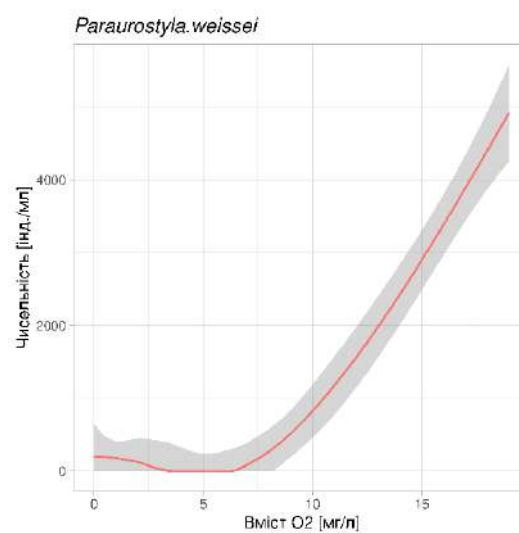
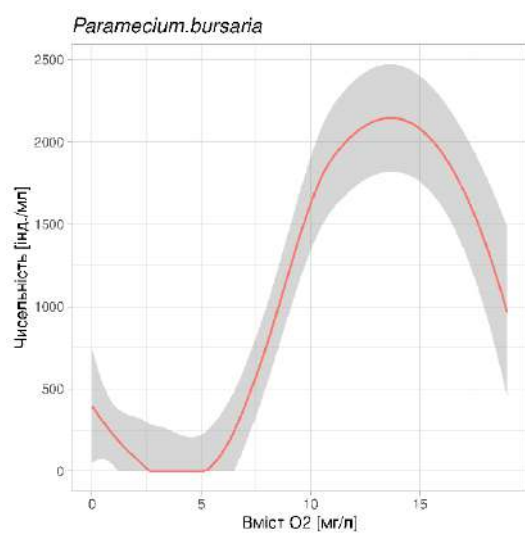
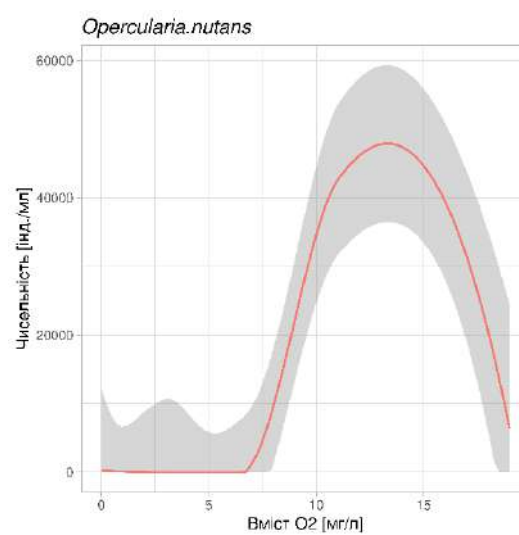
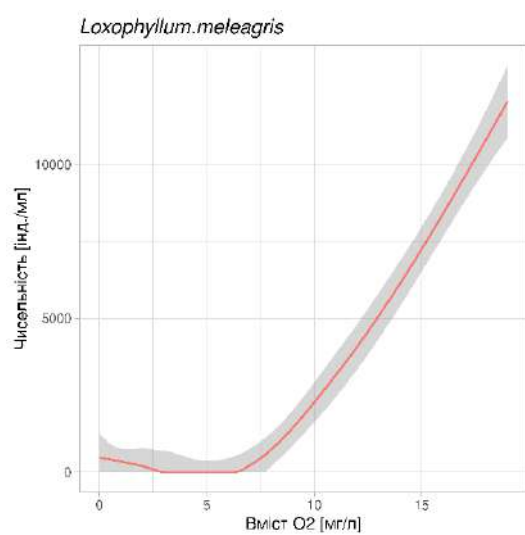
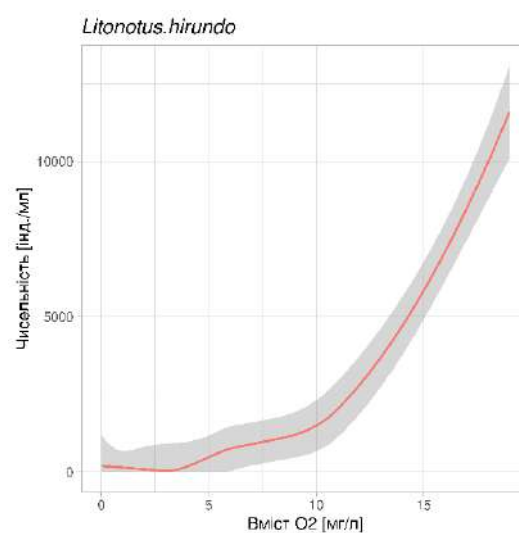
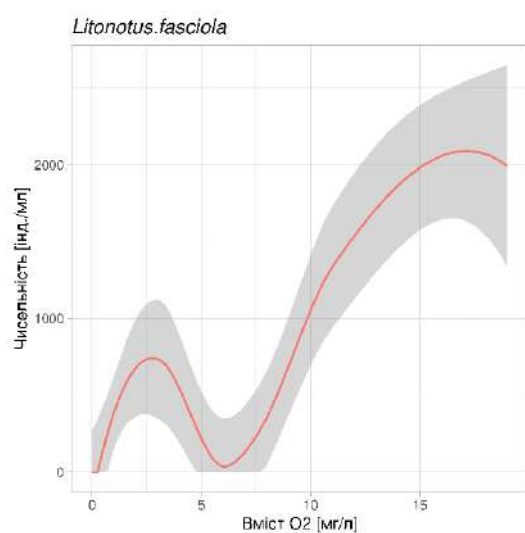


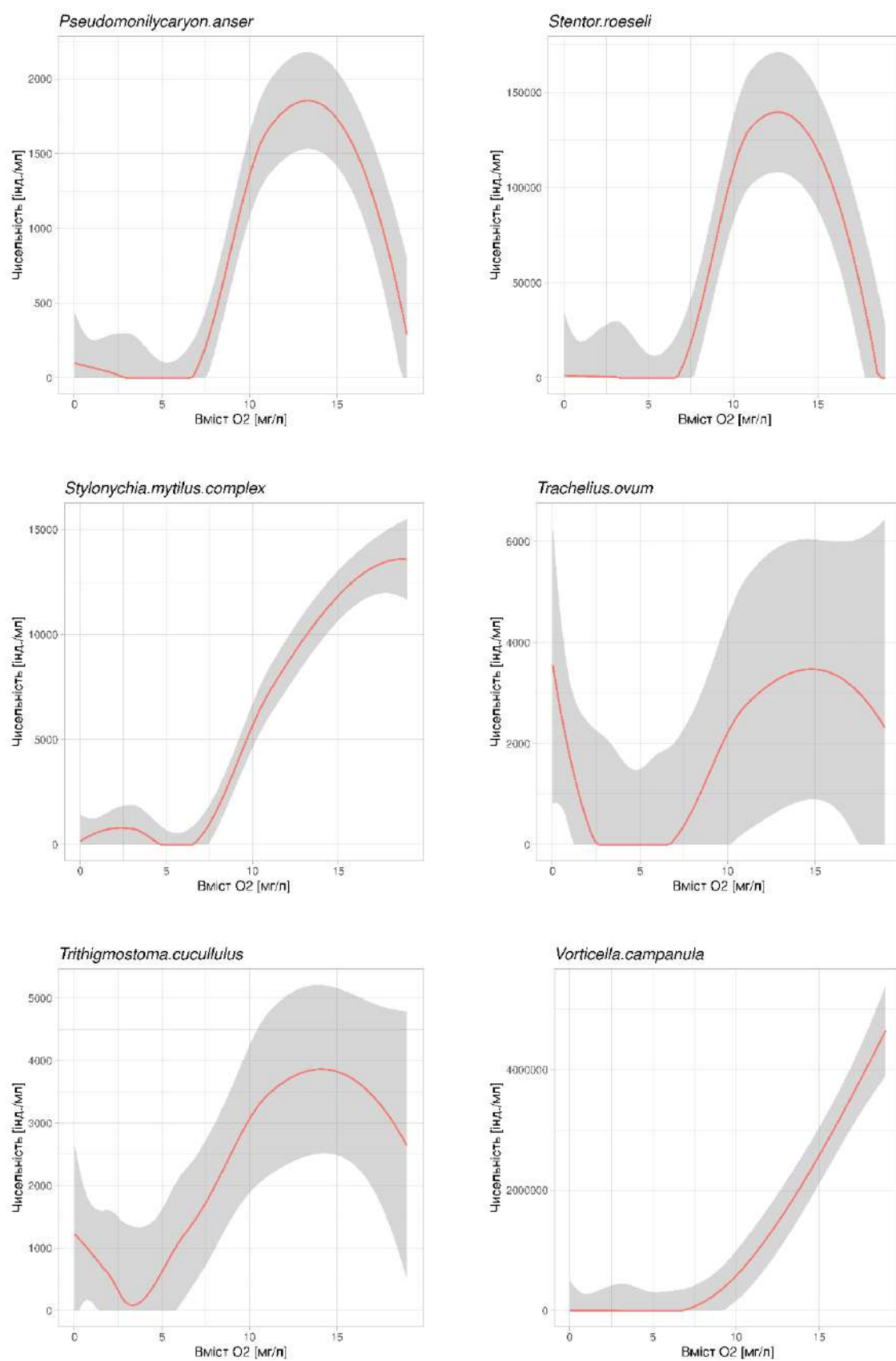
Рис. Б.1.3 Діапазони толерантності 23 видів вільноживучих війчастих найпростіших *евриоксифільної* ценоекоморфи анаеробного угруповання у градієнті кисню. Сіра смуга – довірчий інтервал.



Продовж. рис. Б.1.3



Продовж. рис. Б.1.3



Продовж. рис. Б.1.3

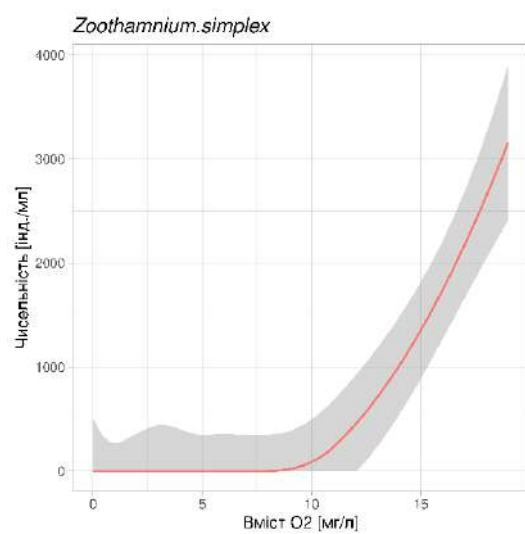
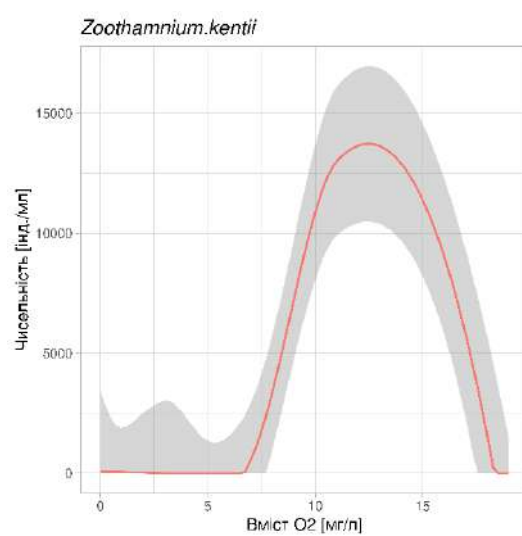
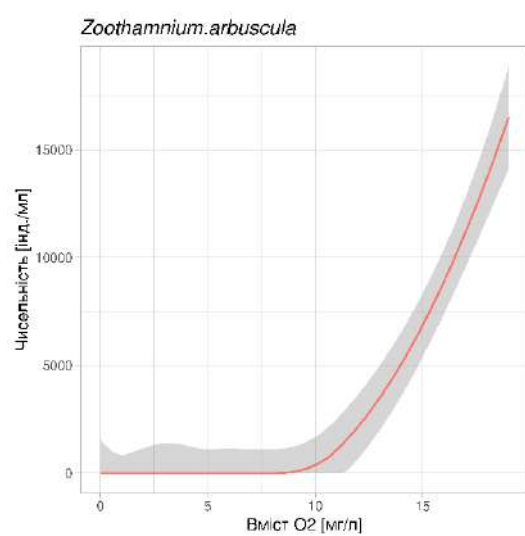
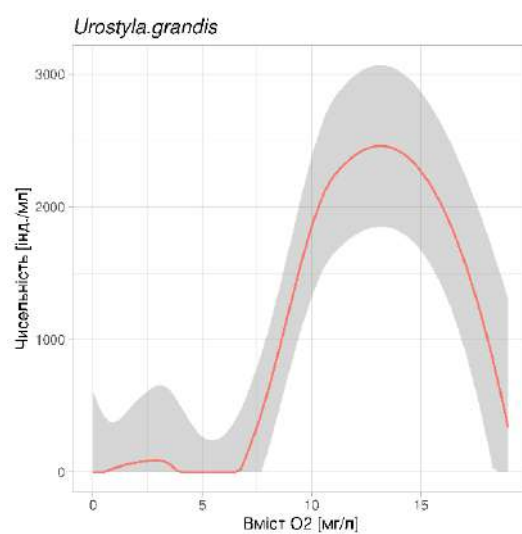
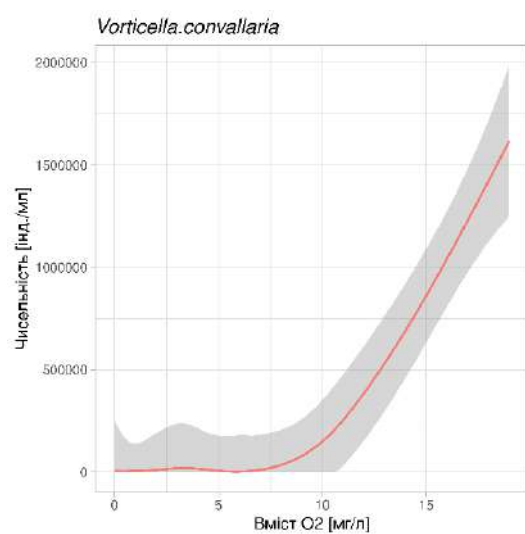
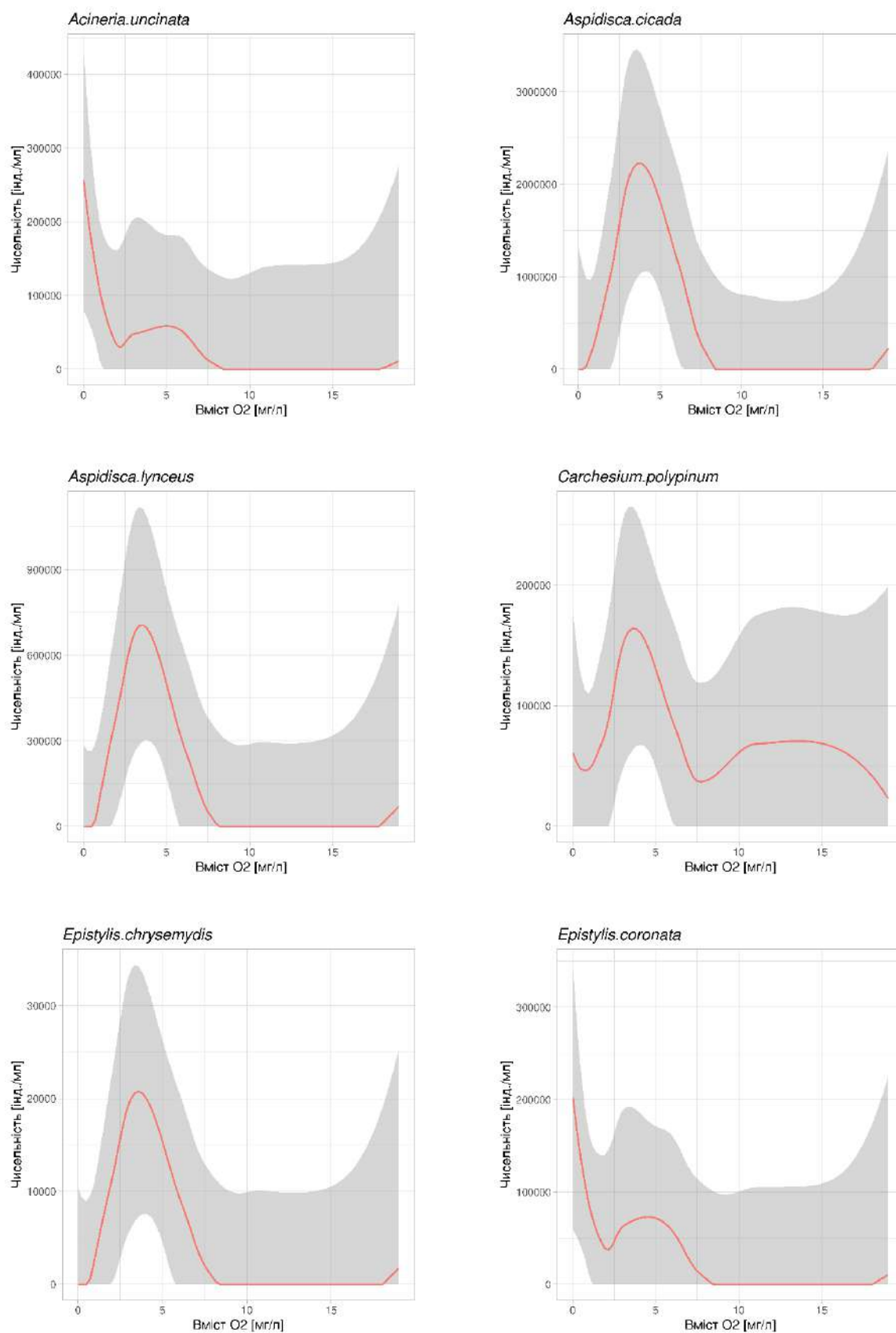
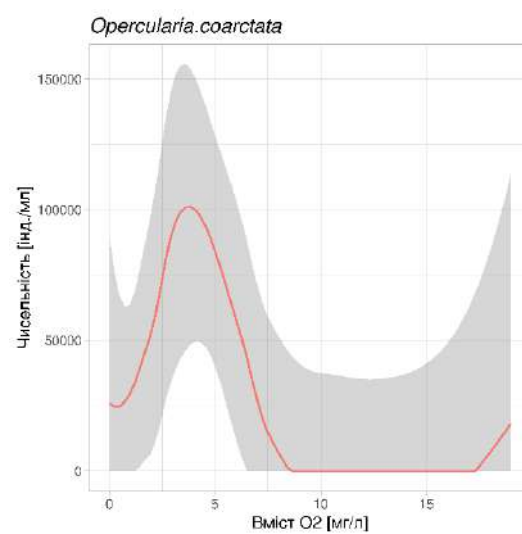
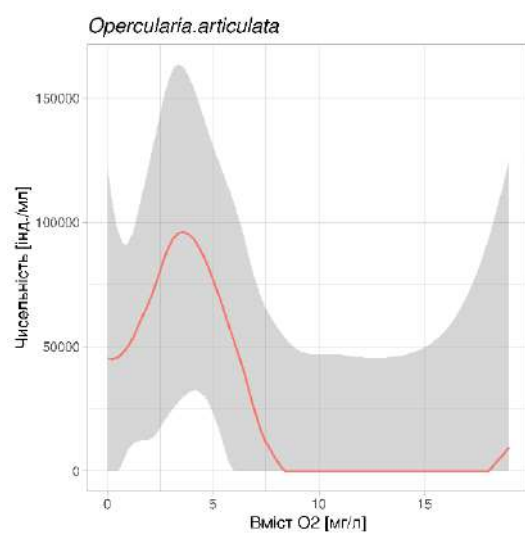
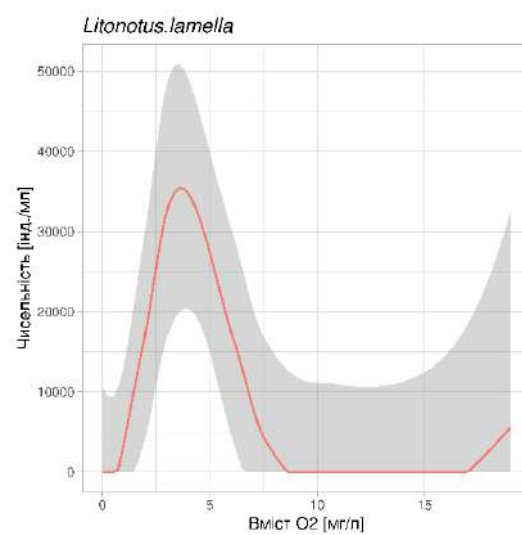
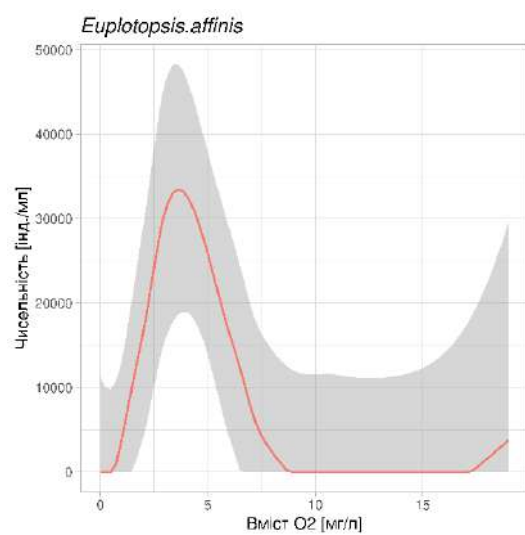
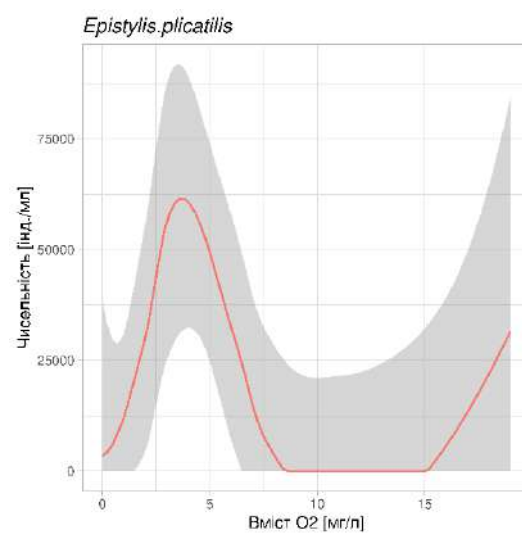
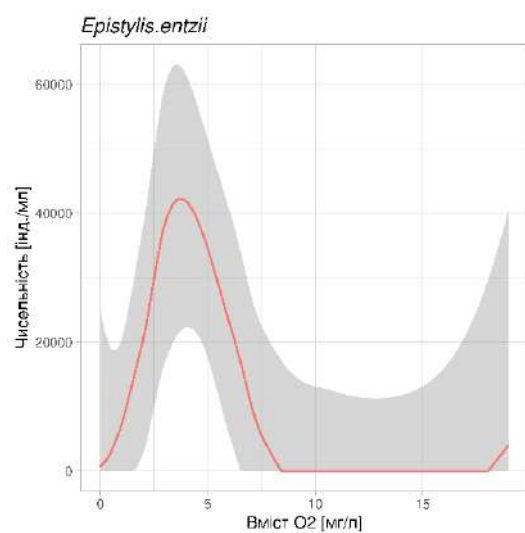


Рис. Б.1.4 Діапазони толерантності 18 видів вільноживучих війчастих найпростіших (в активному мулі) мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання у градієнті кисню. Сіра смуга – довірчий інтервал.



