

Міністерство освіти і науки України  
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара  
Міністерство освіти і науки України  
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

Боровик Іван Ігорович

УДК 595/574:(574.3+574.52)

## ДИСЕРТАЦІЯ

Біолого-екологічна характеристика річкового рака *Astacus leptodactylus*  
(Eschscholtz, 1823) водойм Придніпров'я

091 Біологія

09 Біологія

Подається на здобуття ступеня \_\_\_\_\_ доктора філософії \_\_\_\_\_

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

---

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник (консультант) Дрегваль Ігор Володимирович,  
кандидат біологічних наук, доцент

Дніпро, 2024.

## АНОТАЦІЯ

Боровик І.І – Біолого-екологічна характеристика річкового рака *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) водойм Придніпров'я. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 Біологія. – Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, 2024.

На сьогодні, у водоймах України існує багато видів ракоподібних (*Crustacea*), що населяють прісні та солоні водойми. Для території Придніпров'я характерно наявність багатьох водних середовищ, таких як водосховища, затоки, річки, стави. Вони виступають місцем мешкання для бентосних ракоподібних, на сам перед для ряду десятиногих раків (*Decapoda*). Найпоширенішим на території Придніпров'я таксономічною одиницею ряду є родина річкових раків (*Astacidae*).

Біологічна характеристика та морфологічні відмінності європейських річкових раків роду *Astacus Fabricius*, 1775, є активною областю досліджень в рамках біолого-екологічних досліджень ракоподібних. Різні наукові дослідники мають різні підходи до екологічного дослідження цих раків. Деякі західноєвропейські дослідники виділяють три види в даному роді: *A. astacus* Linnaeus., 1758 (широкопалый рак), *A. leptodactylus* Eschscholtz, 1823 (довгопалый рак), та *A. pachypus* Rathke, 1837 (товстопалый рак). Бродський С.Я., займавшись детальним вивченням систематики раків України, виділив два роди, які містять сім видів.

Незважаючи на те, що існуючі дослідження досить ретельно охоплюють систематику видів родини *Astacidae*, деякі особливості морфології, фізіології та гістології можуть бути досліджені та доповнені. Відомо, що для території Придніпров'я, як і загалом для України, найбільш поширеним є вид *Astacus leptodactylus*. Тому метою дослідження було надати біолого-екологічну

характеристику виду *A. leptodactylus* у водоймах Придніпров'я. Для досягнення мети було виконано низку досліджень. Для визначення морфологічних параметрів річкових раків здійснено морфометричні дослідження. Було визначено показники плодючості раків та встановлені особливості функціонування репродуктивної системи та процесів гаметогенезу. Встановлено закономірності накопичення важких металів і радіонуклідів річковими раками і проаналізовано динаміку промислового вилову за останні роки. Увага була приділена також і розрахунку збитків, завданих у результаті знищення Каховської ГЕС.

Дослідження виконані у відповідності до норм біоетики, затвердженими відповідними документами (Положення про Комітет з питань етики (біоетики)). У ході наукової роботи ми користувалися загальноприйнятими методами гідробіологічних, гістологічних, цитологічних, досліджень. Для розрахунків та порівняння даних були використані статистичні методи.

Морфометричні дослідження виявили достовірні відмінності у річкових раків з різних водойм регіону. Серед самців раків, вилучених з Запорізького водосховища, відмічена більша довжина тіла відповідно на 15,83 % та 18,65 % порівняно з тими, що були вилучені з Кам'янського водосховища та Самарської затоки. Крім того, їхні головогруді були більші на 18–20 %, а маса раків була практично вдвічі вищою, ніж у особин з інших водойм. Проведення кластерного аналізу встановило, що як самки так і самці, вилучені із Запорізького водосховища відрізнялися за морфометричними показниками від раків, вилучених із Самарської затоки та з Кам'янського водосховища, що вказує на неоднорідність середовища існування раків у водоймах Дніпропетровської області.

Визначення параметрів плодючості показало, що найбільший показник був у раків, вилучених із Запорізького водосховища, а найменший у раків із Кам'янського водосховища. У Самарській затоці плодючість раків була достовірно нижчою на 63 %, ніж в Запорізькому водосховищі. При цьому розміри поодиноких ікринок та їх вага не відрізнялися.

При вивченні особливостей репродуктивної системи та процесів гаметогенезу виявлено, що спарювання та закладка ікри у раків розпочинається з кінця листопада – початку грудня за температури води нижче  $+10^{\circ}\text{C}$  (зазвичай  $+4\text{--}6^{\circ}\text{C}$ ) і може тривати до середини березня. Концентрація самок із заплідненою ікрою на плеоподах на репродуктивних ділянках водойм відбувається (залежно від температури) у другій декаді березня – першій декаді травня. Виношування личинок самками може тривати до третьої декади червня. Перебіг оогенезу у самиць раків відбувається асинхронно, а у самців навпаки відбувається синхронний розвиток статевих клітин. Запліднення у *Astacus leptodactylus* відбувається поза репродуктивною системою, а секреція протоків гонад допомагає у їх функціонуванні. Ооцити збільшувались у розмірах при переході від фази до фази, особливо в періоди накопичення гранул жовтка. Порівняно з іншими роками досліджень, розміри ікринок залишаються на стабільному рівні.

Дослідження репродуктивної системи дозволяють визначити оптимальні терміни розмноження річкових раків у водоймах регіону, та встановити заборону вилову раків на водних об'єктах на період їх відтворення.

За результатами проведення досліджень щодо рівнів накопичення важких металів і радіонуклідів річковими раками встановлено, що у м'язовій тканині особин Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ у найбільшій кількості акумулювались цинк (Zn), ферум (Fe) та купрум (Cu). Концентрація Cu у м'язовій тканині раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ перевищувала ГДК як для харчового продукту у 7 разів та 6 разів відповідно. Також відмічали перевищення у 6,2 рази вмісту Zn в м'язах досліджених раків з Запорізького (Дніпровського) водосховища. Вміст Fe в м'язах раків Кам'янського водосховища перевищував показник в м'язах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища в 2,26 рази. Це явище пояснюється інтенсивним накопиченням в організмах раків елементів, які виконують важливу роль у перебігу фізіологічних процесів.

У карапаксах раків найбільше акумулювались такі важкі метали як манган (Mn), плумбум (Pb), кобальт (Co). Показник вмісту Pb у карапаксах річкових раків Кам'янського водосховища був у 1,96 рази більшим ніж у м'язах. Накопичення Pb у карапаксах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища також перевищувало цей показник у м'язах у 3,14 рази.

Мінімальний вміст важких металів встановлений для кадмію (Cd), який у м'язовій тканині раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ перевищував ГДК у 1,95 рази та 1,65 рази відповідно.

Оцінку акумуляції радіонуклідів гідробіонтами проводили за коефіцієнтами накопичення – відношенню активності радіонукліда в гідробіонтах та у воді. У воді Кам'янського водосховища відзначались незначні рівні питомої активності штучних радіонуклідів:  $^{137}\text{Cs}$  – 0,06 Бк/л, та  $^{90}\text{Sr}$  – 0,04 Бк/л; у воді Запорізького (Дніпровського) водосховища рівні активності штучних радіонуклідів були такими:  $^{137}\text{Cs}$  – 0,05 Бк/л, та  $^{90}\text{Sr}$  – 0,04 Бк/л.

Виявлено, що максимальний рівень питомої активності радіонуклідів у м'язовій тканині раків з досліджуваних водойм відповідав  $^{40}\text{K}$ , у карапаксах –  $^{226}\text{Ra}$ ; активність  $^{90}\text{Sr}$  мінімальна у м'язах, а у карапаксах –  $^{226}\text{Ra}$ . Накопичення досліджуваних радіонуклідів в раках не перевищували ГДК для раків як харчового продукту. Отримані результати можуть сприяти ефективному науковому забезпеченню розвитку раківництва та аквакультури Придніпровського регіону.

Уперше проаналізовано показники вилову річкових раків. Динаміка промислового лову річкових раків у водоймах України впродовж періоду в 7 років мала позитивні тенденції. Розвиток промислу хоча і був нерівномірний в залежності від водойм, але загально знаходився на достатньому рівні для можливості збільшення прогнозів вилову. З'ясовано, що найбільші показники вилову річкових раків були зафіксовані у каскаді водосховищ Дніпра, а саме Київському, Кременчуцькому та Каховському. Канівське водосховище, при лімітах на вилов у середньому 700 кг на рік, не використовує квоту промислу і не надає даних про вилов рака. У Запорізькому водосховищі цілеспрямованого

промислу не відбувалось, раки вилучались у результаті пасивного лову ставними сітками, а пастки і раколовки практично не застосовувалися.

Проблеми незаконного лову частково вирішуються за допомогою встановлення заборони на вилов раків у продовж періоду парування, виношування ікри, личинок, першої та другої линьок.

За період з початку повномасштабного вторгнення у 2022 році, і протягом 2023 року було встановлено, що загальний вилов скоротився на 87,8 %, що є прямим наслідком ведення воєнних дій. У Київському та Кременчуцькому водосховищі промисел впав майже у 2 рази.

Уперше було розраховано збитки, заподіяні рибному господарству в результаті ведення воєнних дій та встановлено шкоду, заподіяну популяціями річкових раків пониззя Дніпра. У дослідженні використовували такі показники як промисловий запас, середня вага однієї особини, такса для обчислення розміру шкоди, завданої порушенням законодавства про рибне господарство внаслідок незаконного добування (вилову), знищення або пошкодження водних біоресурсів у рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах) України (крім континентального шельфу України, виключної (морської) економічної зони України) для річкових раків (крім широкопалого та товстопалого рака) *Astacidae*.

Визначення екологічних збитків дозволило оцінити рівень втрати біоресурсів та ступінь пошкодження середовища. Встановлено, що через повну втрату запасів промисел річкових раків у Каховському водосховищі неможливий. Величина заподіяних збитків становить 284,7 млн. грн. Втрата запасу через унеможливлення промислу – 100 %. Розрахункова кількість екземплярів раків – 85454 екз.

Дослідження репродукції річкових раків лягли в основу біологічного обґрунтування «щодо термінів заборони на лов річкових раків у водних об'єктах пониззя Кам'янського водосховища, басейну Дніпровського (Запорізького) водосховища та верхів'я Каховського водосховища в період їх природного відтворення у 2022–2023 рр.», а також у основу біологічного

обґрунтування «щодо термінів заборони на лов річкових раків у рибогосподарських водних об'єктах в період їх природного відтворення та першої линьки у 2023–2024 рр.»).

Результати дослідження впроваджені в практичну діяльність Управління Державного агентства з розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм у Дніпропетровській області, а також в освітній процес кафедри загальної біології та водних біоресурсів біолого-екологічного факультету Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара.

Ключові слова: розмірно-вагові відношення, гістологічні дослідження, гаметогенез, Запорізьке (Дніпровське) водосховище, прісноводні екосистеми, біоіндикація, біотестування, басейн річки Дніпро, евтрофікація, екологічні чинники, важкі метали, тест-організми, промисловий вилов, гідробіологічний моніторинг, ракоподібні.

#### ABSTRACT

*Borovyk, I.I.* - Biological and ecological characteristics of narrow-clawed crayfish *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in the water bodies of the Prydniprovia region. - Qualification scientific work on manuscript rights.

Thesis for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in speciality 091 Biology. - Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, 2024.

Today, Ukraine's water bodies host numerous species of crustaceans (*Crustacea*), inhabiting both freshwater and saline environments. The territory of the Prydniprovia region is characterized by the presence of various aquatic habitats such as reservoirs, estuaries, rivers, and ponds, which serve as habitats for benthic crustaceans, including a variety of decapod crustaceans (*Decapoda*). The most common taxonomic unit of this order in the Prydniprovia region is the family of freshwater crayfish (*Astacidae*).

The biological characteristics and morphological differences of European freshwater crayfish belonging to the genus *Astacus Fabricius*, 1775, represent an

active area of research within the field of biological and ecological studies of crustaceans. Different scientific researchers employ various approaches to the ecological study of these crayfish. Some researchers from Western Europe identify three species within this genus: *A. astacus* Linnaeus, 1758 (noble crayfish), *A. leptodactylus* Eschscholtz, 1823 (narrow-clawed crayfish), and *A. pachypus* Rathke, 1837 (broad-clawed crayfish). Brodsky S.Ya., who extensively studied the systematics of Ukrainian crayfish, identified two genera containing seven species.

Despite the existing comprehensive research on the systematics of the *Astacidae* family, certain aspects of morphology, physiology, and histology may warrant further investigation and supplementation. It is known that on the territory of the Prydniprovya region, as well as in Ukraine overall, the most widespread species is *Astacus leptodactylus*. Therefore, the aim of the study was to provide a biological and ecological characterization of the species *A. leptodactylus* in the water bodies of the Prydniprovya region. To achieve this goal, a series of investigations was conducted. Morphometric studies were carried out to determine the morphological parameters of the freshwater crayfish. Fertility indicators of the crayfish were determined, and the characteristics of the reproductive system and gametogenesis processes were studied. Additionally, levels of heavy metal and radionuclide accumulation in river crayfish were investigated, and the dynamics of industrial fishing over recent years were analyzed. Attention was also given to calculating the losses incurred as a result of the destruction caused by the construction of the Kakhovska Hydroelectric Power Plant.

The research was carried out in accordance with the norms of bioethics (Regulations on the Ethics Committee (Bioethics)). During the scientific work, used generally accepted methods of hydrobiological, histological, and cytological research. Statistical methods were used for calculations and data comparison.

Morphometric studies revealed significant differences among freshwater crayfish from different water bodies in the region. Among the male crayfish collected from the Zaporizke Reservoir, their body length was respectively 15,83 % and 18,65 % longer compared to those collected from the Kamianske Reservoir and the Samara Bay. Additionally, their cephalothorax were 18–20 % larger, and the



crayfish's mass was almost twice as higher than those from other water bodies. Cluster analysis showed that both males and females collected from the Zaporizke Reservoir differed in morphometric characteristics from crayfish collected from the Samara Bay and the Kamianske Reservoir, indicating the heterogeneity of the crayfish habitat in the water bodies of the Dnipropetrovsk region.

The determination of fertility indicators showed that the highest indicator was observed in crayfish collected from the Zaporizke Reservoir, while the lowest was recorded for crayfish from the Kamianske Reservoir. In the Samara Bay, the fertility of crayfish was significantly lower, by 63 %, compared to that in the Zaporizke Reservoir. However, the sizes of individual eggs and their weight did not differ.

During the study of the reproductive system characteristics and gametogenesis processes, it was found that mating and egg laying in crayfish commence from late November to early December when the water temperature drops below  $+10^{\circ}\text{C}$  (typically  $+4-6^{\circ}\text{C}$ ) and may continue until mid-March. The concentration of females with fertilized eggs on their pleopods in the reproductive areas of water bodies occurs (depending on the temperature) from the second decade of March to the first decade of May. Larval carrying by females can last until the third decade of June. Oogenesis in female crayfish occurs asynchronously, while in males, the development of germ cells is synchronous. Fertilization in *Astacus leptodactylus* occurs outside the reproductive system, and the release of sperm is not associated with internal fertilization. Oocytes increase in size during the transition from one phase to another, especially during the accumulation periods of yolk granules. Compared to previous years of study, the sizes of eggs remain stable.

Research on the reproductive system allows for determining the optimal breeding periods of freshwater crayfish in the water bodies of the region and establishing a prohibition on crayfish fishing in water bodies during their reproductive period.

The investigation of heavy metal and radionuclide accumulation levels in freshwater crayfish revealed that in the muscle tissue of individuals from the Kamianske and Zaporizke (Dniprovske) reservoirs, zinc (Zn), ferrum (Fe), and

cooper (Cu) were the most actively accumulated. The concentration of Cu in the muscle tissue of crayfish from the Kamianske and Zaporizke (Dniprovske) reservoirs exceeded the MPC (Maximum Permissible Concentration) by 7 and 6 times, respectively. Additionally, there was an excess of Zn content in the muscles of crayfish from the Zaporizke (Dniprovske) reservoir by 6.2 times. The Fe content in the muscles of crayfish from the Kamianske reservoir exceeded that in the muscles of crayfish from the Zaporizke (Dniprovske) reservoir by 2.26 times. This phenomenon is explained by the intensive accumulation of elements in crayfish organisms that play an important role in physiological processes.

In the carapace of crayfish, the most accumulated heavy metals were Mn, Pb, and Co. The Pb content in the carapace of freshwater crayfish from the Kamianske reservoir was 1.96 times higher than in the muscle tissue. The accumulation of Pb in the carapace of crayfish from the Zaporizke (Dniprovske) reservoir also exceeded this indicator in the muscles by 3.14 times. The minimum content of heavy metals was determined for Cd, which in the muscle tissue of crayfish from the Kamianske and Zaporizke(Dniprovske) reservoirs exceeded the MAC by 1.95 and 1.65 times, respectively.

The assessment of radionuclide accumulation by aquatic organisms was carried out using accumulation coefficients, which represent the ratio of the radionuclide activity in hydrobionts to that in the water. In the water of the Kamianske reservoir, a low level of artificial radionuclides was noted:  $^{137}\text{Cs}$  – 0.06 Bq/L and  $^{90}\text{Sr}$  – 0.04 Bq/L. In the water of the Zaporizke (Dniprovske) reservoir, the level of artificial radionuclides was as follows:  $^{137}\text{Cs}$  – 0.05 Bq/L and  $^{90}\text{Sr}$  – 0.04 Bq/L.

It was found that the maximum level of radionuclide activity in the muscle tissue of crayfish from the studied water bodies belongs to  $^{40}\text{K}$ , while in the carapace, it belongs to  $^{226}\text{Ra}$ . The activity of  $^{90}\text{Sr}$  is minimal in the muscle tissue, while in the exoskeletons, it is  $^{226}\text{Ra}$ . The accumulation of the investigated radionuclides in crayfish did not exceed the Maximum Permissible Concentration (MPC) for crayfish

as a food product. The obtained results can contribute to the effective scientific support of crayfish farming and aquaculture development in the Dnipro region.

For the first time, indicators of crayfish catch were analyzed. The dynamics of industrial crayfish catches in water bodies of Ukraine over a period of 7 years showed positive trends. Although the development of the industry varied depending on the water bodies, it generally remained at a sufficient level for the possibility of increasing catch forecasts. It was found that the highest crayfish catch rates were recorded in the Dnipro cascade of reservoirs, namely the Kyivske, Kremenchutske, and Kakhovske reservoirs. The Kanivske reservoir, with a limit of 700 kg per year on average, does not utilize the industrial quota and does not provide data on crayfish catch. There was no purposeful fishing in the Zaporizke reservoir, crayfish were caught as a result of passive fishing with pond nets, and crayfish and other types of traps were practically not used.

Issues of illegal catching are partially solved by imposing bans on crayfish catch during the mating, egg-laying, larval carrying, and molting periods.

Since the onset of the full-scale invasion in 2022 and throughout 2023, it was observed that the total catch decreased by 87.8 %, which is a direct consequence of the ongoing warfare. Catches in the Kyiv and Kremenchuk reservoirs declined by almost 2 times.

For the first time, an assessment of the damages inflicted on the fishing industry as a result of military actions and the establishment of harm caused to the populations of crayfish along the Dnipro River was calculated. The study used indicators such as industrial stock, average weight per individual, and a coefficient for calculating the size of the damage caused by violations of fisheries legislation due to illegal extraction (catching), destruction, or damage to aquatic bioresources in the fisheries water bodies (their parts) of Ukraine (excluding the continental shelf of Ukraine, exclusive (maritime) economic zone of Ukraine) for crayfish (excluding the noble crayfish and the Caspian crayfish) of the Astacidae family.

Determining the ecological damages allowed to assess the level of resource loss and the extent of environmental damage. It was determined that due to the

complete loss of fishing stock of crayfish in the Kakhovske reservoir, fishing is impossible. The magnitude of the inflicted damages amounts to 284.7 million UAH. The loss of stock due to the impossibility of fishing is 100%. The calculated number of crayfish specimens is 85454 individuals.

The research of reproduction of narrow-clawed crayfish formed the basis for the biological justification regarding the prohibition periods for catching river crayfish in the water bodies below the Kamianske reservoir, the basin of the Dniprovske reservoir, and the upper reaches of the Kakhovske reservoir during their natural reproduction in 2022–2023, as well as for the biological justification regarding the prohibition periods for catching river crayfish in the fishery water bodies during their natural reproduction and first molting in 2023-2024.

The results of the research have been implemented in the practical activities of the Department of the State Agency for the Development of Reclamation, Fisheries, and Food Programs in the Dnipropetrovsk region, as well as in the educational process of the Oles Honchar Dnipro National University.

Keywords: lenght-weight relationship, histological research, gametogenesis, Zaporizke (Dniprovske) reservoir, freshwater ecosystem, bioindication, biotesting, Dnipro river basin, eutrophication, environmental factors, heavy metals, test organism, industrial catch, hydrobiological monitoring, crustaceans.

Список публікацій, у яких опубліковано основні наукові результати дисертації.

1. **Боровик І. І., Маренков О. М. (2023) Аналіз лінійно-вагових показників річкових раків (*Astacus*) у водоймах Дніпропетровської області** Віол. Тварин. 25 (4): 37–43. DOI: <https://doi.org/10.15407/animbiol25.04.037> (**Фахове видання, категорія Б**) (особистий внесок: аналітичний огляд, збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків)

2. **Боровик І.І., Маренков О.М. (2024) Перебіг гаметогенезу у вузькопалих річкових раків (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) в умовах**

водойм Придніпров'я Ribogospod. nauka Ukr., 1(67): 142-158 DOI: <https://doi.org/10.61976/fsu2024.01.142> (**Фахове видання, категорія Б**) (особистий внесок: аналітичний огляд, збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків)

3. Корженевська П.О., Маренков О.М., **Боровик І.І.**, Сондак В.В. (2023) Рівні накопичення важких металів та активності радіонуклідів у вузькопалих річкових раках (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Кам'янського та Запорізького водосховищ Ribogospod. nauka Ukr., 4(66): 49-68 DOI: <https://doi.org/10.61976/fsu2023.04.049> (**Фахове видання, категорія Б**) (особистий внесок: аналітичний огляд, частковий збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків).

4. Маренков О.М., Нестеренко О.С., **Боровик І.І.**, Шмагайло М.О., Гамолін А.В., Капшук Н.О.. (2024). Біологічні показники і промислова експлуатація основних видів риби і річкових раків Запорізького (Дніпровського) водосховища. ScienceRise: Biological Science, 1(38), 17-30. DOI: <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2024.301412> (**Фахове видання, категорія Б**) (особистий внесок: аналітичний огляд, частковий збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків).

Список публікацій, які засвідчують апробації матеріалів дисертації

1. **Боровик І.І.**, Дрегваль І.В. (2022) Дослідження морфометричних характеристик широкопалого рака у Запорізькому водосховищі. Science, practice and theory: The IV International Scientific and Practical Conference : proseed. Tokyo, Japan, P. 66–67. Форма участі: заочна (особистий внесок: аналітичний огляд, збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків).

2. **Боровик І.І.**, Маренков О.М. (2024) Аналіз вилову річкового рака у водоймах України // Формування науки: стан і перспективи розвитку в умовах

сьогодення. Матеріали II науково-практичної конференції, Київ, 2024 (22–23 березня). Одеса: Видавництво «Молодий вчений», 2024. – 80 с.(31–34 с.) Форма участі: заочна (особистий внесок: аналітичний огляд, збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків).

3. **Боровик І.І., Маренков О. М.** (2024) Показники плодючості популяцій річкових раків водосховищ Придніпров'я New concepts, theoretical and practical problems in the field of agricultural sciences and food (March 6–7, 2024. Riga, the Republic of Latvia) : International scientific conference. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2024. 76 pages (66–68). DOI <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-420-7-16> Форма участі: заочна (особистий внесок: аналітичний огляд, збір та обробка експериментальних даних, підбір та опрацювання літератури, формулювання висновків).

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ.....	17
ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1 ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ПРО ОБ'ЄКТ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	24
1.1 Загальна морфо-фізіологічна характеристика.....	27
1.2 Біологія росту та розмноження.....	30
РОЗДІЛ 2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ .....	34
2.1 Запорізьке (Дніпровське) водосховище.....	34
2.2 Самарська затока.....	37
2.3 Кам'янське водосховище.....	40
РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	43
3.1 Методика морфометричного дослідження.....	43
3.2 Методи визначення плодючості.....	45
3.3 Методи дослідження оогенезу і сперматогенезу.....	46
3.4 Методика радіобіологічних досліджень .....	46
3.5 Методика визначення важких металів.....	48
3.6 Статистичні методи.....	48
РОЗДІЛ 4 МОРФОМЕТРИЧНІ ПОКАЗНИКИ РІЧКОВИХ РАКІВ.....	50
4.1 Результати морфометричних досліджень.....	50
4.2 Кластерний аналіз.....	56
Розділ 5 ДОСЛІДЖЕННЯ ГАМЕТОГЕНЕЗУ ТА ПЛОДЮЧОСТІ РІЧКОВИХ РАКІВ.....	59
5.1 Результати дослідження плодючості.....	60
5.2 Перебіг оогенезу.....	61
5.3 Перебіг сперматогенезу.....	65
Розділ 6 ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ.....	69
6.1 Накопичення важких металів.....	70
6.2 Визначення вмісту радіонуклідів.....	78

РОЗДІЛ 7 АНАЛІЗ ВИЛОВУ РІЧКОВИХ РАКІВ ТА РОЗРАХУНОК	
ЗАПОДІЯНИХ ЗБИТКІВ .....	85
7.1 Динаміка вилову.....	87
7.2 Розрахунок збитків.....	93
ВИСНОВКИ.....	98
ПРОПОЗИЦІЇ.....	100
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	101
ДОДАТОК А ДОВІДКА ПРО УЧАСТЬ У НДР.....	119
ДОДАТОК Б ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	120
ДОДАТОК В СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ .....	123



## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

а – крок вічка сітки;

Бк/л – питома активність радіонукліду;

Га – гектар;

ГДК – гранично допустима концентрація;

ГЕС – гідроелектростанція;

Км<sup>2</sup> – кілометр квадратний;

мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> – концентрація розчиненого кисню;

мг/дм<sup>3</sup> – концентрація розчиненої речовини;

МДж/м<sup>2</sup>×добу – мегаджоуль на метр квадратний на добу;

м<sup>3</sup>/сек – метр кубічний на секунду;

мкм – мікрометр.

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Ракоподібні є великою групою членистоногих і вони відіграють ключові екологічні ролі в будь-якому водному середовищі. Особливу цікавість серед ракоподібних нашого регіону представляють бентосні види, що населяють водойми регіону, та займають одне з основних місць у трофічних системах [118]. Такими є річкові раки, які займають важливу роль у розвитку біоценозів водойм, а також є одними з ключових об'єктів промислового господарства. Вони перешкоджають заростанню мілководь, підтримують стає функціонування водних екосистем та стримують оліготрофно-евтрофну сукцесію [127, 123]. Раки добре відчують на собі порушення якості води, а випадках руйнації водойм їхні ареали мешкання дуже легко знищуються за рахунок мешкання вздовж берегових ліній [36]. Зникнення річкових раків зі складу місцевих біоценозів, свідчить про серйозні порушення у функціонуванні водних екосистем, що загрожує подальшою деградацією водойм [57, 147].

Як відомо, річкові раки, належать до групи бентосних організмів і мешкають в придонних біотопах водойм. Тому вони мають здатність акумулювати різноманітні поллютанти не лише з води, а також із донних відкладень. Наукові роботи з вивчення річкових раків проводяться вже протягом багатьох років [65] і деякі аспекти можуть потребувати актуалізації.

У водоймах України домінують довгопалі раки *A. leptodactylus* Eschscholtz, 1823, які поширені в усіх прісних і солонуватих водоймах, а також широкопалі раки *A. astacus* Linnaeus, 1758, що зустрічаються у деяких невеликих річках і озерах правобережної заплави Пруту, Дністра й Тетерева, та менш поширений рак товстопалий *A. pachypus* Rathke, 1837, який раніше спостерігався у Дніпровсько-Бузькому лимані, в Дніпрі біля Херсону, та у Південному Бузі, а зараз поширений у ареалах разом із довгопалим раком [122, 53].

За даними Ульмана Е. Ж. відомо, що наукові роботи з вивчення річкових раків на території каскаду Дніпровських водосховищ проводили в УкрНДІРГ до

1987 р. З 1995 на базі Інституту рибного господарства НААН України розпочались дослідження біології раків [86].