Продовж. рис. Б.1.4



Продовж. рис. Б.1.4

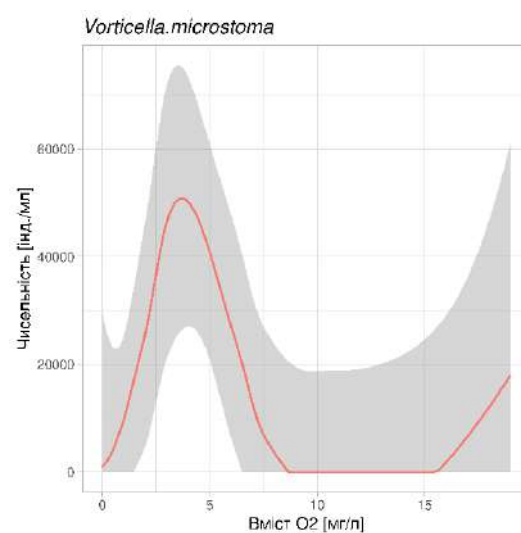
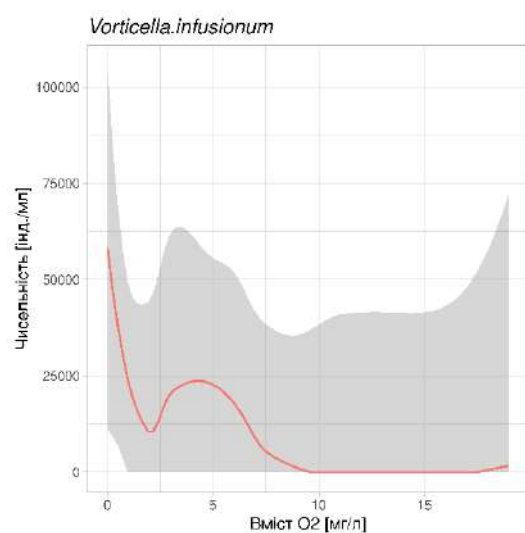
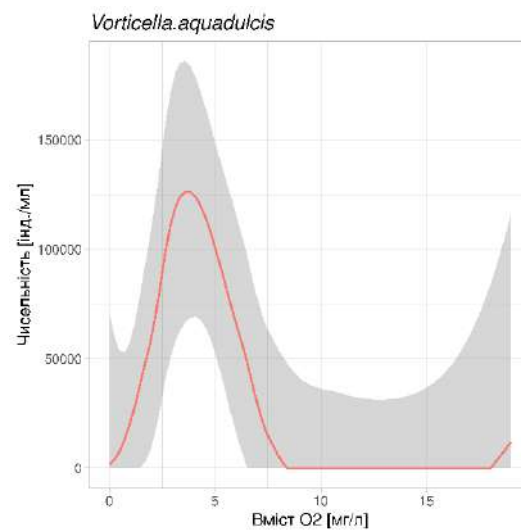
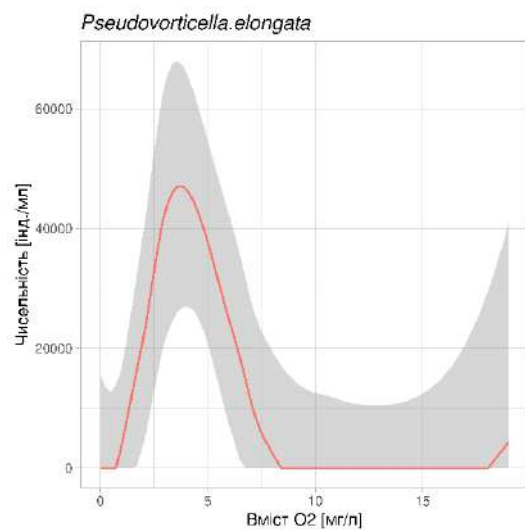
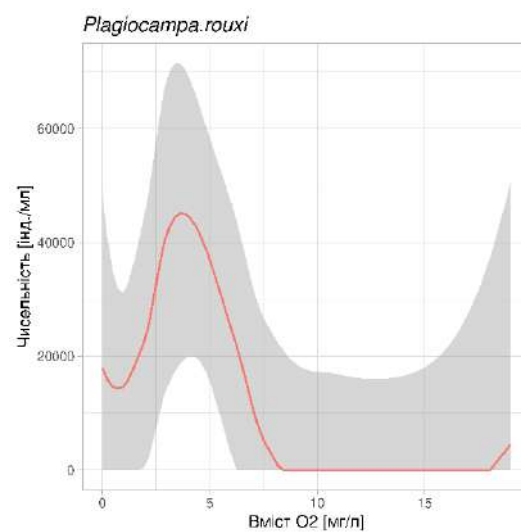
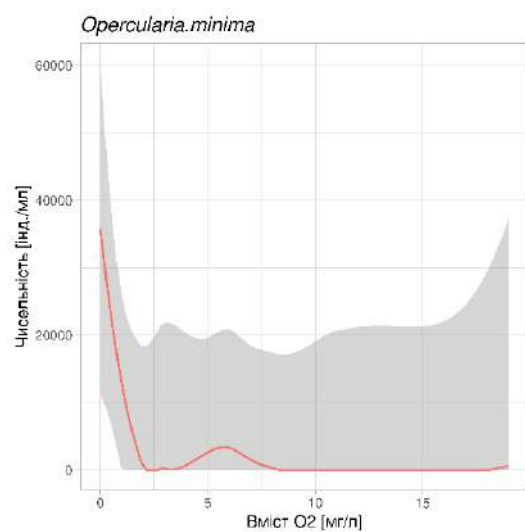
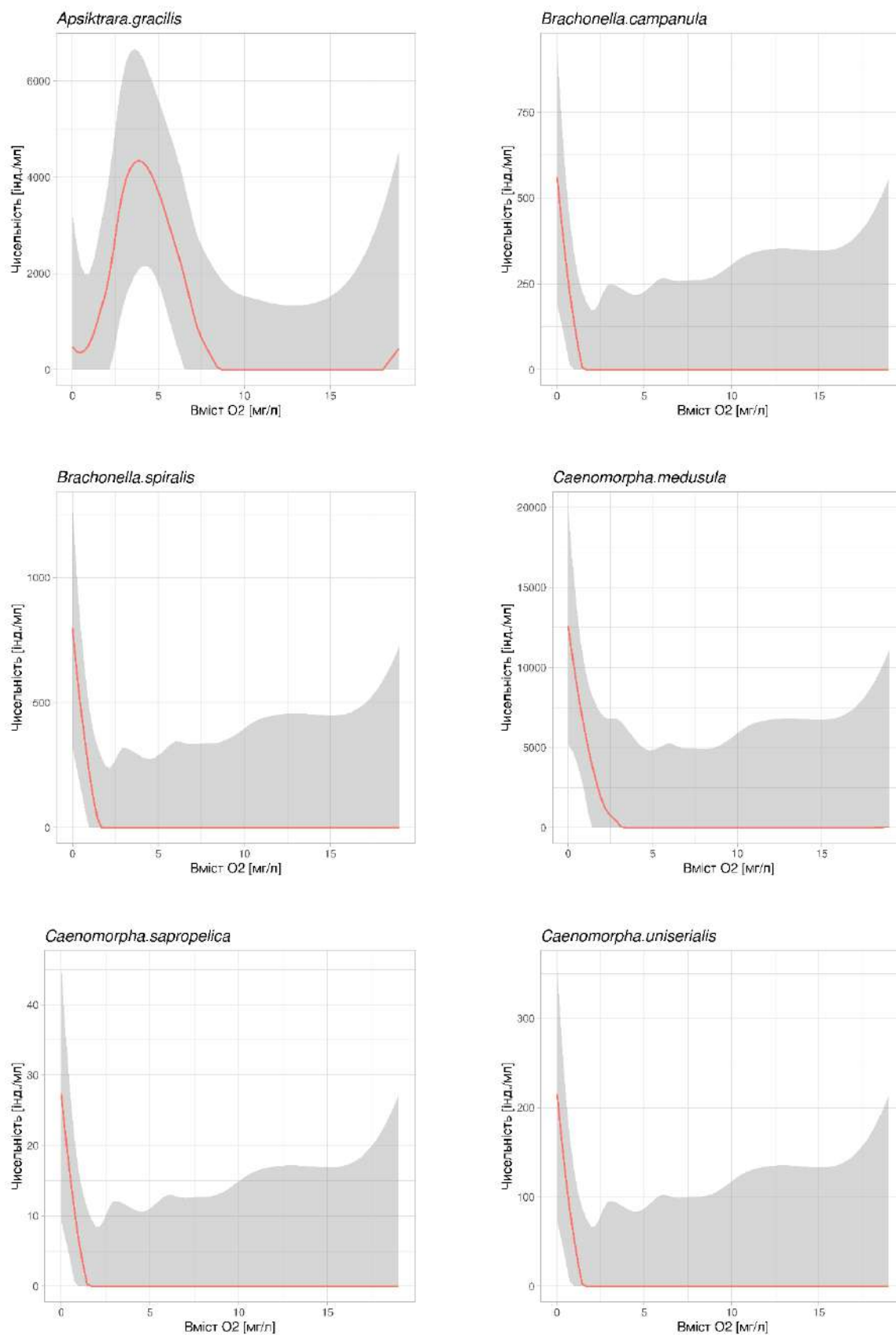
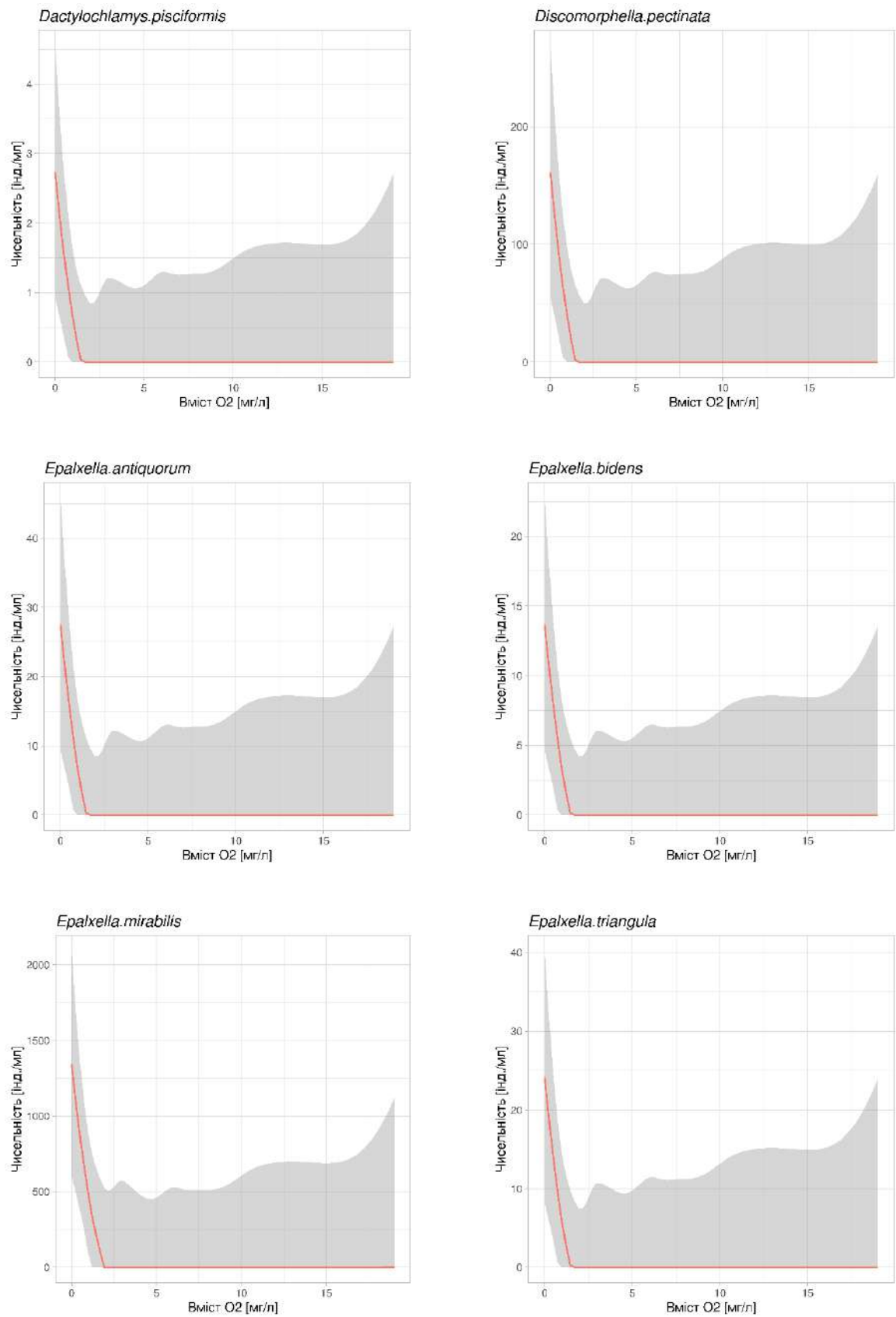


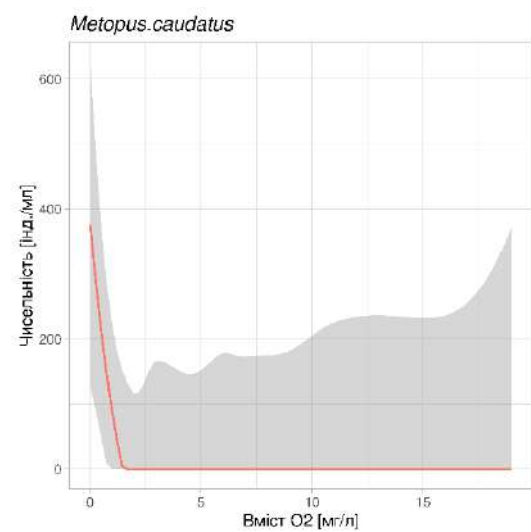
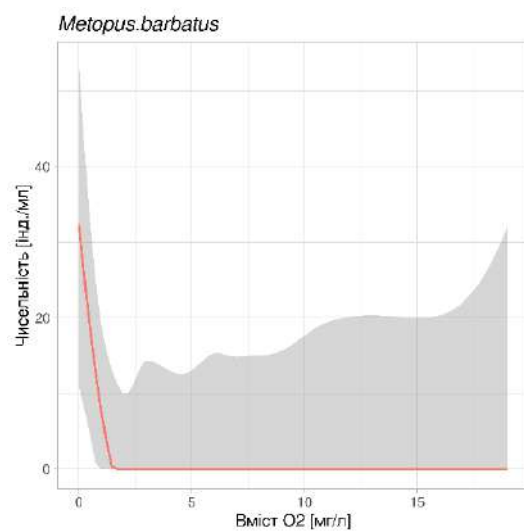
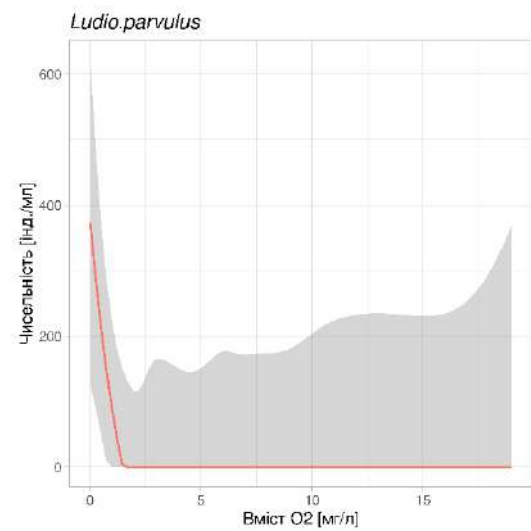
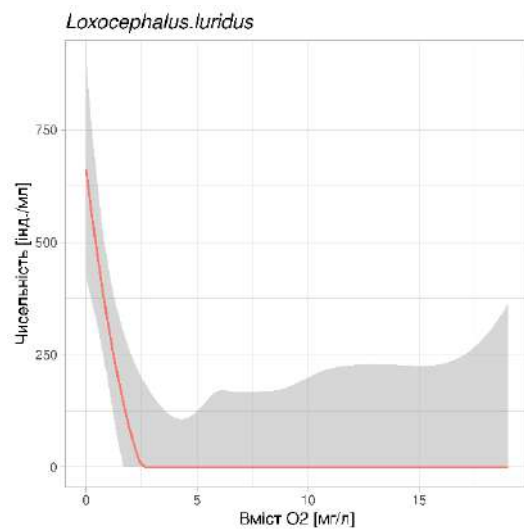
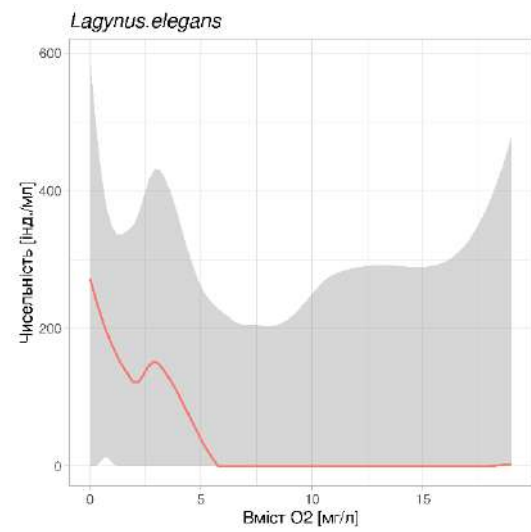
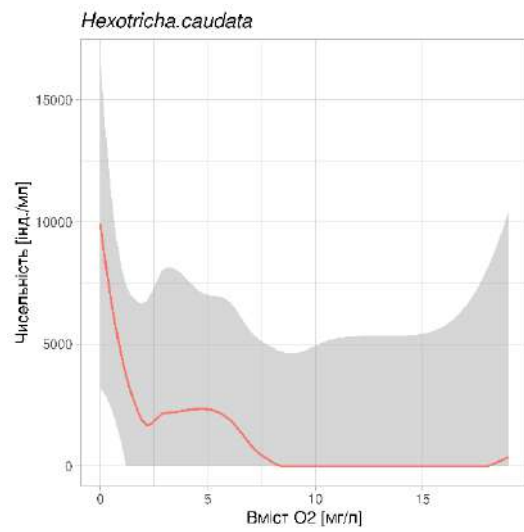
Рис. Б.1.5 Діапазони толерантності 32 видів вільноживучих війчастих найпростіших *аноскифільної ценоекорморфи* анаеробного угруповання у градієнті кисню. Сіра смуга – довірчий інтервал.



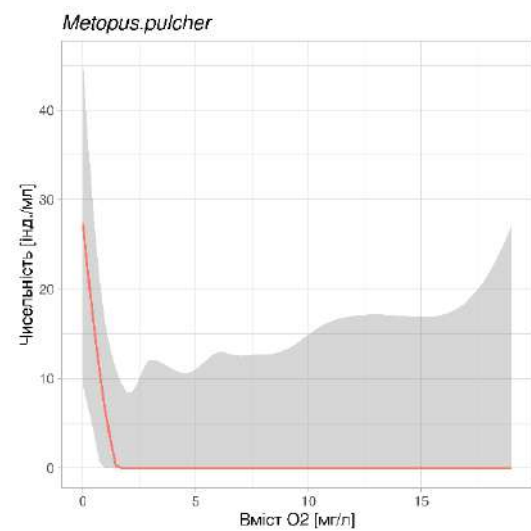
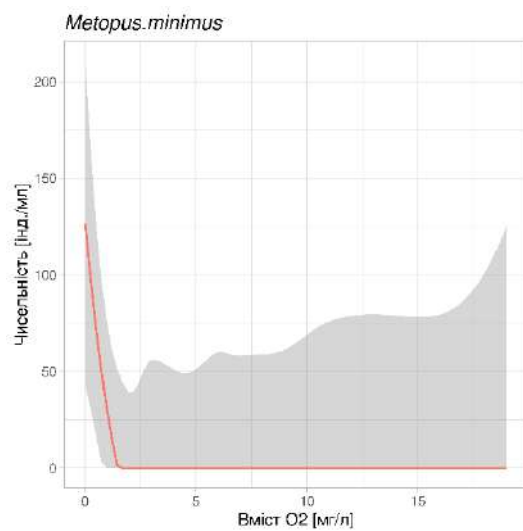
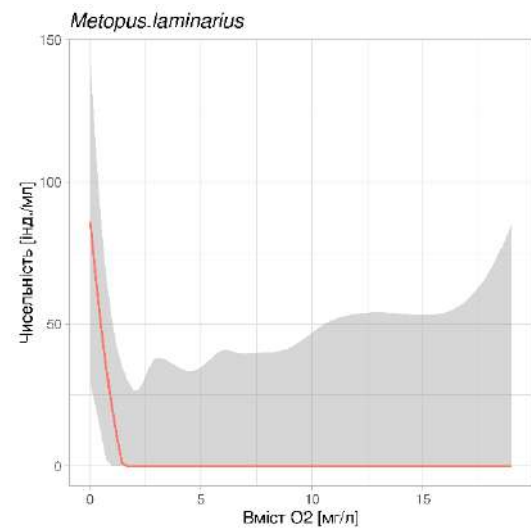
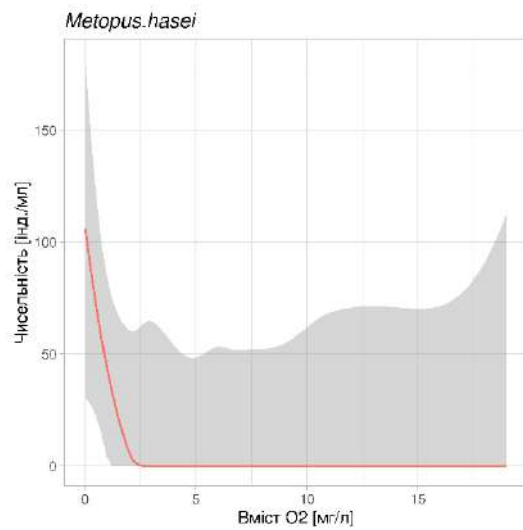
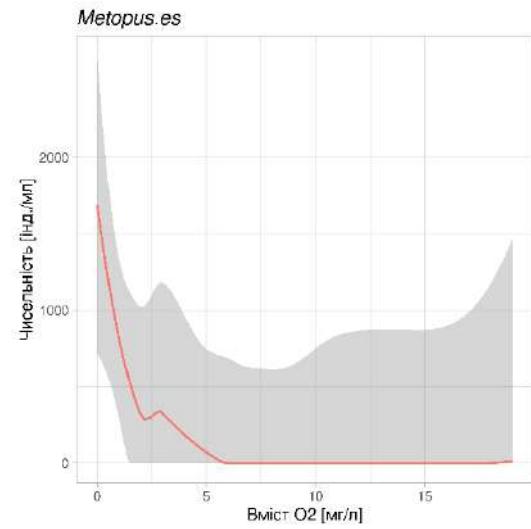
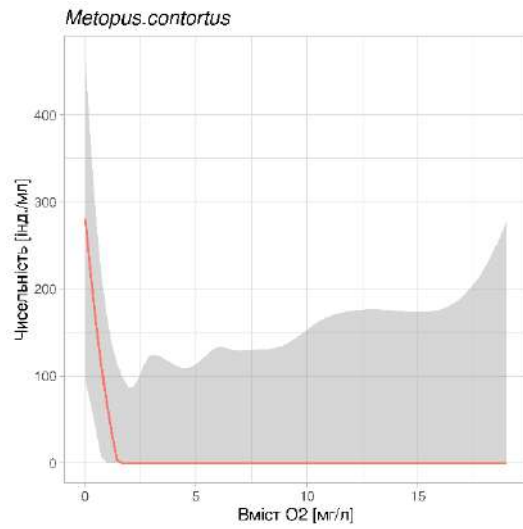
Продовж. рис. Б.1.5