На сьогодні дослідження різних аспектів біології та екології річкових раків, зокрема найбільш поширеного для нашої території виду *A. leptodactylus*, набувають особливої актуальності [50, 115, 48]. Ретельний аналіз біолого-екологічних характеристик річкових раків під впливом різноманітних чинників допоможе розширити базу знань про види Decapoda, що мешкають у водоймах Придніпров'я.

Водойми степового Придніпров'я піддаються значному антропогенному впливу, що впливає на цикли розвитку, особливості розмноження гідробіонтів та їх морфологічні характеристики [32]. Визначення стану популяції річкових раків може проводитися за допомогою різного роду досліджень. Аналіз даних про морфологічні показники надає більш повну інформацію про статеву та вікову структуру популяції, можливі відхилення та особливості ареалів. Також відомо, що в останні роки популяції раків України характеризуються нестабільною чисельністю та темпами розвитку, що може бути викликано не тільки різноманітним антропогенним забрудненням та екологічними чинниками, а і неконтрольованою браконьєрською діяльністю [102]. Випадки незаконного лову найчастіше були зафіксовані у періоди заборони на вилов, а саме у періоди відкладання ікри, що також може критично впливати на стан чисельності популяції [78]. Дослідження розвитку та розмноження річкових раків, яке базується на аналізі плодючості особин, та аналізі зрілості їх гонад і статевих клітин, може бути корисним для прогнозуванні чисельності популяцій.

Промисловий вилов раків здійснюється у прісноводних водоймах України. У Дніпропетровській області раки поширені у всіх прісних водоймах – річках, озерах, заплавах, водосховищах, ставках. Вони у великій кількості спостерігаються у річках Самара, Оріль, Мокра Сура, а також на Запорізькому та Кам'янському водосховищах [17]. Аналіз динаміки вилову річкових раків за останні роки є актуальним для визначення прогнозів майбутнього промислу.

Каховське водосховище було одним із основних рибогосподарських водних об'єктів України загальнодержавного значення, за рахунок якого забезпечувалось 25–30 % загального улову водних біоресурсів із каскаду дніпровських водосховищ серед яких були і річкові раки [46]. Руйнація Каховської ГЕС викликала стрімке зниження рівня води в Каховському водосховищі, через що було втрачено значні території водойми і це вплинуло на гідробіонтів, особливо на представників бентосу, які не могли швидко відреагувати на осушення прибережних ділянок водосховища. Річкові раки є основним бентосним видом, який постраждав внаслідок руйнації водойми. У зв'язку з цим важливо провести розрахунки збитків, нанесених водним біоресурсам.

#### **Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.**

Дисертаційна робота виконана в 2020–2024 рр. на кафедрі загальної біології та водних біоресурсів та в науково-дослідній лабораторії гідробіології, іхтіології та гідробіології науково-дослідного інституту біології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара в рамках держбюджетних в межах наступних держбюджетних науково-дослідних робіт: НДР «Екологічні засади раціонального ресурсовикористання та розвитку агропромислового комплексу Придніпров'я в галузі аквакультури, рибництва та рибальства» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100445); НДР «Дослідження якості рибної продукції в умовах водойм Придніпровського регіону» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100098); НДР «Сучасні біоперешкоди і розробка нових екологічно безпечних методів біомеліорації водних екосистем штучних водойм стратегічного призначення» (2021–2023 рр., № держреєстрації 0121U108051), НДР «Оцінка збитків, відновлення та реабілітація водних та прибережних екосистем, порушених унаслідок воєнних дій, техногенного пресу та змін клімату» (2024–2026 рр, № держреєстрації 0124U000254); НДР «Розвиток ресурсного потенціалу агропромислового комплексу шляхом впровадження нетрадиційних об'єктів аквакультури і геліцекультури та опанування нових

територій Каховського водосховища» (2024–2026 рр, № держреєстрації 0124U000608).

### **Мета і завдання дослідження**

Метою дисертаційної роботи було надати біолого-екологічну характеристику виду *Astacus leptodactylus* у водоймах Придніпров'я. Відповідно до мети сформульовано наступні задачі:

- Встановити основні біолого-екологічні показники річкового рака у водоймах Придніпров'я;
- Провести аналіз морфометричних показників особин річкових раків;
- Встановити показники плодючості;
- Визначити особливості репродуктивної системи та процесів гаметогенезу;
- Встановити рівні накопичення важких металів і радіонуклідів річковими раками;
- Проаналізувати динаміку вилову річкових раків за та зробити розрахунок збитків, завданих у результаті руйнації Каховської ГЕС

**Об'єкт дослідження** – річковий рак *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823).

**Предмет дослідження** – біологічні та екологічні показники виду в умовах водойм Придніпров'я

### **Наукова новизна отриманих результатів.**

У процесі дослідження було :

- Визначено лінійно-вагові показники річкових раків в ареалах проживання популяцій.
- Вперше встановлено особливості перебігу оогенезу та сперматогенезу раків в водоймах Придніпров'я.
- Проаналізовано ступені накопичення важких металів і радіонуклідів у тканинах організму раків.

- Вперше визначено динаміку промислового вилову річкових раків у водоймах України
- Вперше розраховано збитки промислу річкових раків завдані у результаті руйнації Каховської ГЕС

**Методи досліджень** - гідробіологічні, гістологічні, цитологічні, статистичні.

**Практичне значення одержаних результатів.** Дослідження лягли в основу біологічного обґрунтування «щодо термінів заборони на лов річкових раків у водних об'єктах пониззя Кам'янського водосховища, басейну Дніпровського (Запорізького) водосховища та верхів'я Каховського водосховища в період їх природного відтворення та першої линьки у 2022–2023 рр.», а також у основу біологічного обґрунтування «щодо термінів заборони на лов річкових раків у рибогосподарських водних об'єктах період їх природного відтворення та першої линьки у 2023–2024 рр.».

Результати дослідження впроваджені в практичну діяльність Управління Державного агентства з розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм у Дніпропетровській області, а також в освітній процес Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара за освітньою програмою «Системна біологія та гідробіоресурси» (спеціальність 091 Біологія та біохімія) при викладанні дисциплін «Радіобіологія», «Гідробіологія» та «Гістологія».

**Особистий внесок здобувача.** Автором дисертаційної роботи самостійно проаналізовано фахову наукову літературу за тематикою дослідження, відібрано та опрацьовано біологічний матеріал для досліджень, проведено польові (визначення морфометричних показників, визначення показників плодючості) та лабораторні (гістологічні та цитологічні дослідження гаметогенезу, радіобіологічний аналіз) дослідження, проаналізовано дані Державного агентства розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм, здійснено статистичну обробку отриманих результатів. Сформульовано основні положення дисертаційної роботи, практичні

рекомендації та висновки. Підготовлено до друку наукові праці, в яких викладено основні положення дисертації.

**Апробація результатів роботи.** Матеріали дисертаційної роботи доповідалися на наукових конференціях за підсумками науково-дослідної роботи Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара (2020 – 2024 рр.). Основні результати представлені на наступних конференціях та семінарах: «Science, practice and theory: The IV International Scientific and Practical Conference: proceed». Tokyo, Japan 2022; «Формування науки: стан і перспективи розвитку в умовах сьогодення. Матеріали II науково-практичної конференції», Київ, 2024 (22-23 березня). «New concepts, theoretical and practical problems in the field of agricultural sciences and food» (Березень 6–7, 2024. Riga, the Republic of Latvia):

**Структура та обсяг роботи.** Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, огляду фахової літератури, матеріалів та методів дослідження, п'яти розділів власних досліджень, висновків та списку використаних літературних джерел (163 найменувань, з яких 59 – іншомовних). Загальний обсяг дисертації становить 124 сторінки. Текст ілюстровано 24 рисунками та 5 таблицями.

## РОЗДІЛ 1 ЗАГАЛЬНІ ВІДОМОСТІ ПРО ОБ'ЄКТ ДОСЛІДЖЕННЯ

Річкові раки (родина *Astacidae*) - головні промислові безхребетні водойм, належать до довгохвостих раків ряду десятиногих (Decapoda) підкласу вищих раків (*Malacostraca*). Ця родина включає 4 підродини (*Astacinae*, *Cambaroidinae*, *Cambarinae* та *Cambarellinae*), з яких перші три, що складаються з 6 родів (*Astacus*, *Pontastacus*, *Austropotamobius*, *Pacifastacus*, *Cambaroides* і *Orconectes*) з багатьма видами і підвидами, населяють прісні та солонуваті континентальні водойми Північної півкулі [125]. Відомо, що родина *Astacidae* поширена по території всієї Європи, а також європейської частини Азії, аж до зони Каспійського моря [126]. Питанням походження і поширення річкових раків займався ряд авторів [49, 103, 128, 143, 158, 9, 108, 130, 12], але засновником історичної географії Decapoda вважається А. Ортман [138]. До авторів, що зробили значний вклад у розробку гіпотези походження цієї групи, слід віднести також Я. А. Бірштейна та Л. Г. Виноградова [9]. Історія родини *Astacidae* складна, та містить багато гіпотез щодо правильної систематизації видів. В процесі аналізу літератури було виявлено, що деякі дослідники, такі як Бродський та Старобогатов, класифікують довгопалих раків як окремий рід *Pontastacus* Bott, 1950, який охоплює велику кількість різних видів та підвидів [80]. Проте з іншого боку, існує погляд, що в рамках цієї категорії слід визнавати лише один вид – *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823), який може потенційно представляти собою комплекс видів [158, 151, 124].

Вивчення довгопалих раків на території України за допомогою електрофорезу та аналізу морфологічних характеристик виявило дві відмінні групи, кожна з яких має унікальні ознаки. Ці групи відповідають описам двох форм: номінативної форми рака *Pontastacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 та контрверсійної форми *P. angulosus* Rathke, 1837 за таксономічний статус якого проводяться дискусії [51]. Дослідження С.В. Межжерина підкреслюють, що вищевказані форми вірогідно відрізняються за частотами алелей трьох поліморфних локусів, незважаючи на те, що їх ареали досить широко



перекриваються [62]. Таким чином, ці дані можуть доводити надійну репродуктивну ізоляцію видів *P. leptodactylus* і *P. angulosus*. У процесі наступних досліджень [52, 63] доводяться існування в межах України наведених видів роду *Pontastacus*. Оскільки всі ці види мешкають переважно в одних ареалах, в одних і тих же водоймах, і враховуючи біологічні особливості розмноження раків та видові взаємовідносини, види досить близькі, тому між ними може проходити гібридизація.

У походженні сучасних ареалів річкових раків певну роль відіграли такі напрями діяльності людини, як: спільні перевезення раків для інтродукції або акліматизаційних робіт; спорудження каналів, водних магістралей та інших штучних водойм; забруднення і перебудова деяких озер на іригаційні водойми; експортні перевезення раків для харчування населення, при яких не виключені випадки втечі раків із садків або випадки, коли деякі аматори випускають їх у водойми [18].

Коли у водоймі, де живуть річкові раки, різко змінюються умови середовища (коливання або підвищення солоності, забруднення, зарегулювання водойми), вони звичайно починають мігрувати по водоймі і переселятися на ділянки із більш сприятливими умовами (естуарії, віддалені затоки і притоки та інші частини водойми) [15]. Але коли у водоймі одночасно живуть кілька таксонів і раків більше, ніж місць, придатних до їх нормального існування, то звичайно частина їх залишає водойму і активно мігрує в іншу – з більш придатними умовами існування. Але переселяються раки не всі відразу, а в залежності від давності походження таксону, його вдосконаленості, ступеня пристосованості їх та інших особливостей таксономічної групи [104].

Як правило, в нових водоймах представники всіх таксонів родини Astacidae відходять якомога далі від місця вселення. У водоймах, де астацити з'являються першими, вони розселяються по ділянках із сприятливими умовами. Після створення мікропопуляцій вони починають швидко репродукувати свою чисельність до перенаселення. Потім після паузи раки знову продовжують просуватися вгору по руслах водойм, в яких вони вже

прижилися, і заселяти інші різноманітні водойми району свого мешкання, зокрема і ті, що були пропущені при першому переселенні. При цьому раки можуть переміщуватися і по суходолу і проти течії. [157].

Розселення раків загалом являє собою складний процес. Його результати залежать від того, як швидко окремі представники можуть пристосуватися до інших умов існування, виробити необхідні адаптації, знайти свої місця в новому біоценозі, зокрема і від того, як особина зуміє підпорядкувати свій життєвий цикл відповідно до циклу водойми, в яку вона переселилася [85]. Пристосування до життєвого циклу водойми настільки складне, що річкові раки (як і інші гідробіонти) прагнуть якомога рідше змінювати місце свого перебування; при необхідності ж вони звичайно створюють резервації і живуть в них, поки існують несприятливі умови [148].

Процес пристосування до нових умов складний і залежить від різноманітних факторів. Насамперед це пристосування окремих організмів і популяцій, пов'язане з виробленням особливого нового типу обміну речовин, підвищенням плодючості і виживання, зниженням смертності та іншими, пов'язаними зі спадковістю, внутрішніми факторами. Певне значення мають і зовнішні фактори, під впливом яких формуються перелічені пристосування раків, зокрема такі, як склад і якість раціону, розподіл місця та часу живлення, розбіжність в ділянках і строках розмноження та линяння астацид різного віку та різних видів тощо [144]. В комплексі з цими факторами діє і антропогенний фактор, який також сприяє як поширенню раків (пересадка, спорудження водних вод шляхів), так і обмеженню чисельності популяцій шляхом нераціонального використання їх запасів, так і посереднім негативним виловом [162].

Слід відмітити, що інформація щодо внутрішніх (пов'язаних із спадковістю) особливостей розселення, екології окремих тварин і динаміки чисельності популяцій, зокрема річкових раків, ще досі обмежена [62, 142]. Проте від цих питань залежать результати численних робіт по переселенню та раціональному використанню продуктивних популяцій річкових раків, а

узагальнення усіх даних дуже необхідне. Воно може створити основу як для підвищення ефективності перелічених робіт і подальшого комплексного вивчення усіх зазначених факторів і їх взаємозв'язків, так і для розробки теоретичних основ охорони, використання відтворення запасів річкових раків та їх акліматизації [149].

### **1.1 Загальна біологічна характеристика**

**Зовнішня будова.** Річкові раки мають 20 сегментне, велике тіло, дещо стиснуте в дорсовентральному напрямку, яке складається з двох відділів головогрудей (цефалоторакс) та черевця (абдомен). Головогруді вкриті не розчленованим щитом (карапакс), утвореним складкою голови. Передня частина головогрудей витягнута в добре розвинений шип, або дзьоб (рострум). В його основі є одна-дві пари посторбітальних горбиків, які часто бувають озброєні великими гострими шипами. Задня частина цієї складки, простягаючись назад та звисаючи до низу на боки, утворює зяброві кришки - бранхіостегіти, які прикривають зяброві порожнини [19].

Форма і міцність карапаксу мінлива. У вузькопалих раків, за винятком товстопалого, він значно товщий, ніж у широкопалого та інших представників роду *Astacus*. Тому у перших поверхня панцира вкрита шипами, горбиками, ямками з щетинками, що надають йому міцності, у інших навпаки – карапакс міцний і гладенький. Найбільші шипики розташовані на боках голови, позаду очей, особливо на бранхіостегітах та інших місцях панциру [95].

Черевце почленоване на сім частин, та вкрите хітиновим кільцем, що складається із спинної (тергіт), черевної (стерні) та бокових (плеври) напівдужок (рис. 1.1). Закінчується черевце локомоторними плеоподами, утвореним тельсоном, кінцевим сегментом та уроподами, кінцівками XIX сегмента плоскої форми. Анальний отвір знаходиться з нижнього боку тельсона. У самок черевце ширше, ніж у самців [121].

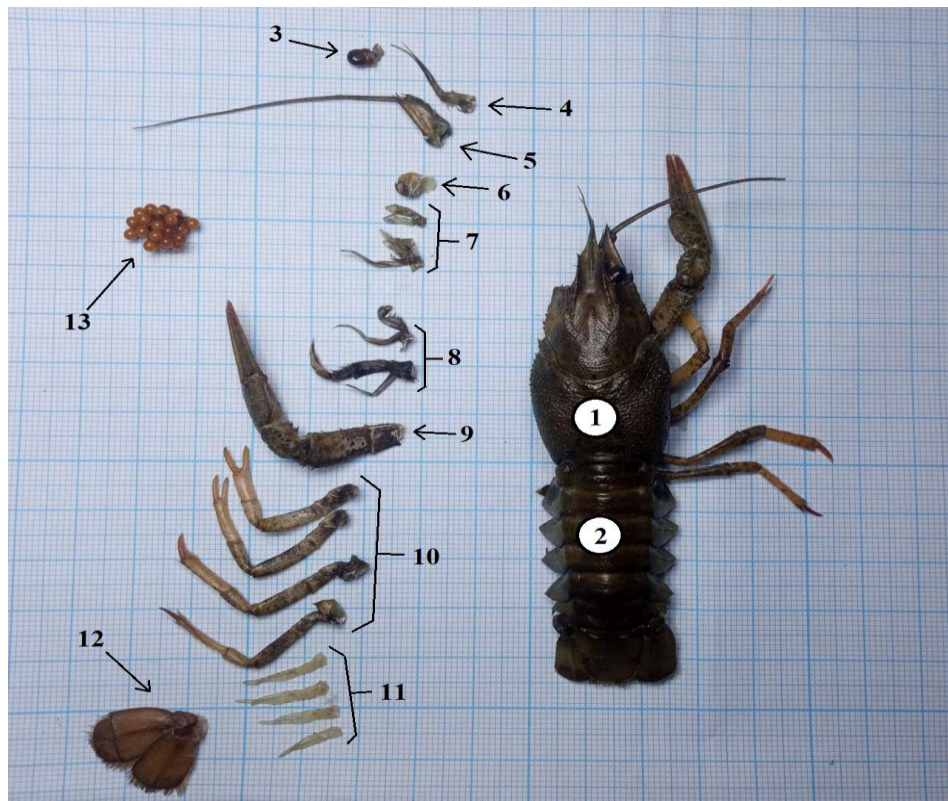


Рисунок 1.1 Зовнішня будова тіла річкового рака та його придатків: 1 – Головогрудь, 2 – черевце, 3 – око, 4 – антенули, 5 – антени, 6 – мандибули, 7 – максилы, 8 – максилоподи, 9 – клешні, 10 – ходильні ноги (перейоподи), 11 – статеві плеоподи 12 – локомоторні плеоподи, 13 – ікра. Фото: Боровик І.І.

У раків є 19 пар придатків тіла що мають різноманітне призначення та будову. Сенсорні антенули з двома джгутиковими придатками. антени з одним членистим джгутиком, довжина якого часто перевищує довжину тіла. Ротовий апарат складається з декількох частин: верхні щелепи – прості мандибули; нижні щелепи – дві пари максил. Ніжки тулуба – перейоподи виконують різні функції. Перші три пари ніжок тулуба перетворені на клешні та максилоподи і приймають участь у подрібненні їжі. Інші п'ять пар – ходильні. Всі вісім пар перейопод мають зябра. Черевні кінцівки – плеоподи, виконують локомоторну і статеву функцію у самців та самок [135].

**Внутрішня будова.** У річкових раків крім екзоскелета – панцира, який виконує захисну функцію, є ще й ендоскелет, який є опорою для внутрішніх

органів травної, кровоносної та нервової систем, для прикріплення м'язів кінцівок [117].

Травна система починається ротом, розміщеним з нижньої сторони передньої частини тіла, дещо відступивши від його переднього краю. Складна передня кишка диференційована на стравохід і шлунок, який складається з кардіального відділу з «шлунковим млином» з хітинових пластинок і зубів, обернених всередину, та міцних м'язів, що приводять в рух цей апарат, і складної пілоричної частини. В коротку середню кишку відкривається своїми протоками велика п'ятилопатева печінка. в якій відбувається перетравлення і всмоктування їжі. Через усе тіло проходить довга пряма кишка у вигляді трубки, яка відкривається анальним отвором на нижньому боці тельсона [109].

Мускулатура у раків гладенька (м'язи внутрішніх органів) і поперечно-смугаста (скелетні м'язи). Останні утворюють пучки різної товщини і величини, що пронизують усе тіло. З них розвинені м'язи жувальних клешень, згиначі і розгиначі черевця та інші. М'ясо раків має промислову цінність [113].

Нервова система раків представлена черевним нервовим ланцюжком, який складається з парних вузлів, комісур і конектив та чутливих нервів, що відходять від них. Найбільшими вузлами є мозок, або надглотковий ганглії, підглотковий, п'ять парних грудних, п'ять черевних нервових вузлів і симпатична нервова система, яка починається від комісур на рівні стравоходу. Вона іннервує внутрішні органи [132].

У раків добре розвинені органи чуття. Складні, стеблясті, фасеткові очі, що в залежності від віку особини містять близько 600 (у молоді) та 3000 омаїдів (у дорослих раків), знаходяться з боків роотрума. Зір у раків мозаїчний. Органи рівноваги у вигляді статоцистів із статолітами. Статоліти – тверді піщинки, що заносяться в порожнину органа самою особиною після кожного линяння. Статоцисти знаходяться в базальних члениках антенул і сполучаються із зовнішнім середовищем каналом з відкритим отвором. Органи нюху та дотику представлені у вигляді численних чутливих клітин і сенсорних щетинок, розкиданих по всьому тілу [116].

Незамкнена кровоносна система складається із серця, судин і відкритих ділянок синусів, або лакун. Від серця, що знаходиться у великому спинному синусі, відходять сім пар артерій, з яких п'ять спрямовані вперед, шоста назад, а сьома – донизу, в напрямку черевного нервового ланцюжка. Безбарвна гемолімфа рака, яка містить формені елементи типу амебоїдних клітин, лімфо- і тромбоцити та інші клітини, а також мінеральні солі, циркулює по всьому тілу, омиває всі органи, збагачуючи їх киснем. Газообміну в зябровій порожнині сприяє скафогнатид нижньої щелепи, що заганняє воду у зяброву порожнину і регулює швидкість її течії [131].

Органи дихання представлені перистими зябрами. Це подобранхії, що прикріплюються до перейопод; артробранхії – до місця, де нога приєднується до тіла, і плевробранхії, що сидять безпосередньо на тулубі. «Зяброва формула» рака *Astacus*: 6 подобранхій, 11 артробранхій та 1 розвинена і 2 нерозвинені плевробранхій по 3 зябра на кожному торакальному сегменті. Зябра заповнюють всю зяброву порожнину. Кожна зябра має дві судини приносну і виносну [118].

Органи виділення представлені антенальними або зеленими залозами, які складаються з мішечка, лабіринту і сечового каналу. Останні відкриваються біля основи антен. Органи розмноження представлені непарними статевими залозами сім'яником у самців і яєчником у самок. Вони розташовані у спинній частині порожнини тіла під навколосерцевим синусом. Статеві протоки парні – довгі багаторазово звивисті сім'япроводи чи короткі яйцепроводи, які відкриваються статевими отворами на коксоподитах перейопод самця або самки [154].

## **1.2 Біологія росту та розмноження**

Річкові раки роздільностатеві тварини з яскраво вираженими ознаками статевого диморфізму, який виявляється як у зовнішній, так і у внутрішній будові особин. У раків присутня деяка форма шлюбної поведінки. Наприклад, відмічено, що самець у період зрілості, побачивши самку, подає їй сигнал

підйомом розставлених клешень [134]. На таку позу самка звичайно відповідає негативно або позитивно: в першому випадку вона відразу відпливає від нього, в другому повторює сигнал самця, тобто також піднімає вгору свої клешні. Помітивши сигнал самець довгопалого рака підпливає до неї. Він звичайно підходить до самки збоку і однією із своїх клешень захоплює обидві її клешні. Другу ж свою клешню він одночасно підводить під корпус знизу і перевертає її на спину. Потім самець прикріплює сперматофори до самки, між її перейоподами III і V. Сперматофор утворюється за допомогою гонопод з особливого секрету, що виділяється в сім'япровід, і загусає, коли потрапляє у воду [163].

Самка носить сперматофори від кількох діб до кількох місяців. В деяких випадках вона звільняється від них лише в момент линяння. Строки відкладення і запліднення ікри та парування не збігаються. Самка перед відкладанням ікри «сідає» на своє зігнуте черевце і заповнює його слизом, що виділяється з цементних залоз, які містять черевці. У складі слизу є речовина, що розчиняє сперматофори. При контакті з водою слиз загусає. У річкових раків яйцеклітини багаті на жовток. Сперматозоїди у раків нерухомі, тому самиці доводиться за допомогою плеопод приводити слиз в рух й тим самим забезпечувати запліднення, яке у раків є зовнішнім. Після того як яйцеклітини запліднилися, у кожної з них з того ж слизу утворюються додаткова оболонка і стеблинка, за допомогою якої ікринка прикріплюється до плеоподи. Незапліднена ікра відкидається [140].

Парування, відкладання і викльовування ікри, строки викльовування та статевого дозрівання варіюють. Строки парування, що визначають усі наступні етапи розмноження, також як і строки відкладання ікри, її викльовування тощо, можуть навіть у одній водоймі зсуватися.

За літературними даними, річковий рак має середню робочу плодючість 300 ікринок, хоча для забезпечення нормального існування та розвитку його популяцій досить (як і в інших тварин), щоб від кожної пари плідників досягли статевої зрілості в кожній генерації всього одна пара

різностатевих потомків або хоч би по дві самки. Проте переважна більшість молоді раків гине вже на стадії яйця і нерухомих личинок. Протягом багаторічних спостережень за популяціями довгопалого рака в південних районах країни, лише приблизно 17–18 % молоді на стадії рухливих личинок переходять до самостійного існування [20].

Відомо, що розвиток та дозрівання річкових раків залежить від особливостей водойми та кормової бази. Загалом раки досягають статевої зрілості на третьому році життя при розмірах від 8 см або 9 см у довжину. Іноді трапляються випадки зрілості особин при 6–7 см у довжину на другий рік життя [14].

Линяння річкових раків має ряд особливостей, які залежать від внутрішніх (спадковість, вік) і зовнішніх факторів (кількість і якість корму, гідрологічний режим і тип водойми, географічна зона, тривалість вегетаційного періоду та світлового дня, температурні, метеорологічні умови тощо). Вони визначають частоту, строки, тривалість і характер линянь. В залежності від статі та віку раки можуть линяти від одного до кількох разів на рік (плідники й молодь) або не кож ного року (старі особини) і що поряд з масовими линяннями раків спостерігаються і екзувації покривів у окремих особин.

У водоймах України раки-плідники линяють 2 рази на рік, а молодь ще частіше щомісяця на протязі першого вегетаційного періоду її життя. Плідники линяють роздільно. Самці і самки, які не беруть участі в розмноженні, линяють раніше від самок, які розмножуються. Ці особини починають линяння після переходу молоді до самостійного живлення. Вдруге самці і самки линяють разом. Молодь протягом першого року життя линяє 8 разів, другого 4–5, і третього року 3–4 рази [107].

До настання статевої зрілості в організмі рака резервні речовини майже не відкладаються про запас. Енергетичні ресурси, які надходять в організм, перетворюються у білкові речовини та використовуються на ріст особин. У плідників вже в зв'язку з появою нових функцій – репродукції потомства, відбувається відкладання резервних речовин у вигляді жиру, який



використовується головним чином на утворення і визрівання гонад, а частково і на забезпечення проживання особин у важкі періоди: під час зимівлі, линяння, міграцій та при інших складних ситуаціях. При цьому відбувається нарощування маси тіла плідника, яке і визначає характер і періодичність росту особини [155].

## РОЗДІЛ 2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 2.1 Запорізьке (Дніпровське) водосховище

Запорізьке (Дніпровське) водосховище перебуває на території Дніпропетровської і Запорізької областей України. Водоймище обмежене греблями: знизу – ДніпроГЕСу в м. Запоріжжя, а зверху – Кам'янської гідроелектростанції (ГЕС) у м. Кам'янське [88].

Географічне положення територія, на якій розміщується водосховище, відноситься до Північної степової зони України. Правий берег водосховища, що знаходиться у степовій зоні Придніпровської височини, відрізняється альтитудно від лівого, що відповідно знаходиться у зоні Придніпровського пониззя.

Головними географічними елементами рельєфу у районі водосховища є тераси річних долин, балки, яри, та інші форми рельєфу. Для прибережної зони водосховища виділяють декілька типів берегів: абразійно-обвального-осипний, абразійно-зсувний, ерозійний, акумулятивний. До самостійного типу належать стійкі береги.