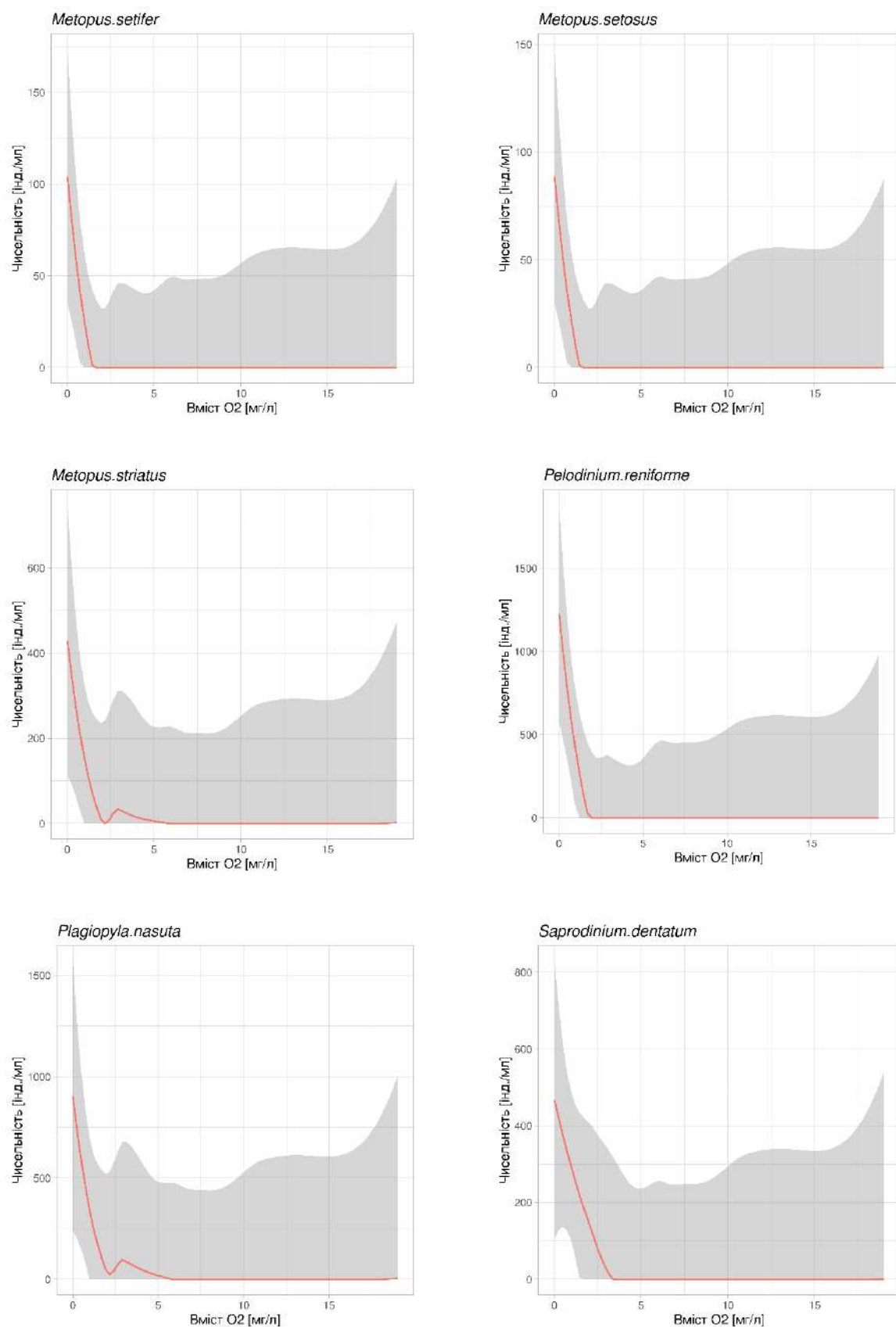
Продовж. рис. Б.1.5



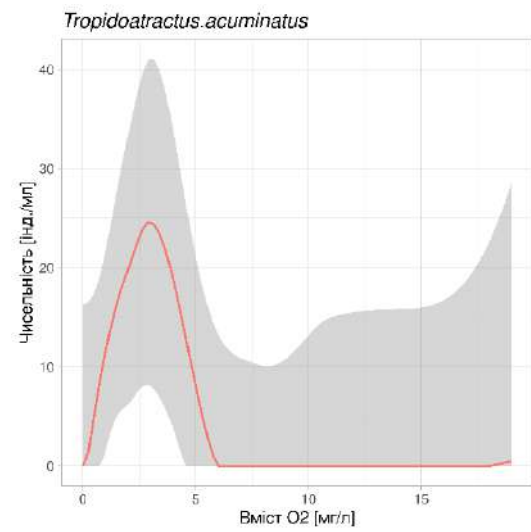
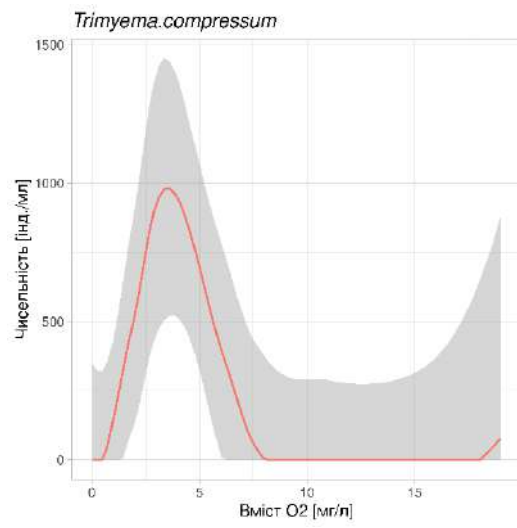
Продовж. рис. Б.1.5



Продовж. рис. Б.1.5

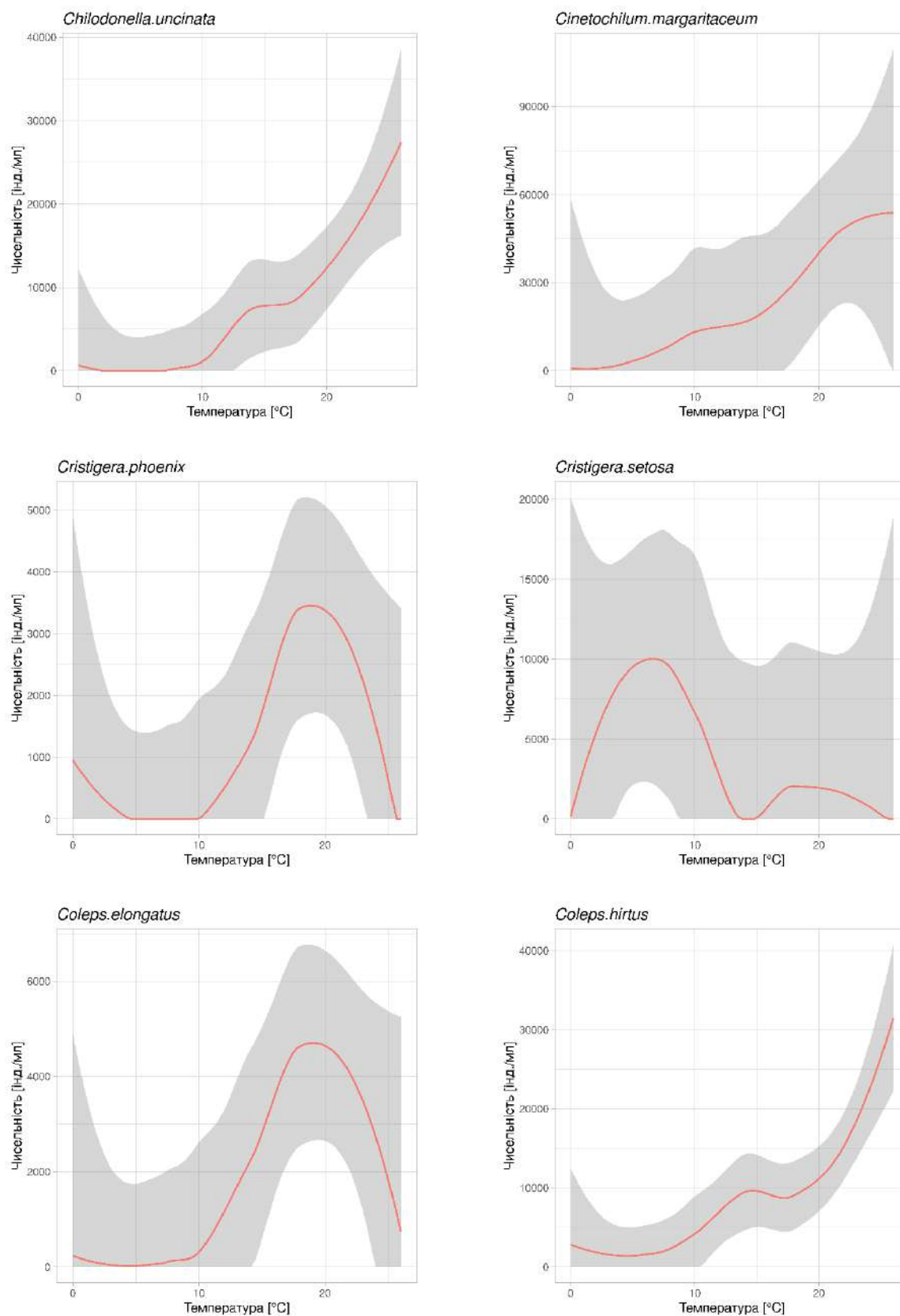


Продовж. рис. Б.1.5

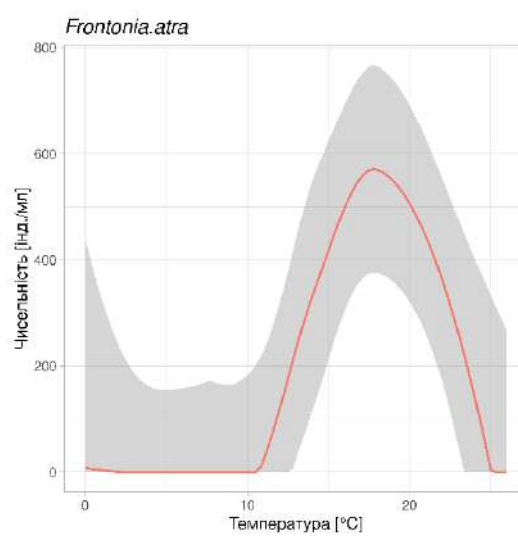
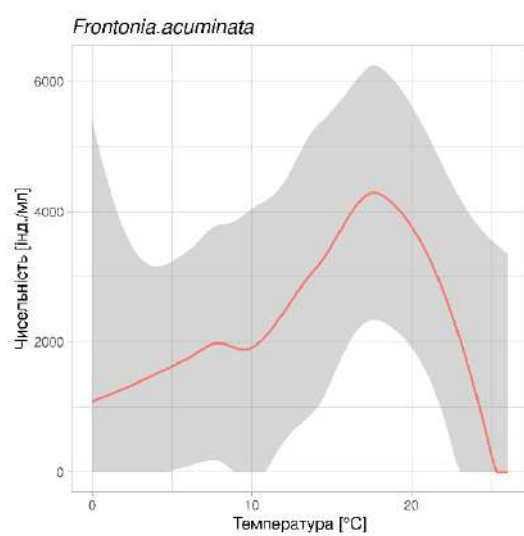
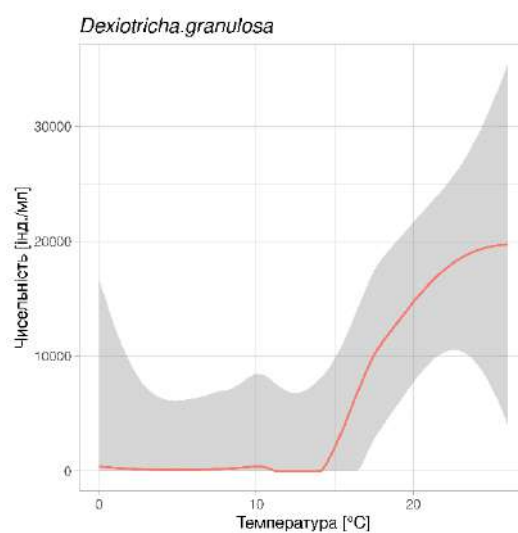
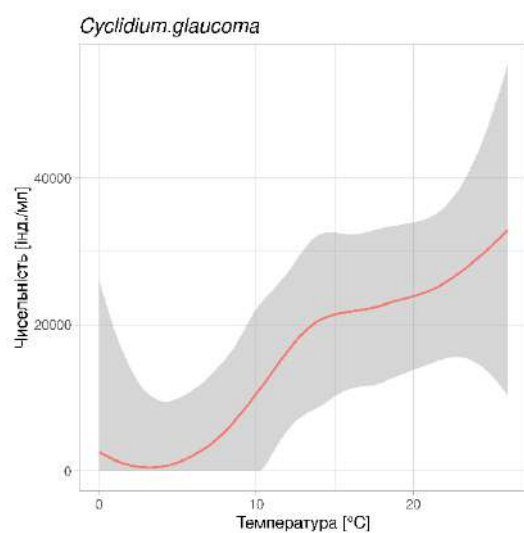
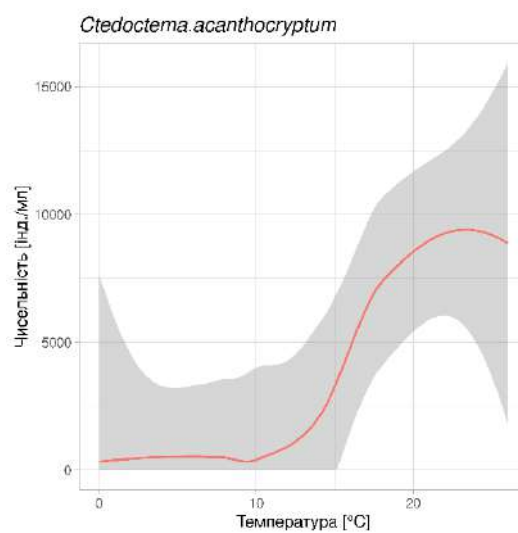
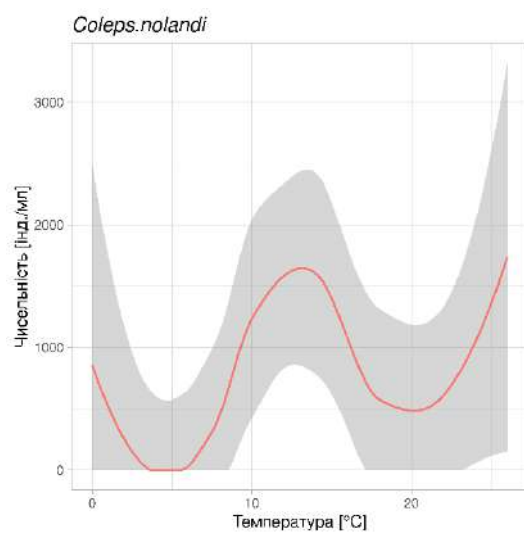


Додаток Б.2

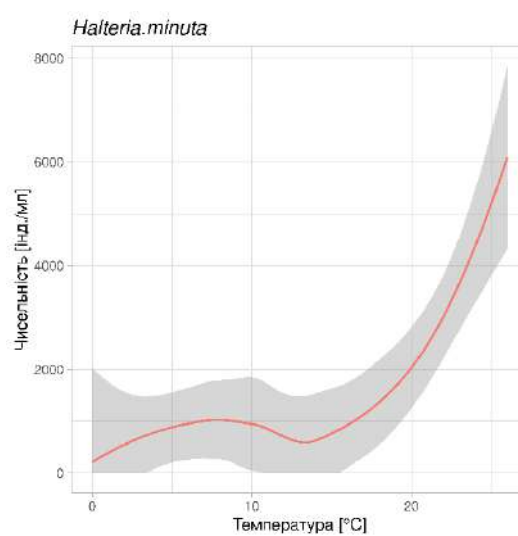
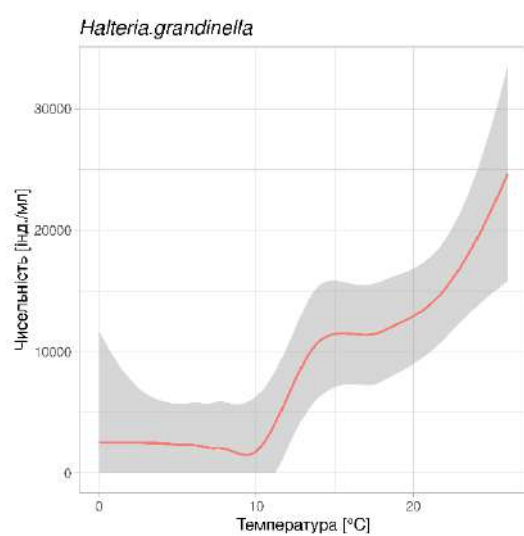
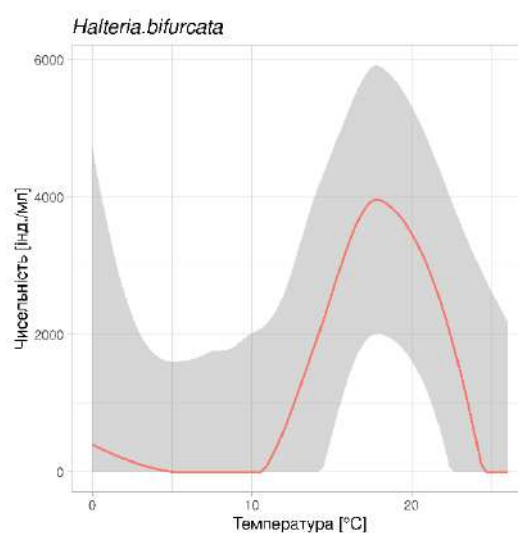
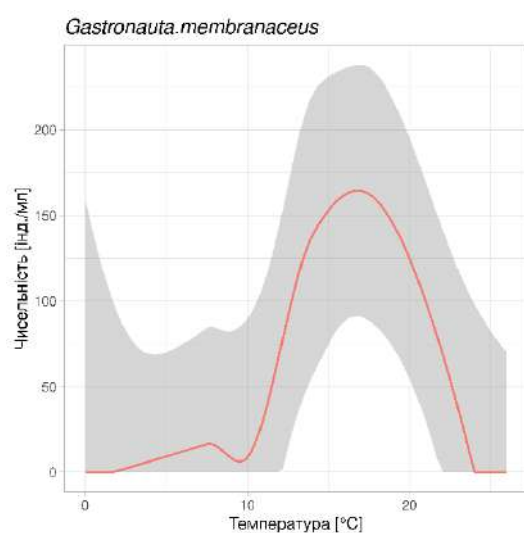
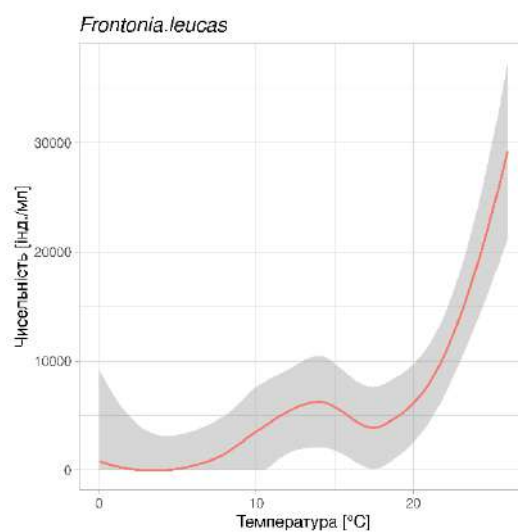
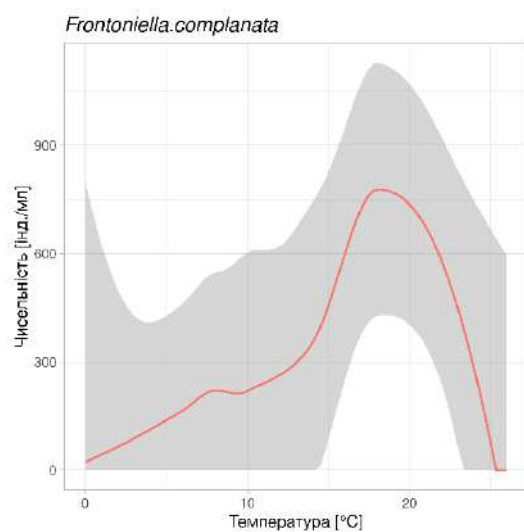
Рис. Б.2.1 Діапазони толерантності 48 видів вільноживучих війчастих найпростіших мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання в температурному градієнті. Сіра смуга – довірчі інтервали.



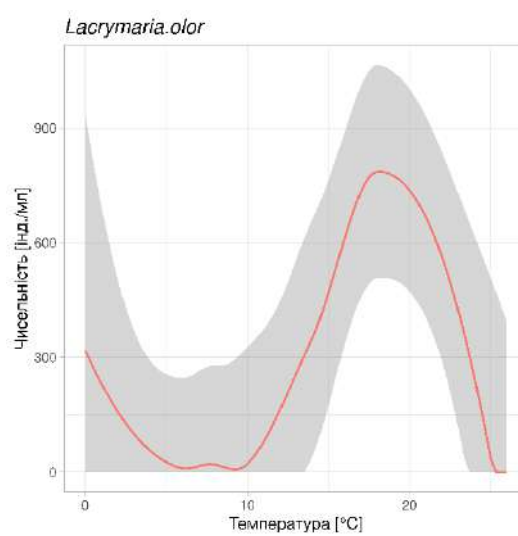
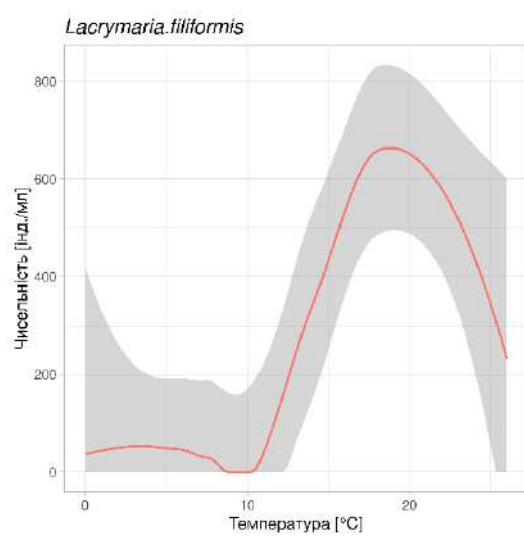
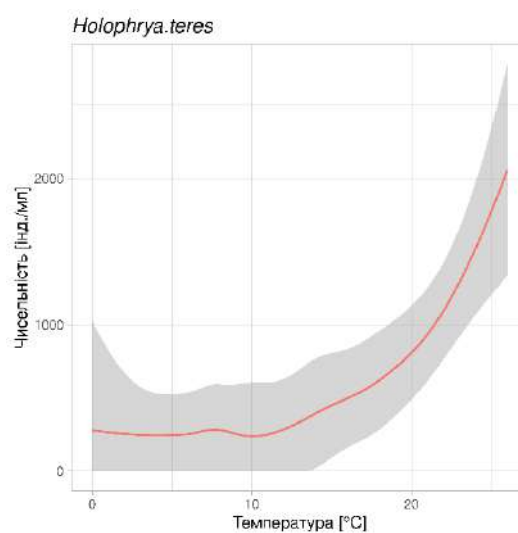
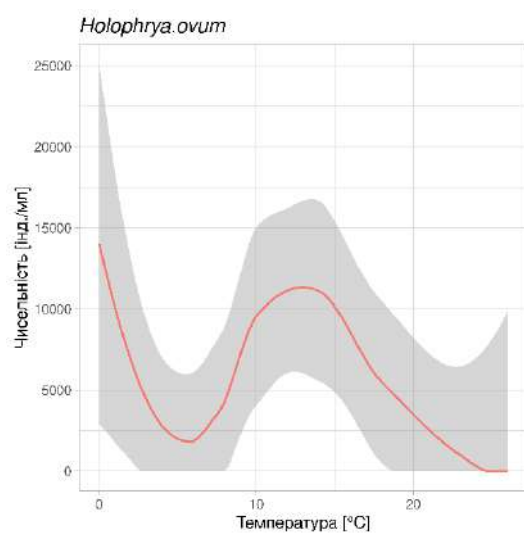
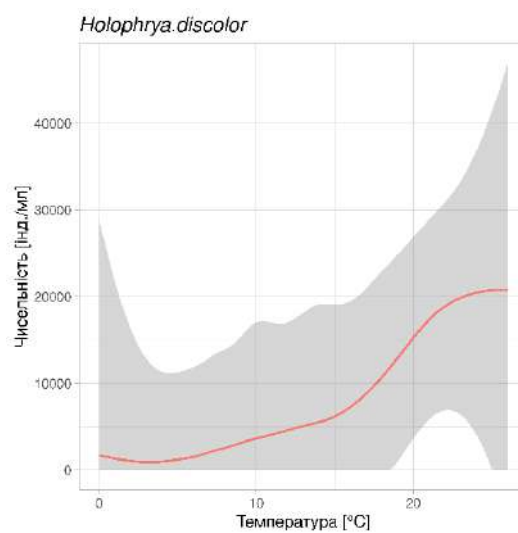
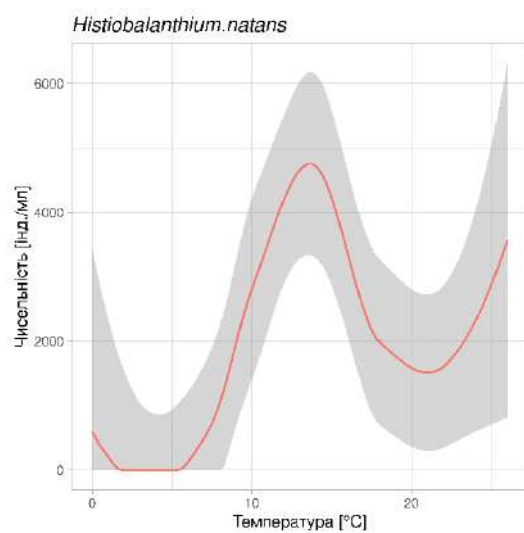
Продовж. рис. Б.2.1



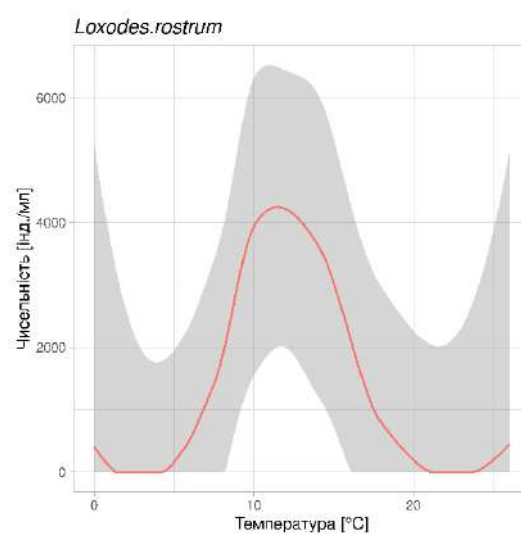
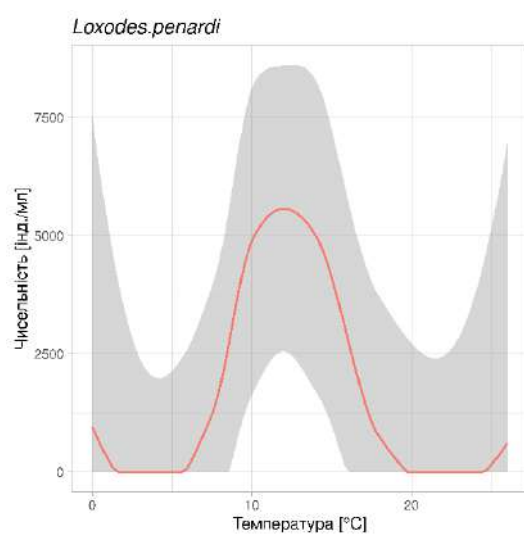
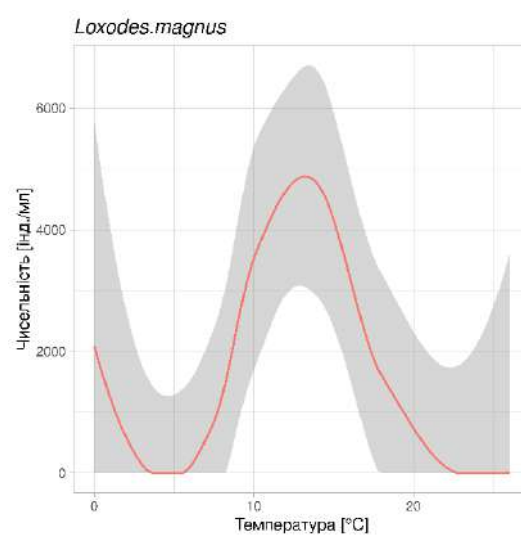
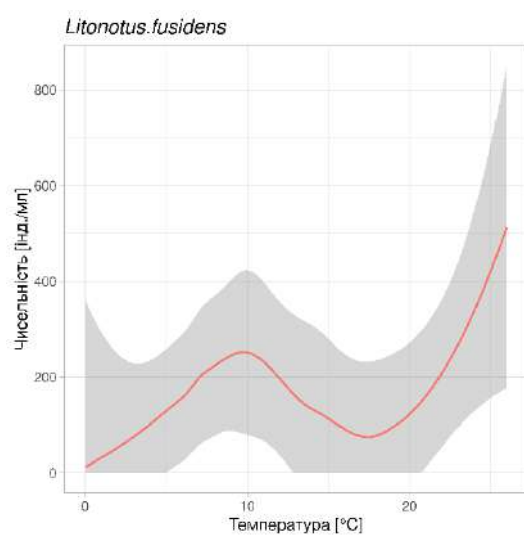
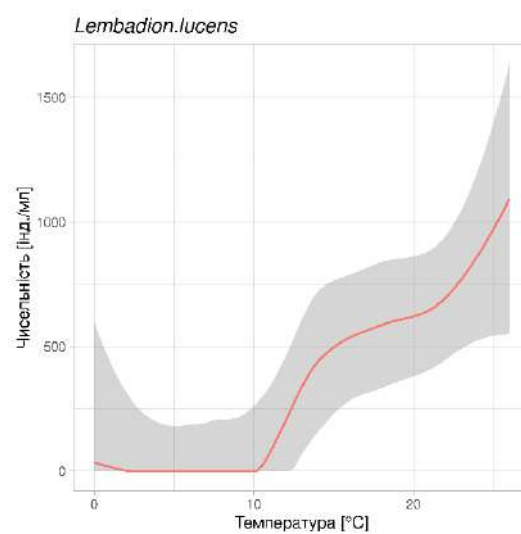
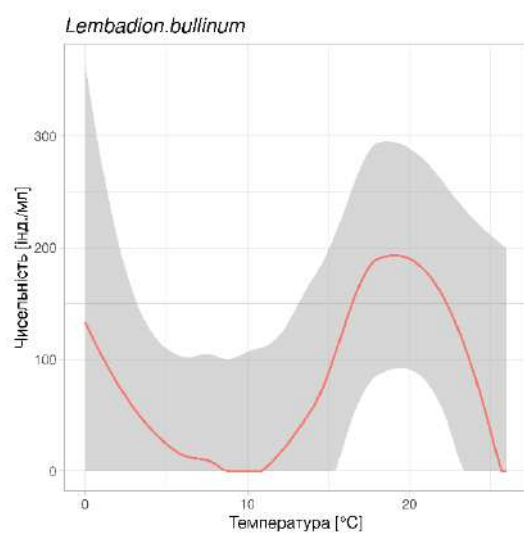
Продовж. рис. Б.2.1



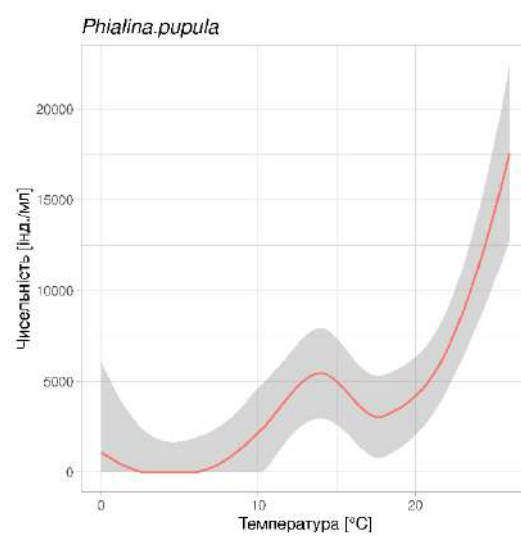
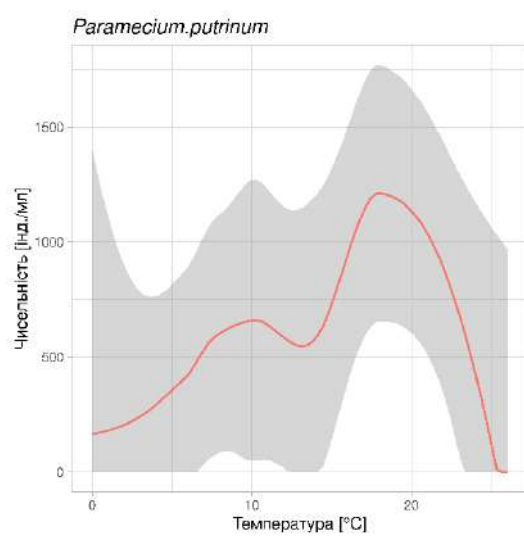
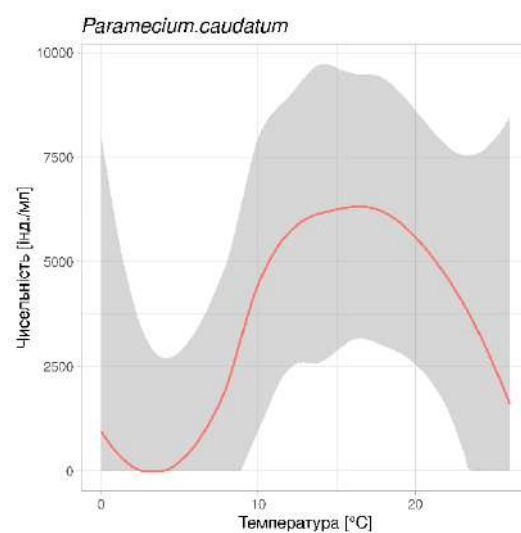
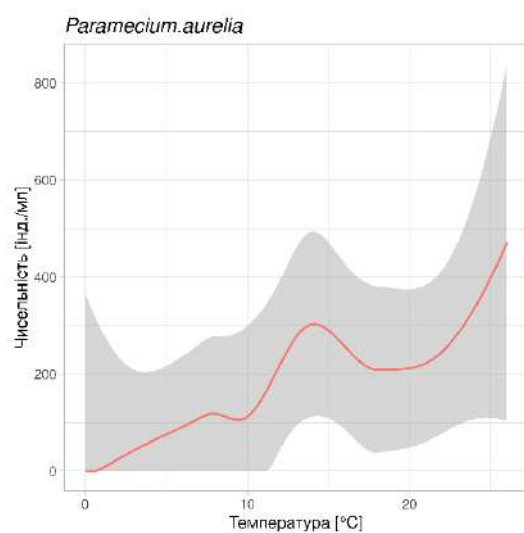
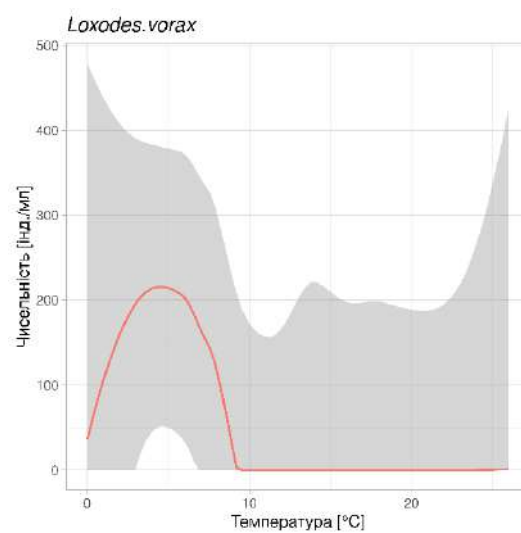
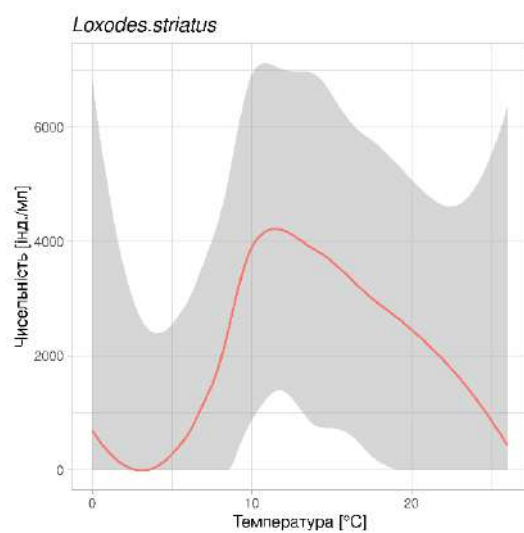
Продовж. рис. Б.2.1



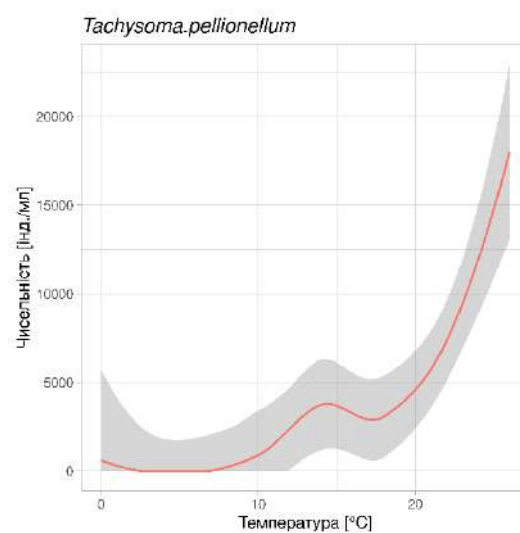
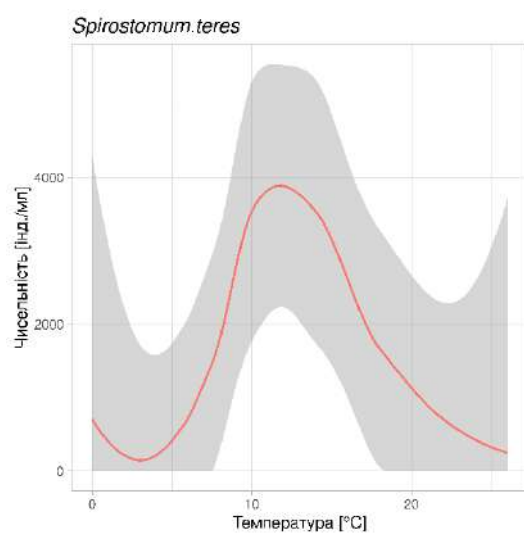
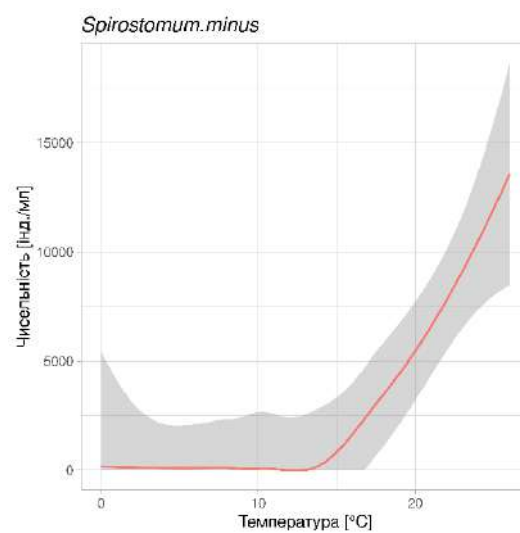
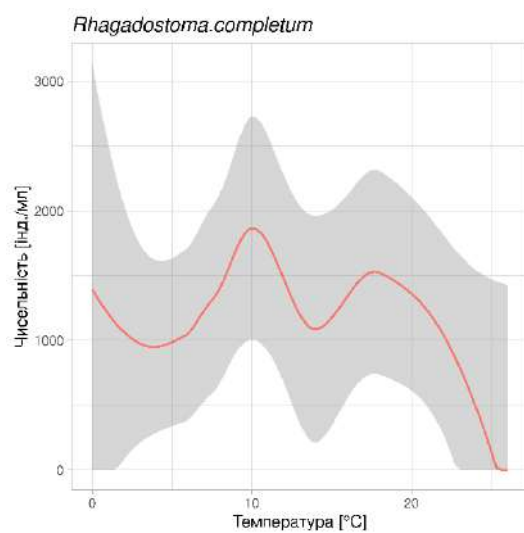
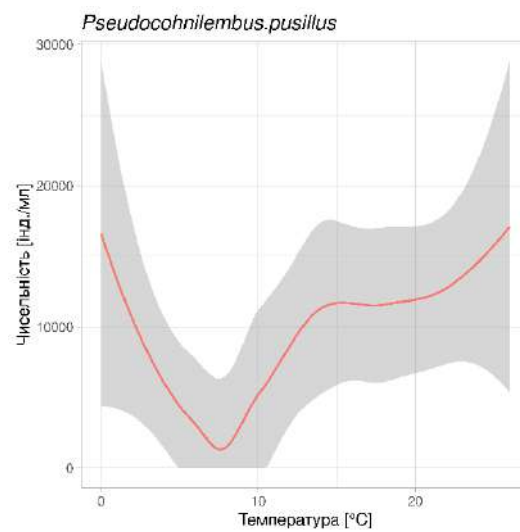
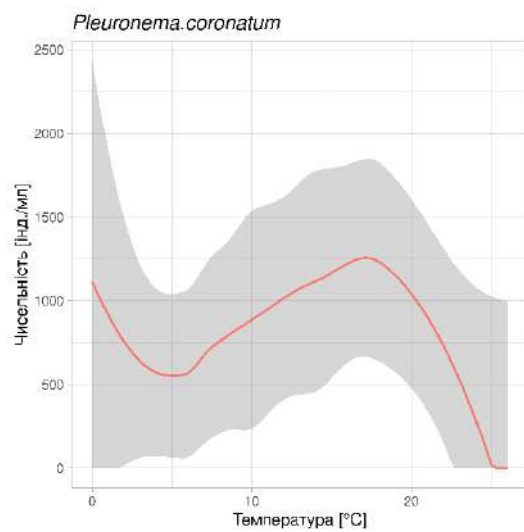
Продовж. рис. Б.2.1