Площа водозбору водосховища дорівнює 463 км<sup>2</sup>. Довжина водосховища становить 128,5 км. Ширина відповідає діапазону від 600 м до 4,5 км. Площа у нормальному стані функціонування дамби дорівнює 28,83 км<sup>2</sup>. Середня глибина – 6 м, а максимальна зафіксована – 60 м. Водобмін Запорізького водосховища характеризується такими величинами: повний об'єм – 3,3 км<sup>3</sup>, корисний – 0,84 км<sup>3</sup>, середній річний стік – 51,8 км<sup>3</sup>, водобмін – 15,7 разів на рік [88].

Вплив сонячної активності на територію водосховища характеризується наступними показниками: кількість годин сонячного світла – від 1911 в районі м. Дніпро, до 2086 в районі м. Запоріжжя; сонячна радіація, відповідно, 12,5 – 12,6 МДж/м<sup>2</sup> × добу; радіаційний баланс 10,5 МДж/м<sup>2</sup> × добу [88].

До водоохоронної зони входять території по обох берегах водойми з середньою шириною 1,2 км і площею 66,57 тис. га. З них 49,6 % займають сільськогосподарські угіддя, 8,4 – землі населених пунктів, 2 – колгоспні ліси, 33,7 – держлісфонд. У складі сільгоспугідь 84,7 % займає рілля, 12,6 – природні угіддя, 2,7% – багаторічні насадження [88].

Особливістю річки Дніпро на місці Запорізького водосховища є наявність двох дуже різних частин: верхньої (від м. Дніпродзержинська до гирла р. Самари) з широкою терасованою долиною та розвинутою додатковою системою річки (велика кількість рукавів, озер та ін.) і нижньої (від гирла р. Самара до м. Запоріжжя) – каньйоноподібної, де р. Дніпро протікає розломом Українського кристалічного щита завширшки 1,5–2,5 км. Останнє зумовлює таку особливість геоморфології руслового рівнинного Дніпровського водосховища, як відсутність розробленої терасованої долини у нижній частині [5].

Верхня частина плеса зберегла риси річки, трансформованої затопленням, зі значною течією, рухливими піщаними ґрунтами, невеликою та рівномірною глибиною, розвинутою заплавою, численними островами; фізико-хімічні параметри води цієї частини досить одноманітні. У верхньому, Дніпродзержинському, районі верхньої частини водосховища сильна течія та рухомий піщаний ґрунт перешкоджають закріпленню на мілководдях макрофітів. У середньому, Карнаухівсько-Ново-Кайдакському районі, спочатку зустрічається занурена, а потім і повітряно-водяна рослинність у вигляді бордюрних заростей. У нижньому, Дніпровському, районі мілководдя мають безперервну смугу зануреної та уривчасту смугу повітряно-водяної рослинності [5].

В верхній частині водосховища сконцентровані основні підприємства «брудних» галузей (металургійної, вугільної, хімічної). Дніпровський металургійний комбінат (м. Кам'янське) відноситься до особливо небезпечних підприємств України. Його відвали, що містять значну кількість шкідливих

речовин, розташовані в басейні р.Коноплянки, яка впадає в Запорізьке (Дніпровське) водосховище [44].

Нижня частина Дніпровського плеса, створена на каньйоноподібній ділянці долини р. Дніпро, значно відрізняється від верхньої частини. Середня глибина у Нижній частині плеса у 3–4 рази більша (глибина у медіалі зростає з 10 м на межі частин до 60 м біля греблі Дніпрогесу), швидкість течії не перевищує 0,5 м/с навіть у період весняної повені. У межах порожистої частини водосховища затоплено 10 порогів: Кайдакський, Сурський, Лоханський, Звонецький, Ненаситецький, Вовнігський, Буділовський, Вільний, Лишний (Гадючий) та Явлений. Крім того, затоплено також до 40 заборів – кам'яних ступеней, які не мають різких перепадів [44].

Більша частина водозбірної площ нижньої ділянки Запорізького (Дніпровського) водосховища розташована на території сільської місцевості. Основним джерелом забруднення цієї ділянки є зливи з сільськогосподарських угідь, які містять біогенні речовини. За даними сезонних досліджень кількість біогенних елементів найбільшої величини досягає наприкінці літа, коли відбуваються інтенсивні процеси мінералізації органічних речовин. Наслідком збільшення концентрації біогенів у воді та її евтрофікації був масовий розвиток синьозелених водоростей – так зване «цвітіння» води [89].

Уперше акваторіальний розподіл Запорізького водоймища зробив Д.О. Свиренко. З огляду на будову долини Дніпра, морфологію ложа й ступінь затоплення, він поділив водоймище на дві частини: верхню – від місця виклинцювання (м. Верхньодніпровськ) підпору до колишньої порожистої ділянки й нижню – колишню порожисту. У верхній частині він виділив дві ділянки: верхню – майже не змінену у результаті підтоплення, й нижню, де мало місце більше підтоплення островів і заплави. Свиренко також виділяє Самарську затоку, називаючи її «Самарським озером» [75].

За середньорічними даними води в Запорізькому водосховищі належать до II класу, 2 категорії, 3(1) субкатегорії та характеризуються за станом як: «добрі», за ступенем чистоти – «чисті, досить чисті». Амплітуда коливань

інтегрального (екологічного) індексу становить 2,4–3,5. Найгірші показники зафіксовані в Самарській затоці, що в основному пов'язано з гідрологічними умовами та посиленням антропогенним тиском на затоку [83].

Вода у Запорізькому водосховищі належить до III класу, 4 категорії та 4(1)–4-5 субкатегорій. Це характеризується якістю води як «задовільна», а за ступенем чистоти вона визначалася як «забруднена» та «слабо забруднена». У районі Самарської затоки та гирла річки Мокра Сура спостерігалися субкатегорії що характеризуються якістю як «перехідні»: від «задовільних», «слабо забруднених» до «посередніх», «помірно забруднених» [137].

## **2.2 Характеристика Самарської затоки**

Самарська затока є складовою частиною Запорізького (Дніпровського) водосховища і була утворена в 1933–1935 роках під час заповнення нижньої течії річки Самара. Після руйнування греблі ДніпроГЕС у 1941 році Самарська затока тимчасово припинила існування. Після реконструкції у 1947 році, Самарська затока стала об'єктом окремого районування, що отримав назву Крайове Самарське плесо, через особливості її гідроекологічних параметрів. Це значна акваторія, утворена на заплаві річки Самара. Загальна площа затоки становить 5702 га. Ширина плесу в середньому складає 2 кілометри, при цьому 57 % його площі – це мілководдя [5].

Самарська затока є штучним водоймою, яка утворилася внаслідок підняття рівня води в Запорізькому (Дніпровському) водосховищі за рахунок будівництва греблі ДніпроГЕС. Знаходиться вона на низинних землях нижньої долини річки і розташована між містами Дніпро, Новомосковськ і Підгородне. У межах затоки можна виділити Самарський острів і Сергіївський острів, які мають велике значення для збереження різноманітності та чисельності водних організмів уздовж берегів. Неподалік від села Олександрівка на сході знаходяться дві інші затоки: Вирвихвіст і Гнилокиш.

Гідрохімічний режим Самарської затоки формується в результаті взаємодії річки Самари та природних умов самої затоки. Протягом останніх 50

років спостерігалися значні зміни в гідрохімічному режимі річки Самари під впливом як природних, так і антропогенних факторів. У цей період забір води на господарсько-побутові потреби призвів до зменшення стоку річки на 15 %.

Розвиток Західно-Донбаського вугільного басейну та викиди шахтних вод у річку Самара призвели до значного збільшення мінералізації води, особливо за рахунок хлоридів, сульфатів і іонів натрію (від 1,3–1,67 г/л до 3,2 г/л). Це призвело до подальшого заболочування, засмічення та засолення Самарської затоки. Велика кількість органічних речовин, що надходять, разом із невеликою глибиною, спричинили високий рівень росту водної рослинності в затоці [5].

Верхня частина затоки майже повністю відрізана дамбою автомагістралі "Харків – Сімферополь" і з'єднана з іншими ділянками затоки лише через русло річки Самара. Це призвело до деградації місць нересту на більшості ділянок заплави вище й нижче дамби, і вони стали непридатними для відтворення більшості місцевих видів риб, особливо тих, що належать до фітофільної групи, включаючи цінні промислові види. У літній період у плавневій зоні часто спостерігається зниження рівня розчиненого у воді кисню до критичних значень (2–4 мг/дм<sup>3</sup>), підвищення рівнів вуглекислоти та біогенних елементів, таких як амонійний азот (0,5 мг/дм<sup>3</sup>) та фосфати (0,65 мг/дм<sup>3</sup>) [45].

Серед ділянок Запорізького (Дніпровського) водосховища Самарська затока є зоною екологічного ризику за концентрацією хлоридів та сульфатів, іонів амонію, нітритів, цинку, міді та нікелю. У межах м. Дніпро найвищі показники БПК, нафтопродуктів та зважених речовин відмічаються для річних скидів лівобережної станції аерації, яка впадає у Самарське плесо: 2550 т, 80 т та 2280 т [91].

Загальний стан екосистеми річки Самара сьогодні визначається тривалістю та інтенсивністю впливу людської діяльності. Вплив на її біотичні компоненти триває протягом понад 80 років. Перші зміни в біо- та абіотичних складових річки відбулися після побудови ДніпроГЕСу та створення Запорізького (Дніпровського) водосховища. На той момент деякі компоненти

річкового біоценозу в нижній течії річки зазнали деградації, зокрема типові річкові біотопи та реофільні угруповання водних організмів, і були заміщені лімnofільними видами. Починаючи з 1950-х років, вплив промисловості та сільського господарства значно посилювався, що спричинило значну евтрофікацію річки на всій її течії, втрату біорізноманіття, особливо в районах виливу сільськогосподарських, комунальних та промислових стічних вод [94].

Наступним фактором, що істотно вплинув на подальше існування всіх складових екосистеми річки, був процес вугледобування. Видобуток вугілля обумовлює скид шахтних вод у заплаву р. Самари. Найінтенсивніше даний процес почав проявлятися з першої половини 1970-х років. До того ж, із середини 1950-х років р. Самара вже почала приймати через свої притоки шахтні води Центрального Донбасу. Загальний обсяг скиду шахтних вод щорічно коливається від 20 млн. м<sup>3</sup> до 27 млн. м<sup>3</sup>. Окремо за рахунок дренажу в акваторію ріки через дно й тіло дамб відстійників- накопичувачів щорічно надходить від 5 % до 15 % загального шахтного водовідливу [87].

У перші роки розгортання вугледобувного процесу поступово зростала мінералізація Самари (пропорційно розширенню гірничої промисловості), але на початку 1980-х років значно зросли обсяги скиду і, відповідно, мінералізація води. Це обумовило інтенсифікацію процесу трансформації гідробіоценозу. Вже в той період вчені відмічали, що у деяких груп гідробіонтів відзначено збідніння видового складу, порушення фізіолого-біохімічних процесів [91].

Самарське плесо зазнає також значне антропогенне навантаження за рахунок забруднення аварійними скидами недоочищених стічних вод очисними спорудами міськводоканалу з лівобережної частини м. Дніпро. Даний забруднений стік містить велику кількість біогенних елементів: фосфатів – до 1,3 мг/л, нітратів – до 9,84 мг/л, з відповідними рівнями у воді зони сбросу: фосфатів – до 0,625 мг/л, нітратів – до 1,16 мг/л, нітритів – до 0,06 мг/л, амонійного азоту – до 0,33 мг/л, перманганатної окисненості – до 16,5 мгО/л [44].

### 2.3 Характеристика Кам'янського водосховища

Кам'янське водосховище перебуває у межах Полтавської, Кіровоградської та Дніпропетровської областей. Утворене 1964 при спорудженні Дніпродзержинської ГЕС (нині – Середньодніпровська ГЕС) практично одночасно з Кременчуцькою, їх компоновання є подібним. Наповнення водосховища відбувалося впродовж 1963–1965 рр. Корисний об'єм водосховища використовують для добового та тижневого регулювання стоку Дніпра відповідно до режиму роботи ГЕС. Тільки в найбільш маловодні роки передбачене спрацювання корисного об'єму для покриття дефіциту водних ресурсів. У літньо-осінній період добове коливання рівнів у межах 0,1–0,15 м у діапазоні відміток 63,8–64 м. Мінімальна витрата води в нижньому б'єфі протягом доби ( $400 \text{ м}^3/\text{сек.}$ ) зумовлена санітарними вимогами. Із водосховища здійснюють водозабір у Дніпро–Донбас канал (спроможний пропускати  $120 \text{ м}^3/\text{сек.}$ ) для промислового водопостачання ( $12 \text{ м}^3/\text{сек.}$ ) і зрошення ( $4,9 \text{ м}^3/\text{сек.}$ ). Водосховищем підтоплено 4,4 тис. га земель. Площа мілководь 15,8 тис. га, площа акваторії (водного дзеркала) –  $537 \text{ км}^2$ , площа островів –  $48,9 \text{ км}^2$ , об'єм повний –  $2636 \text{ млн. м}^3$ , об'єм корисний  $150,495 \text{ млн м}^3$ . Максимальна глибина водосховища становить 23 м [161].

За характеристикою ложа й деяких інших показників Кам'янське водоймище ділиться на три ділянки. Верхня простирається від греблі Кременчуцької ГЕС до с. Кам'яні Потоки. Вона являє собою затоплене русло Дніпра й вузьку смугу заплави із глибинами, що не перевищують 2 м. У зв'язку з попусками води із Кременчуцького водоймища на цій ділянці майже постійний плин (до  $0,2\text{--}0,3 \text{ м/с}$ ), швидкість якого в період повноводдя, коли рівень води піднімається на 5 м, зростає до  $1\text{--}1,5 \text{ м/с}$ . Центральна ділянка – від с. Кам'яні Потоки до с. Бородаєвка – займає більше половини площі водойми. Переважні глибини – 2–5 м. Приплотинна ділянка – від с. Бородаєвка до греблі Кам'янського водосховища – займає біля третьої частини площі останнього. Переважні глибини – 2–5 м. У Кам'янське водоймище впадає вісім притоків. По



лівому березі найбільшими притоками є Псел і Ворскла, по правому – Омельник, Домоткань і Самоткань [161].

Водосховище відноситься до типу річкових водойм з дуже порізаною береговою лінією, наявністю ряду заток, що утворилися на місці гирлових ділянок приток (найбільші з них – Ворсклінська, р. Ворскла та Псельська, р. Псел). Берегова лінія 360 км у довжину. Праві береги водосховища досягають висоти 25 м, круті, можуть мати скелясту форму. Лівобережна частина берегів низька, висотою до 5 метрів, загалом представлена досить пологими, мілководними ділянками [81].

У геологічному відношенні більша частина території являє собою підвищену рівнину, фундаментом якої є Український кристалічний щит, Частково у геоструктурному відношенні водоймище належить до Дніпровсько-Донецької западини, що визначає складний рельєф. За характером рельєфу водосховище – хвиляста рівнина: північний захід – Придніпровська височина, крайній південь – Причорноморська низовина, лівобережна частина – Придніпровська низовина. Долина річки Дніпро має ширину до 10 км. Ґрунти переважно суглинкові. Продовж лівого берега річки Дніпро і водосховища – піщані [82].

Площа водоохоронної зони Кам'янського водосховища становить 256,5 га, довжина прибережної захисної смуги водосховища – 13 км. Більшість прибережних ділянок на правому березі Дніпра у межах Кам'янського займає промислова зона різних підприємств. Рослинність водоохоронної зони водосховища представлена в основному агроценозами та степовими угрупованнями. Ліси на території водоохоронної зони розташовані вздовж річок, на схилах річкових долин, балок та ярів, на піщаних ґрунтах (байрачного типу), та ті, що зростають у заплавах Дніпра, Ворскли, Пселу (заплавні) [161].

Кам'янське водосховище відоме своїми значними родовищами будівельної сировини. За даними Публічної кадастрової карти України, найбільшими є Крячівське і Верхньодніпровське, загальний об'єм яких перевищує 200 млн м<sup>3</sup>. Ці родовища інтенсивно розробляються. Зокрема лише в

2017 р. видобуток сировини у згаданих родовищах становив: Крячівське - 323, Верхньодніпровське – 110 тис. м<sup>3</sup> (разом – 433 тис. м<sup>3</sup>). Зрозуміло, що за десятиліття розробки цих та інших родовищ об'єм видобутку сировини з дна водосховища становить багато мільйонів кубічних метрів [161].

Середні значення вмісту розчиненого у воді кисню в межах басейну складають: – від 6,50 мгО<sup>2</sup>/дм<sup>3</sup> до 7,23 мгО<sup>2</sup>/дм<sup>3</sup> (травень – 7,5 мгО<sup>2</sup>/дм<sup>3</sup> до 8,8 мгО<sup>2</sup>/дм<sup>3</sup>). Мінералізація води в різноманітних ділянках водосховища змінюється в межах від 195 мг/л до 350 мг/л [145, 33].

У місті Кам'янське у безпосередній близькості одне від одного розташовані металургійні, коксохімічні та інші хімічні підприємства, що забруднюють навколишнє середовище [153].

Найбільші підприємства – забруднювачі, які здійснюють скид забруднених (без очистки та недостатньо очищених) зворотних вод у водні об'єкти району: КВП КМР “Міськводоканал” м. Кам'янське (за вмістом фосфатів); КП “Жовтоводський водоканал” ДОР., АТ “ДНПРОАЗОТ” м. Кам'янське, ПрАТ “Дніпровагонмаш” м. Кам'янське, ПАТ “Дніпровський меткомбінат”, м. Кам'янське [145, 47].

Відомо також, що Кам'янське водосховище є водоприймачем дебалансних стічних вод відповідно до чинного дозволу на спеціальне водокористування для Вільногірського гірничо-металургійного комбінату. Скид стічних вод з накопичувача в балку Скажена здійснюється в зонах санітарної охорони Верхньодніпровського і Аульського водозаборів [92].

У водосховищі поширені 177 видів водоростей та 39 видів вищих водяних рослин, що займають площу бл. 55 км<sup>2</sup>. Багато планктонних і донних безхребетних (найпростіші, ракоподібні, молюски, комахи та інші). Водиться 30 видів риб (зокрема плітка, лящ, щука, судак, сом [100, 27].

## РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дисертаційна робота виконана з 2020 року по 2024 рік з використанням проб та первинних даних біологічних журналів комплексних експедицій кафедри загальної біології та водних біоресурсів і науково дослідній лабораторії гідробіології, іхтіології та радіобіології науково-дослідного інституту біології ДНУ, оскільки був учасником даних експедицій. Відбір проб проводили під час науково-дослідних та контрольних ловів на акваторії Запорізького і Кам'янського водосховища, та Самарської затоки. Відбір раків у Кам'янському водосховищі виконували на ділянках прибережної зони Кам'янського (с. Шульгівка, 48°42'35"N 34°21'14"E) і Запорізького (Дніпровського) (с. Карнаухівка, 48°28'39"N 34°45'14"E) водосховищ та в районі Самарської затоки Запорізького водосховища (с. Олександрівка, 48°30'19"N 35°11'13"E)

Виллов річкових раків здійснювали за допомогою раколовок відкритого типу із сіткою №20 з кроком вічка від  $a=16$  мм, а також проводячи ручний збір в областях прибережної зони з наявністю нір раків, також використовуючи спеціальні пастки з атрактантами.

Проаналізовано 700 екземплярів раків. Зібрано проб на аналіз плодючості 120 екземплярів. На морфометричний аналіз було відібрано 340 екземплярів. На дослідження накопичення радіонуклідів та важких металів було відібрано 240 екземплярів. Було зроблено та проаналізовано гістологічних зрізів 60 штук.

Усі маніпуляції із піддослідними тваринами проводили відповідно до біоетичних норм, затверджених відповідними документами.

### 3.1 Методика морфометричних досліджень

На сьогоднішній день методи повної морфометрії в біологічних дослідженнях відповідають сучасним реаліям наукової діяльності. Вивчення морфометричних показників річкових раків дозволяє виявити, як різні

антропогенні та екологічні чинники впливають на морфологічні адаптації цих тварин [133, 112]. Визначення морфометричних характеристик має важливе значення для встановлення ряду біологічних структур, таких як, наприклад, вікова та статеві. Важливе значення також морфометрії полягає у первинному видовому аналізі. Видову приналежність визначають за результатами морфологічних відмінностей. Загалом морфометричні показники можуть вказувати на певні зміни екологічних умов існування, що потребують подальшого з'ясування та аналізу.

Вимірювання морфометричних параметрів проводили на свіжовідібраних, живих особинах за схемою, представленою на рисунку 3.1 [16].

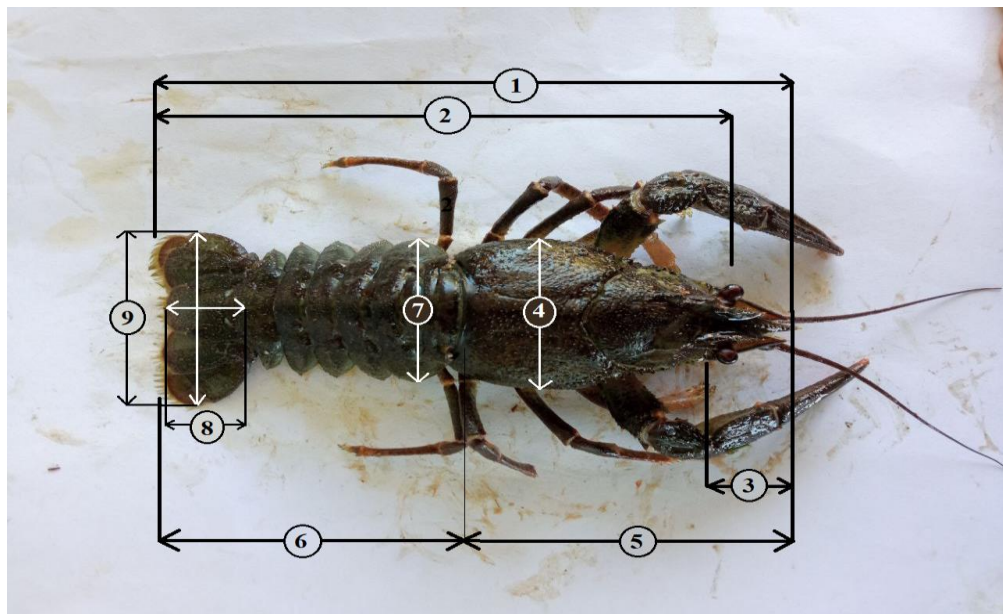


Рисунок 3.1 Схема вимірювання річкового рака: 1 – повна довжина; 2 – промислова довжина; 3 – довжина роструму; 4 – ширина головогрудей; 5 – довжина головогрудей; 6 – довжина черевця; 7 – ширина черевця біля початку плевр 3-го порядку; 8 – довжина тельсона; 9 – ширина тельсона.

Фото: Боровик І.І.

Для ідентифікації видової приналежності використовували ознаки, запропоновані Бродським С.Я. у інструкції для проведення робіт по річковому

раку та його промислу [16]. Усі досліджені зразки були віднесені до виду *A. leptodactylus*. Аналіз проводили з використанням лінійки та штангенциркуля згідно із загальноприйнятою методикою з точністю до 1 мм. Маса кожної індивідуальної особини визначали з точністю до 1 г на лабораторних вагах ТЕВ-0,3-0,005 (Харків, 2021). Перед процесом зважування на вагах, кожну особину підсушували за допомогою фільтрувального паперу до відсутності вологих плям.

### 3.2 Методи визначення плодючості

Плодючість раків визначали за рахунок прямого підрахунку кількості ікринок на черевці самки. Всі ікринки були відокремлені з черевця, підраховано їх кількість, виміряно діаметр (за допомогою проміру десяти ікринок) (рис. 3.2) та масу. Для визначення середніх розмірів ікринок брали 10 ікринок, розташували їх по прямій лінії, визначали довжину цієї лінії і, розділивши її на 10, отримали середній діаметр ікринок. Так як ікра після відокремлення починає висихати, вимірювали щойно вилучені ікринки [13].



Рисунок 3.2 Вимірювання плодючості

Фото: Боровик І.І.

Дослідження показників плодючості дозволяють розробити оцінку плодючості популяції, порівняти її з іншими водоймами, розробити прогностичні рекомендації щодо заборони вилову річкових раків у період розмноження.

### **3.3 Методи дослідження оогенезу та сперматогенезу**

Основним методом дослідження гаметогенезу є використання гістологічних зрізів з аналізом рівня зрілості ооцитів та сперматоцитів. У дослідженні, за допомогою мікротома «Thermo scientific microm HM 325» виготовляли гістологічні препарати. Було виготовлено препарати гонад самців та самок для подальшого аналізу [136].

Аналіз гістологічних препаратів виконували за допомогою цифрової камери «AmScope MU500 5.1MPix», яку приєднували до оптичного мікроскопа «MICROmed» XS-2610. Вимірювання цитологічних показників робили за допомогою програмного забезпечення TourView 4.10. Вимірювали площу гамет, площу їх ядер, діаметри, площу вакуолей.

Опис зрізів гонад проводили з використанням атласів з гістології десятиногих раків [150, 146].

### **3.4 Методи радіобіологічних досліджень**

Методи радіобіологічного аналізу необхідні для визначення рівнів накопичення організмами радіонуклідів, які з'являються у середовищі через значну, або неконтрольовану антропогенну діяльність. Проби для вимірювання питомої активності радіонуклідів готували шляхом відділення наведених тканин з подальшим концентруванням (висушуванням) та гомогенізацією відібраного матеріалу. Зразки висушували при  $+105^{\circ}\text{C}$  до постійної сухої маси, а потім спопеляли при температурі  $+450^{\circ}\text{C}$  до отримання білої золи [64].

Для визначення активності  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  використовували сухі тканини вагою 100 г, а для визначення активності  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{40}\text{K}$  – 200 г.

Вміст радіонуклідів визначали на сцинтиляційному спектрометрі гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С» та спектрометрі бета-випромінювання

СЕБ-01-150. Значення мінімально виявленої активності для радіонуклідів:  $^{137}\text{Cs}$  – понад 3,6 Бк/проба,  $^{90}\text{Sr}$  – понад 2,4 Бк/проба,  $^{40}\text{K}$  – понад 4,5 Бк/проба,  $^{232}\text{Th}$  – понад 3,0 Бк/проба,  $^{226}\text{Ra}$  – понад 6,0 Бк/проба. Питому активність радіонуклідів розраховували в Бк/кг сирової маси [64].

Для характеристики перетворень і міграції радіонуклідів у водних екосистемах у радіоекології прийнято застосовувати коефіцієнти накопичення. Ці коефіцієнти демонструють, у скільки разів більшою (чи меншою) може бути активність певного радіонукліда в елементах екосистеми порівняно з навколишнім середовищем. Відбір води, підготовка проб для аналізу та визначення вмісту радіонуклідів у воді проводили загальноприйнятими методами: випарювали 40 літрів води до об'єму 1:1 [64].

Коефіцієнт усушки визначали за формулою (3.1):

$$X = \frac{C - A}{B - A} \times 100\%, \quad (3.1)$$

де  $X$  – суха речовина, %;  $A$  – маса чашки Петрі, г;  $B$  – маса чашки Петрі з наважкою до сушки, г;  $C$  – маса чашки Петрі з наважкою після сушки, г [64].

Сухі проби з метою концентрування радіонуклідів озолляли. Залишок, отриманий після спалювання та прокалювання органічних речовин, називається золою. Зола представляє собою сумарний вміст мінеральних речовин (макро- і мікроелементів). При виснаженні вміст золи в тілі збільшується. Для визначення вмісту золи зважували фарфорові тиглі на аналітичних вагах і записували масу; зважували наважку сухої речовини (0,5 г). Тиглі ставили до муфельної печі для спалювання при  $t = +500\text{--}700^\circ\text{C}$ . Після озолювання наважки тиглі охолоджували в ексикаторі й зважували. Вміст зольних елементів визначали за формулою (3.2):

$$Z = \frac{T - t}{m} \times X, \quad (3.2)$$

де  $Z$  – вміст золи, %;  $T$  – маса тигля з золою, г;  $t$  – маса пустого тигля, г;  $X$  – суха речовина, %;  $m$  – наважка сухої тканини, г [64].