Продовж. рис. Б.2.1



Продовж. рис. Б.2.1



Продовж. рис. Б.2.1

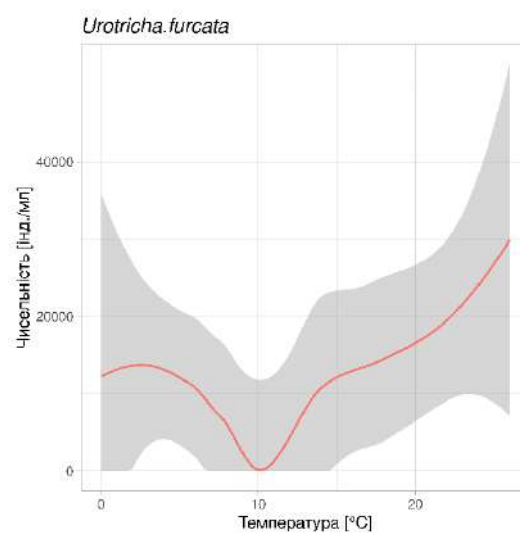
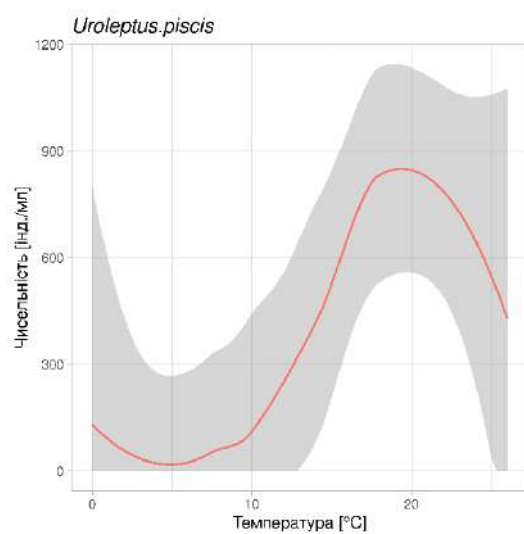
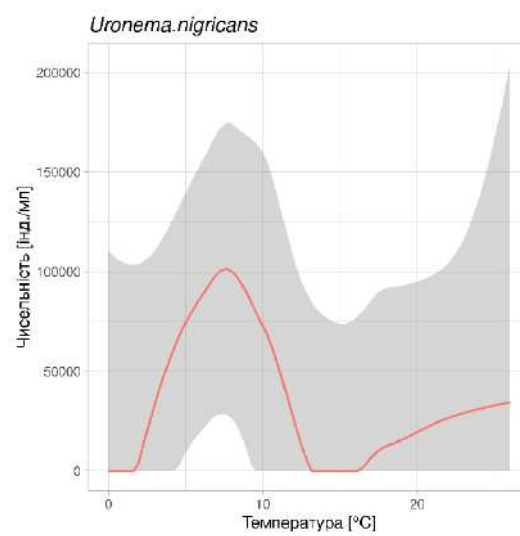
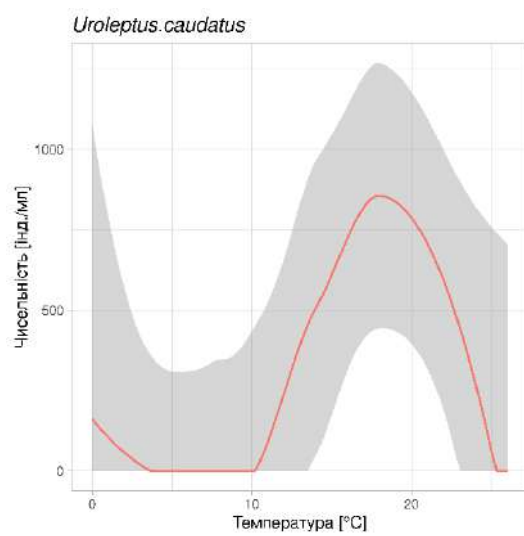
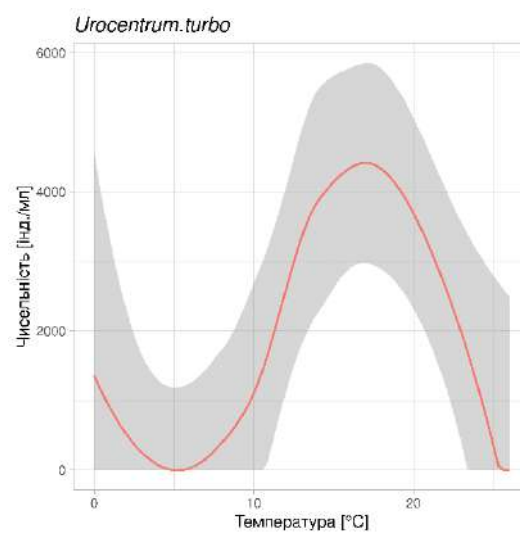
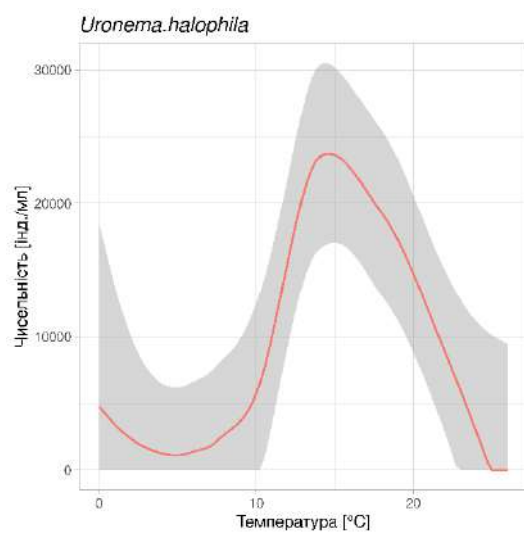
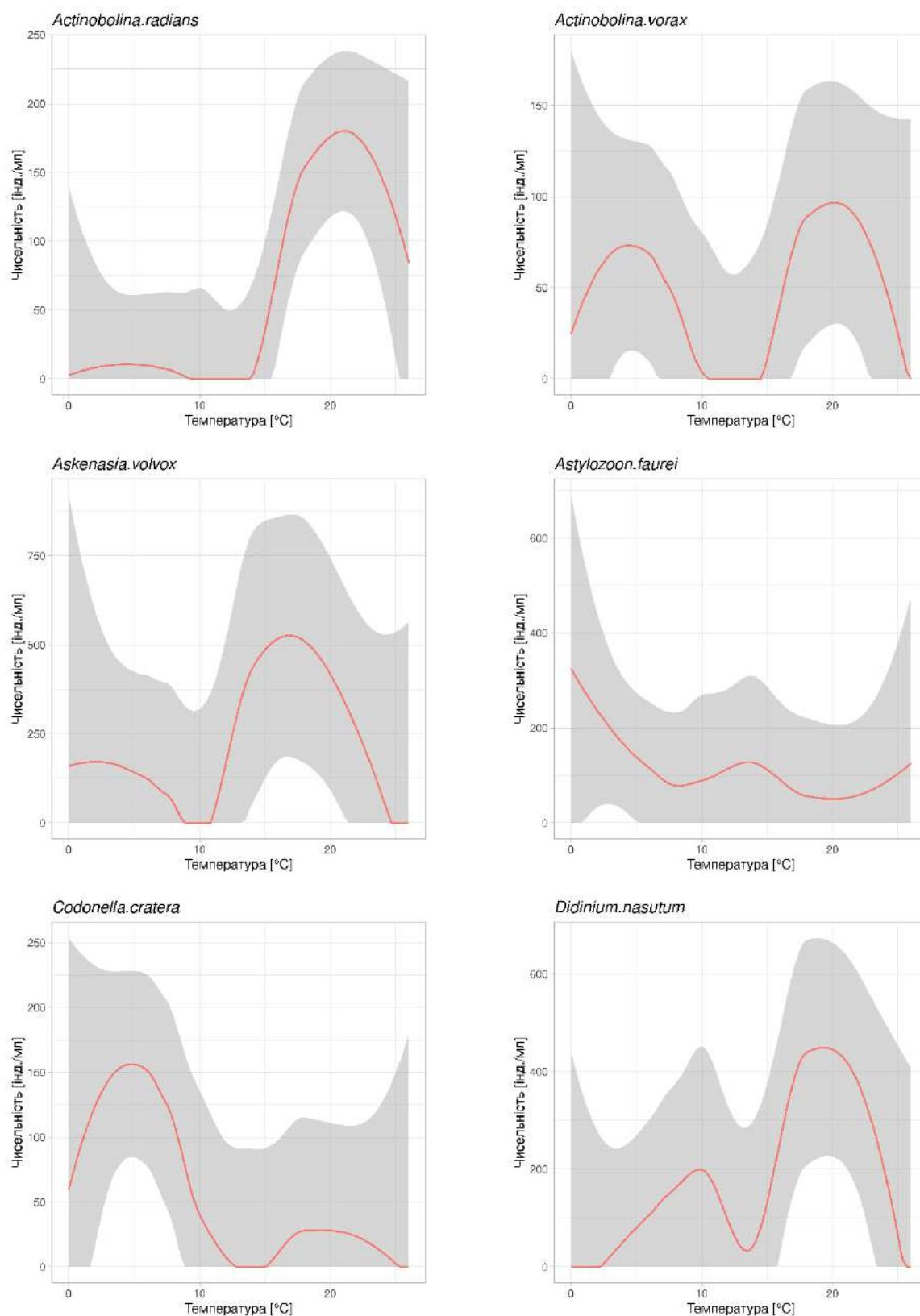
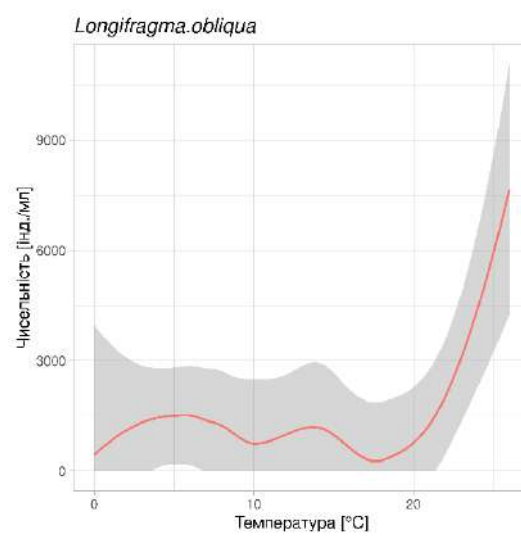
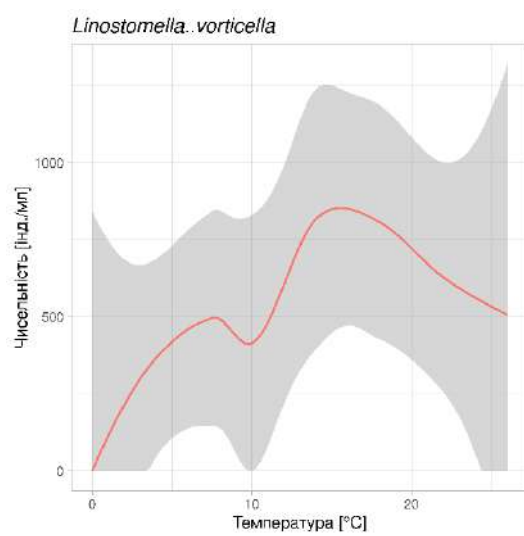
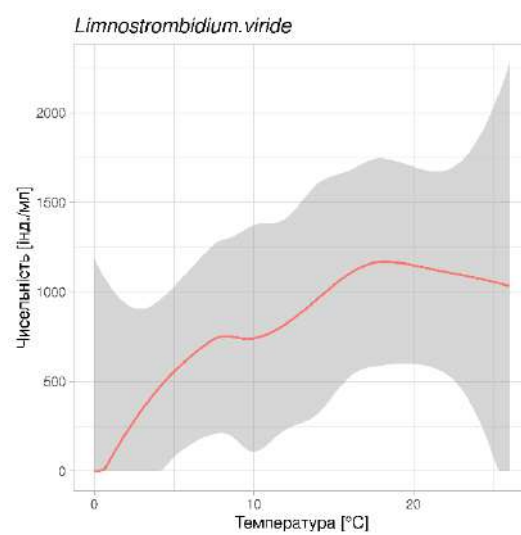
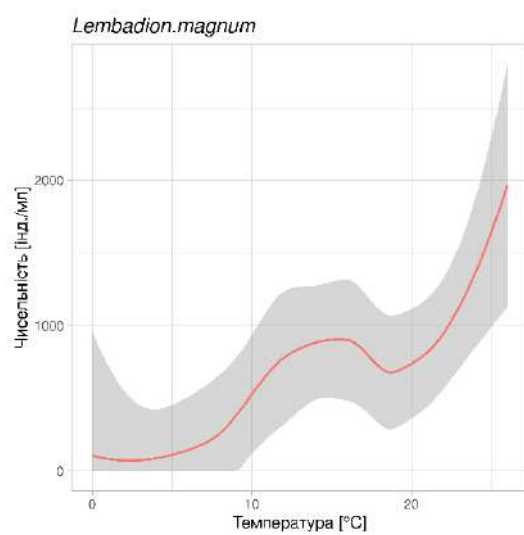
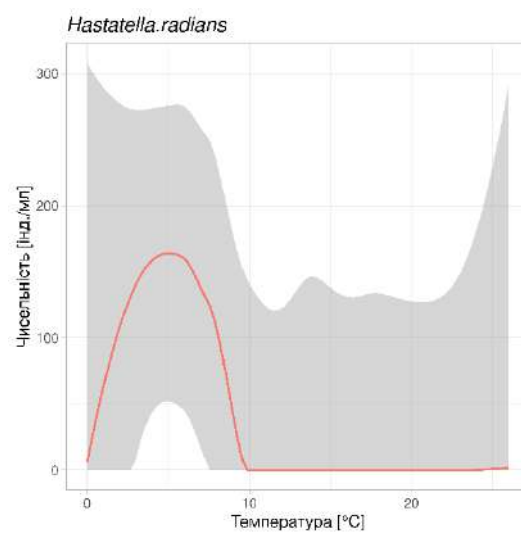
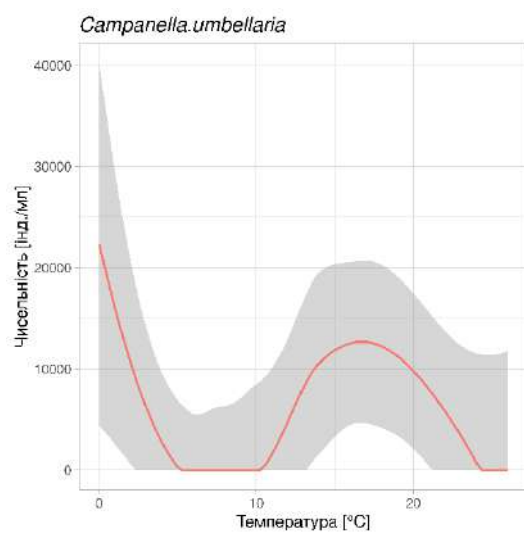


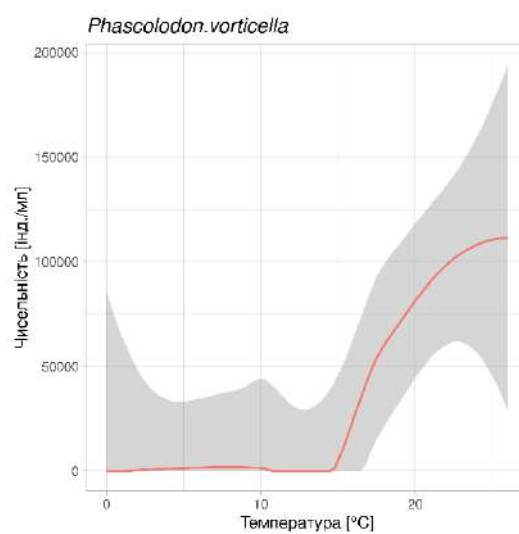
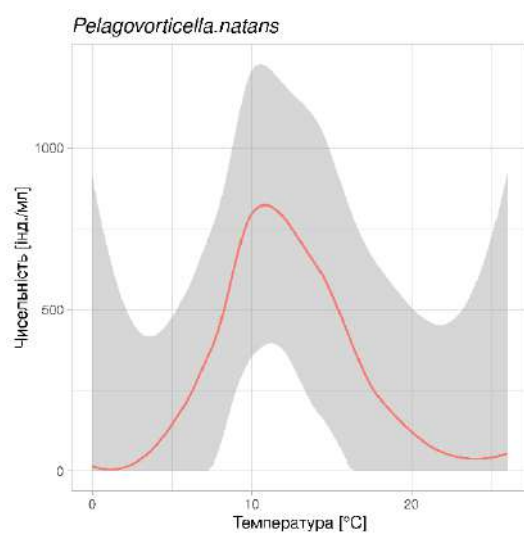
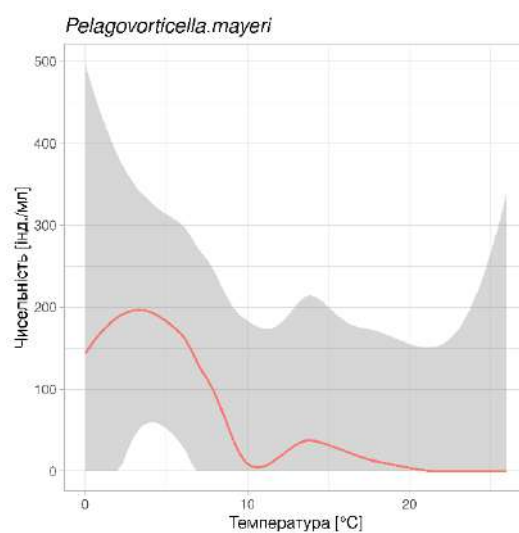
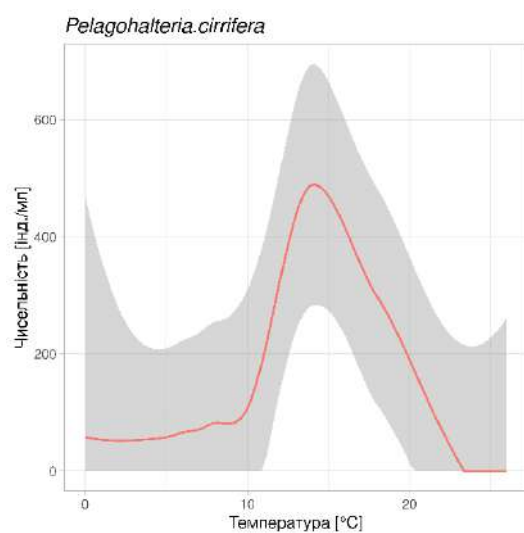
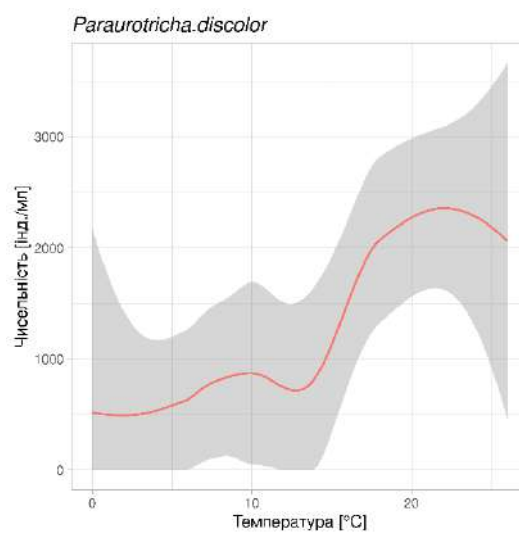
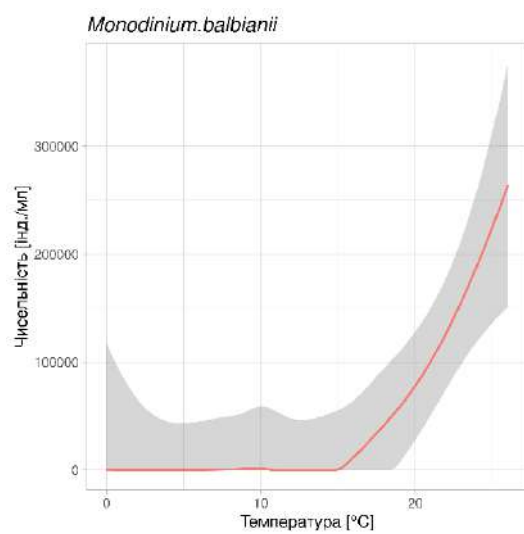
Рис. Б.2.2 Діапазони толерантності 33 видів вільноживучих війчастих найпростіших *оксифільної ценоекоморфи* аеробного угруповання в температурному градієнті. Сіра смуга – довірчі інтервали.



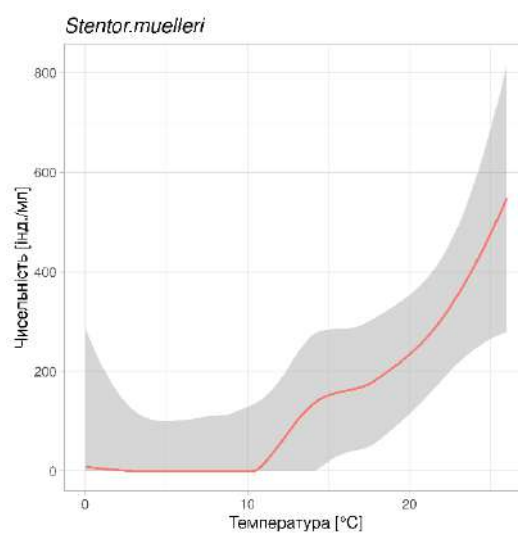
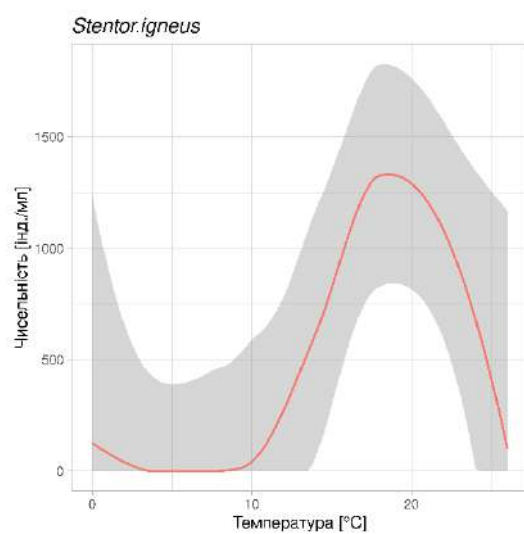
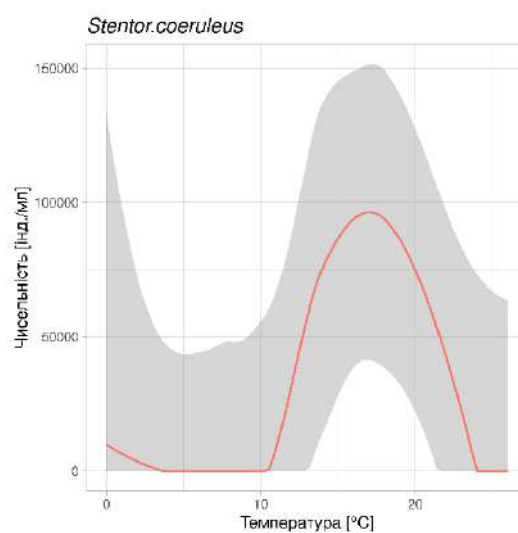
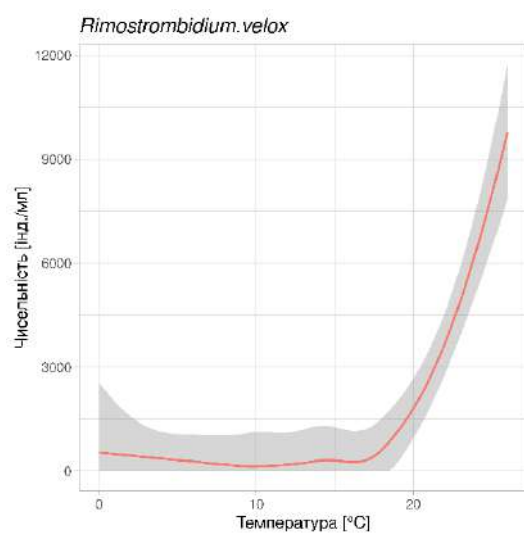
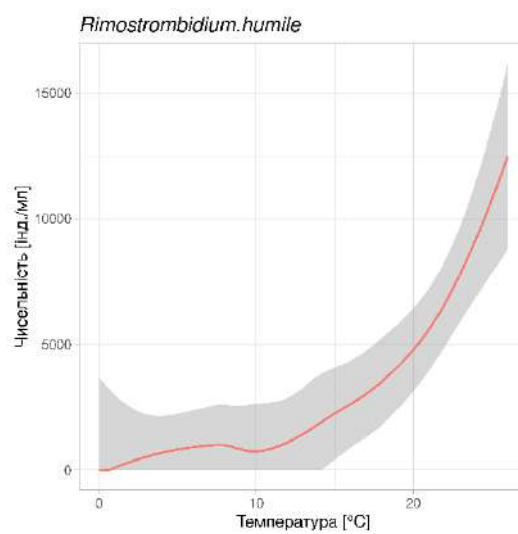
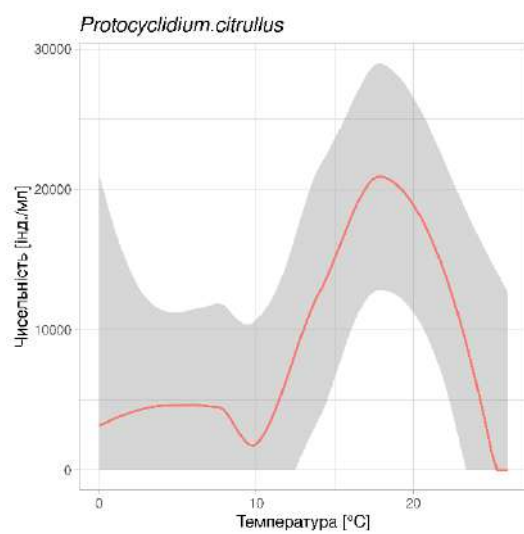
Продовж. рис. Б.2.2