Концентрацію радіонуклідів розраховували за формулою (3.3):

$$C = \frac{K \times j \times v}{P} \quad (3.3)$$

де,  $C$  – концентрація радіонуклідів в пробі, Бк/кг;  $j$  – концентрація радіонукліду в концентрованій пробі, Бк/кг;  $v$  – об'єм розведеної проби, мл;  $P$  – вага золи (або сухої тканини), г;  $K$  – коефіцієнт озолення (або усушки), г золи/г сирової ваги [64].

### 3.5 Методи визначення важких металів

М'язи та карапакс річкових раків було висушено при температурі +105°C до постійної маси, а потім за температури +450°C спалювали до отримання білої золи, яку обробляли 1 Н азотною та 1 Н соляною кислотою. Отриманий розчин фільтрували через фільтр «синя стрічка» та переносили до ємностей, доводячи об'єм до 10 мл. Вміст важких металів в пробі визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115М1 [98]. Показники вмісту важких металів у тканинах ракоподібних порівнювали із нормативними даними [66].

### 3.6 Статистичні методи та норми біоетики

Під час аналізу отриманих даних оперували методами варіаційної статистики: визначення середнього арифметичного та середнього квадратичного відхилення, порівняння даних за t-критерієм Ст'юдента. Для оцінки морфометричних параметрів використовували методи кластерного аналізу, методи аналізу основної тенденції (тренду) у рядах динаміки [72, 73]. Цифрові дані обробляли за допомогою програмних пакетів Microsoft Excel 2018 та Statistica 6.0 (StatSoft Inc., 2001).

Всі роботи з дослідними тваринами виконували згідно правил біоетики із дотриманням Положення про Комітет з питань етики (біоетики), Європейської Конвенції «Про гуманне ставлення до лабораторних тварин»,



«Загальних принципів експериментів на тваринах» та відповідно до «Положення про використання тварин в біомедичних експериментах» [71, 93, 110]. Локальний комітет – Біоетичний комітет біолого-екологічного факультету ДНУ протокол № 4 від 10.10.2023 року.

## РОЗДІЛ 4 МОРФОМЕТРИЧНІ ПОКАЗНИКИ РІЧКОВИХ РАКІВ

Водойми степового Придніпров'я знаходяться під значним антропогенним навантаженням, що певним чином відображається на циклах розвитку, особливостях розмноження гідробіонтів та на їх морфологічних показниках [39, 38]. Морфологічні особливості річкового рака дозволяють використовувати його як тварину-біоіндикатора при оцінці якості водного середовища [133, 112].

За період досліджень було проаналізовано 350 екземплярів раків з різних точок відбору проб. Відібрані особини були проаналізовані наявними морфометричними методами, порахована їх кількість, видовий та статевий склад.

### 4.1 Результати морфометричних досліджень

Збір первинних морфометричних даних річкових раків проводили за запропонованою Бродським С.Я схемою вимірювання [16], в якій визначаються основні структурні показники особин, такі як повна довжина, промислова довжина, довжина роstrumu (показники, важливі для визначення вікової структури), ширина головогрудей, довжина головогрудей, довжина черевця, ширина черевця біля початку плевр 3-го порядку, довжина тельсона, ширина тельсона (показники, важливі для визначення статевої приналежності і загальної біологічної оцінки).

Розмірно-вагова структура популяцій річкових раків загально розрізняється за параметрами, які мають основне значення у прогнозуванні уловів, промисловій діяльності та наукових дослідженнях. Для річкових раків такими параметрами є повна довжина тіла (показник 1) і маса особини. Надалі відбувається формування розмірних класів, яких для річкових раків за довжиною тіла існує три: «Промисловий запас» ( $L = 121\text{--}140$  мм, та більше), «Перехідний» ( $L = 101\text{--}120$  мм), та «Поповнення запасу» ( $L = 70\text{--}100$  мм). Популяції можуть формуватися з особин різних розмірних класів, хоча

зазвичай домінує один варіаційний клас, з близькими за розміром генераціями [14].

Станції відбору характеризувалися різними умовами існування для раків, а також варіювали за ступенем впливу екологічних та антропогенних чинників [145, 101].

Серед вилучених самок раків найменшу довжину (8,8 см) мали самки, зібрані у Самарській затоці, а найбільшу довжину (14,5 см) – самки, вилучені зі Запорізького водосховища. Середня довжина зібраних раків варіювала в межах від 10,38 см до 11,78 см (табл. 4.1). Самки, вилучені зі Самарської затоки, відрізнялися меншими лінійно-ваговими показниками. Це, імовірно, пов'язано з гідрохімічним станом води Самарського плесу, яка відрізняється збільшеними показниками мінералізації, через скиди шахтних вод та високим ступенем замулення через надходження значної кількості органічних речовин [87]. За іншими показниками, достовірних відмінностей серед різних груп раків не виявлено (при  $p < 0,05$ ).

Таблиця 4.1 – Морфометричні показники самиць раків

№ з/п	Показники	Кам'янське водосховище n = 50	Запорізьке водосховище n = 50	Самарська затока n = 50
		M ± m	M ± m	M ± m
1	Повна довжина, см	10,92 ± 0,39	11,78 ± 0,88	10,38 ± 0,54
2	Промислова довжина, см	9,67 ± 0,39	10,60 ± 0,63	9,26 ± 0,45
3	Довжина роstrу, см	1,58 ± 0,09	1,70 ± 0,15	1,50 ± 0,14
4	Ширина головогрудей, см	2,77 ± 0,15	3,17 ± 0,23	2,73 ± 0,13
5	Довжина головогрудей, см	5,32 ± 0,29	5,95 ± 0,43	5,01 ± 0,22
6	Довжина черевця, см	5,53 ± 0,20	5,88 ± 0,41	5,29 ± 0,31
7	Ширина черевця біля початку плевр 3-го порядку, см	2,85 ± 0,21	3,90 ± 0,70	2,94 ± 0,16
8	Довжина тельсона, см	1,52 ± 0,03	1,72 ± 0,12	1,60 ± 0,10
9	Ширина тельсона, см	4,33 ± 0,25	4,77 ± 0,30	4,11 ± 0,24
10	Маса, г	33,74 ± 4,07	47,58 ± 8,56	31,74 ± 4,00

11	Маса без ікри, г.	$30,97 \pm 3,55$	$42,87 \pm 7,83$	$32,93 \pm 4,60$
12	Плодючість, ікр.	$199,17 \pm 45,81$	$338,50 \pm 44,00^*$	$215,75 \pm 31,24^*$
13	Діаметр ікринки, см	$0,26 \pm 0,001$	$0,27 \pm 0,01$	$0,26 \pm 0,001$
14	Маса ікри, г	$2,76 \pm 0,64$	$4,71 \pm 0,80$	$2,94 \pm 0,60$
15	Маса ікринки, г	$0,014 \pm 0,0004$	$0,013 \pm 0,0009$	$0,013 \pm 0,0018$

**Примітка:** \* – різниця достовірна при  $p < 0,05$ .

Розмірно-вагові показники самців відзначались схожими параметрами. З усіх зразків вилучених самців, найменшої довжини (9,5 см) було зафіксовано у особини, відібраної з Кам'янського водосховища, тоді як найбільша довжина (14,5 см) спостерігалася у самця, вилученого з Запорізького водосховища. Середня довжина річкових раків знаходилась в діапазоні від 10,38 см до 12,76 см (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Морфометричні показники самців раків

№	Показники	Кам'янське водосховище	Запорізьке водосховище	Самарська затока
		$M \pm m, n = 50$	$M \pm m, n = 50$	$M \pm m, n = 50$
1	Повна довжина, см	$10,74 \pm 0,21$	$12,76 \pm 0,74$	$10,38 \pm 0,21$
2	Промислова довжина,	$9,50 \pm 0,23$	$11,30 \pm 0,71$	$9,20 \pm 0,22$
3	Довжина роstrу, см	$1,64 \pm 0,09$	$1,82 \pm 0,13$	$1,64 \pm 0,10$
4	Ширина головогрудей,	$2,88 \pm 0,12$	$3,52 \pm 0,19$	$2,80 \pm 0,12$
5	Довжина головогрудей, см	$5,74 \pm 0,23$	$6,88 \pm 0,28$	$5,50 \pm 0,16$
6	Довжина черевця, см	$5,08 \pm 0,04$	$5,92 \pm 0,44$	$4,98 \pm 0,14$
7	Ширина черевця біля початку плевр 3-го порядку, см	$2,32 \pm 0,10$	$2,70 \pm 0,12$	$2,34 \pm 0,12$
8	Довжина тельсона, см	$1,56 \pm 0,12$	$1,64 \pm 0,13$	$1,42 \pm 0,15$
9	Ширина тельсона, см	$4,28 \pm 0,18$	$5,56 \pm 0,50$	$4,32 \pm 0,22$
1	Маса г	$36,44 \pm 2,84$	$70,73 \pm 12,73$	$32,68 \pm 1,58$

Встановлено, що самців раків з Самарської затоки та Кам'янського водосховища в середньому характеризувалися меншими біологічними показниками. Дані результати біоіндикації можуть свідчити про значно гірші умови проживання річкових раків на території цих водойм через велику кількість таких чинників, як побутові та промислові скиди, природні евтрофікаційні процеси [145, 58]. У таблиці 4.3 наведено дані щодо статистично значущої різниці морфометричних показників раків.

Таблиця 4.3 – Величини t-критерія Ст'юдента для самців раків, вилучених з різних водойм

№ з/п	Показники	Кам'янське в-ще Запорізьке в-ще	Кам'янське в-ще Самарська затока	Запорізьке в-ще Самарська затока
1	Повна довжина, см	2,63*	1,21	3,09*
2	Промислова довжина, см	2,41*	0,94	2,83*
3	Довжина роструму, см	1,14	0,00	1,10
4	Ширина головогрудей, см	2,85*	0,47	3,20*
5	Довжина головогрудей, см	3,15*	0,86	4,28*
6	Довжина черевця, см	1,90	0,69	2,04
7	Ширина черевця біля початку плевр 3-го порядку, см	2,43*	0,13	2,12
8	Довжина тельсона, см	0,45	0,73	1,11
9	Ширина тельсона, см	2,41*	0,14	2,27*
10	Маса, г	2,63*	1,16	2,97*

**Примітка:** \* - результати досліджень достовірні при  $p < 0,05$ .

Підтверджено, що самці раків, що вилучені зі Запорізького водосховища, характеризувалися більшою довжиною тіла на 15,83 % та 18,65 %, відповідно, порівняно з самцями, що були вилучені з Кам'янського

водосховища та Самарської затоки. Крім того, їхні головогруді були більшими на 18,18 % та 20,45 % відповідно у порівнянні із особинами Кам'янського водосховища та Самарської затоки, а маса раків із Запорізького водосховища була майже вдвічі більшою, ніж у особин з інших водойм (рис. 4.1).

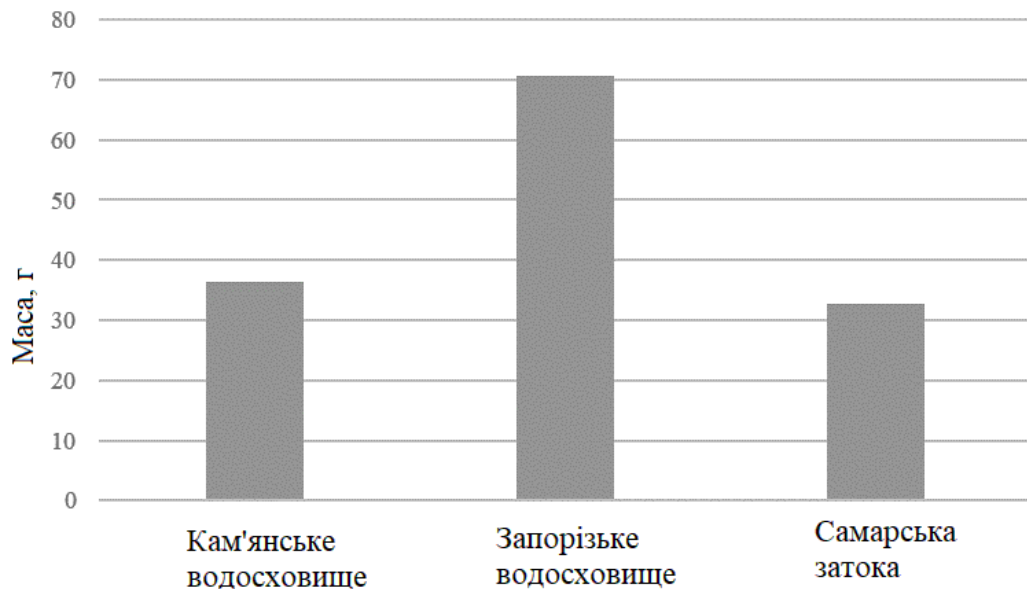


Рисунок 4.1 Вагові показники самців раків, вилучених з різних водойм

Така різниця у лінійно-вагових показниках може бути пов'язана з декількома чинниками, насамперед станом якості води Кам'янського водосховища, який характеризується незадовільними показниками через значне забруднення промисловими стоками та побутовими викидами [145]. Дещо більші розмірно-вагові показники раків верхів'я Запорізького водосховища можуть бути результатом приналежності популяцій до територій більш вільних від забруднюючих факторів та промислових об'єктів, які привносить вода Самарської [58, 101].

Результати статистичного аналізу морфометричних показників раків Кам'янського водосховища у весняний період виявили, що між статевими групами (самиці і самці) спостерігаються достовірні різниці. Так повна довжина самиць перевищувала аналогічний показник у самців на 14 %. Крім того самці мали більшу ширину і довжину головогрудей (показники 4 і 5, табл. 4.4),

ширину черевця (показник 7), ширину тельсона (показник 9, табл. 4.4) та вага (показник 10, табл. 4.4).

Таблиця 4.4 – Порівняльний аналіз морфометричних показників самців та самок раків Кам'янського водосховища.

№	Показники	Самці	Самки	Різниця, %
		$M \pm m, n = 25$	$M \pm m, n = 25$	
1	Повна довжина, см	$10,81 \pm 0,24$	$12,57 \pm 0,75^*$	14,00
2	Промислова довжина, см	$9,80 \pm 0,22$	$10,89 \pm 0,69$	10,01
3	Довжина роструму, см	$1,65 \pm 0,1$	$1,75 \pm 0,12$	5,71
4	Ширина головогрудей, см	$2,70 \pm 0,23$	$3,45 \pm 0,2^*$	21,74
5	Довжина головогрудей, см	$5,72 \pm 0,31$	$6,75 \pm 0,3^*$	15,26
6	Довжина черевця, см	$5,12 \pm 0,05$	$6,03 \pm 0,52$	14,19
7	Ширина черевця початку плевр 3-го порядку, см	$2,23 \pm 0,1$	$3,20 \pm 0,18^*$	30,31
8	Довжина тельсона, см	$1,61 \pm 0,17$	$1,73 \pm 0,15$	6,94
9	Ширина тельсона, см	$4,22 \pm 0,16$	$5,75 \pm 0,5^*$	26,61
10	Маса, г	$37,24 \pm 3,11$	$72,21 \pm 13,71^*$	48,43

**Примітка:** \* - різниця достовірна при  $p < 0,05$ .

Самиці відрізнялися не лише більшою довжиною, але й шириною. Зокрема, ширина головогрудей самиць була більшою на 21,74 %. Крім цього, у порівнянні зі самцями, в самок раків спостерігався більш широкий тельсон (на 26,61 %) та більша ширина черевця біля початку плевр 3-го порядку (на 30,31 %).

Такі розбіжності між розмірно-ваговими показниками самок та самців можуть свідчити про збільшення чисельності розмірних груп статевозрілих самок-плідників, за рахунок збільшення їх активності у період відкладання ікри. У цьому випадку для самців може реєструватися протилежна картина – зниження частки старших розмірно-вагових груп [141].

#### 4.2 Кластерний аналіз

Для зведення результатів морфометричного аналізу та виділення головних критеріїв подібності та різниці біологічних показників раків із різних водойм Дніпропетровщини доцільним є використання методу кластерного аналізу. Цей метод базується на узагальненні основних закономірностей лінійно-вагових показників досліджуваних раків [73]. Результати аналізу, представлені у вигляді дендрограми, наведеної на рисунку 4.2.

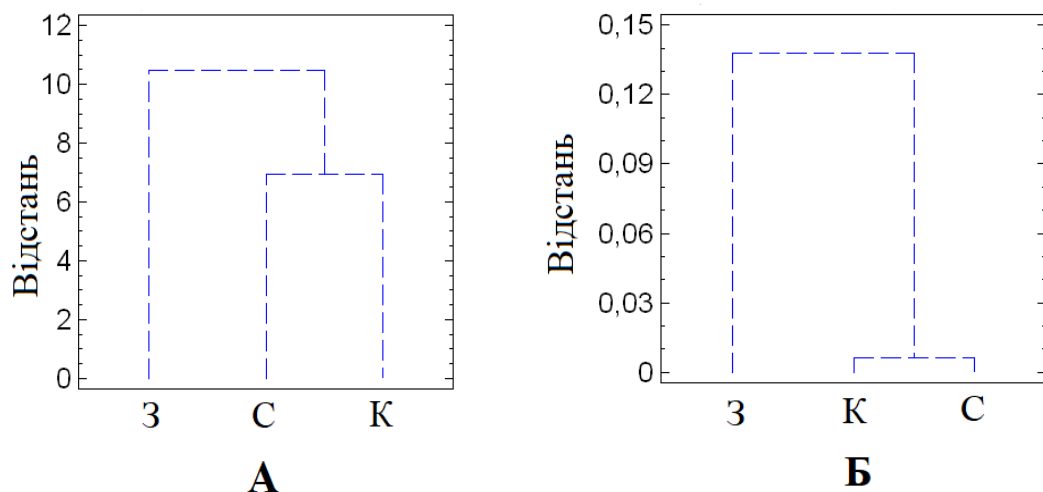


Рисунок 4.2 Результати кластерного аналізу морфометричних показників раків різних водойм: А – самки, Б – самці; З – Запорізьке водосховища, С – Самарська затока, К – Кам'янське водосховище.



За результатами кластерного аналізу відмічено, що як самки так і самці, вилучені із Запорізького водосховища відрізнялися за морфометричними показниками від раків, вилучених із Самарської затоки та з Кам'янського водосховища. на даний момент можна стверджувати, що відмінності між лінійно-ваговими показниками досліджуваних особин можуть бути викликані антропогенними чинниками, оскільки обидві водойми утвореного кластеру (Самарська затока та Кам'янське водосховище) протягом багатьох років характеризуються як екологічно незадовільні в результаті комплексного впливу антропогенних чинників.

#### Висновки до розділу

Визначено, що менші морфометричні показники у раків Самарської затоки імовірно пов'язані з гідрохімічним станом: високі показники мінералізації, наявність скидів шахтних вод, мала проточність і висока замуленість дна, евтрофні процеси.

Встановлено, що самці раків з Самарської затоки та Кам'янського водосховища в середньому характеризувалися меншими біологічними показниками. Дані результати біоіндикації можуть свідчити про значно гірші умови проживання річкових раків на території цих водойм через велику кількість таких чинників, як побутові та промислові скиди, природні евтрофікаційні процеси. Також має місце різність біотопів існування, особливо у порівнянні із Самарською затокою (менша проточність, замуленість дна).

Дещо більші розмірно-вагові показники раків верхів'я Запорізького водосховища можна пояснити кращими умовами існування (нижчим рівнем забруднення середовища). Виявлено статистично значущі відмінності морфометричних показників різностатевих груп раків Кам'янського водосховища: самиці мали більший показник повної довжини на 14 %, ширини головогрудей на 21,74 %, довжини головогрудей на 15,26 %, ширина черевця початку плевр 3-го порядку на 30,31 %, та ширина тельсона на 26,61 %.

За результатами кластерного аналізу встановлено, що як самки так і самці, вилучені із Запорізького водосховища відрізнялися за морфометричними показниками від раків, вилучених із Самарської затоки та з Кам'янського водосховища, що також вказує на вищезазначені характерні особливості середовища існування раків у водоймах Дніпропетровської області.

Роботи, опубліковані за розділом

Боровик І. І., Маренков О. М. (2023) Аналіз лінійно-вагових показників річкових раків (*Astacus*) у водоймах Дніпропетровської області Віол. Тварин. 25 (4): 37–43. DOI: <https://doi.org/10.15407/animbiol25.04.037> (Фахове видання, категорія Б)

## **РОЗДІЛ 5 ДОСЛІДЖЕННЯ ГАМЕТОГЕНЕЗУ ТА ПЛОДЮЧОСТІ РІЧКОВИХ РАКІВ**

При плануванні природоохоронних заходів, спрямованих на збереження річкових раків, зокрема регламентації строків дозволеного промислового вилучення, важливо враховувати, що раки, на відмінну від інших гідробіонтів, у процесі парування (самці і самки) та виведення молоді (ікряні самки) концентрують плідники в певних ділянках водойм [19], де вони стають більш доступними для інтенсивного вилучення, в тому числі й браконьєрського вилову [76, 77].

У процесі аналізу наукових робіт вітчизняних авторів відзначається, що біологічні дослідження річкових раків у водоймах України у більшості представлені розглядом фізіологічних показників [11, 86], філогенетичним аналізом [60, 61], а особливості розмноження узагальнені у розробках штучного вирощування в умовах аквакультури [68, 54, 7].

Репродуктивні параметри процесу їх відтворення саме в умовах ареалу вивчені недостатньо. Більш повні дані щодо перебігу гаметогенезу аборигенних видів у більшості представлені в іноземних публікаціях [114, 157].

Згідно даних багаторічних наукових досліджень, спарювання та закладка ікри у раків розпочинається з кінця листопада – початку грудня за температури води нижче +10 °C (зазвичай – +4–6 °C) і може тривати до середини березня. Концентрація самок із заплідненою ікрою на плеоподах на репродуктивних ділянках водойм відбувається (залежно від температури) у другій декаді березня – першій декаді травня. Виношування личинок самками може тривати до третьої декади червня.

Потрібно враховувати, що хронологічні періоди природного розмноження у річкових раків можуть сильно варіювати в залежності від гідрометеорологічних особливостей конкретного року.

Багаторічні відмінності та відхилення у розвитку та розмноженні річкових раків провокують нерівномірне формування репродуктивного ядра, що у свою чергу може викликати зниження чисельності.

### 5.1 Результати дослідження плодючості

Найбільший показник плодючості відмічався для раків, вилучених із Запорізького водосховища –  $338,50 \pm 44,00$  ікринок. Найменший для раків із Кам'янського водосховища –  $199,17 \pm 45,81$  ікринок. Встановлено, що в Самарській затоці плодючість раків була достовірно нижчою на 36,26 %, ніж в Запорізькому водосховищі (при  $p > 5$ ) і становила  $215,75 \pm 31,24$  ікринок (рис. 5.1).

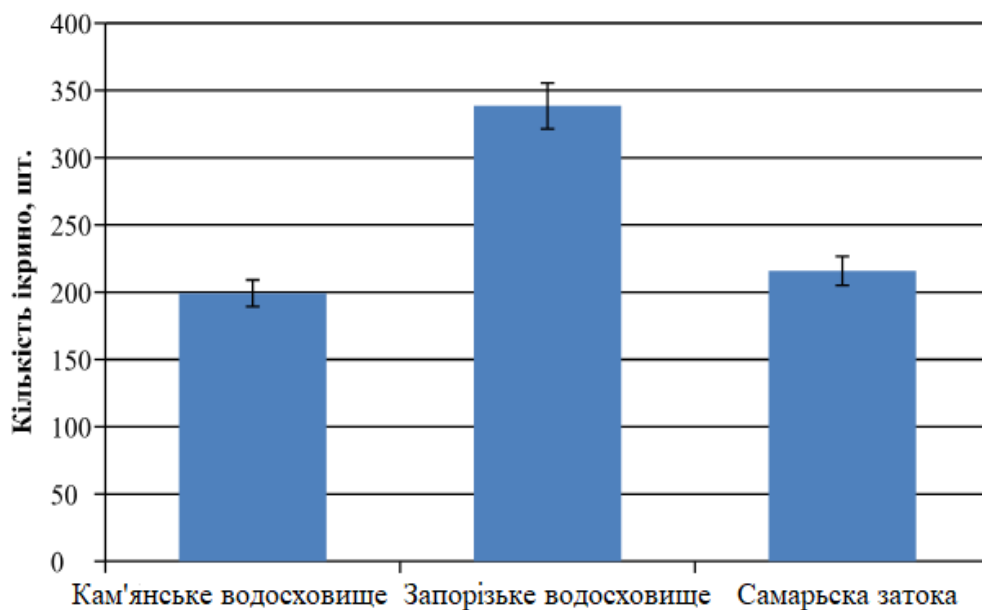


Рисунок 5.1 Показники плодючості річкових раків

Плодючість самиць Кам'янського водосховища була на 41,16 % нижчою ніж даний показник у самиць Запорізького (Дніпровського) водосховища. При цьому розміри поодиноких ікринок та їх вага не відрізнялися і знаходилися в межах від 0,26–0,27 см та 13–14 мг відповідно. Плодючість раків залежить від цілого ряду чинників, як екологічних, так і фізіологічних, зокрема від довжини тіла самок, від чисельності популяції, її стану тощо. У стабільних умовах

популяція річкових раків розмножується з властивою циклічністю, середня плодючість самок залишається на приблизно однаковому рівні, а кількість молоді, яка додається до популяції, майже відповідає або перевищує кількість виловлених особин раків. Імовірно існує закономірність щодо наведених результатів, яка свідчить про взаємозв'язок між показниками плодючості та станом середовища у місцях проживання річкових раків. Існування таких чинників як ерозії берегів, замулення, гіпермінералізація та потрапляння у воду скидів шахтних вод та різних промислових відходів також, ймовірно, можуть впливати на загальний стан популяцій, і у тому числі на плодючість. Загальні коливання плодючості самок припадають на період сприятливих умов, що відображається у сталих показниках популяцій річкових раків, на прикладі Запорізького(Дніпровського) водосховища [19].

## 5.2 Перебіг оогенезу

Репродуктивний орган самиць складається з яєчника та пари протоків, приєднаних до яєчника (рис. 5.1).

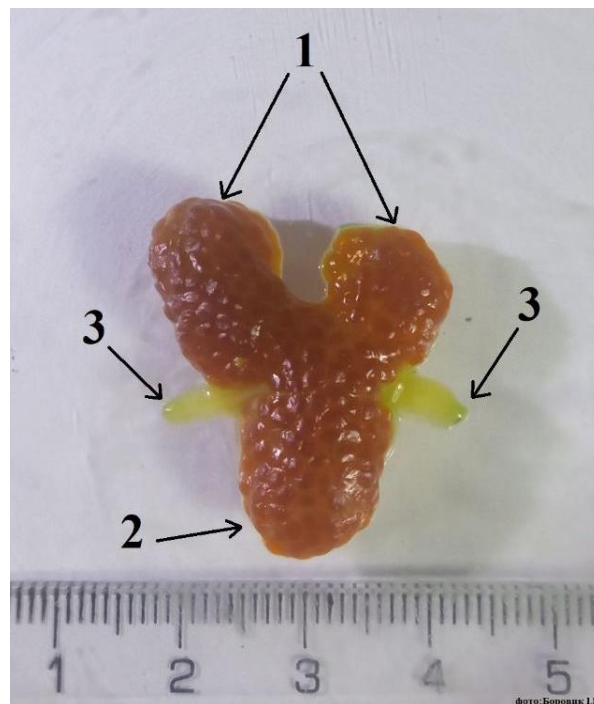


Рисунок 5.1 Зовнішній вигляд гонади самки річкового рака:

1 – передні долі яєчника, 2 – задня доля яєчника, 3 – вивідні протоки.

У ході досліджень виявлено, що яєчник *A. leptodactylus* має форму "Y" на всіх етапах розвитку. Зовні яєчника знаходиться стінка, яка складається з довгих м'язових клітин, кров'яних клітин, кровоносних судин і гемальних синусів. Її товщина змінюється на різних етапах розвитку яєчника. В самому яєчнику відсутні м'язові волокна, зовні він складається із одношарового тонкого епітелію, під яким знаходиться сполучна тканина, яка складається з колагенових волокон.

Зовнішній епітелій та сполучна тканина також продовжуються уздовж всього яєчника, огортаючи його. Проліферативна зона розташована упродовж центру передньої і задньої ділянок яєчника у вигляді гермінального кластера та містить оогонії. Протоки виходять з передніх частинок яєчника і прямують до гонопори, яка знаходиться поблизу основ третьої пари ходильних ніг [157].

Запліднення у *A. leptodactylus* відбувається поза репродуктивною системою, а виділення протоків не пов'язано з внутрішнім заплідненням. Секреція протоків необхідна для змащення протоків під час транзиту ооцитів, а також асистує при руйнуванні сперматофору та захисті ікри від мікроорганізмів [157].

У осінній період початку сезону переважна більшість ооцитів знаходились у фазі одношарового фолікула – фаза «С» (рис. 5.2).

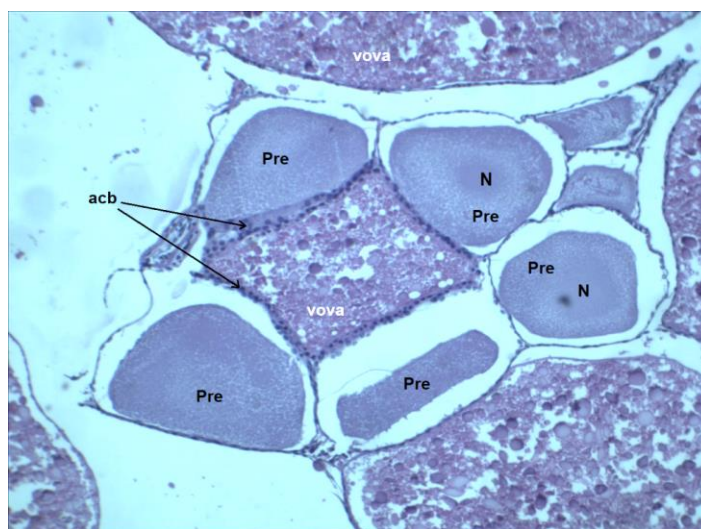


Рисунок 5.2 Асинхронність розвитку ооцитів (зб.40х): acb – стінка допоміжних клітин, N – ядро ооциту, Pre – ооцит перед вітелогенезом(недозрілий), vova – вітелогенний ооцит.

Генерації яйцеклітин річкових раків характеризувались асинхронним розвитком. Найдрібніші клітини відмічали у фазі вакуолізації (у діаметрі  $18,45 \pm 0,86$  мкм.). Вакуолі дрібні, були розподілені рівномірно, Їх кількість збільшувалась до кінця фази вакуолізації (фаза D). Діаметр ооциту складав  $195,72 \pm 12,43$  мкм. Ядро було яскраво виражене, у діаметрі мало розмір  $48,14 \pm 1,44$  мкм, а товщина оболонки яйцеклітини становила  $4,88 \pm 0,24$  мкм. Площа ооциту сягала 38,21 тис. мкм<sup>2</sup>.

У фазі E посилювався вітелогенез (процес накопичення поживних речовин), жовток запасається у вигляді гранул (рис. 5.3 ).

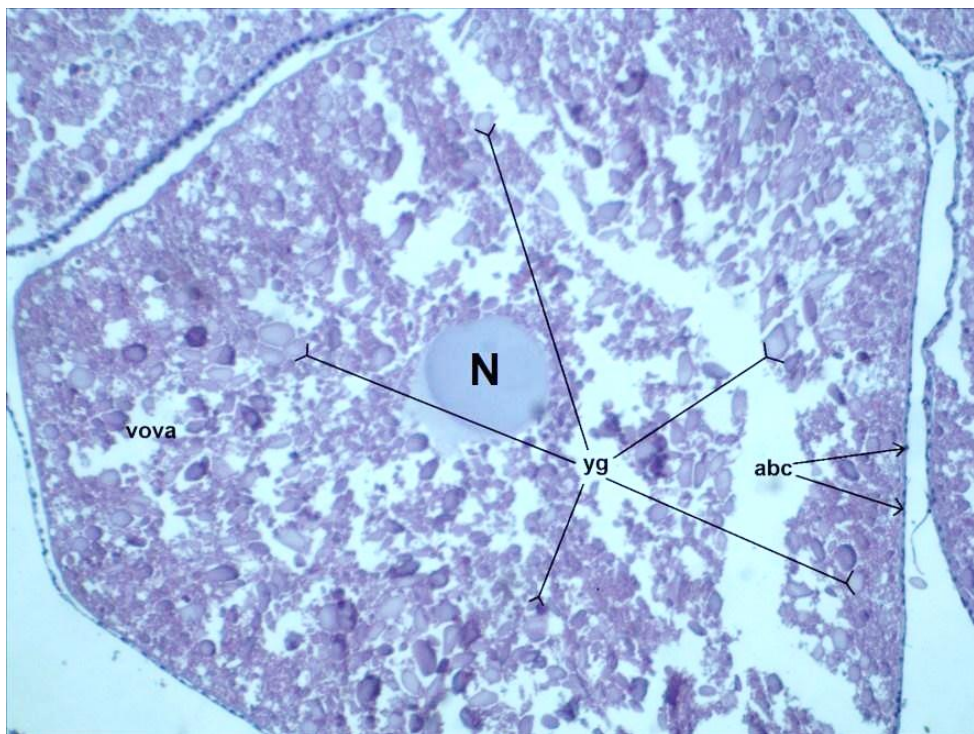


Рисунок 5.3 Ооцити річкового рака у фазі E (зб.100х): abc – стінка допоміжних клітин, N – ядро ооциту, yg – включення жовтку.

У фазі E ооцити досягали розмірів у площі  $51,32 \pm 2,46$  тис. мкм<sup>2</sup>. Вакуолі у цей час досягали дефінітивних розмірів і переставали збільшуватись. Їх діаметри у середньому складали  $26,55 \pm 1,24$  мкм. Товщина оболонок у фазі E становила  $5,6 \pm 0,8$  мкм. У процесі дозрівання ооцитів вакуолі зливались і їх кількість відповідно зменшувалась. Цей процес починався наприкінці фази E.



Це відбувалось за рахунок накопичення у цитоплазмі ооциту гранул жовтка, що зміщував вакуолі, а потім вони зливались, утворюючи гомогенні структури.

У фазі E–F вакуолі масово зливались, їх розміри досягли у діаметрі  $25,22 \pm 1,12$  мкм. Розмір самих ооцитів у даній фазі складав  $52,85 \pm 5,76$  тис. мкм<sup>2</sup>, у діаметрі –  $259,24 \pm 76,18$  мкм (рис. 5.4).

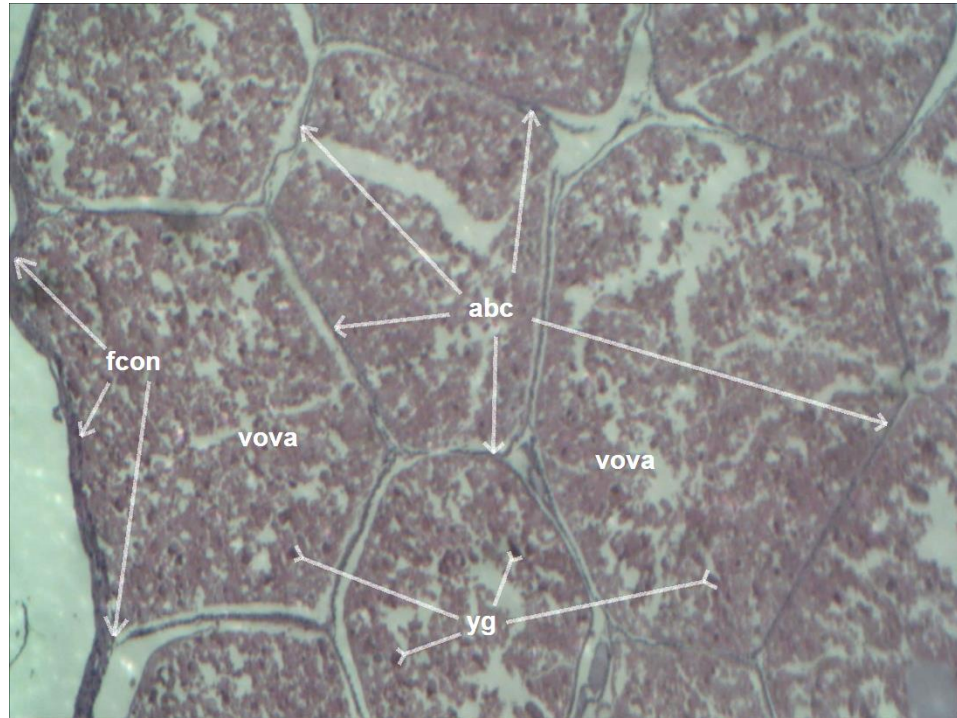


Рисунок 5.4 Ооцит у фазі E–F, помітно злиття вакуолей (зб. 20х): abc – стінка допоміжних клітин, abc – стінка допоміжних клітин, fcon – стінка сполучної тканини, ug – включення жовтку, vova – вітелогенний ооцит

Слід відмітити, що збільшення вакуолей відбулося за рахунок їх злиття, це пояснює незначні відмінності у їх розмірах, в порівнянні із такими ж параметрами фази E. Товщина ж оболонок збільшувалась, і складала  $8,65 \pm 0,34$  мкм.

У фазі F яйцеклітини досягали максимальних розмірів і були готові до овуляції. Клітини сягали розмірів  $2,6 \pm 0,093$  мм у діаметрі. В цей час за настання сприятливих умов розпочинається процес відтворення річкових раків.

Таким чином отримано новітні первинні дані, щодо оогенезу річкових раків, в умовах басейну Запорізького (Дніпровського) водосховища. Встановлено наявність асинхронного розвитку ікринок у представників *Astacus*



*leptodactylus* (Eschscholtz, 1823), що підтверджується також й іншими дослідниками [157].

### 5.3 Перебіг сперматогенезу.

У самців декаподів стадії сперматогенезу можуть бути синхронними чи асинхронними в залежності від виду. Гаметогенез самців виду *A. leptodactylus* характеризується синхронним розвитком [114].

Репродуктивна система самців *A. leptodactylus* складається з трилопатевого ацинозного сім'яника, сім'япровідних каналів, що беруть участь у формуванні сперматофору в сім'япроводах, та вивідних протоків, які забезпечують передачу сперматофору до самки (рис. 5.5).



Рисунок 5.5 Зовнішній вигляд частини гонади самця: 1 – сім'япровідний канал, 2 – вивідний проток.

Трилопатовий сім'яник *A. leptodactylus* розташований у внутрішній частині головогрудей, при цьому передні долі витягуються антеродорсально, охоплюючи пілоричний регіон шлунку та прилягаючи до передньої верхньої частини гепатопанкреасу. Під перикардом ці дві долі об'єднуються з задньою долею, і остання витягується назад над кишечником у перший плеомер. Передні долі трилопатевого сім'яника коротші за задню. Верхні половини передніх долей є лопатоподібними та з'єднані між собою сполучною тканиною.

Натомість, нижні половини, навпаки, не є лопатоподібними. У середньому довжина сім'яника становить 20 мм. Сім'япровідні канали збоку з'єднані з першою чвертю задньої частини сім'яника [114].

Сім'яник складається з ацин і збірних каналів. Кластери ацинів у різних ділянках сім'яника, як правило, перебувають на подібних етапах сперматогенного циклу. Сперматофор – це капсула, яка оточує сперматозоїди і складається з ацелюлярного матеріалу, що виробляється секреторним епітелієм сім'яних каналів. Трубчастий сперматофор складається з декількох шарів, що нерівномірно розташовані у різних частинах сім'япровідних каналах. Загалом його значне накопичення відзначається починаючи з середнього і до кінця дистального провідного каналу. Сперматофор захищає сперматозоїди при їх передачі до черевця самки, де він зберігається до моменту відкладання ікри, де, у свою чергу, відбувається запліднення [114].

Сперматогенез відбувається всередині ацинуса (рис. 5.6): зачаткові сперматогонії у результаті декількох етапів ділення перетворюються в первинні сперматоцити, які вступають у профазу мейозу.

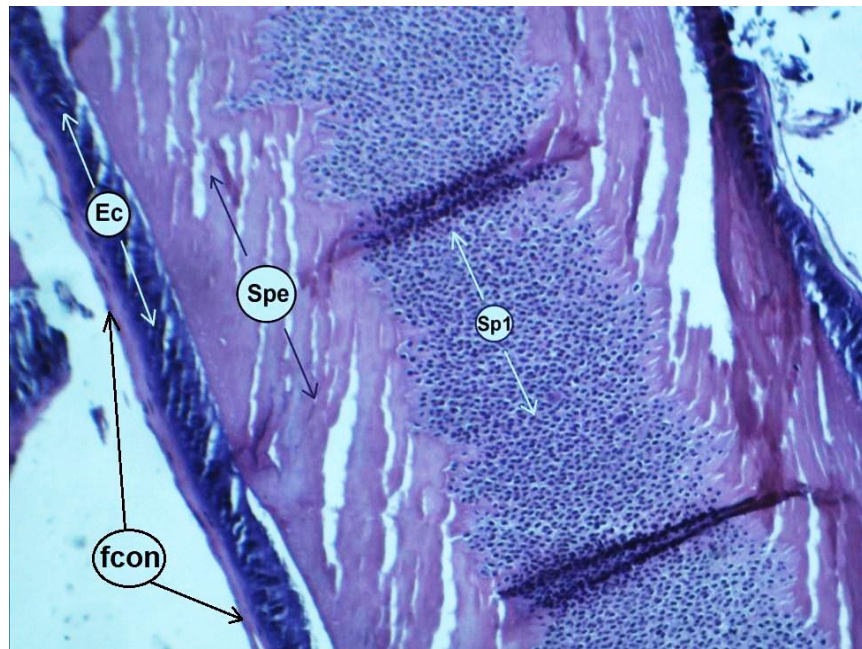


Рисунок 5.6 Гістологічна картина зрізу гонад річкового рака (40х збільшення): Ec – стовбчасті епітеліальні клітини, fcon – сполучна тканина, Spe – сперматофори, Sp1 – сперматоцити.

Після цього, у результаті першого ділення, вони дозрівають у вторинні сперматоцити, що зазвичай мають менший розмір. Друге ділення перетворює сперматоцити в сперматиди, що призводить до збільшення об'єму ацинуса. У кінцевому етапі кожен сперматид перетворюється в сперматозоїд. На цьому етапі сперматозоїди накопичуються в центрі збірних каналів потім переносяться до гонопори і вивільняються [114].

У осінній період на зрізах гонад дистального сім'яного каналу самця річкового рака спостерігали формування сперматофору та сперматоцити 1 порядку (рис. 5.7) які у середньому мали розмір клітин  $43,14 \pm 0,74 \text{ мкм}^2$  та розмір ядра  $21,64 \pm 0,35 \text{ мкм}^2$  відповідно.

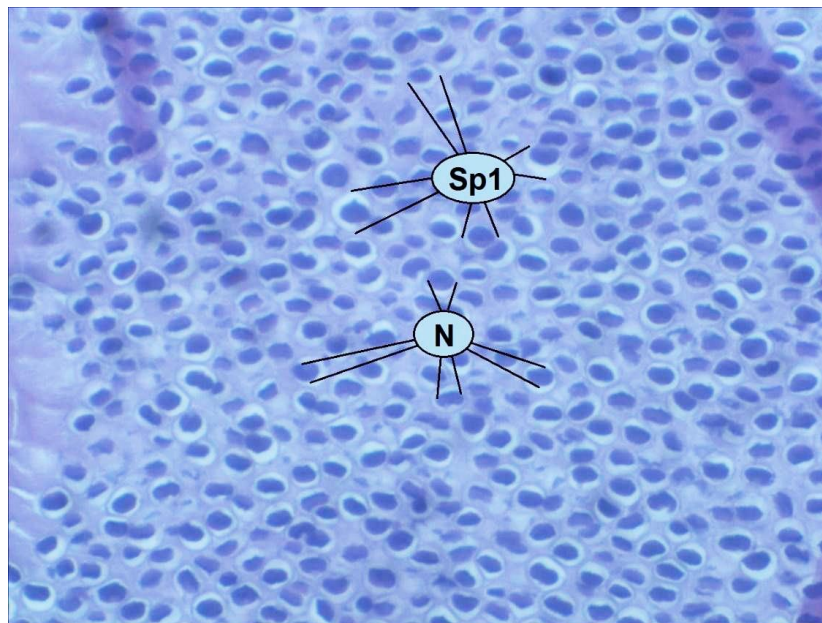


Рисунок 5.7 Сперматоцити річкового рака (200х збільшення): Sp1 – сперматоцит 1 порядку, N – ядро сперматоцита.

Отже, отримані новітні дані щодо сперматогенезу у річкових раків, в умовах басейну Запорізького (Дніпровського) водосховища показують, що у самців виду відбувається синхронний розвиток статевих клітин, оскільки клітин інших генерацій (сперматоцитів другого порядку та сперматозоїдів) виявлено

не було. Однак, відмічали формування сперматофору, що може бути пов'язано з початком підготовки статеві системи до сезону спарювання.

#### Висновки до розділу

За результатами досліджень гаметогенезу та плодючості виявлено наявність імовірних закономірностей щодо взаємозв'язку між показниками плодючості та станом і особливостями середовища ареалів річкових раків. Тож доцільними будуть подальші дослідження в даному руслі, особливо зважаючи на можливості використання виду як біоіндикатора. Наразі встановлено, що самки характеризуються достатньо високими показниками плодючості у розрізі річних коливань та структури популяції за розмірно-ваговими показниками.

Крім того отримано новітні первинні дані, щодо оогенезу та сперматогенезу річкових раків, в умовах басейну Запорізького (Дніпровського) водосховища. Встановлено наявність асинхронного розвитку ікринок та синхронність розвитку сперматозоїдів у представників *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823). Отримані дані є унікальними для басейну водосховища, оскільки подібні дослідження в Україні не виконувались. Дані представляють практичну цінність для поглибленого дослідження строків нересту і можуть бути використані для розробки науково-біологічних обґрунтувань щодо строків заборони на промисел ракоподібних, для забезпечення раціонального їх використання як водного біоресурсу.

#### Список публікацій за темою розділу

Боровик І.І., Маренков О.М. (2024) Перебіг гаметогенезу у вузькопалих річкових раків (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) в умовах водойм Придніпров'я *Ribogospod. nauka Ukr.*, 1(67): 142-158 DOI: <https://doi.org/10.61976/fsu2024.01.142> (Фахове видання, категорія Б)

## **РОЗДІЛ 6 ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ**

Річкові раки можуть використовуватися як біоіндикатори при кадастрових оцінках водойм та при тестуванні якості вод, що надходять з очисних станцій у житлові пункти [159, 106].

В останні десятиріччя екосистеми прісноводних водойм України відчують значний антропогенний тиск з аграрно-промисловим порушенням природної рівноваги. Серед забруднюючих речовин, що представляють пріоритетний інтерес для системи біомоніторингу, важкі метали та радіонукліди є одними з найважливіших. Особливий інтерес до них викликаний, насамперед, їхньою високою екотоксичністю стосовно гідробіонтів і людини [69, 31].

Як відомо, хітиновий покрив ракоподібних є біосорбентом, що обмежує надходження важких металів та радіонуклідів до організму й підвищує токсикорезистентність тварин [97, 139 ]. На відміну від забруднюючих речовин органічного походження, більша частина яких із часом піддається деструкції, важкі метали зберігають біологічну активність досить довго. Тому небезпека важких металів полягає не тільки в їхній високій токсичності, але й у здатності акумулюватися в живих організмах і мігрувати по харчових ланцюгах. Водночас, такі важкі метали як купрум (Cu), ферум (Fe), цинк (Zn) та манган (Mn) є есенціальними – тобто вони у фізіологічних концентраціях є життєво необхідними для здійснення регуляторних функцій в організмі тварин [2].

Радіоекологічна ситуація в Запорізькому (Дніпровському) та Кам'янському водосховищах визначається періодами глобальних випадінь штучних радіоактивних речовин, які виникли внаслідок аварії на ЧАЕС, наслідками роботи підприємств первинного ядерно-паливного циклу (м. Кам'янське, м. Жовті Води). Водяні рослинні й тваринні організми відіграють важливу роль у міграції радіонуклідів у водному середовищі і є основною

ланкою харчового ланцюга, по якій вони можуть потрапити із гідросфери до організму людини [6].

Річкові раки, належать до групи бентосних організмів і мешкають в придонних біотопах водойм. Тому вони мають здатність акумулювати різноманітні полютанти не лише з води, а також і з донних відкладень. У зв'язку з цим були проведені дослідження накопичення важких металів в м'язовій тканині та карапаксах річкових раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ.

### 6.1 Результати досліджень накопичення важких металів

Порівняльний аналіз вмісту важких металів у м'язовій тканині та карапаксах *A. leptodactylus* із Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ виявив деякі особливості їх розподілу та накопичення у досліджених тканинах (рис. 6.1).

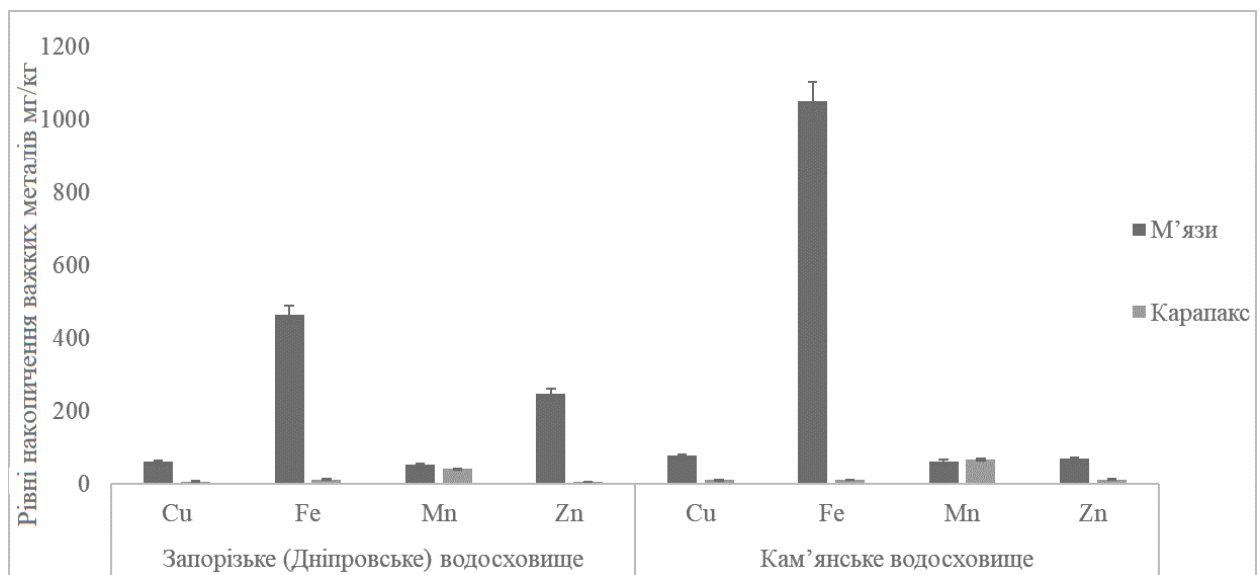


Рисунок 6.1 Рівні вмісту важких металів (Cu, Fe, Zn, Mn) у раках Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ, мг/кг.

**Залізо.** Тварини і рослини виявляють високу здатність до активної аккумуляції заліза з навколишнього середовища через його значну біологічну активність. Ферум активно бере участь у біохімічних процесах окиснення та



відновлення, що відбуваються в живому організмі [74]. У найбільшій кількості накопичення Fe відзначалося у м'язовій тканині річкових раків. У раках Кам'янського водосховища вміст іонів Fe у м'язах перевищував значення цього показника у карапаксах в 85,94 рази. Аналогічна картина також відмічалася у особин із Запорізького (Дніпровського) водосховища: вміст Fe був більшим у м'язах в 34,86 разів, ніж у карапаксах (рис. 6.1).

Вміст Fe в м'язах раків Кам'янського водосховища перевищував цей же показник в м'язах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища у 2,26 рази. Найбільша концентрація іонів заліза виявлена у карапаксах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища, що перевищувала цей показник у особин Кам'янського водосховища на 9 %.

Токсичність феруму зумовлена механічним пошкодженням і асфіксією організмів у результаті осадження пластівців гідроксиду феруму або зниженням у воді кисню, споживаного на окиснення закисного феруму. У кислому середовищі йони феруму проникають в тканини і діють самотійно як токсини [37]. Тому визначення вмісту даного елемента є важливим індикаторним показником при токсикологічних дослідженнях гідроекосистем.

Пряма і непряма дія забруднення залізом значною мірою впливає на усіх гідробіонтів, в тому числі і на безхребетних. Осад заліза спричиняє закупорювальний ефект на клітини епітелію дихальних органів, що ускладнює нормальне постачання кисню [37]. Токсичне залізо може спричинити опосередковане пошкодження тканин через активацію окислювально-відновлювальних процесів та пошкодження внутрішньоклітинних органел, таких як мітохондрії та лізосоми [37].

У процесі аналізу було встановлено, що залізо накопичується у м'язах раків з Кам'янського водосховища більше, ніж в м'язах раків з Запорізького водосховища. Це, ймовірно, пов'язано з більш високим рівнем концентрації заліза у воді з Кам'янського водосховища, яка вже тривалий період характеризується значним ступенем забруднення, за рахунок викидів важкої промисловості [145]. При цьому концентрації цього металу у Запорізькому(Дні

провському) водосховищі не відзначалось перевищенням нормативних значень [101].

**Манган.** Манган, як важливий мікроелемент, відіграє ключову роль у біологічних процесах живих організмів. Біологічна роль мангану в організмах гідробіонтів реалізується через ферменти що активуються цим елементом та має вплив на фосфорно-кальцієвий обмін [105].

У раках Кам'янського водосховища вміст мангану в карапаксах був на 6,24 % більшим ніж у м'язах. Показники вмісту мангану у зразках з Запорізького (Дніпровського) водосховища були навпаки – концентрація у м'язах була більшою ніж у карапаксах на 32,20 % (рис. 6.1).

Найбільший вміст мангану у м'язах раків спостерігали у раків з Кам'янського водосховища. Концентрація мангану у особин з Запорізького (Дніпровського) водосховища менше на 13,85 %.

Рівень вмісту мангану у карапаксах раків з Кам'янського водосховища також був більшим у порівнянні з раками Запорізького (Дніпровського) водосховища у 1,61 рази.

За високої концентрації іонів мангану у водних середовищах виникає отруєння гідробіонтів, що призводить до пригнічення активності ферментів, відповідальних за синтез білків [105]. Високий вміст мангану, як і заліза, можна пояснити тим, що водосховища знаходяться в зонах природних родовищ цих руд та їх промислу.

**Цинк.** Цинк – один з есенціальних елементів живих організмів. Він бере участь у формуванні та функціонуванні внутрішньоклітинних мембран та ферментів, які відповідають за гліколіз та дихання. За високої концентрації іонів мангану у водних середовищах виникає отруєння гідробіонтів, що призводить до пригнічення активності ферментів, відповідальних за синтез білків [70].

Вміст цинку у м'язах раків обох водосховищ був високим і значно перевищував даний показник у карапаксах. У річкових раків з Кам'янського водосховища цей показник був більшим у 5,21 рази, а у раків Запорізького



(Дніпровського) – у 33,32 рази. Відмічено, що Zn у м'язах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища накопичується у 3,58 рази більше, ніж у м'язах раків Кам'янського водосховища. Але у карапаксах безхребетних Кам'янського водосховища концентрація Zn була на 84,56 % (1,85 разів) більшою, ніж у карапаксах особин з Запорізького (Дніпровського) водосховища.

Зростання та перевищення норми рівню цинку у водному середовищі має негативний вплив на гідробіонтів і веде до збільшення окисативних процесів у організмах [2]. Відомо, що у воді Запорізького (Дніпровського) водосховища фіксується перевищення показників цинку [101]. Ймовірно, за таких обставин показники накопичення даного металу у м'язах річкових раків був високим. Крім того, відзначали перевищення рівня ГДК як для харчового продукту.

**Купрум.** Купрум бере участь у важливих метаболічних процесах, таких як клітинне дихання, антиоксидантний захист, метаболізм сульфуровмісних амінокислот, проліферація клітин та інші. А насамперед Си необхідний для синтезу елементів гемолімфи раків – гемоціанинів, що виконують функцію транспорту кисню [129].

Концентрація Си у м'язах раків Кам'янського водосховища була у 7,16 разів більшою, ніж у карапаксах. Аналогічно, показник вмісту Си у м'язах безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища був у 7,77 разів більшим ніж у карапаксах.