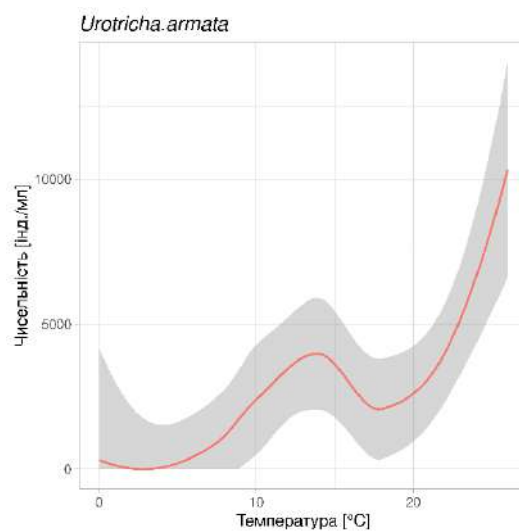
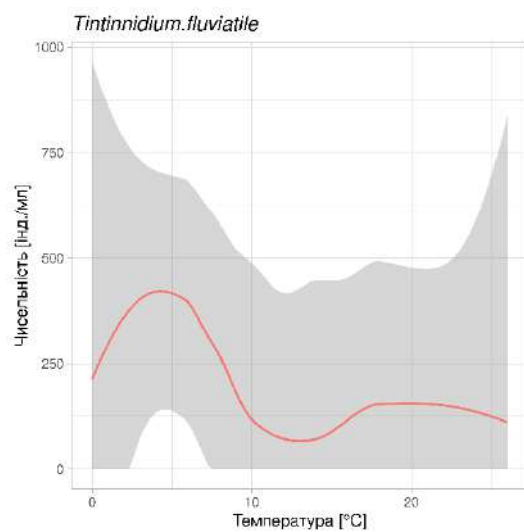
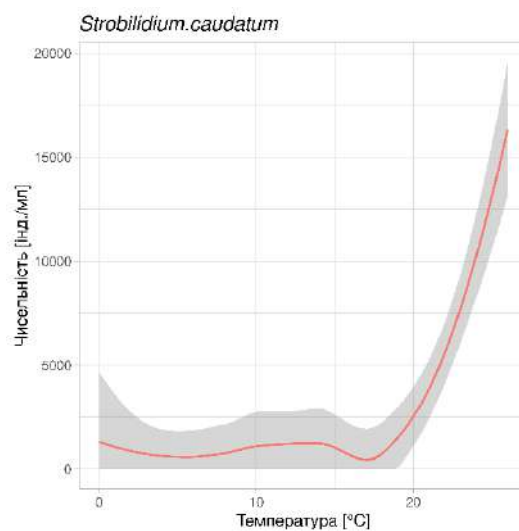
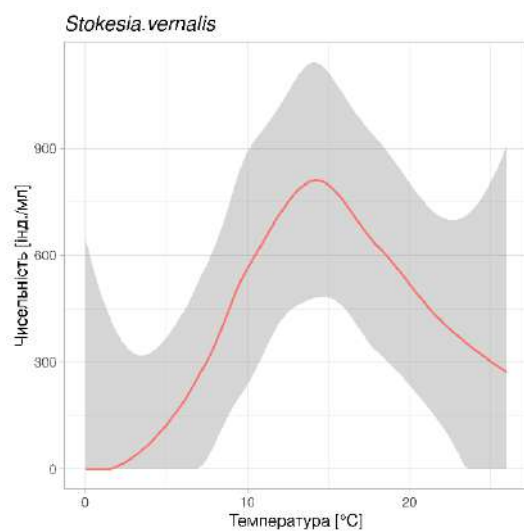
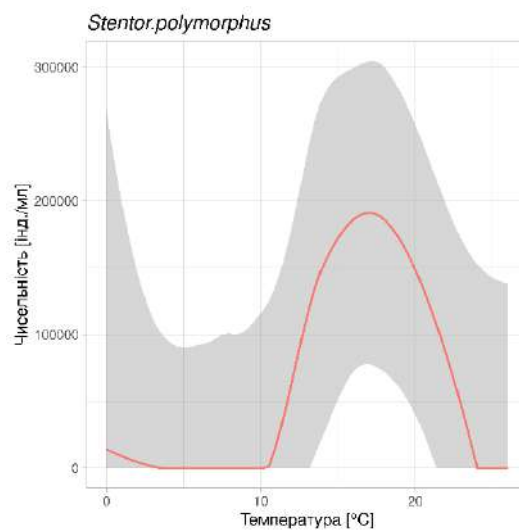
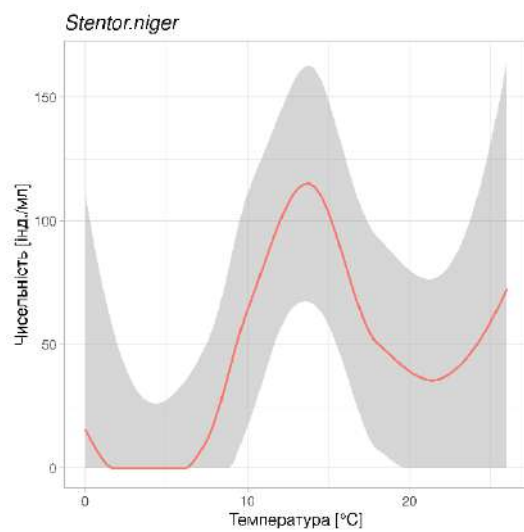
Продовж. рис. Б.2.2



Продовж. рис. Б.2.2



Продовж. рис. Б.2.2



Продовж. рис. Б.2.2

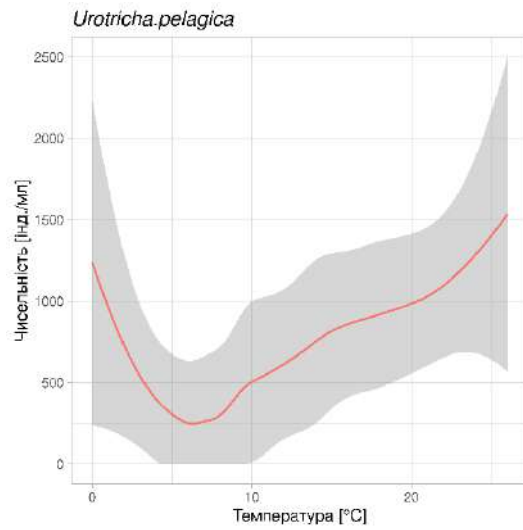
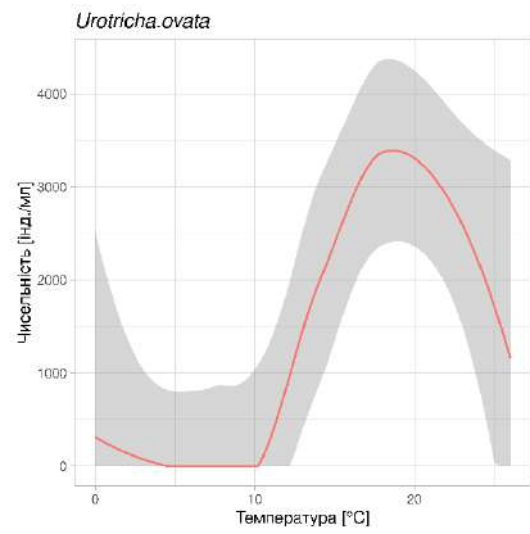
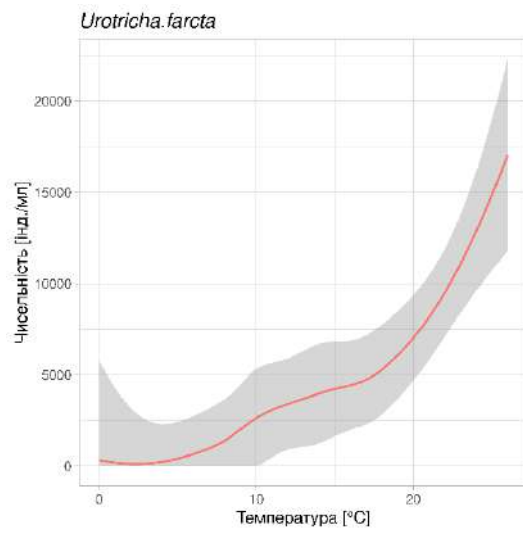
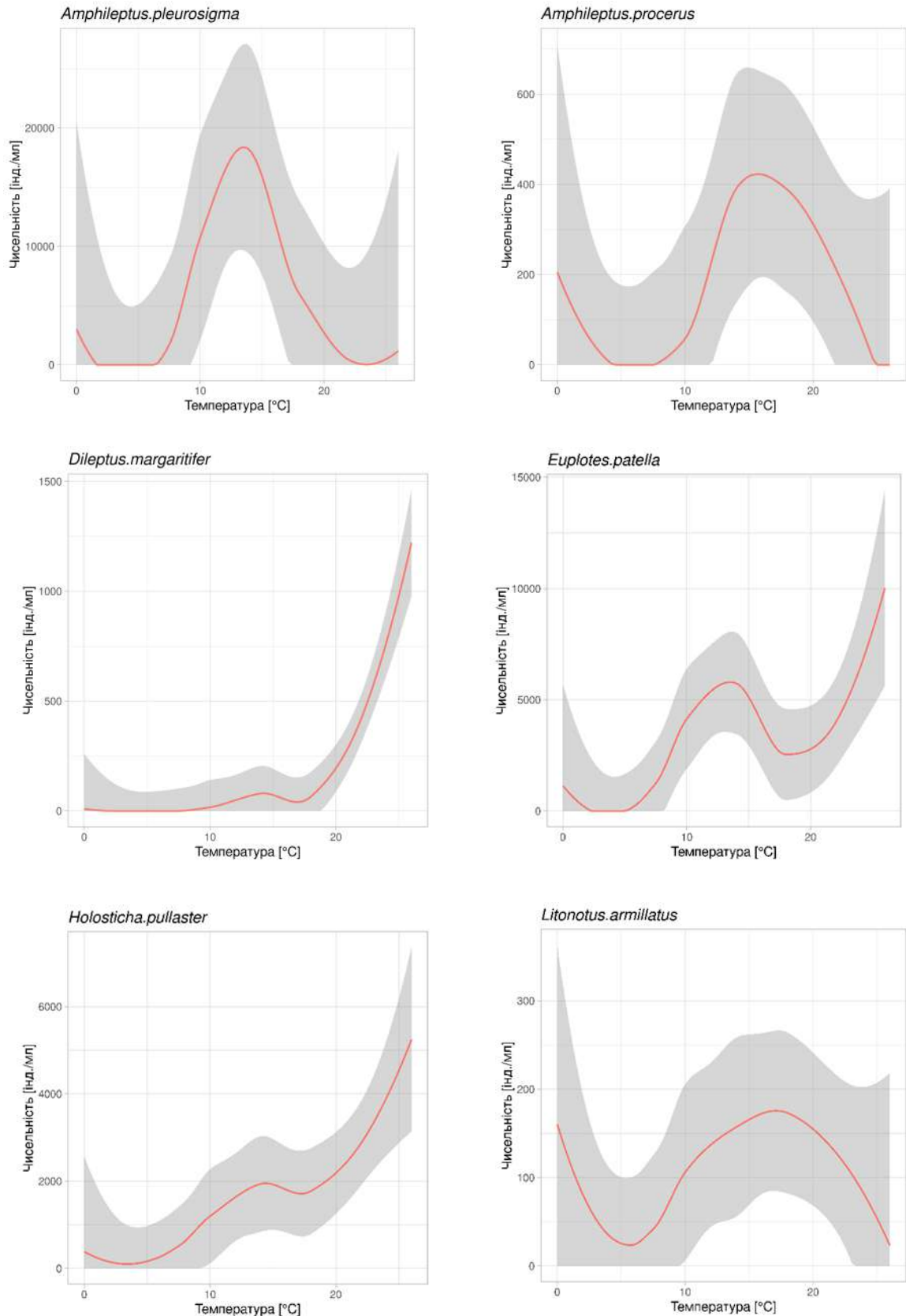
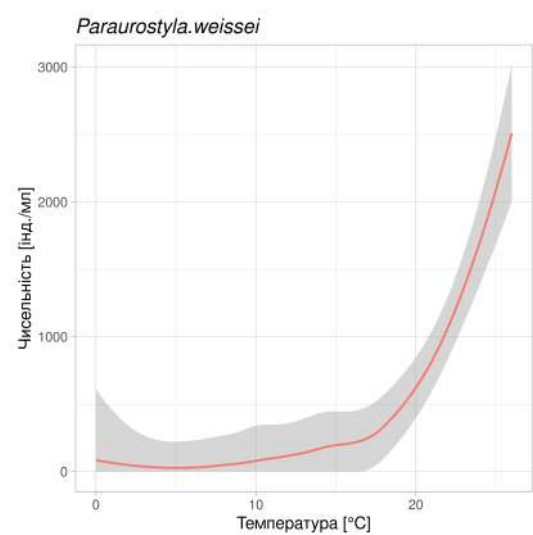
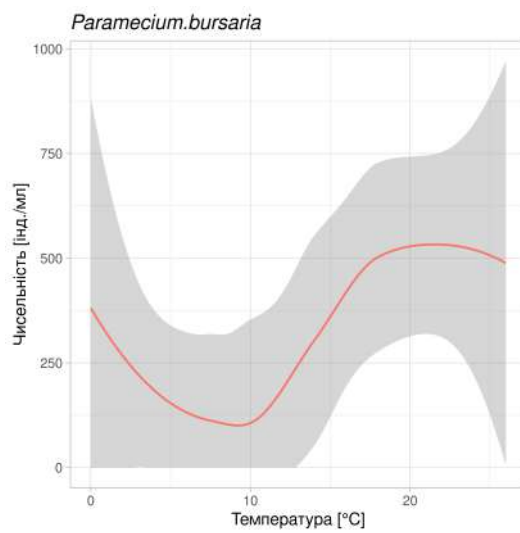
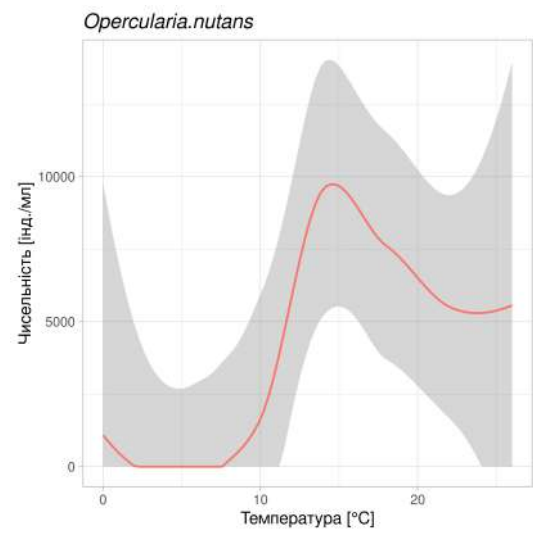
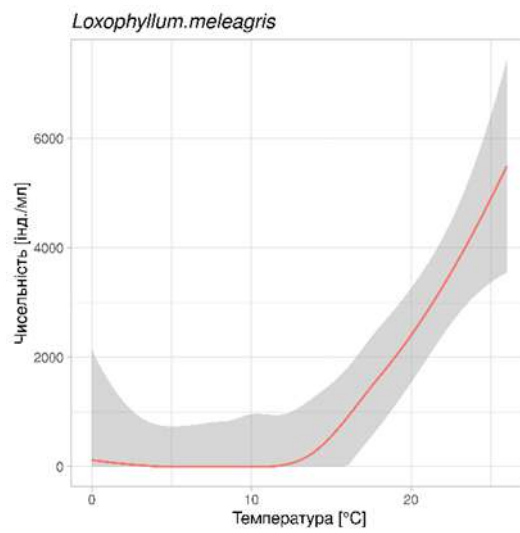
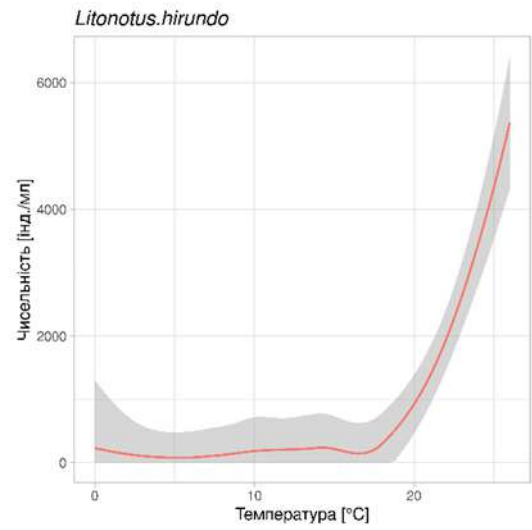
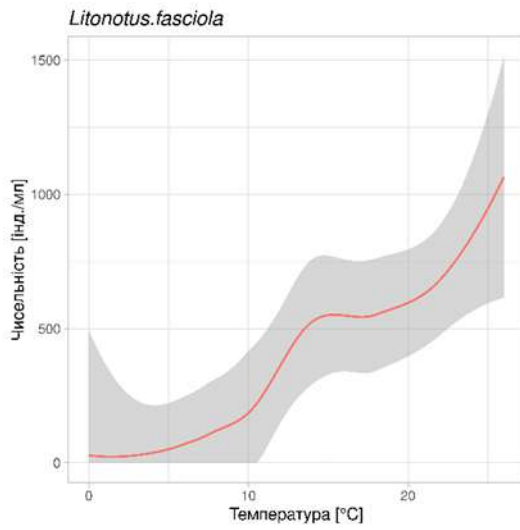


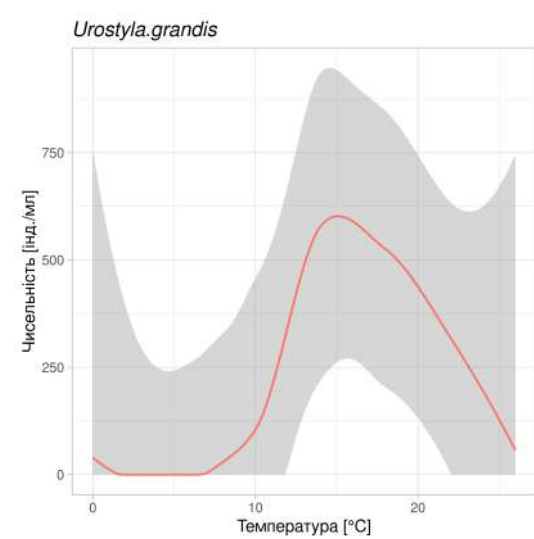
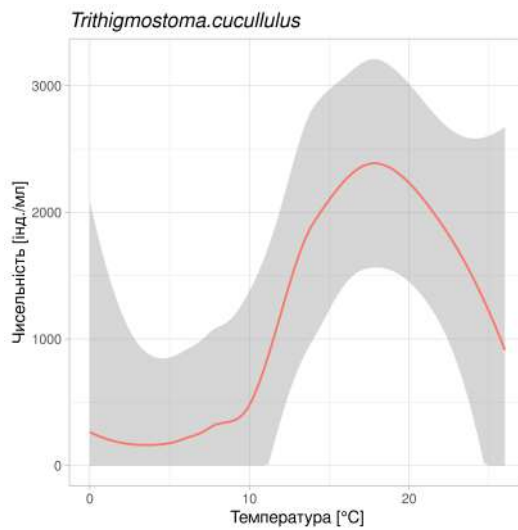
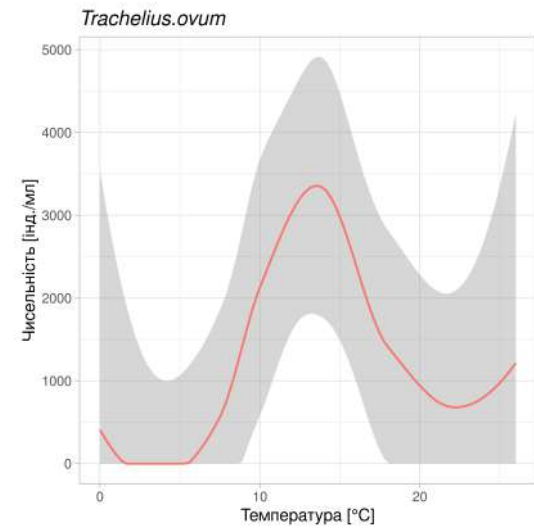
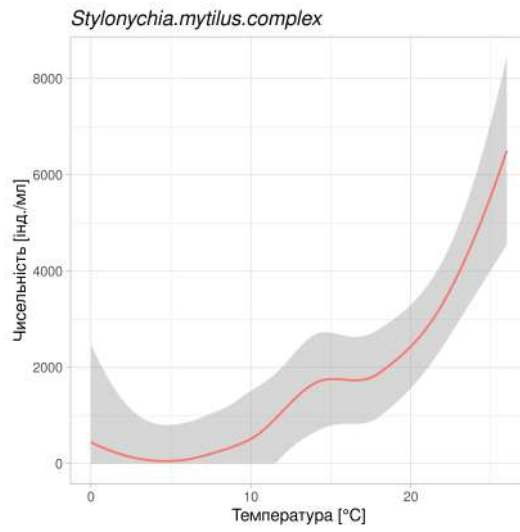
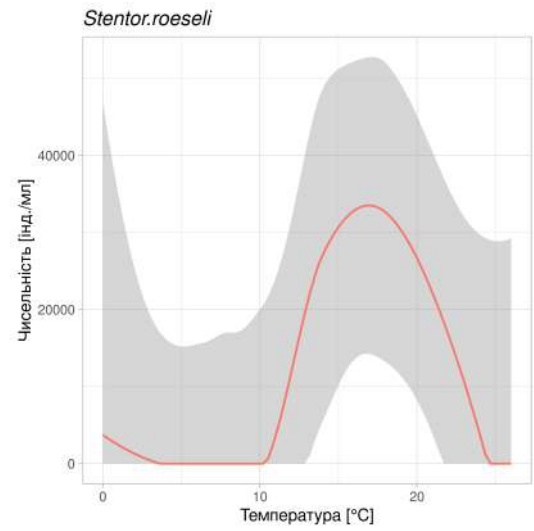
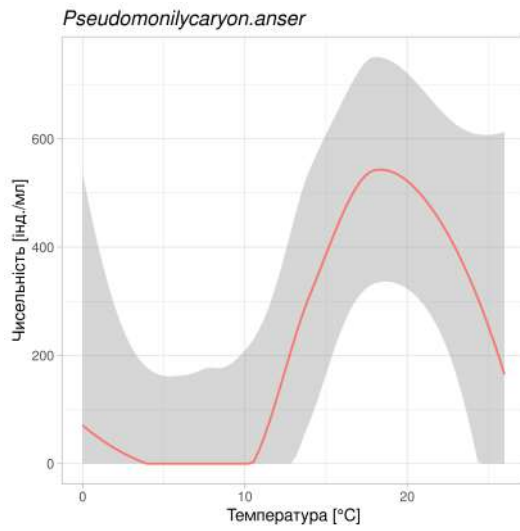
Рис. Б.2.3 Діапазони толерантності 23 видів вільноживучих війчастих найпростіших *евриоксифільної ценоекоморфи* аеробного угруповання в температурному градієнті. Сіра смуга – довірчі інтервали.