Вміст Си в м'язах та карапаксах *A. leptodactylus* Кам'янського водосховища перевищував такі ж показники раків Запорізького (Дніпровського) водосховища на 24,12 % та 34,65 % відповідно, що у свою чергу може бути наслідком забруднення іонами міді води Кам'янського водосховища [145].

Токсичність міді пов'язана з здатністю катіонів утворювати активні форми кисню, які можуть змінювати структуру та функцію основних біомолекул, та спричиняти окисне пошкодження ліпідів у мембранах [84].

**Кобальт.** Кобальт – один з важливих мікроелементів в житті гідробіонтів. Він присутній у молекулі вітаміну B12 (кобаламін), де бере участь

у таких процесах організму тварин як кровотворення, у багатьох функціях нервової системи і гепатопанкреасу, та у ферментативних реакціях [28].

У раках Кам'янського водосховища вміст Co у карапаксах та м'язах був майже на одному рівні. Але в особин із Запорізького (Дніпровського) водосховища вміст Co у карапаксах був більшим, ніж у м'язах на 3,82 % (рис.6.2).

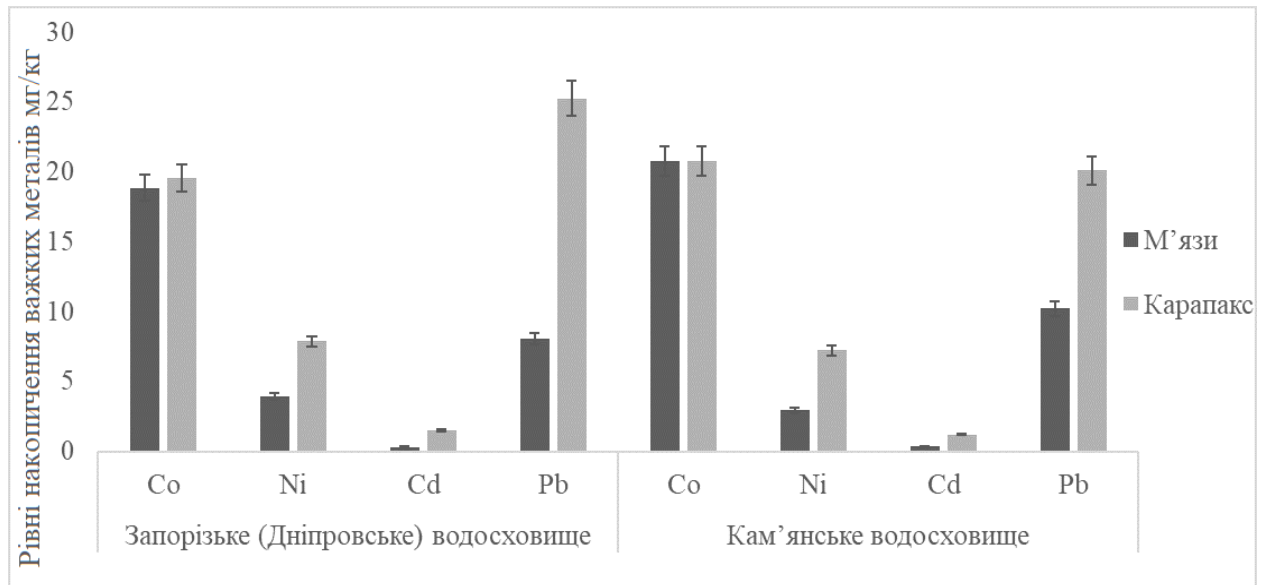


Рисунок 6.2 Рівні вмісту важких металів (Co, Pb, Ni, Cd) у раках Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ.

Найбільше накопичувався Co у особин *A. leptodactylus* з Кам'янського водосховища: вміст Co у м'язах та карапаксах раків даної водойми була на 10,02 % та 6,02 % вище ніж у безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища відповідно.

Шкідливий вплив кобальту за високих концентрацій пов'язують головним чином з тим, що надмірне надходження його в організм супроводжується станом гіпоксії [37]. Кобальт може сприяти розвитку пухлин, а також він індукує окисний стрес, що призводить до активації ангіогенезу і еритропоезу, і апоптозу клітин. Надлишок кобальту пригнічує гемопоез [37].

**Нікель.** Відомо, що нікель відіграє важливу роль у ферментативних реакціях тварин і рослин, де низькі його концентрації сприяють активності

важливих ферментів. Також нікель виступає як активатор ферментів тваринних тканин, які відповідають за обмін амінокислот [41].

У водному середовищі Ni в основному представлений розчиненими іонами [41]. Найбільше накопичення Ni зафіксовано у м'язах та карапаксах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища – на 34,24 % і 8,99 % більше, ніж вміст у особин Кам'янського водосховища відповідно.

Вміст Ni у карапаксах раків Кам'янського водосховища був у 2,45 рази більшим, ніж у м'язах. Аналогічно, у карапаксах безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища показник вмісту Ni був у 1,99 разів більшим ніж у м'язах.

Токсичний ефект нікелю супроводжується зниженням активності металоферментів, порушенням синтезу білків, РНК і ДНК [41]. Нікель погано виводиться з клітин, тому майже 95 % елементу зв'язується в клітині. Відомо, що навіть при низьких концентраціях нікелю у ракоподібних знижується здатність до репродукції [41]. Однак, на противагу цьому, плодючість самок раків Запорізького (Дніпровського) водосховища була найвищою, не зважаючи на показники накопичення металу.

**Плюмбум.** Плюмбум може виконувати важливу роль у клітинних процесах, впливаючи на синтез білка, енергетичний баланс і генетичний апарат клітини. Однак він відомий як одна з найнебезпечніших забруднюючих речовин через свою довготривалу токсичну дію [55].

Показник вмісту Pb у карапаксах *A. leptodactylus* Кам'янського водосховища був у 1,96 разів більшим ніж у м'язах. Накопичення Pb у карапаксах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища також перевищувало цей показник у м'язах у 3,14 разів.

Даний елемент у більшій кількості акумулювався у карапаксах особин зі Запорізького (Дніпровського) водосховища, і на 25,51 % перевищував показник у особин Кам'янського водосховища.

Найбільша концентрація Рb у м'язах була у раків Кам'янського водосховища, вона перевищувала вміст Рb у безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища на 27,20 %.

За різними біологічними показниками плумбум є сильним інгібітором клітинного метаболізму і може посилити токсичність інших металів. Плумбум у клітинах впливає на процеси транспорту кисню, змінюючи їхню інтенсивність.

Гідроекологічний стан Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ за вмістом свинцю характеризується як незадовільний вже багато років. Тому нагромадження цього металу в карапаксах може пояснюватися як значним забрудненням середовища існування, так і фізіологічною роллю свинцю у процесах, пов'язаних з фіксацією кальцію [120].

**Кадмій.** В організмі тварин відсутній гомеостатичний контроль вмісту кадмію, що призводить до накопичення катіонів цього елемента в тканинах і органах [2]. Це спричиняє широкий спектр порушень у функціональному стані організму. В основному кадмій негативно впливає на функціональну активність тканин та органів [2].

Концентрація Cd у карапаксах раків Кам'янського водосховища була у 2,56 разів більшою, ніж у м'язах. Аналогічно, показник вмісту Cd у карапаксах *A. leptodactylus* Запорізького (Дніпровського) водосховища був у 4,70 разів більшими ніж у м'язах.

Вміст Cd в м'язах раків з Кам'янського водосховища перевищував цей показник у особин Запорізького (Дніпровського) водосховища на 18,18 %. Відмічено, що у карапаксі раків вміст кадмію був вищим у зразках з Запорізького (Дніпровського) водосховища на 27,05 % ніж у карапаксах раків Кам'янського водосховища.

У випадку отруєння кадмієм порушується обмін кальцію [70]. У тварин кадмій залишається в організмі протягом усього життя, тому що має великий період напіввиведення. Крім того, кадмій впливає на трансмембранну передачу

гормональних сигналів у клітинах, репродуктивну функцію та процеси пероксидного окиснення в організмі [70].

Даний елемент має властивості зв'язуватись із цитоплазматичним і ядерним матеріалом клітин та ушкоджувати їх, змінювати активність багатьох гормонів і ферментів [59].

Встановлено, що у Кам'янському водосховищі важкі метали у різних типах тканин річкових раків накопичувались наступним чином:

М'язи: Fe > Cu > Zn > Mn > Co > Pb > Ni > Cd;

Карапакси: Mn > Co > Pb > Zn > Fe > Cu > Ni > Cd.

Градацію накопичення важких металів тканинами *A. leptodactylus* Запорізького (Дніпровського) водосховища можна представити наступним чином:

М'язи: Fe > Zn > Cu > Mn > Co > Pb > Ni > Cd;

Карапакси: Mn > Pb > Co > Fe > Cu > Ni > Zn > Cd.

Найбільшу здатність до акумуляції у карапаксах досліджених раків мали такі елементи як Mn, Pb, Co, а у м'язовій тканині – Zn, Fe та Cu. Кадмій, у порівнянні з усіма іншими дослідженими токсикантами, накопичувався тваринами у найменшій кількості.

Виявлено, що вміст токсичних елементів, які підлягають контролю в продовольчій сировині і харчових продуктах [42] розподілився наступним чином:

1) показники Pb перевищували значення гранично-допустимих концентрацій (ГДК) у м'язах раків Кам'янського водосховища в 10 разів, а раків Запорізького (Дніпровського) водосховища – у 8 разів.

2) концентрація Cu у м'язовій тканині раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ перевищує ГДК у 7 та 6 разів відповідно.

3) вміст Zn в м'язах досліджених раків з Кам'янського водосховища перевищив ГДК у 1,7 разів та Запорізького (Дніпровського) водосховища перевищив ГДК у 6,2 разів.

4) концентрація Cd у м'язовій тканині раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ перевищує ГДК у 1,95 разів та 1,65 разів відповідно.

Таким чином, перевищення значень ГДК у раків як харчових продуктах з обох досліджуваних ділянок вказує на особливості навантаження середовища водосховищ іонами важких металів. У першу чергу, відмічені перевищення свинцю, міді та цинку у річкових раків імовірно мають зв'язок із забрудненням води та осадових відкладень в обох водосховищах. Було проаналізовано, що навіть при мінімальних концентраціях кадмію в об'єктах було відмічено перевищення значень ГДК. Це, у свою чергу, може свідчити про високі показники мінералізації водосховищ.

## 6.2 Результати досліджень вмісту радіонуклідів

Радіонукліди, які потрапляють у воду річок, можуть мати різне походження і концентрацію. Джерелом радіонуклідів можуть виступати гірські породи з вмістом радіоактивних елементів, такі як наприклад глинисті сланці, а також скидні води, що використовується для охолодження ядерних реакторів, та різного роду скиди хімічної промисловості [21]. Радіонукліди можуть мігрувати у водоймах під впливом течій та через гідробіонтів, здатних до очищення води [79]. Використання забрудненої води у сільському господарстві та промисловості також є фактором, що додатково впливає поширення радіонуклідів. Різноманітні радіонукліди, такі як, цезій, торій, стронцій, радій можуть зустрічатися у водоймах, і їх вплив на гідробіонтів може бути різним, від стимулюючого до летального [6].

Дослідження показали, що у м'язовій тканині річкових раків Запорізького (Дніпровського) водосховища питома активність  $^{40}\text{K}$  була більша у 455,62 разів ніж у карапаксах (рис. 6.3). Аналогічну картину відмітили і в Кам'янському водосховищі: активність  $^{40}\text{K}$  у м'язах безхребетних була у 444 разів більша ніж у карапаксах.

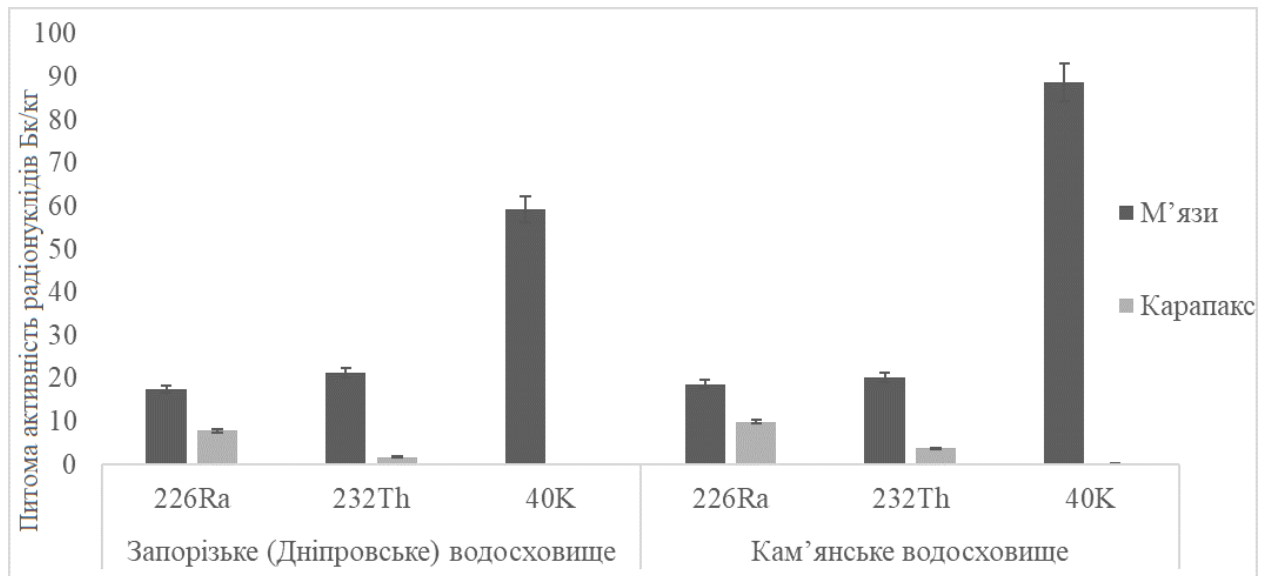


Рисунок 6.3 Рівні активності природних радіонуклідів у раках Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ.

Найбільшу питому активність  $^{40}\text{K}$  спостерігали у м'язах раків Кам'янського водосховища: калій-40 на 49,92 % перевищував цей показник у *Astacus leptodactylus* Запорізького (Дніпровського) водосховища. Також, активність  $^{40}\text{K}$  у карапаксах безхребетних Кам'янського водосховища була на 53,85 % вищою ніж даний показник у особин Запорізької (Дніпровської) водосховища.

Найбільшу питому активність  $^{232}\text{Th}$  відзначали у м'язовій тканині річкових раків (рисунок 6.4). У раках Кам'янського водосховища активність  $^{232}\text{Th}$  у м'язах перевищувала такий показник у карапаксах в 5,35 разів. Аналогічно відмічали у особинах з Запорізького (Дніпровського) водосховища: питома активність  $^{232}\text{Th}$  у м'язах була більшою, ніж у карапаксах в 11,91 разів.

Активність  $^{232}\text{Th}$  у карапаксах раків Кам'янського водосховища була у 2,11 разів більшою, ніж у карапаксах безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища. Але показники активності  $^{232}\text{Th}$  у м'язах безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища були на 5,41 % більшими ніж цей показник у безхребетних Кам'янського водосховища.

Як і інші природні радіонукліди, найбільше накопичення  $^{226}\text{Ra}$  відмічали у м'язовій тканині *A. leptodactylus* досліджених водойм (рис.6.3). Так, у м'язах безхребетних Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховища активність  $^{226}\text{Ra}$  була у 1,86 разів та 2,26 разів більшою в порівнянні з карапаксами відповідно.

Активність  $^{226}\text{Ra}$  у м'язовій тканині раків Кам'янського водосховища була на 6,43 % більшою ніж цей показник у безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища. Накопичення  $^{226}\text{Ra}$  у карапаксах особин Кам'янського водосховища також перевищувало цей показник у річкових раках Запорізького (Дніпровського) водосховища на 25,73 %.

До організму гідробіонтів радіоактивний цезій потрапляє разом із забрудненим кормом та водою [160, 30]. Оскільки  $^{137}\text{Cs}$  виступає аналогом мікроелемента калію, він накопичується в основному в м'яких тканинах – переважно м'язових [29, 96]. Рівні питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у м'язах раків Кам'янського водосховища були більшим на 24,52 % у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$  у м'язовій тканині особин Запорізького (Дніпровського) водосховища (рис. 6.4). Але показник активності цього радіонукліда у карапаксах безхребетних Запорізького (Дніпровського) водосховища був вищим на 24,29 % ніж у карапаксах раків Кам'янського водосховища.

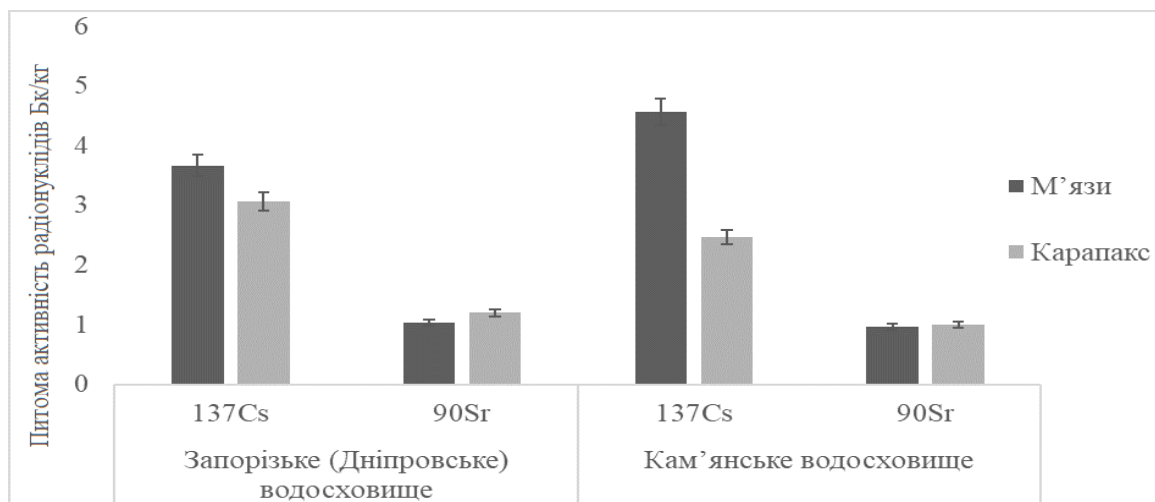


Рисунок 6.4 Рівні активності штучних радіонуклідів у раках Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ.



У м'язовій тканині річкових раків Кам'янського водосховища спостерігали активність  $^{137}\text{Cs}$  більшу у 1,85 разів ніж у карапаксах. Аналогічну картину відмітили і у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі: активність  $^{137}\text{Cs}$  у м'язах безхребетних була у 1,20 разів більша ніж у карапаксах.

В організмі  $^{90}\text{Sr}$  виступає аналогом мікроелемента кальцію, тому в більшій кількості накопичується в карапаксах декапод. Велике значення для існування радіонуклідів у тій чи іншій кількості в карапаксах мають його розмір, структура та стадія линьки [78].

Відмічено, що стронцій в більшій мірі накопичувався в карапаксах раків. Так, накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у карапаксах раків Запорізького (Дніпровського) та Кам'янського водосховищ в порівнянні з показниками м'язової тканини були більшими на 16,50 % та 3,09 % відповідно (рис. 6.4).

Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у м'язах раків Запорізького (Дніпровського) та Кам'янського водосховища знаходився майже на одному рівні, але такий показник у карапаксах *A. leptodactylus* Запорізького (Дніпровського) водосховища був на 20 % більшим ніж у карапаксах особин Кам'янського водосховища.

Проаналізувавши отримані дані, можна побудувати ряди природних та штучних радіонуклідів у різних тканинах *A. leptodactylus* Кам'янського водосховища у порядку зменшення їх питомої активності:

М'язи:  $^{40}\text{K} \succ ^{232}\text{Th} \succ ^{226}\text{Ra} \succ ^{137}\text{Cs} \succ ^{90}\text{Sr}$ ;

Карапакси:  $^{226}\text{Ra} \succ ^{232}\text{Th} \succ ^{137}\text{Cs} \succ ^{90}\text{Sr} \succ ^{40}\text{K}$ .

Природні та штучні радіонукліди у різних тканинах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища мають наступні ряди у порядку зменшення їх питомої активності:

М'язи:  $^{40}\text{K} \succ ^{232}\text{Th} \succ ^{226}\text{Ra} \succ ^{137}\text{Cs} \succ ^{90}\text{Sr}$ ;

Карапакси:  $^{226}\text{Ra} \succ ^{137}\text{Cs} \succ ^{232}\text{Th} \succ ^{90}\text{Sr} \succ ^{40}\text{K}$ .

У *A. leptodactylus* з обох досліджуваних водойм лідируюча роль за рівнем активності у м'язовій тканині належить  $^{40}\text{K}$ , у карапаксах —  $^{226}\text{Ra}$ ; мінімальна активність у м'язах —  $^{90}\text{Sr}$ , а у карапаксах —  $^{40}\text{K}$ .

Високий вміст  $^{40}\text{K}$  у раків відмічали з усіх досліджуваних точок, а його високу активність у м'язах можна пояснити тим, що цей елемент – найбільш розповсюджений природний радіонуклід, і він в значній кількості зустрічається в природному середовищі та активно накопичується гідробіонтами. До того ж. калій-40 надходить у організм разом з іншими стабільними ізотопами калію за допомогою калієво-натрієвого насоса [56, 119].

Карапакс являє собою структуру, що захищає ракоподібних не лише від механічних пошкоджень, але й від хімічних уражень, оскільки він має низьку проникність для розчинених іонів. Тому карапакс раків виступає у якості бар'єра для проходження радіоактивних та токсичних речовин до організму рака. При цьому, сезонна линька раків сприяє біологічному очищенню ракоподібних від накопичених шкідливих речовин [139].

Оцінку акумуляції радіонуклідів гідробіонтами проводять за коефіцієнтами накопичення – відношенню активності радіонукліда в гідробіонтах та у воді. У воді Кам'янського водосховища відзначався незначний рівень штучних радіонуклідів:  $^{137}\text{Cs}$  – 0,06 Бк/л та  $^{90}\text{Sr}$  – 0,04 Бк/л.; у воді Запорізького (Дніпровського) водосховища рівень штучних радіонуклідів був таким:  $^{137}\text{Cs}$  – 0,05 Бк/л та  $^{90}\text{Sr}$  – 0,04 Бк/л. Результати розрахунків коефіцієнтів накопичення техногенних радіонуклідів м'язовими тканинами та карапаксами *A. leptodactylus* Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ наведені у таблиці 6.1.

Таблиця 6.1 – Коефіцієнти накопичення техногенних радіонуклідів раками Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ,  $n = 60$

Елемент	Кам'янське водосховище, $M \pm m$		Запорізьке (Дніпровське) водосховище, $M \pm m$	
	Карапакс	М'язова тканина	Карапакс	М'язова тканина
$^{90}\text{Sr}$	$16,67 \pm 0,2$	$16,11 \pm 0,1$	$24,00 \pm 1,0$	$20,67 \pm 0,9$
$^{137}\text{Cs}$	$61,67 \pm 1,3$	$114,17 \pm 5,7$	$76,67 \pm 3,5$	$91,67 \pm 4,3$

Найбільшими коефіцієнтами накопичення  $^{90}\text{Sr}$  у досліджуваних раків переважно характеризувалися карапакси раків з обох водосховищ. Це пояснюється тим, що карапакс побудований зі сполук кальцію, а радіоактивний стронцій є аналогом кальцію. Варіація величини активності стронцію також залежить від фізіологічного стану раків та від часу останньої линьки. До того ж карапакс є найпершим в будові організму астацид, який контактує з навколишнім середовищем, та виступає бар'єром для надходження токсичних речовин [139, 119]. Коефіцієнти накопичення стронцію-90 у раків з Кам'янського водосховища були більшими ніж у раків Запорізького (Дніпровського) водосховища. При цьому було зазначено що переважна більшість цезію накопичувалася м'язами раків з обох водосховищ, тому і коефіцієнти накопичення були дещо вищими. Активність досліджуваних радіонуклідів в раках не перевищувала ГДК для раків як харчового продукту.

#### Висновки до розділу

Таким чином, у м'язовій тканині річкових раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ активно накопичувалися Zn, Fe та Cu. Це явище у першу чергу пояснюється інтенсивною акумуляцією в організмах раків елементів, які беруть активну участь у перебігу фізіологічних процесів. У карапаксах раків найбільше акумулювались такі небезпечні для організмів важкі метали як Mn, Ni, Pb, Co. Найменший вміст важких металів був встановлений для Cd.

Встановлено, що показники Pb, Cu, Zn та Cd перевищують ГДК у м'язах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища у 8; 6; 6,2 та 1,65 рази відповідно. Концентрація вказаних важких металів у м'язах раків Кам'янського водосховища перевищує ГДК у 10; 7; 1,7 та 1,95 разів відповідно. Такі показники пов'язані з гідрохімічним станом досліджуваних водойм, поверхневі води та донні осади яких характеризуються значним антропогенним навантаженням.

Виявлено, що максимальний рівень питомої активності радіонуклідів у м'язовій тканині річкових раків обох досліджуваних водойм належить  $^{40}\text{K}$ , як найрозповсюдженішому радіоізотопу. Найбільша активність у карапаксах належить  $^{226}\text{Ra}$  через надходження його у сполуках солі тих важких металів, що потрапляють у водойми з викидами промисловості. Активність  $^{90}\text{Sr}$  відзначали більшою мірою у карапаксах, через подібність даного радіоізотопу до кальцію. Високі ступені нагромадження  $^{137}\text{Cs}$  відмічали у м'язах річкових раків, що можна пояснити подібністю до калію, який має високу метаболічну активність. Накопичення досліджуваних радіонуклідів в раках не перевищували ГДК для раків як харчового продукту.

Перспективи подальших досліджень пов'язані з вивченням впливу токсикантів різного походження на цитоморфологічні показники тканин і органів *A. leptodactylus*. Це також зумовлює доцільність подібних досліджень на водоймах різного призначення. Крім того, отримані результати можуть сприяти ефективному науковому забезпеченню розвитку раківництва та аквакультури Придніпровського регіону.

#### Список публікацій за темою розділу

Корженевська П.О., Маренков О.М., Боровик І.І., Сондак В.В. (2023) Рівні накопичення важких металів та активності радіонуклідів у вузькопалих річкових раках (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Кам'янського та Запорізького водосховищ *Ribogospod. nauka Ukr.*, 4(66): 49-68 DOI: <https://doi.org/10.61976/fsu2023.04.049> (Фахове видання, категорія Б)

## **РОЗДІЛ 7 АНАЛІЗ ВИЛОВУ РІЧКОВИХ РАКІВ ТА РОЗРАХУНОК ЗАПОДІЯНИХ ЗБИТКІВ**

За останній час водойми України зазнають значного впливу, пов'язаного з діяльністю людини. У багатьох випадках розмір та наслідки такого втручання ніяк не констатуються та не розраховуються. Такий вплив може негативно відображатися на організмах гідробіонтів, чутливих до різких змін водного режиму. До таких організмів відносяться річкові раки – цінний елемент водних біоценозів та промислового вилову. Раки чутливі до гідрологічних умов водойм, тому можуть виступати як вид-біоіндикатор. Також вони є важливим елементом у трофічних зв'язках водних біоценозів, виконуючи роль санітарів водойм. Промислова цінність полягає у поживному, дієтичному м'ясі рака, яке користується попитом і високо цінується на ринках збуту.

Як відомо з даних Державного агентства розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм промисловий вилов раків здійснюється у прісноводних водоймах України, а саме в каскаді водосховищ річки Дніпро (Київське, Канівське, Кременчуцьке, Кам'янське, Дніпровське та Каховське водосховище), Дніпровсько-Бузькій гирловій системі, у пониззі р. Дністер, Дністровському лимані, Кучурганському водосховищі, та малих водоймах.

Останні роки популяції раків України характеризуються нестабільною чисельністю та темпами розвитку, що може бути викликано не тільки різноманітними екологічними проблемами, а і неконтрольованою браконьєрською діяльністю [22, 35, 43]. Випадки незаконного лову найчастіше були зафіксовані у періоди заборони на вилов, а саме у періоди відкладання ікри (орієнтовно з грудня по червень), що також може критично впливати на стан чисельності популяції.

Раки добре відчують на собі порушення якості води, а випадках руйнації водойм їхні ареали дуже легко знищуються за рахунок мешкання вздовж берегових ліній [34, 54]. В період з початку повномасштабних воєнних дій гідроекологічна картина водойм регіонів, в яких проходили бойові дії,

знає негативних змін і потребує постійного моніторингу та визначення наслідків руйнації [8, 99].

Каховське водосховище було одним із основних рибогосподарських водних об'єктів України загальнодержавного значення, за рахунок якого забезпечувалось 25–30 % загального вилову водних біоресурсів із каскаду дніпровських водосховищ [90, 67]. Промисловою статистикою на Каховському водосховищі фіксувалось 18 промислових видів риб і один вид річкових [1]. Руйнація Каховської ГЕС викликала стрімке зниження рівня води в Каховському водосховищі, через що було втрачено значні території водойми, і це вплинуло на гідробіонтів, особливо на представників бентосу, які не могли швидко відреагувати на осушення прибережних ділянок водосховища. Один із таких видів гідробіонтів, які постраждали внаслідок руйнації водойми є річкові раки.

Для розрахунків збитків, нанесених рибному господарству Каховського водосховища внаслідок втрати популяцій річкових раків, використовували чинну Постанову КМУ від 29.09.2023 р. № 1042 «Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, завданої порушенням законодавства про рибне господарство внаслідок незаконного добування (вилову), знищення або пошкодження водних біоресурсів, а також незаконного знищення чи погіршення середовища існування водних біоресурсів [25]. Для розрахунків збитків, заподіяних водним біоресурсам, за основу брали величину промислового запасу річкових раків в Каховському водосховищі на 2023 рік – 4,7 тонн, яка розрахована фахівцями Інституту рибного господарства НАН України і затверджена Наказом Міністерства аграрної політики та продовольства України 22 листопада 2022 року № 927 «Про затвердження лімітів та прогнозів допустимого вилову спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення у рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах) (крім Азовського моря із затоками) на 2023 рік» в частині «Ліміти та прогнози допустимого вилову спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення у дніпровських водосховищах на 2023 рік» [24].

### 7.1 Динаміка вилову

У дослідженні стану, чисельності та розповсюдження популяцій раків водойм України досить важливу роль відіграють показники динаміки промислової експлуатації. Аналіз даних показників дозволяє створити картину навантаження на промислові ділянки, прогнозувати та лімітувати майбутню роботу рибальських господарств.

На території рибальських господарств промисел річкових раків повинен виконуватися згідно з умовами, прописаними у Наказі від 10.04.2023 р. № 785 «Про затвердження Правил промислового рибальства у внутрішніх рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах)». Вилов проводиться раколовками з кроком вічка в бочках менше 16 мм. Мінімальні розміри особин, які допустимі для вилову у Дніпровських водосховищах повинні сягати 11 см, в інших рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах) – 10 см. Промисловий розмір річкових раків визначається виміром по спинному боку тіла від середини ока до кінця середньої хвостової пластинки [26].

Аналіз даних Державного агентства розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм [40] встановив, що загально за 7 років вилову раків на території України офіційно було вилучено 54 467 кг (рис. 7.1).

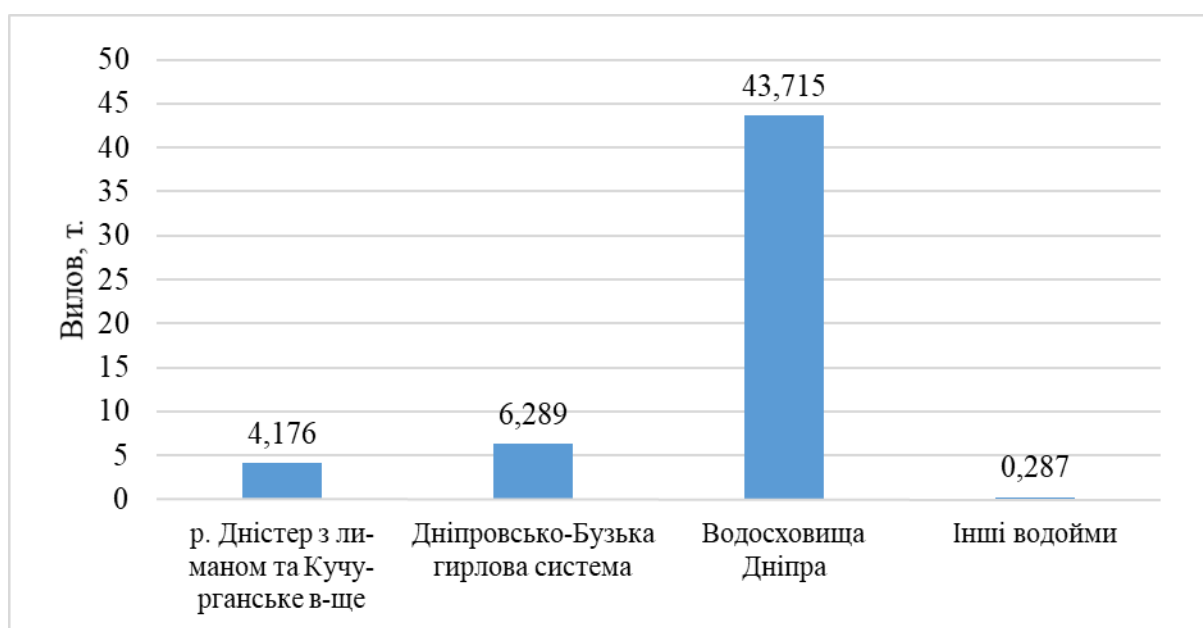


Рисунок 7.1 Загальний вилов раків за 7 років з усіх водойм України

З графіку видно, що найбільший вилов раків за останні 7 років відмічено у 2021 році, і становив 11571 кг. З часу повномасштабних бойових дій вилов скоротився до 3952 кг у 2022 році, та 1472 кг у 2023 році [40]. (рис. 7.2).

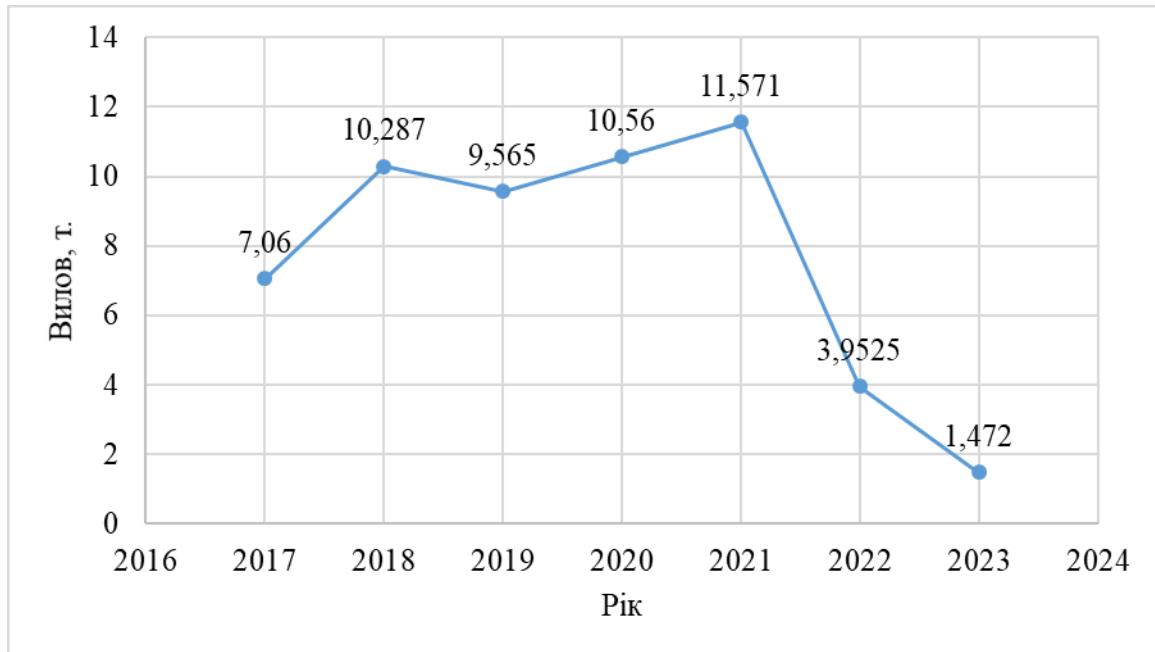


Рисунок 7.2 Динаміка вилову раків за 7 років з водойм України

За графіком впродовж 5 років спостерігається зростання тренду на 38,99 % з 7060 кг у 2017 році, до 11 571 кг у 2021. Але починаючи з 2022 року відмічається значне падіння показників вилову – на 65,84 % у 2022 році, та на 87,28 % у 2023 що становило 1472 кг.

За семирічний період у Дніпровсько-Бузькій гирловій системі виловлено 6289 кг раків [40]. (рис. 7.3).



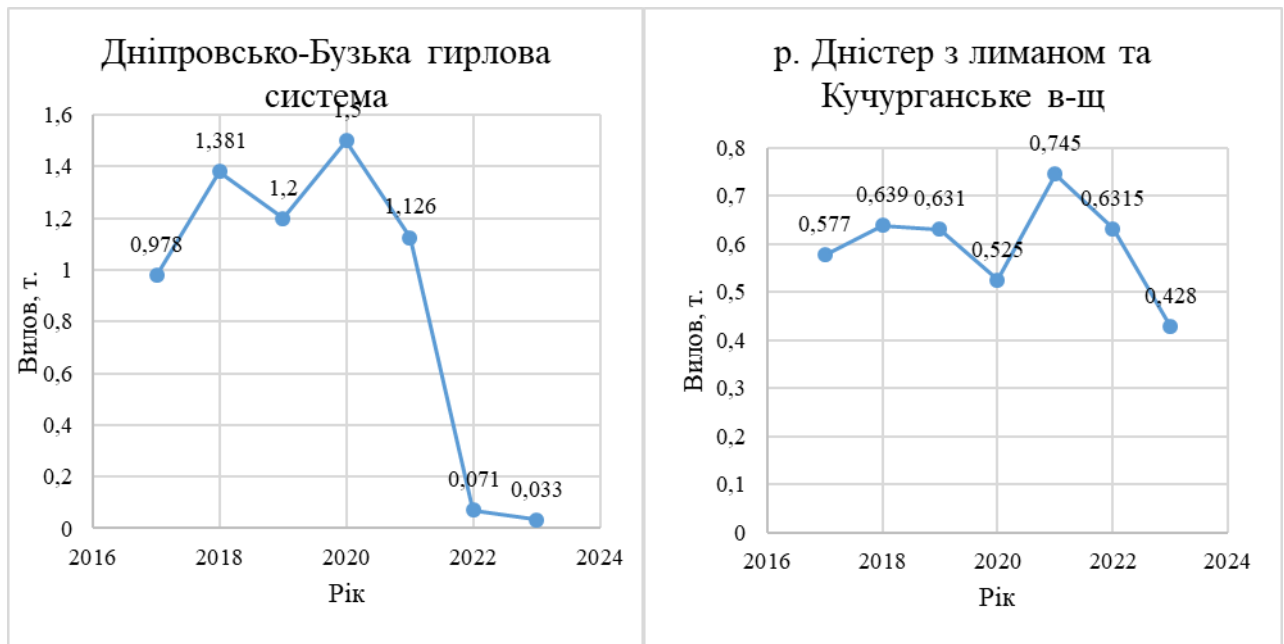


Рисунок 7.3 Динаміка вилову річкових раків у внутрішніх водоймах України

У річці Дністер з лиманом, Кучурганському водосховищі та у малих водоймах загальний вилов раків сягнув 4463 кг. Сприятливими роками для промислу річкових раків у внутрішніх водоймах були 2018 рік – 2020 кг, 2020 рік – 2025 кг, та 2021 рік – 1871 кг [40]. Різке падіння показників спостерігається починаючи із 2022 року, що імовірно пов'язано з початком повномасштабної війни, і як наслідок – зменшення промислу або ж його відсутність.

Встановлено, що основним джерелом вилову раків виступає каскад водосховищ річки Дніпро (рис. 7.4). Загальний вилов раків з водосховищ за 7 років становить 80,12 %, що дорівнює 43 608 кг [40].

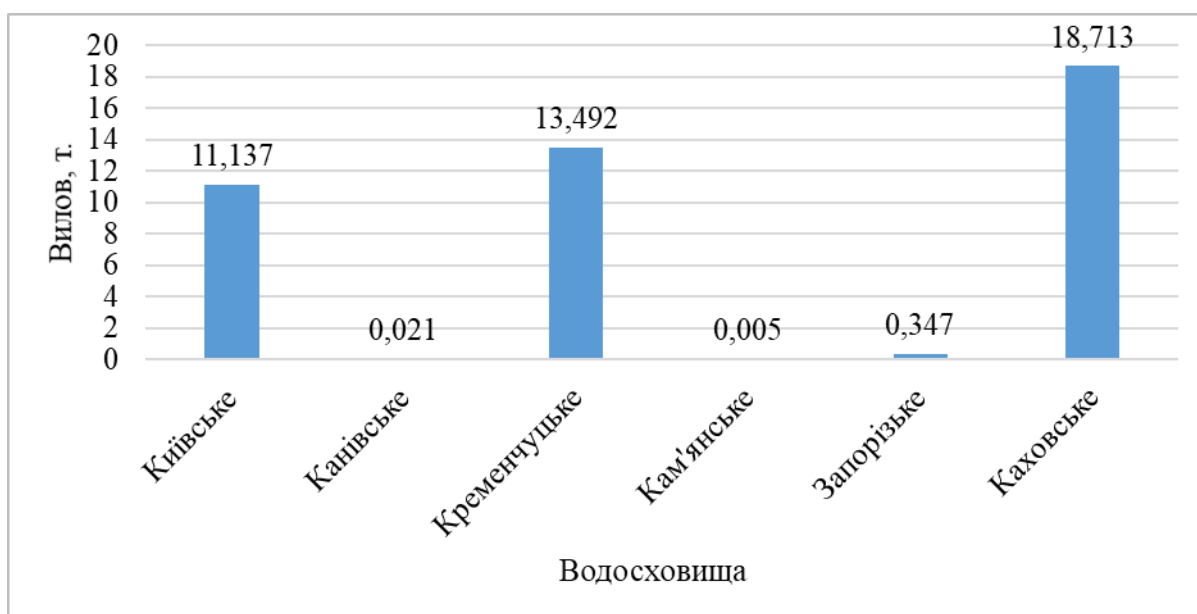


Рисунок 7.4 Загальний вилов раків з водосховищ за 7 років

Найбільшими показниками вилову відзначались Київське, Кременчуцьке та Каховське водосховища. Сумарно з Канівського (ліміт у середньому 700 кг), та Запорізького водосховища (ліміт у середньому 500 кг) було виловлено 368 кг раків [40], що може свідчити про недостатньо розвинену промислову інфраструктуру для організації промислового вилову. У Кам'янському водосховищі ліміт на вилов був встановлений в обсязі 5 кг виключно для забезпечення наукових досліджень та відтворення водних біоресурсів.

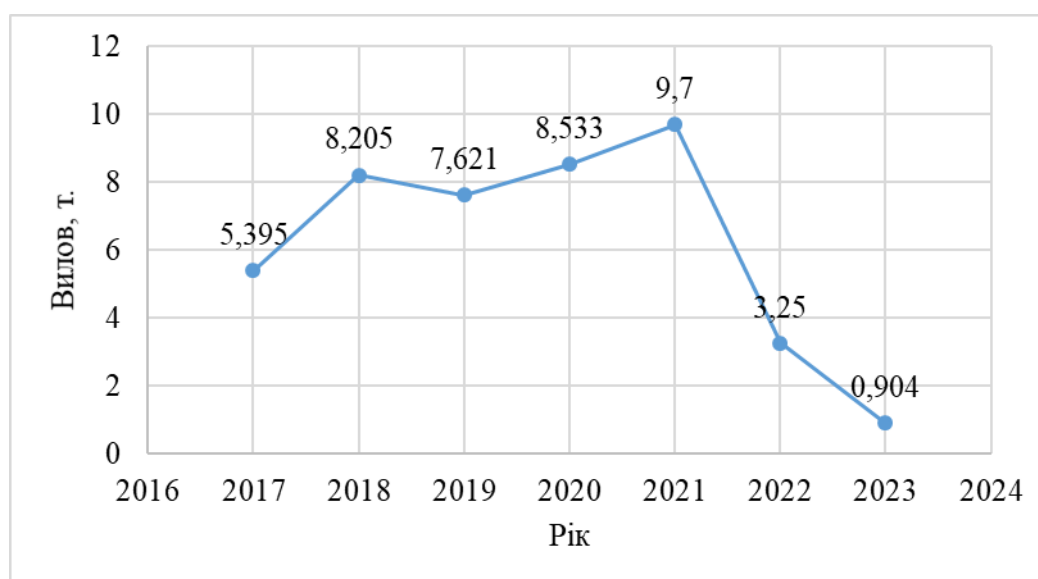
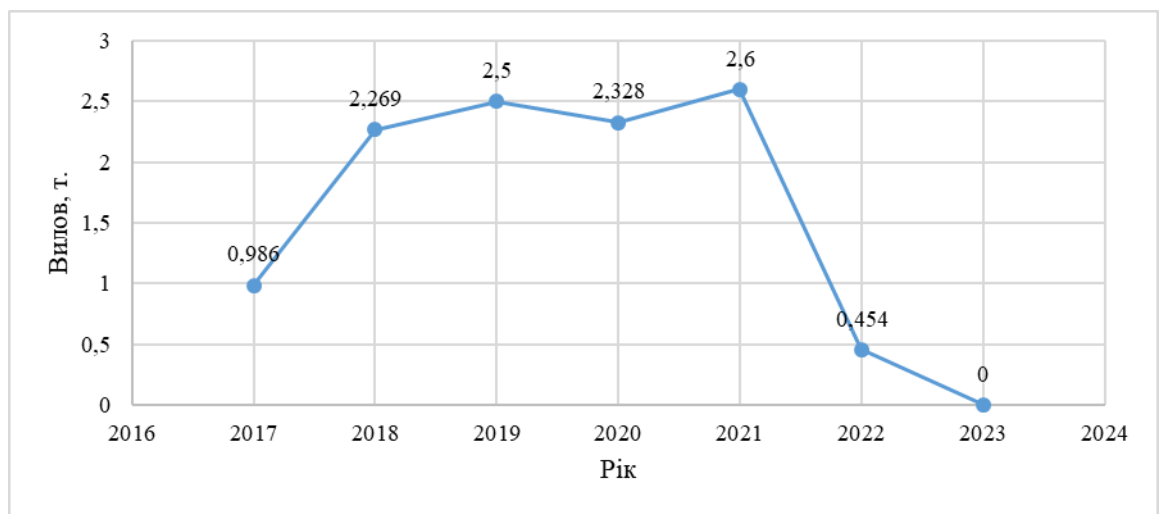


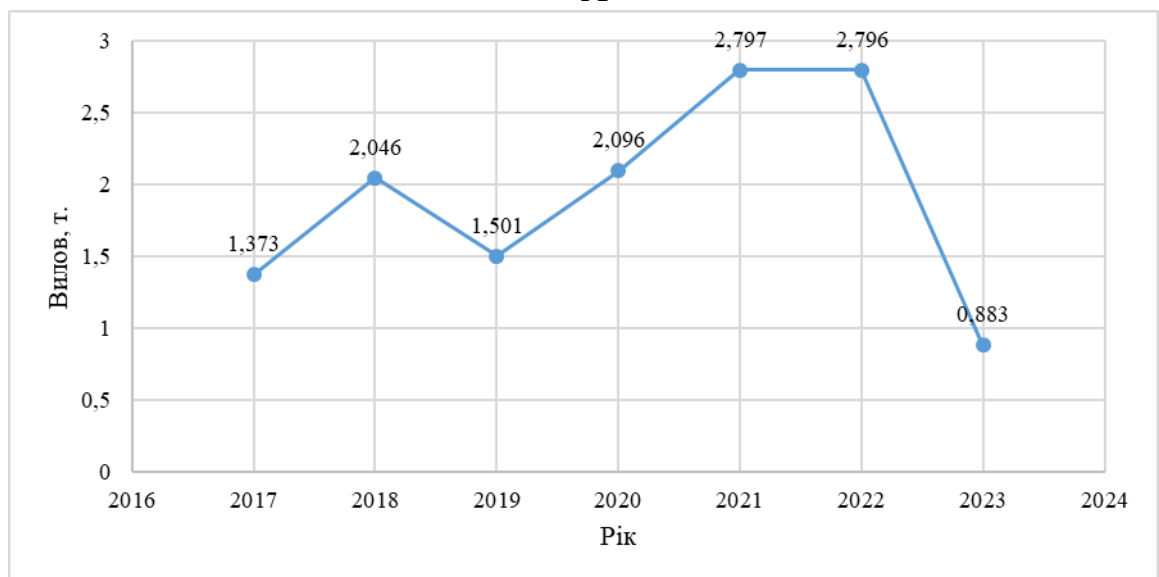
Рисунок 7.5 Динаміка вилову раків з водосховищ за 7 років

На графіку динаміки вилову з водосховищ спостерігається симілярна тенденція як і для графіку загального вилову (рис.7.2). Відзначалось зростання лінії тренду на 44,38 % до 2021 року, коли вилов з водосховищ сягнув 9700 кг., після чого відмічено значне падіння. Визначено, що у період 2021–2023 рр. загальний вилов з водосховищ скоротився на 63,91 % в 2022 році, і на 90,61 % у 2023 році (рис. 7.5).

З Київського водосховища за встановлений період було вилучено 11 137 кг раків, а з Кременчуцького – 13 492 кг [40] (рис. 7.6), при цьому щорічний вилов задовольняв і не перевищував прогностні ліміти.



А



Б

Рисунок 7.6 Динаміка вилову річкових раків: А – Київське водосховище,  
Б – Кременчуцьке водосховище.

Аналізуючи показники вилову раків можна встановити, що з початку повномасштабних бойових дій у 2022 році, вилов скоротився майже у 2 рази із Київського водосховища через активізацію воєнних дій у регіоні, та з 2023 року у Кременчуцькому водосховищі, через загальне зниження функціонування промислів за рахунок заборони на використання маломірних плавзасобів.

Але найбільшої шкоди зазнало Каховське водосховище. У період до 2022 року щорічний вилов з водосховища експоненційно зростав з 3028 кг у 2017 році до 4200 кг у 2021 році (рис. 7.7). Прогноз ліміту на 2022 і 2023 роки становив 4500 кг та 4700 кг відповідно [40].

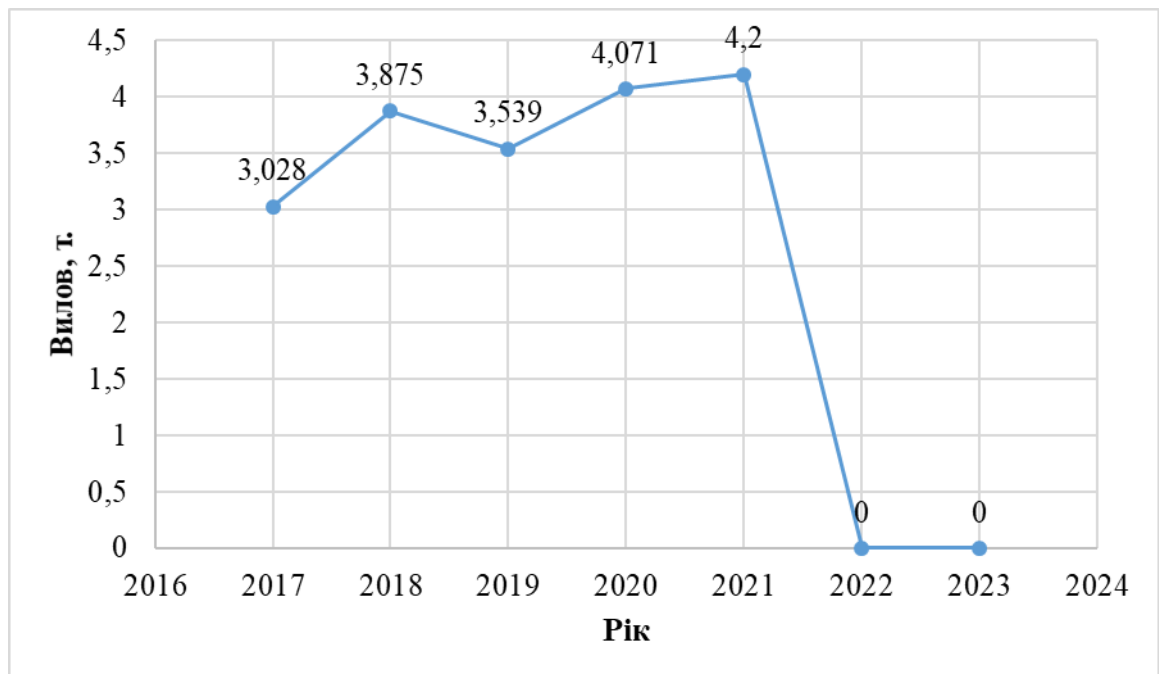


Рисунок 7.7 Динаміка вилову річкових раків з Каховського водосховища

Починаючи з 24.02.2022 року окуповано лівобережну частину Каховського водосховища, що призвело до унеможливлення промислового вилову водних біоресурсів упродовж 2022 року. А 6 червня 2023 р. у результаті удару по Каховській ГЕС була узагалі зруйнована гідроекосистема водойми. Обміління водойм викликало масову загибель водних біоресурсів, в тому числі річкових раків. Різке зниження рівня води спричинило зникнення їх звичних ареалів, тобто прибережних зон водойми, тому на теперішній час оцінити

достовірно стан популяції раків Каховського водосховища неможливо. Імовірно, можна вважати втраченими популяції раків з основної акваторії водосховища, а популяції з прилеглих річок, заплав та заток потребують уточнення.

Таким чином, за отриманими даними можна зазначити, що динаміка промислового вилову за період з 2017 року мала перспективний напрямок розвитку з тенденцією до зростання показників як у найбільш прибуткових зонах вилову, так і у зонах де ліміти були обчислені з урахуванням особливостей водойм, як наприклад Кам'янське водосховище, де вилов забезпечував наукові заходи та відтворення раків. Але, з причини воєнних дій на території України, промисел зазнав проблем різного роду. Також у водоймах скоротився промисловий вилов у тому числі й у зв'язку зі встановленням локальними військовими адміністраціями заборони на пересування човнів. А найбільше на каскаді від воєнного втручання постраждало Київське та особливо Каховське водосховище, що зазнало знищення зарегульованої частини.

## **7.2 Розрахунки збитків, заподіяних водним біоресурсам Каховського водосховища внаслідок втрати запасів річкових раків.**

У процесі досліджень динаміки вилову було визначено, що серед водосховищ найбільшим об'єктом промислу раків серед водосховищ було Каховське водосховище. Прогнозні ліміти промислового запасу протягом років зростали, і на 2024 повинні становили 4700 кг [23]. Але у зв'язку з повномасштабною війною, країною-агресором було знищено Каховську ГЕС, що призвело до критичного зменшення рівня води у водосховищі. Ареали річкових раків були одними з перших, що зруйнувались у процесі спустошення. Відповідно, промисловий запас та інші розмірні класи раків було втрачено. Для визначення ступеню втрати було зроблено розрахунки збитків.

До 22.02.2024 року в Україні розрахунок збитків, заподіяних рибному господарству здійснювали згідно «Методики розрахунку збитків, заподіяних

рибному господарству внаслідок порушень правил рибальства та охорони водних живих ресурсів» № 248/273 від 12.07.2004 р. (zareestrovano v Ministerstvi yustitsii Ukraini 12 listopada 2004 r. za № 1446/10045). Ця методика застосовувалась для розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству України юридичними і фізичними особами-підприємцями і враховувала біологічні показники водних біоресурсів, такі як: середня маса особин, показники плодючості, кратність нересту, відносна частка самок в популяції, коефіцієнт промислового повернення від ікри. Кабінет Міністрів України систематизував підхід до розрахунку збитків за незаконний вилов водних біоресурсів, прийнявши постанову від 29.09.2023 р. № 1042 «Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, завданої порушенням законодавства про рибне господарство внаслідок незаконного добування (вилову), знищення або пошкодження водних біоресурсів, а також незаконного знищення чи погіршення середовища існування водних біоресурсів» [25].

Таким чином у 2023 році існувало два нормативно-правових акти з однаковим предметом правового регулювання – розрахунком величини збитків, заподіяних водним біоресурсам внаслідок незаконного вилучення, знищення чи погіршення середовища існування. З метою недопущення виникнення правової колізії в частині існування двох нормативно-правових актів з однаковим предметом правового регулювання наказом Мінагрополітики, Міндовкілля від 12.01.2024 № 67/51 «Про визнання таким, що втратив чинність, наказу Міністерства аграрної політики України, Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 12 липня 2004 року № 248/273» скасовано «Методику розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок порушень правил рибальства та охорони водних живих ресурсів», яка втратила чинність з 22.02.2024 р.