Продовж. рис. Б.2.3



Продовж. рис. Б.2.3



Продовж. рис. Б.2.3

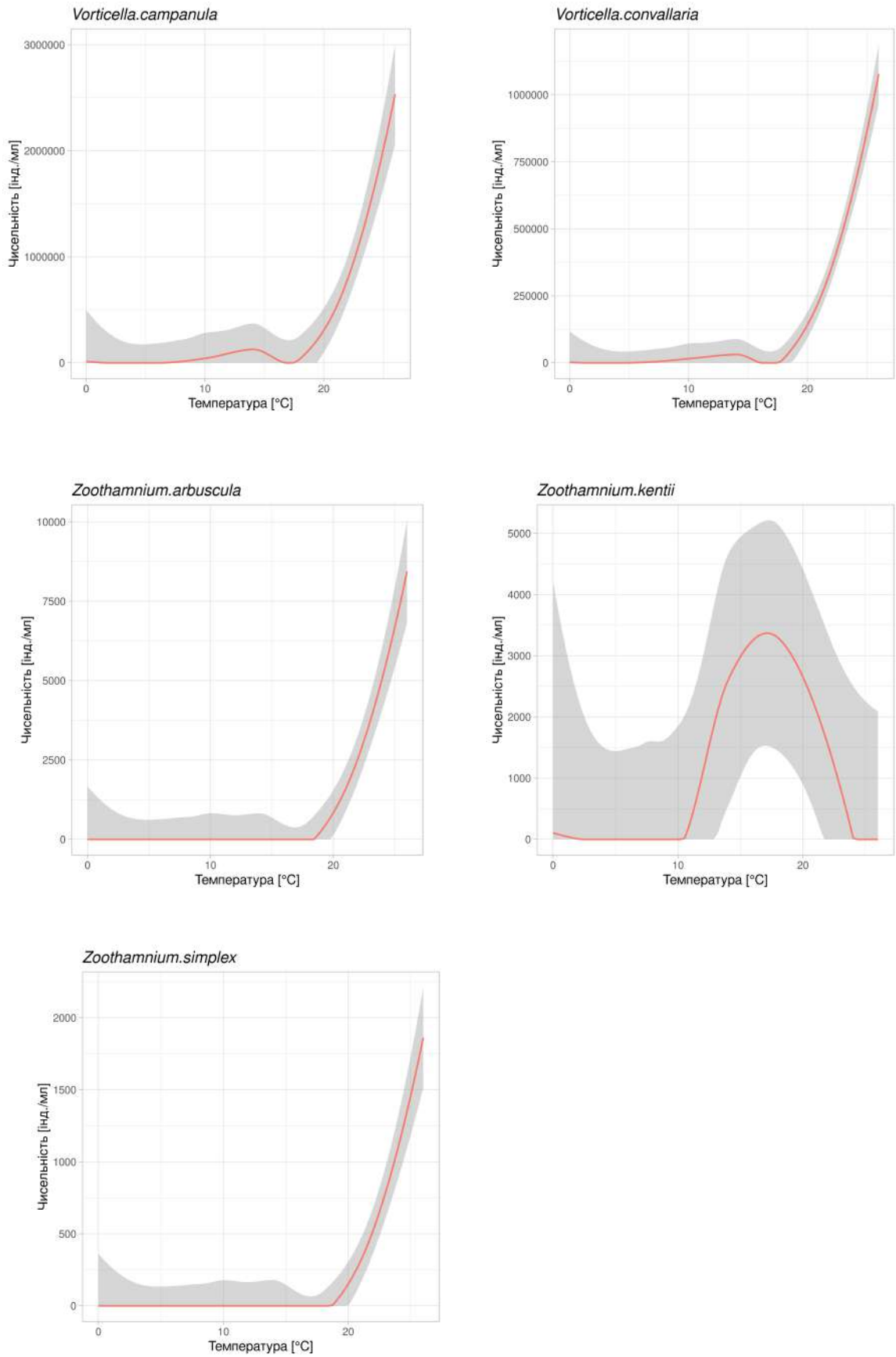
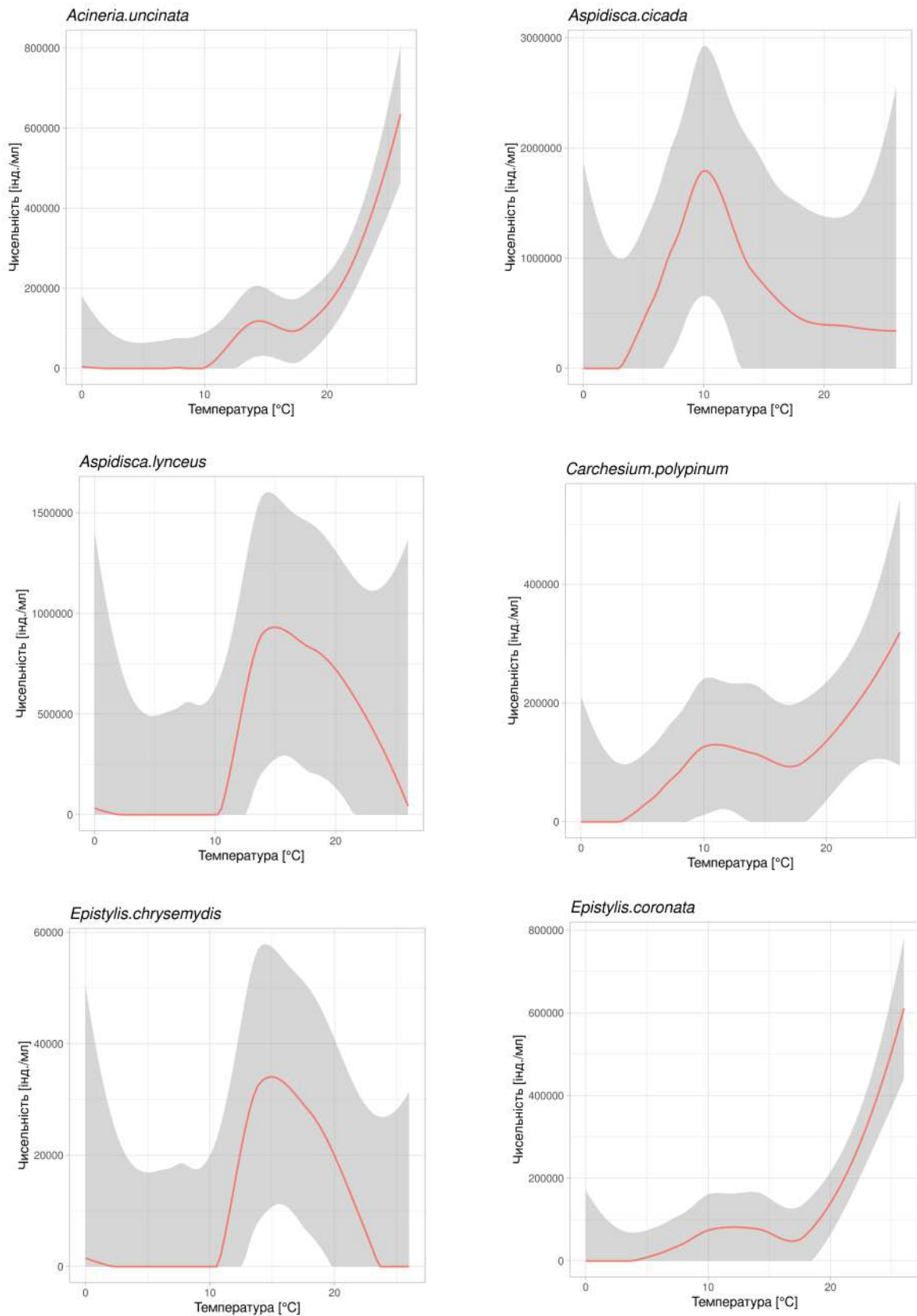
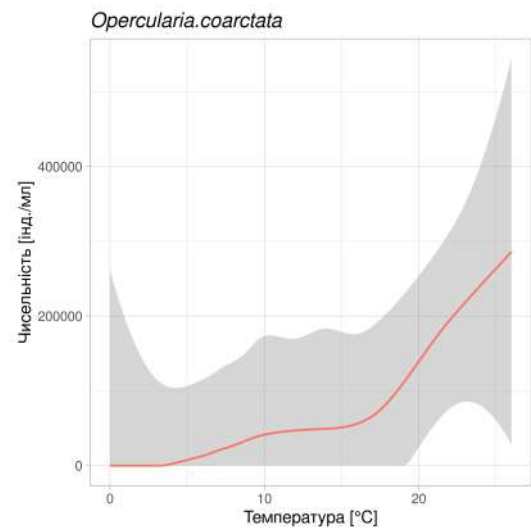
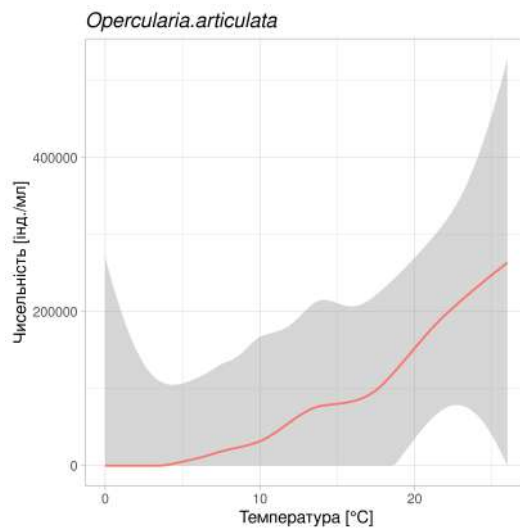
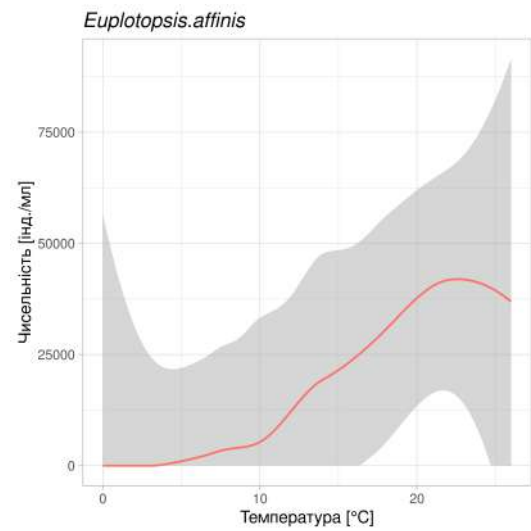
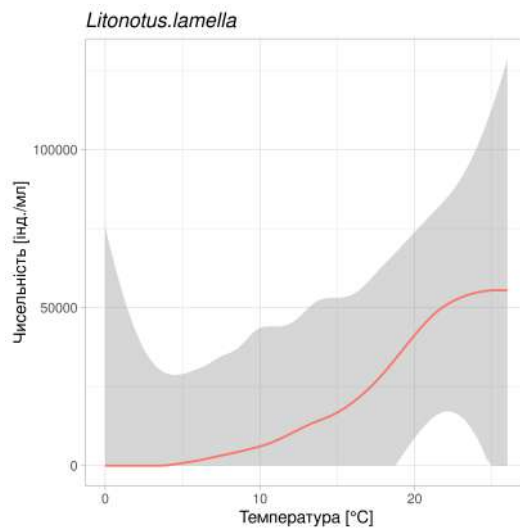
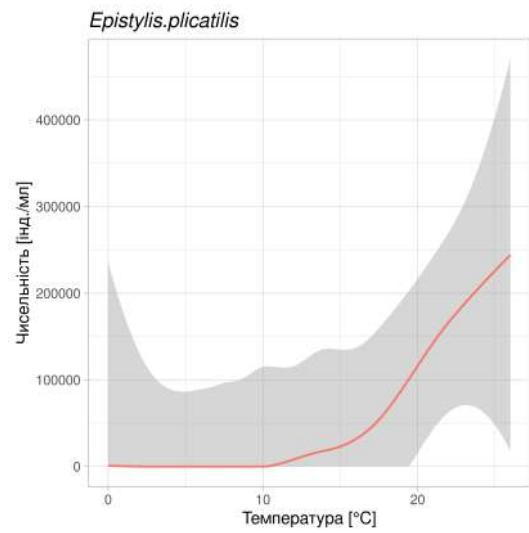
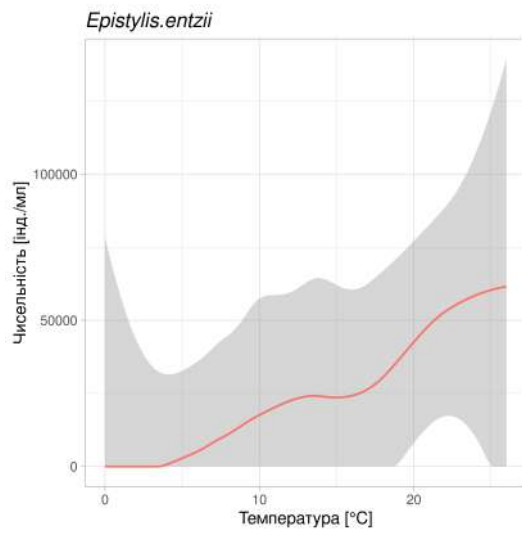


Рис. Б.2.4 Діапазони толерантності 18 видів вільноживучих війчастих найпростіших в активному мулі мікрооксифільної ценоекоморфи аеробного угруповання в температурному градієнті. Позначення: сірий колір – довірчі



Продовж. рис. Б.2.4



Продовж. рис. Б.2.4

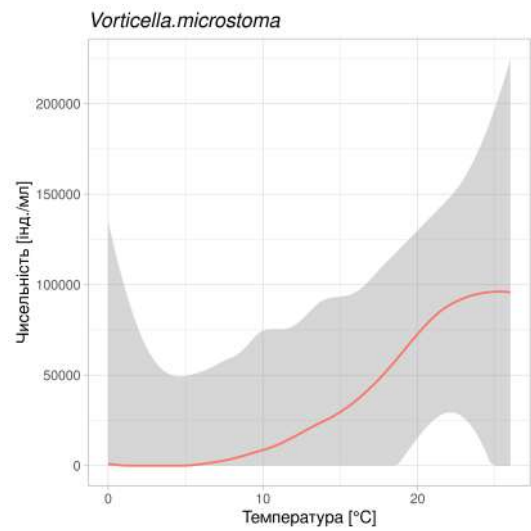
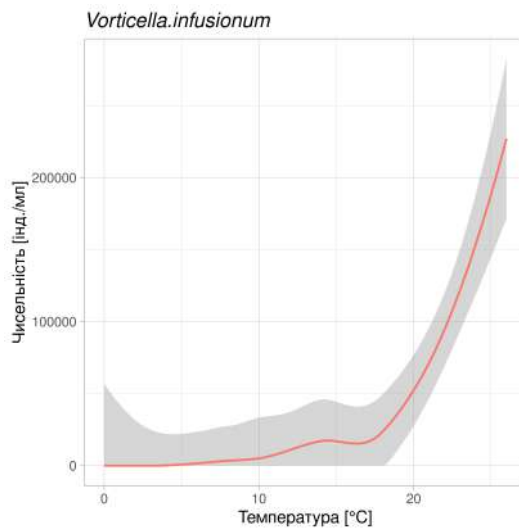
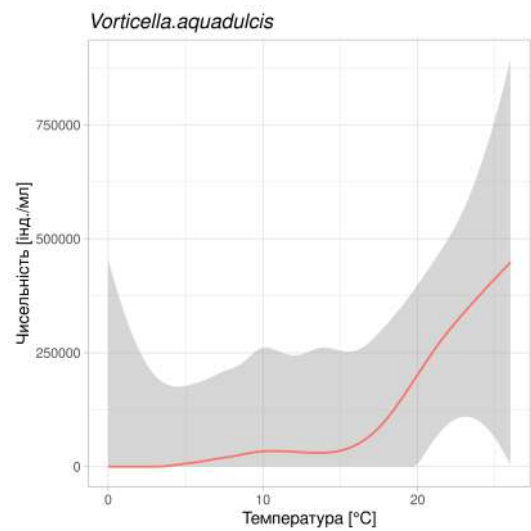
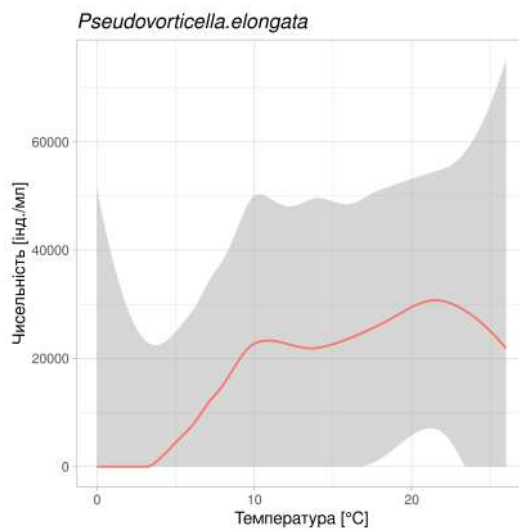
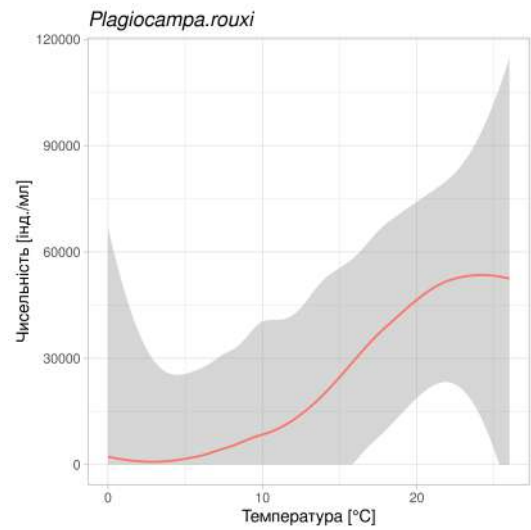
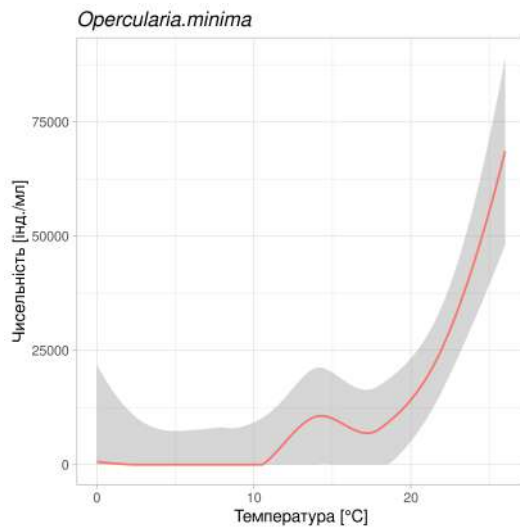
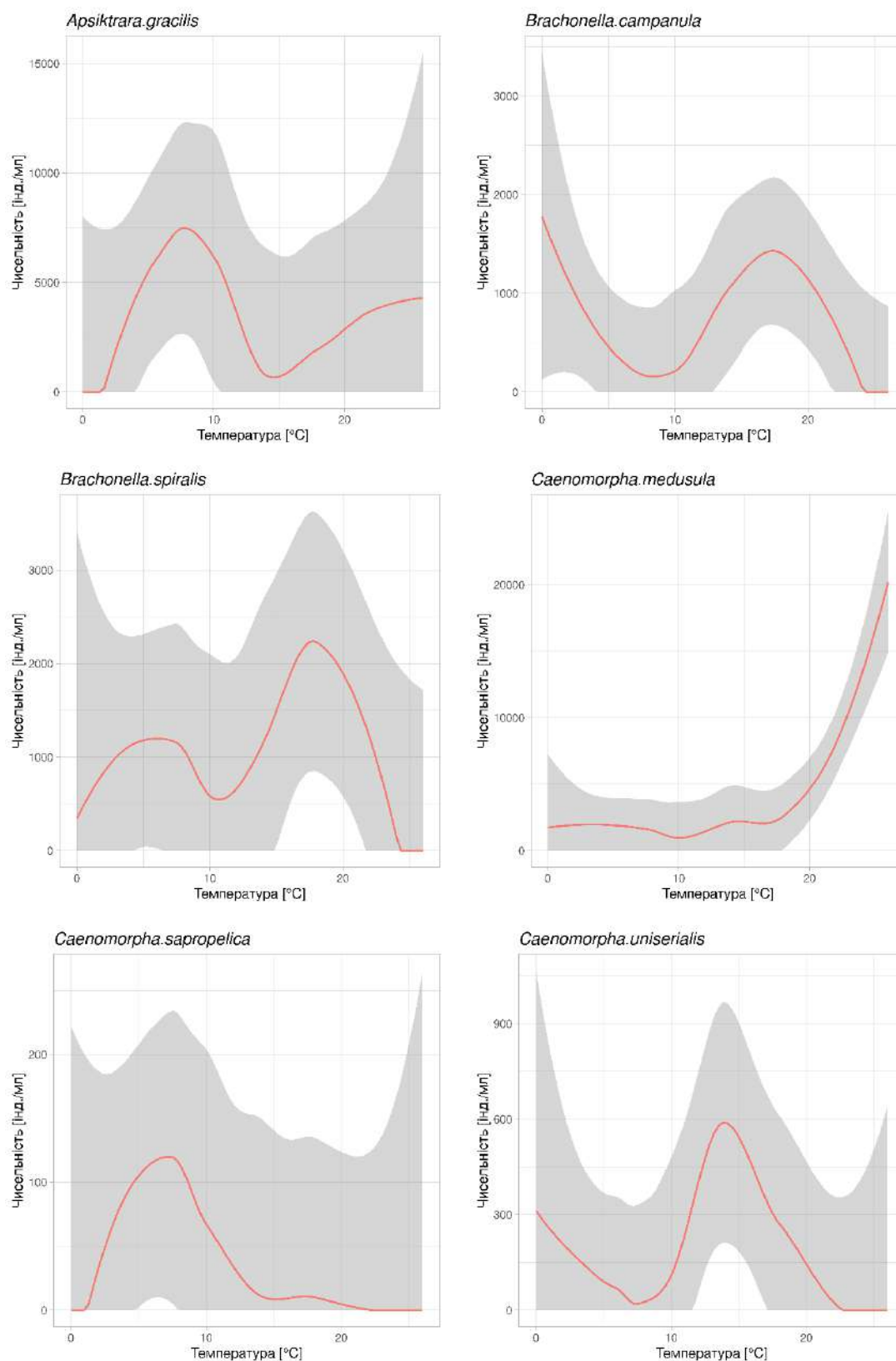
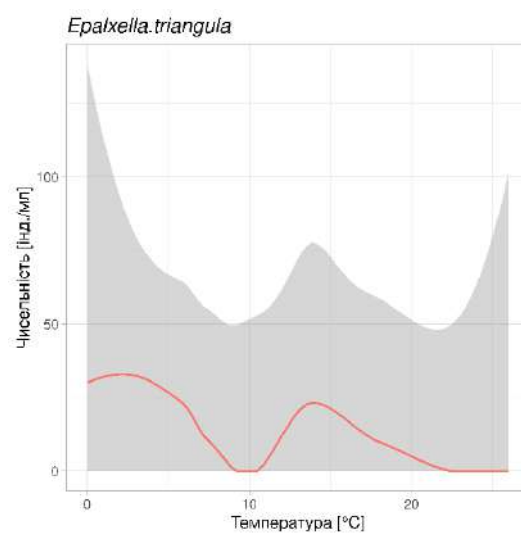
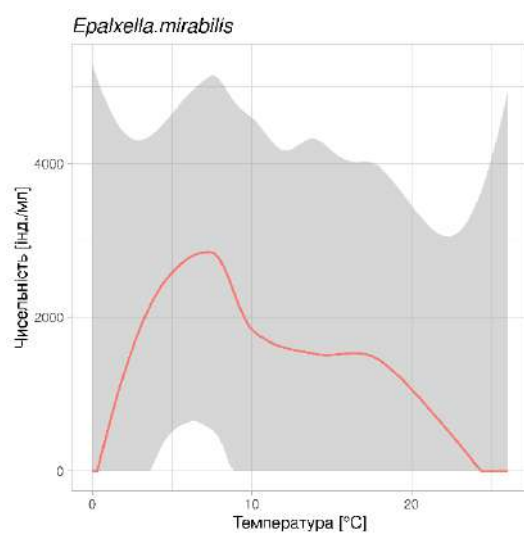
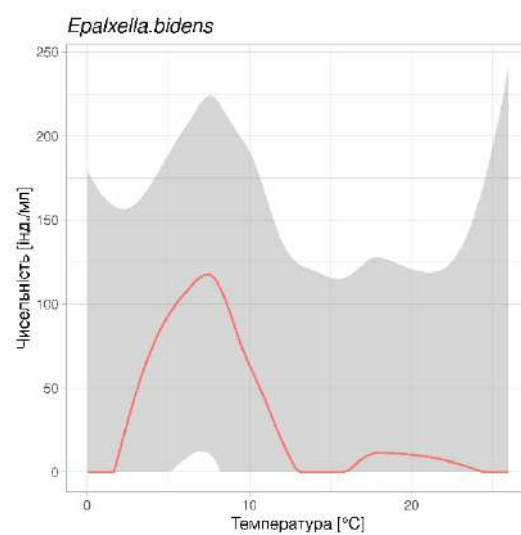
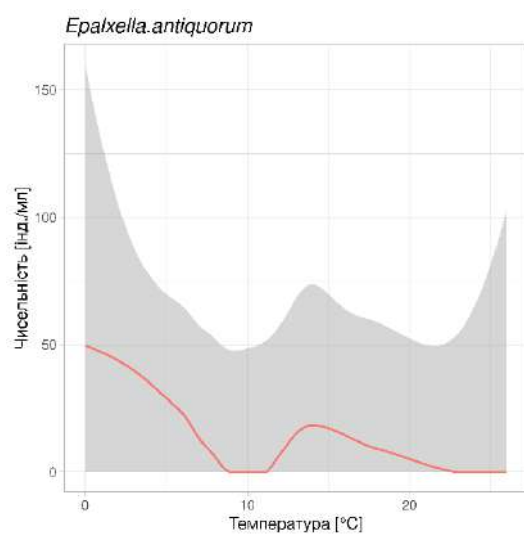
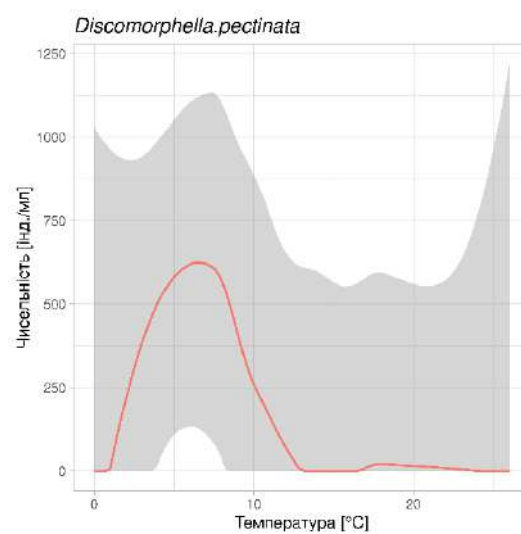
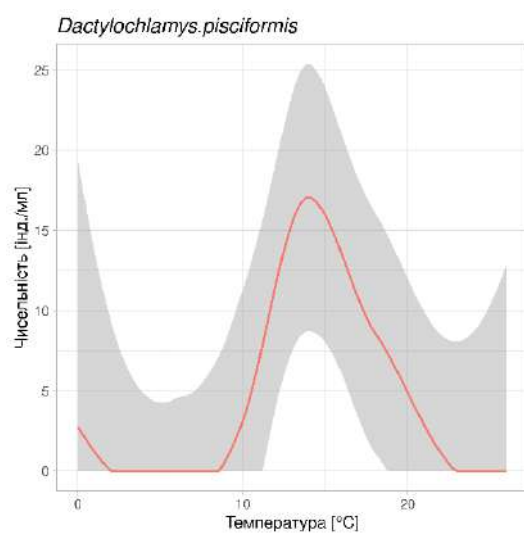


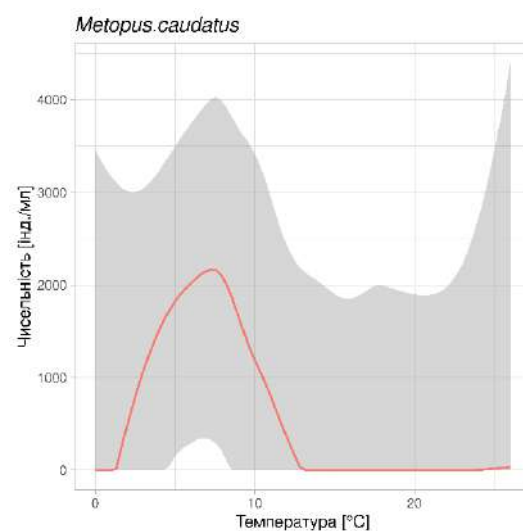
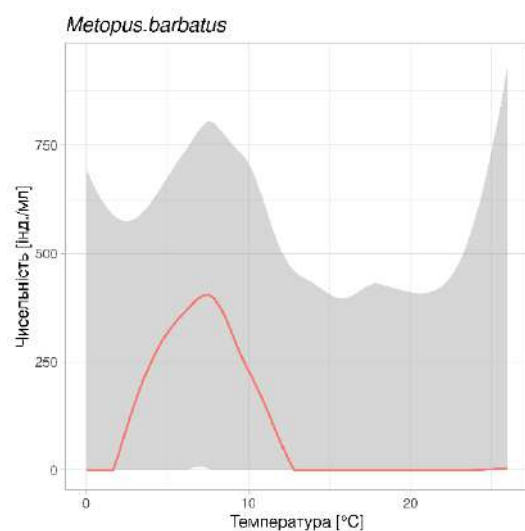
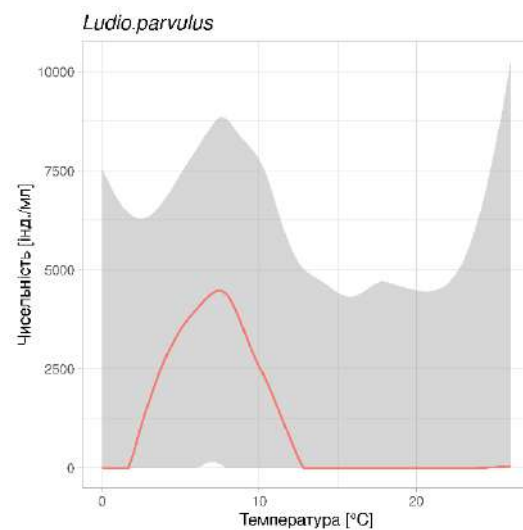
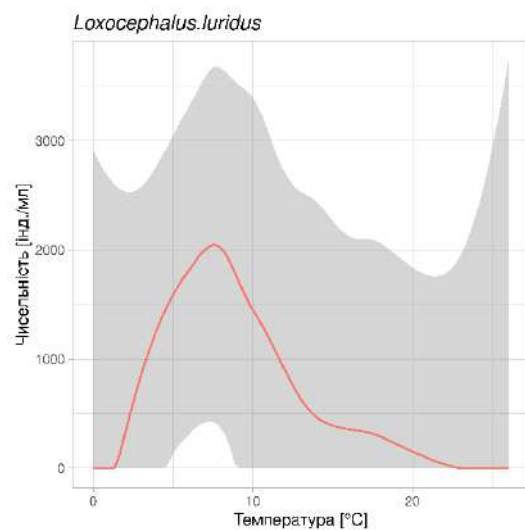
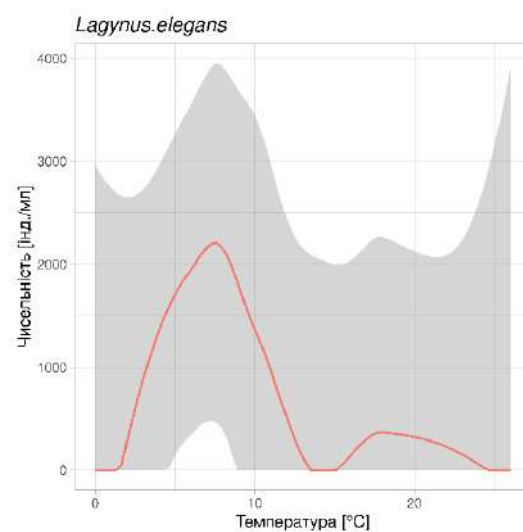
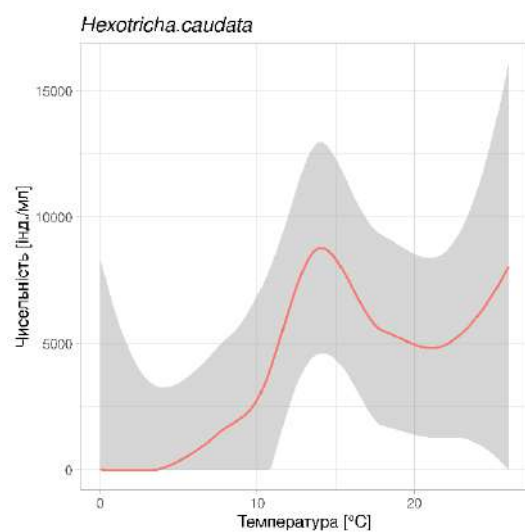
Рис. Б.2.5 Діапазони толерантності 32 видів вільноживучих війчастих найпростіших *анаеробного угруповання* в температурному градієнті. Сіра смуга – довірчі інтервали.



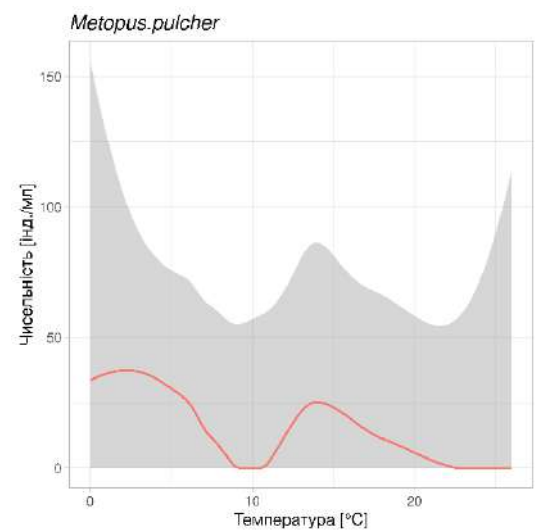
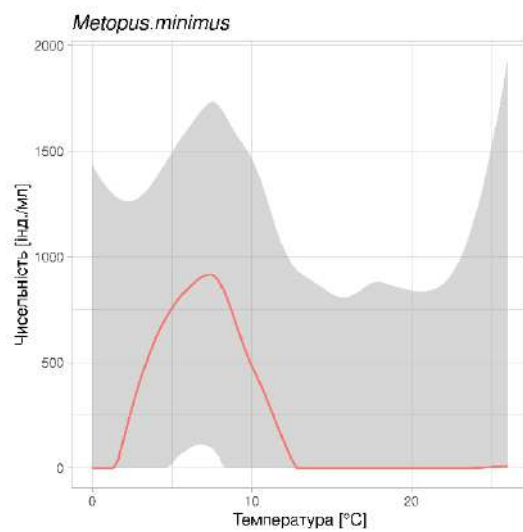
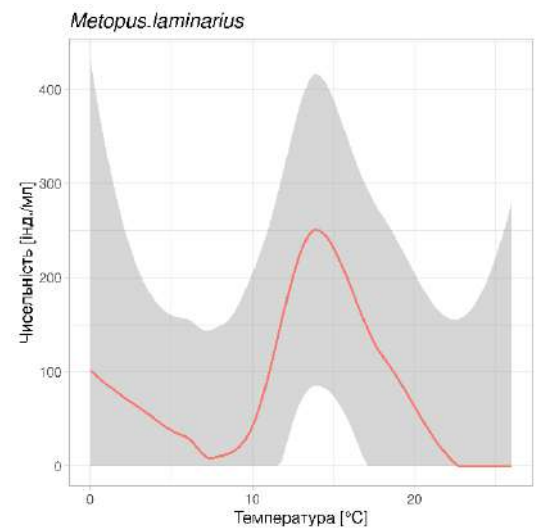
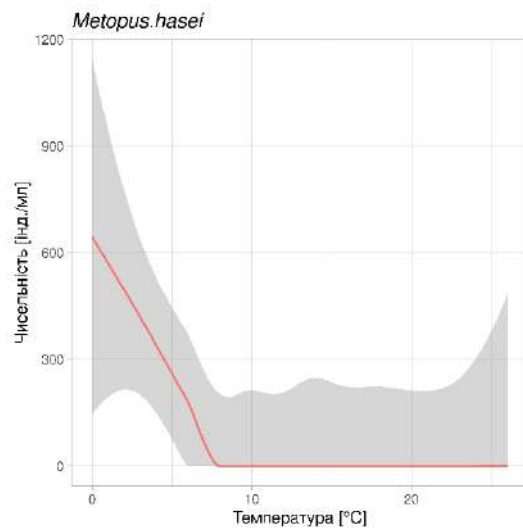
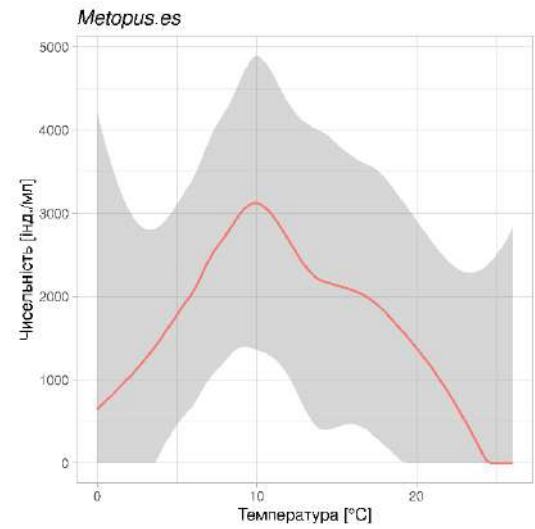
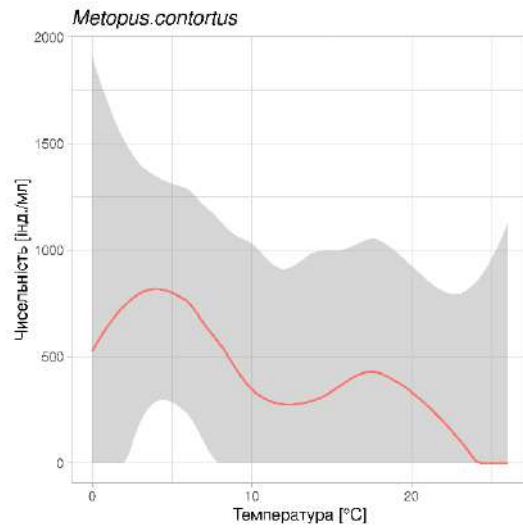
Продовж. рис. Б.2.5



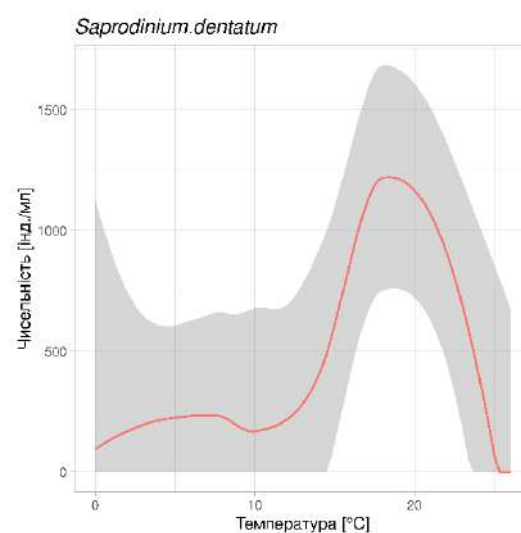
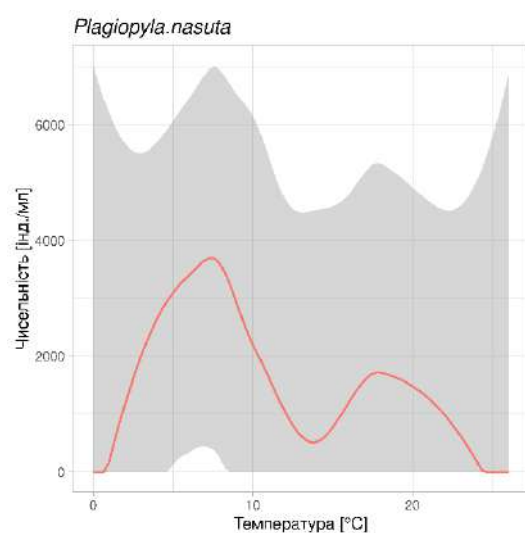
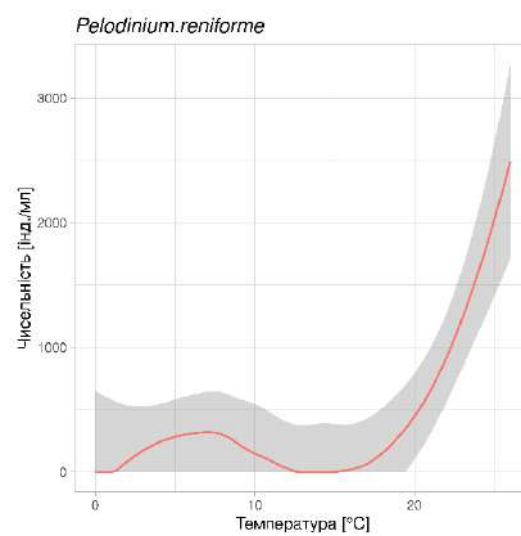
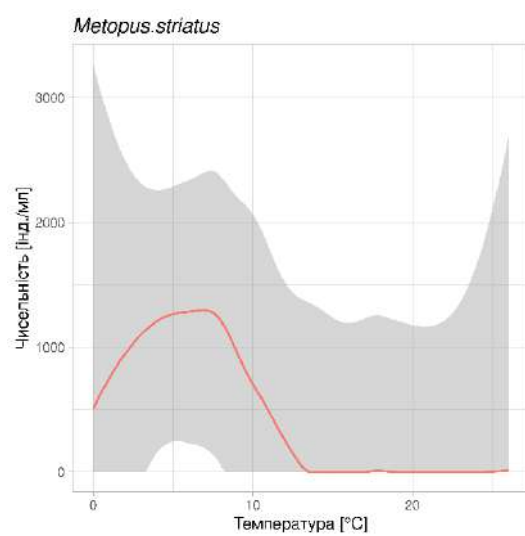
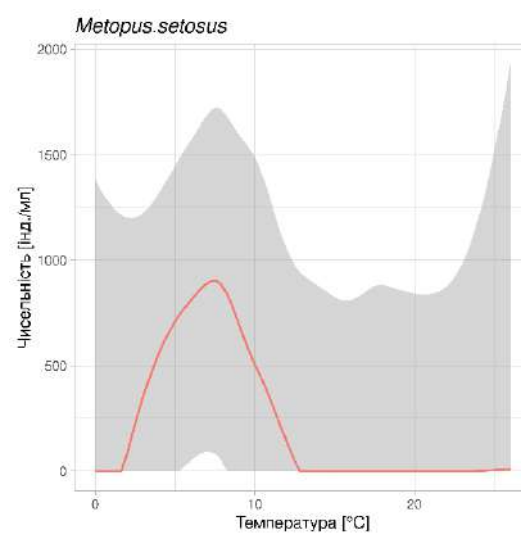
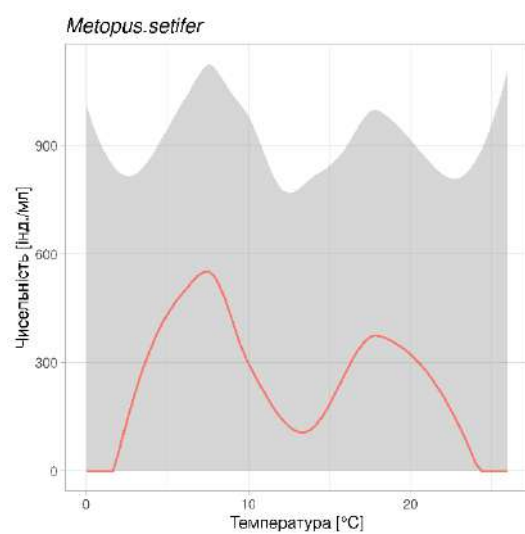
Продовж. рис. Б.2.5



Продовж. рис. Б.2.5



Продовж. рис. Б.2.5



Продовж. рис. Б.2.5