Відтепер з кінця лютого 2024 року в Україні діє один нормативний документ, Постанова КМУ від 29.09.2023 р. № 1042, якою затверджено єдині такси, для обчислення розміру шкоди, яка завдана гідробіонтам при порушенні рибоохоронного законодавства.

Для розрахунків збитків заподіяних водним біоресурсам Каховського водосховища внаслідок заподіяної шкоди в результаті руйнації дамби Каховської ГЕС використовували наступні показники: промисловий запас – 4,7 тонн, середня вага однієї особини – 0,055 кг, такса для обчислення розміру шкоди, завданої порушенням законодавства про рибне господарство внаслідок незаконного добування (вилову), знищення або пошкодження водних біоресурсів у рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах) України (крім континентального шельфу України, виключної (морської) економічної зони України) для річкових раків (крім широкопалого та товстопалого рака) Astacidae – 196 неоподатковуваних мінімумів доходів громадян, що становить 3332 грн. 00 коп. за один екземпляр [25]. Втрата запасу через унеможливлення промислу – 100%.

Розрахункова кількість екземплярів раків:  $4700 \text{ кг} / 0,055 \text{ кг} = 85\,454 \text{ екз.}$

Величина заподіяних збитків:  $85\,454 \text{ екз.} \times 3332 \text{ грн/екз.} = 284\,732\,728 \text{ грн, або } 284,7 \text{ млн. грн.}$

Остаточна розрахункова кількість збитків може коливатись відповідно до неврахованих екземплярів раків, що не входять до промислового запасу з даних Державного агентства розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм.

Можна зазначити, що на даний момент найефективнішим з методів запобігання втрати видового складу гідробіоресурсів водойм, є створення середовища для існуючих гідробіонтів. За рахунок використання об'єктів аквакультури у штучних промислових виробництвах, та у науково-дослідних комплексах з'являється можливість щодо відновлення у майбутньому їх популяцій у звичному середовищі існування. Для вдалої реінтродукції гідробіонтів допускається використання різних допоміжних засобів для життєдіяльності водних організмів. До них можуть входити: модульні укриття для бентосних видів, таких як раки; нерестові гнізда для риб; створення субстрату для прикріплення двостулкових молюсків, та інших засобів, що сприяють кращому пристосуванню та виживанню видів.

## Висновки до розділу

Аналізуючи показники вилову можна встановити, що динаміка промислового лову річкових раків в водоймах України впродовж періоду в 7 років мала позитивні тенденції. Розвиток промислу хоча і був нерівномірний в залежності від водойм, але загально знаходився на достатньому рівні, для можливості збільшення прогнозів вилову.

З'ясовано, що найбільші показники вилову річкових раків були зафіксовані у каскаді водосховищ Дніпра, а саме Київському, Кременчуцькому, Каховському. Канівське водосховище, при лімітах на вилов у 700 кг на рік у середньому, не використовує квоту промислу і не надає даних про вилов рака. Також і Запорізьке водосховище, де цілеспрямованого промислу не відбувалось, пастки і раколовки практично не застосовувалися.

З початку повномасштабного вторгнення у 2022 році, і впродовж 2023 року загальний вилов скоротився на 87,8 %, що є прямим наслідком ведення бойових дій. У Київському та Кременчуцькому водосховищі промисел впав майже у 2 рази. В Каховському водосховищі промисловий вилов будь-яких водних біоресурсів був припинений через знищення водосховища.

Визначено, що промисел річкових раків зазнав значних економічних втрат, а загальний розмір шкоди, заподіяної навколишньому середовищу на даний момент важко визначити у повній мірі через руйнування і активні бойові дії. Встановлено, що на даний момент втрата популяцій річкових раків становить 100%. Наявна величина збитків на даний момент може свідчити про значний обсяг втрат біоресурсів, що можуть розцінюватися як повністю втрачені.

Розрахунки, які були наведені у дослідженні, можуть бути використані для оцінки збитків, заподіяних рибному господарству в результаті ведення воєнних дій та встановлення шкоди, заподіяної популяціям річкових раків Дніпровських водосховищ.

## Список публікацій за темою розділу



Маренков О.М., Нестеренко О.С., Боровик І.І., Шмагайло М.О., Гамолін А.В., Капшук Н.О. (2024). Біологічні показники і промислова експлуатація основних видів риб і річкових раків Запорізького (Дніпровського) водосховища. ScienceRise: Biological Science, 1(38), 17–30. DOI: <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2024.301412> (Фахове видання, категорія Б)

## ВИСНОВКИ

1. Встановлено тенденцію до збільшення розмірно-вагових показників як самиць, так і самців річкових раків Запорізького (Дніпровського) водосховища, у порівнянні із особинами, вилученими у Самарській затоці та Кам'янському водосховищі.

2. Встановлено достовірні відмінності у біолого-екологічних показниках річкових раків, а саме: самки мали статистично більшу різницю у показниках повної довжини у порівнянні із самцями, а також більшу ширину головогрудей, ширину тельсону та ширину черевця біля початку плевр 3-го порядку. За допомогою кластерного аналізу встановлено відмінності у морфометричних показниках особин із Запорізького (Дніпровського), Кам'янського водосховищ та Самарської затоки.

3. Встановлено тенденцію до збільшення показників плодючості річкових раків у наступній послідовності від найменшого: Кам'янське водосховище, Самарська затока, Запорізьке (Дніпровське) водосховище. При цьому розміри поодиноких ікринок та їх вага не відрізнялися.

4. Встановлені особливості розвитку статевих органів, гамет річкових раків в умовах Запорізького (Дніпровського) водосховища. Отримано та проаналізовано новітні дані щодо морфологічних показників статевих клітин та їх включень. Виявлено, що особини *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) мають асинхронний розвиток ікринок та синхронний розвиток сперматозоїдів.

5. Встановлено, що у найбільшій кількості у карапаксах річкових раків накопичувались наступні метали: Mn, Pb та Co, – а у м'язовій тканині – Zn, Fe та Cu. Виявлено перевищення значень ГДК як харчового продукту у м'язах раків за показниками Pb, Cu, Zn та Cd.

Встановлено, що найвищі рівні нагромадження радіонуклідів у м'язовій тканині раків належать  $^{40}\text{K}$ , у карапаксах –  $^{226}\text{Ra}$ . Виявлено, що найменше нагромаджується у м'язах  $^{90}\text{Sr}$ , а у карапаксах –  $^{40}\text{K}$ . Перевищень значень питомої активності радіонуклідів за ГДК не виявлено.

6. Встановлено, що динаміка промислового лову річкових раків у водоймах України впродовж періоду в 7 років мала позитивні тенденції. Розвиток промислу хоча і був нерівномірний в залежності від водойм, але загалом знаходився на достатньому рівні, для можливості збільшення прогнозів вилову. З'ясовано, що найбільші показники вилову річкових раків були зафіксовані у каскаді водосховищ Дніпра (43608 кг), а саме Київському, Кременчуцькому, Каховському. Встановлено, що у Канівському та Запорізькому (Дніпровському) водосховищах імовірно недостатньо розвинена промислова інфраструктура. Виявлено, що обсяги промислу скоротилися майже на 90 % з початку повномасштабного воєнного вторгнення в Україну.

Встановлено, що втрата запасу річкових раків через унеможливлення промислу на Каховському водосховищі унаслідок руйнації дамби Каховської ГЕС становить 100 %. Величина заподіяних збитків водним біоресурсам (за ракоподібними) складає 284,7 млн. грн.

## ПРОПОЗИЦІЇ

Результати дослідження показників плодючості пропонується використовувати при розробці термінів заборони на лов річкових раків у рибогосподарських водних об'єктах в період їх природного відтворення та першої линьки. Крім того, доцільно проводити гістологічні дослідження гонад, для більш точної оцінки репродуктивного потенціалу популяцій раків. Такий підхід дозволить раціоналізувати експлуатацію річкових раків як водних біоресурсів, збільшити їх біопroduкцію.

Надані розрахунки збитків, заподіяних водним біоресурсам Каховського водосховища внаслідок руйнації дамби Каховської ГЕС, рекомендується використовувати для розрахунку репарацій у післявоєнний період та для встановлення шкоди, заподіяної популяціям річкових раків Дніпровських водосховищ.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алимов, С. І., Панасюк, А. С., & Плічко, В. Ф. (2012). Сучасний стан промислу у Каховському водосховищі. *Рибогосподарська наука України*, (1), 22–25.
2. Антоняк, Г. Л., Бабич, Н. О., Білецька, Л. П., Панас, Н. Є., & Жиліщич, Ю. В. (2010). Кадмій в організмі людини і тварин. II. Вплив на функціональну активність органів і систем. *Біологічні студії*, 4(3), 125–136.
3. Антоняк, Г. Л., Багдай, Т. В., Першин, О. І., Бубис, О. Є., Панас, Н. Є., & Олексюк, Н. П. (2015). Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонти. *Animal Biology*, 17(2), 10.
4. Антоняк, Г. Л., Важненко, О. В., Бовт, В. Д., Стефанишин, О. М., & Панас, Н. Є. (2011). Біологічна роль цинку в організмі людини і тварин. *Біологія тварин*, 13(1–2), 17–31.
5. Барановський, Б.А. (2000). *Растительность руслового равнинного водохранилища*. ДНУ, Дніпро, 172 с.
6. Беженар Р.В., Мадерич В.С. (2015). Міграція радіонуклідів з донних відкладень до риби через донний ланцюжок живлення. *Системи підтримки прийняття рішень. Теорія і практика*. 53–57.
7. Безусий О.Л., Борбат М.О. (2008). До проблеми отримання посадкового матеріалу річкових раків. *Рибогосподарська наука України*, 2, 72–74.
8. Березуцька, Н., & Хондак, І. (2023). Аналіз екологічної ситуації в Україні після початку військових дій. *Наука і техніка сьогодні*, 4 (18), 266–279.
9. Бирштейн Я.А., Виноградов Л.Г. (1934). Пресноводные Декапода СССР и их географическое распространение. *Зоол. журн.* 13(1), 39–70.
10. Бирштейн Я.А., Виноградов Л.Г. (1968). Атлас беспозвоночных Каспийского Моря. М. *Пищепромиздат*, 415 с.
11. Марценюк Н.О., Пекарський А.В., Марценюк В.П., Костоусова О.І., Духневич М.О. (2016). Біологічні особливості довгопалого

річкового рака річки Случ Хмельницької області. *Вісник Сумського національного аграрного університету: Тваринництво*. 5., 66–69.

12. Бродский С.Я. (1977). Речные раки (Crustacea, Astacidae) Советского Союза. Сообщ.4 Происхождение основных ареалов западнопалеарктических видов сем.Astacidae. *Вестн.зоологии*, 3, 38–53.

13. Бродский С.Я., Сидоренко А.П., Ставровский К.Б. (1979). Методические рекомендации по получению жизнестойких личинок и транспортировке речных раков. Львов: *Вільна Україна*. 19 с.

14. Бродский С.Я (1965). Особенности формирования промысловых стад раков в Каховском и других водохранилищах Днепра. *Гидробиол.журн.*, 5, 35–42

15. Бродский С.Я. (1969). Astacidae килийской дельты Дуная и некоторые соображение о происхождении раков Сев.Зап. Причерноморья. Вкн.:Лимнологические исследования. Киев: *Наук. думка*, 308–315.

16. Бродский С.Я. (1965). *Инструкция для проведения работ по речному раку и его промыслу на наблюдательных пунктах и в эксплуатациях*. К., 26 с.

17. Бродский С.Я. (1980). Исследования по биологии, воспроизводству и разведению речного рака во внутренних водоёмах Украинской ССР. *Рыбное хозяйство*, 31, 59–63.

18. Бродський С.Я (1959). Розведення річкових раків у колгоспних водоймах. *Соц.тваринництво*, №3, 45–46.

19. Бродський, С. Я. (1981). *Фауна України. Вищі раки*. К.: Наукова думка, 26.

20. Бродський С.Я (1960). Біологічні основи регулювання промислу річкового рака і стан його сировинної бази в пониззі Дністра. *Тр.Укр. НДІ риб.госп-ва*, 12, 166–183.

21. Бuzинний, М. Г., Михайлова, Л. Л., Сахно, В. І., Романченко, М. О. (2011). Дослідження природних радіонуклідів у підземній воді в Україні. *Довкілля та здоров'я*, 1 (56), 31–35.

22. Булейко, А. А. (2021). *Стале природокористування на водоймах Придніпров'я та боротьба з порушниками за деями для розвитку науки в сучасних кризових умовах*. Шляхи розвитку науки в сучасних кризових умовах: тези доповідей II міжнародної науково-практичної інтернет-конференції (3-4 червня 2021 року, Дніпро, Україна.)

23. Верховна Рада України. Наказ «Про затвердження лімітів спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення у рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах) (крім Азовського та Чорного морів із затоками, причорноморських лиманів, пониззя річки Дністер, Дністровського лиману та річки Дунай) на 2024 рік», від 21 листопада 2023р. № 2003/41059, Київ. [Електронний ресурс]: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z2003-23#Text>.

24. Верховна Рада України. Наказ «Про затвердження лімітів та прогнозів допустимого вилову» (від 22.11.2022 № 927, Київ) [Електронний ресурс]: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1493-22#Text>

25. Верховна Рада України. Постанова «Про затвердження такс» (від 29 вересня 2023 р. № 1042, Київ) [Електронний ресурс]: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1042-2023-%D0%BF>

26. Верховна Рада України. Наказ «Про затвердження Правил промислового рибальства у внутрішніх рибогосподарських водних об'єктах (їх частинах)» від 10.04.2023 р. № 785) [Електронний ресурс]: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0665-23#Text>

27. Вишневський, В. І., & Москвіна, І. М. (2020). «Цвітіння» води в кам'ясткому водосховищі. *Меліорація та водне господарство*, 2, 16–22.

28. Вовчек, Н. О., Бондарук, М. В., Росовський, Т. А., Хоменчук, В. О., & Курант, В. З. (2023). *Використання гематологічних показників риб для оцінки забруднення водного середовища іонами кобальту (II)*: Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання – Тернопіль Bioscience – 2023», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської. 326 с.

29. Волкова, Е. Н., Беляев, В. В., & Зарубин, О. Л. (2005). Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в гидробионтах днепровских водохранилищ. *Наук. зап. Тернопіль. нац. пед. ун-ту. Сер. біол.*, 66–71.
30. Волкова, Е. Н., Беляев, В. В., Гудков, Д. И., Пришляк, С. П., Пархоменко, А. А. (2019).  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях и рыбах водоемов Украины. *Гідробіологічний журнал*, 55(1), 94–103.
31. Волкова, О. М., & Беляев, В. В. (2009). Вплив гідрологічних факторів на формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів. *Ядерна фізика та енергетика*, 10(1), 80–86.
32. Волошина, О. Ю., Шарамок, Т. С., & Журавльов, Д. В. *Вміст важких металів у воді та донних відкладеннях водойм. Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів. V Міжнар. наук. практ. конф. ( 8–9 листопада, Київ), 51.*
33. Гаращук, В. А., & Чорна, В. І. *Порівняльний аналіз якості води у Кам'янському, Дніпровському і Каховському водосховищах. Матеріали науково-практичної конференції “Вода для всіх”(22 березня 2019 р.) Дніпро: ДДАЕУ, 2019.–67 с., 14.*
34. Горчанок, А. В., Рожков, В. В., & Поротікова, І. І. (2021). *Вплив водного середовища на біологічні особливості ракоподібних. I International Science Conference on Multidisciplinary Research: Abstracts of I International Scientific and Practical Conference ( Berlin, 19-21 January 2021 ) Scientific Publishing Center “Sci-conf. com. ua”, 150–152.*
35. Гоч, І. В. (2012). Застосування браконьєрами заборонених знарядь лову протягом 2009–2011 рр. як один із негативних чинників, що впливають на іхтіофауну Тернопільщини. *Рибогосподарська наука України*, (2), 23–27
36. Гриб, Й. В., Петрук, А. М., Борщевська, І. М., Войтишина, Д. Й., & Михальчук, М. А. (2023). Біоіндикація стану водного середовища у комплексному оцінюванні токсичності слабопроточних водойм. *Bulletin National University of Water and Environmental Engineering*, 2(102), 31–50.



37. Грициняк, І. І., & Колесник, Н. Л. (2014). Біологічне значення та токсичність важких металів для біоти прісноводних водойм (огляд). *Рибогосподарська наука України*, (2), 31–45.
38. Дворецький, А. І., Новіцький, Р. А., & Байдак, Л. А., Онищенко О.М., Рожков В.В., Сапронова В.О. (2018). *Визначення токсичності вод водойм Придніпров'я*. Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів: Міжнар. наук.-практ. конф. Київ, 26.
39. Дворецький, А. І., Сапронова, В. О., Байдак, Л. А., Маренков, О. М., Білоконь, Г. С., Просяник, Ю. І., & Зайченко, О. Ю. (2016). Радіоекологія водойм Придніпров'я. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. Житомир, 1(55), Т.3, 283–290.
40. Державне агентство рибного господарства України. (н.д.). [Електронний ресурс]: [https://darg.gov.ua/vilov\\_0\\_1023\\_menu\\_0\\_1.html](https://darg.gov.ua/vilov_0_1023_menu_0_1.html), дата звернення: 22 лютого 2024 р.
41. Дрогомирецька, І. З., Мазепа, І. В., & Мазепа, М. А. (2009). Імунотоксичність нікелю та його сполук. *Современные проблемы токсикологии*, (3–4), 25–31.
42. ДСТУ 2284:2010 [чинний від 01.01.2012]. Риба жива. Загальні технічні вимоги. Київ: Держспоживстандарт України, 2012. 12 с. (Національний стандарт України).
43. Єрмолаєв, І. О., Крижанівський, Р. О., Сирай, І. В., Клімов, О. А., & Хом'як, О. А. (2023). *Аналіз ефективності рибоохоронних заходів Київського та Хмельницького рибоохоронних патрулів*. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції здобувачів вищої освіти «МОЛОДЬ – АГРАРНИЙ НАУЦІ ВИРОБНИЦТВУ» Екологізація виробництва та охорона природи як основа збалансованого розвитку. с. 12–13.
44. Єсіпова, Н., & Гудим, Н. (2023). *Гідроекологічний моніторинг Запорізького (Дніпровського) водосховища*. Scientific Collection «InterConf», (149), 271–275.

45. Єсіпова, Н.Б., Федоненко, О.В., Яковенко, В.О. (2007). *Еколого-біологічні аспекти рибогосподарського використання Запорізького водосховища. Сучасні проблеми водних екосистем: тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції, Дніпропетровськ, Україна*
46. Захарченко, І. Л., & Максименко, М. Л. (2017). Структурні показники промислового стада річкових раків Каховського водосховища. Київ: *Водні біоресурси та аквакультура*, 35–43.
47. Звіт про стратегічну екологічну оцінку програми соціально-економічного та культурного розвитку Кам'янського району на 2023 рік. [Електронний ресурс]. <https://kam-rda.dp.gov.ua/vidkriti-dani/obgovorennya-program/zvit-pro-stratehichnu-ekolohichnu-otsinku-prohramy-sotsialno-ekonomichnoho-ta-kulturnoho-rozvytku-kamianskoho-raionu-na-2023-rik>
48. Іщук, О. В., Світельський, М. М., Матковська, С. І., Слюсар, М. В., & Ковальчук, І. І. (2024). Сучасний стан та тенденції розвитку аквакультури ракоподібних. *Український журнал природничих наук*, (7), 18–24.
49. Кеслер К.Ф. (1861). *«Путешествие с зоологической целью к северному берегу Черного моря и в Крым»*, в 1858 году. Киев. 1861».
50. Козичар, М.В., Козичар, М., Резнікова, В.В., & Подаков, Є.С. (2023). Сучасний стан вивченості паразитів і симбіонтів річкових раків в водоймах Дніпровського басейну України. MODERN RESEARCH IN SCIENCE AND EDUCATION Proceedings of V International Scientific and Practical Conference Chicago, USA 11–13 January 2024.
51. Костюк, В. С. (2011). Діагностичні ознаки і питання видового складу річкових раків *Astacus* (Fabricius, 1775) в межах України. *Зоологічний кур'єр*, (5), 26.
52. Костюк, В. С. (2013). *Генетична і морфологічна мінливість, видовий склад прісноводних раків Astacidae Latreille, 1802–1803 фауни України*. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук.

53. Костюк, В. С. (2016). *Генетичні особливості та поширення Astacus Pachypus (Crustacea, Decapoda, Astacidae) в Україні*. Біологічні дослідження—2016. Збірник наукових праць, 167–168.

54. Кулеш В. Ф., Алехнович А. В. (2010). Выращивание молоди длиннопалого рака (*Astacus leptodactylus*) в садках и прудах в поликультуре с рыбой на подогретых сбросных водах теплоэлектростанции. *Гидробиологический журнал*. № 1. С. 47–61.

55. Курант, В. З. (2001). Вплив підвищених концентрацій свинцю на динаміку вмісту білків і нуклеїнових кислот в організмі коропа. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка*. Серія: Біологія, № 1(12). 115 с. .

56. Лебедева Г.Д. (1968). Влияние Стабильного и радиоактивного стронция на пресноводные организмы. *Гидробиологический журнал*. №4, 3–11.

57. Мальцев В. І., Карпова Г. О. (2011). Визначення якості води методами біоіндикації. Київ: *Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, ІНЕКО Національного екологічного центру України*, 112 с.

58. Макарова, Т. К., & Коломойцева, К. К. (2020). *Аналіз антропогенного впливу на р. Самара*. Матеріали міжнародної науково-практичної інтернет-конференції «Сучасний стан та перспективи розвитку меліорації земель» : Дніпро: ДДАЕУ, 90 с.

59. Маренков, О. М., Голобородько, К. К., Воронкова, Ю. С., Горбань, В. А. (2017). Особливості гістологічної адаптації мармурових раків *Procambarus fallax f. virginalis* (Decapoda) до різних концентрацій кадмію в умовах модельного експерименту. *Ecology and noospherology*, 28(3–4), 37–44.

60. Межжерин С. В. Жалай Е. И., Костюк В. С. (2012). Особенности аллозимной изменчивости в популяциях длиннопалых раков (*Pontastacus Bott*, 1950) в пределах Украины. *Науковий вісник Ужгородського університету*, 32, 140–144.

61. Межжерин С. В., Костюк В. С., Жалай Е. И. (2012). Аллозимные и морфологические доказательства реальности двух симпатрических видов пресноводных раков в пределах *Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) (Decapoda: Astacidae). *Доповіді Національної Академії наук України*, 9, 131–135.
62. Межжерин, С. В., Костюк, В. С., & Жалай, Е. И. (2011). Современное распространение, морфологическая изменчивость и диагностика широкопалого рака *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) (Decapoda: Astacidae) в Украине. *Природничий альманах. Серія: Біологічні науки*, (16), 93–100.
63. Межжерин, С. В., Костюк, В. С., & Жалай, Е. И. (2012). Особенности генетической структуры популяций и морфологическая изменчивость популяций речных раков *Astacus Fabricius*, 1775 Юго-Востока Украины. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*, 33, 133–136.
64. *Методика відбору проб с.-г. продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів.* (1997). Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України. Київ, 3–14.
65. Мухіна О. Ю., Антоненко О. В. (2016). *Зоологія безхребетних.* Харків, ХНПУ імені Г.С. Сковороди, 148 с.
66. *Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)* (1997). Державні гігієнічні нормативи. К.: Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 121 с.
67. Обухов, Є. В. (2017). Оцінка комплексного використання водних ресурсів Каховського водосховища за 60 років експлуатації. *Економіка України*, (1), 31–40.
68. Панчишний М. О., Бородін Ю. М., Рокитянський А. Б. (2016). Продуктивні показники та стійкість рака річкового довгопалого (*astacus leptodactylus esch.*) в умовах штучного вирощування. *Проблеми зооінженерії та ветеринарної медицини*, 32 (1), 258–265.

69. Параняк, Р. П., Васильцева, Л. П., & Макух, Х. І. (2007). Шляхи надходження важких металів в довкілля та їх вплив на живі організми. *Біологія тварин*, 9(1-2), 83–89.

70. Пінкіна, Т. В. (2004). *Вплив хлориду цинку на розмноження та розвиток ставковика озерного (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Lymnaeidae)*. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук.

71. Положення про Комітет з питань етики (біоетики) / (Нормативний документ Міністерства освіти, науки, молоді та спорту України. Наказ від 19.11.2012 № 1287): Нормативно-правова база Міністерства освіти і науки України (офіційний веб-сайт) [Електронний ресурс] / Режим доступу до документу: <http://www.mon.gov.ua/ua/activity/63/64/normativno-pravova-baza/>.

72. Пономаренко, І. В., & Бойко, Д. Ю. (2018). Методичні засади використання кластерного аналізу. *Східна Європа: економіка, бізнес та управління*. 5(16), 177–185.

73. Приседський, Ю. Г. (1999). *Статистична обробка результатів біологічних експериментів*. Донецьк, Юго-Восток, 210 с.

74. Рабченюк, О. О., Хоменчук, В. О., & Курант, В. З. (2016). Ферум у водних екосистемах: форми знаходження, біологічне значення та токсичність для риб. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія*, (3–4), 107–119.

75. Свіренко Д. О. (1929) Дніпропетровська Гідробіологічна станція та її науково-дослідча робота. *Вісник Дніпропетровської Гідробіологічної Станції*,. Т. I, 3–7.

76. Сидорак, Р. В (2022) *Вплив браконьєрського лову на стан популяції річкових раків у водоймах України*. Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів: Міжнар. наук.-практ. конф. : матер. Київ : ПРО ФОРМАТ. С. 18-19.

77. Сидорак, Р. В. (2023). *Охорона та відновлення популяції білого дністровського рака (Pontastacus eichwaldi bessarabicus Brodsky, 1967) в*

Україні. Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів: V Міжнар. наук.-практ. конф., м. Київ, с. 8-9

78. Скиба, О. О., Береза, В. І., Долецький, С. П., Голопура, С. І., & Цвіліховський, М. І. (2005). Порухення обміну речовин у тварин під впливом екологічних чинників. *Вісник аграр. науки*, (4), 53–55.

79. Стадниченко, А. П., Мельниченко, Р. К., Янович, Л. М., Киричук, Г. Є., & Житова, О. П. (2002). Роль молюсків у розподілі радіонуклідів у водних екосистемах. *Вісник Житомирського державного університету імені Івана Франка*, (10), 188–192.

80. Старобогатов Я.И. (1975) Пресноводные малакофауны Вост. Европы, их расселение и некоторые моменты позднекайнозойской истории гидрографической сети. В кн.: *Актуальные вопросы зоогеографии*. Кишинев: Штиинца, 213–214.

81. Стародубцев, В. М., & Богданець, В. А. (2010). Динаміка ареалів гідроморфних ландшафтів у верхів'ї Дніпродзержинського водосховища. Електронний журнал «*Наукові доповіді НУБіП України*».–2010-2 (18).

82. Стародубцев, В. М., Богданець, В. А., Яценко, С. В., & ТОМЧЕНКО, О. (2010). Формування дельтових ландшафтів у верхніх водосховищах дніпровського каскаду. *Наукові доповіді НУБіП*, 5, 15–27.

83. Стась М.М., Колесник, В. І. (2016). Гідроекологічна оцінка якості води Дніпровського водосховища. *Питання біоіндикації та екології*, 21(1–2), 87–98.

84. Столяр, О. Б. (2004). Роль металотіонеїнів в детоксикації йонів міді, цинку, марганцю та свинцю в організмі прісноводних риб і молюсків (Дисертація доктора біологічних наук, Інститут біології тварин УААН).

85. Євтушенко М.Ю., Дудник С.В., Глєбова Ю.А. (2011). Акліматизація гідробіонтів. К.: Аграрна освіта, 240 с.

86. Ульман, Е. Ж. (2009). Біологічний стан популяції раків у Київському водосховищі. *Рибогосподарська наука України*, (3), 39-42.

87. Федий С. П. (1970). *Влияние шахтных вод на водоемы бассейна реки Самары Днепровской*. Матер. 2-й Всесоюзной научной конференции по вопросам водной токсикологии. Баку: ЭЛМ
88. Федоненко О.В., Єсіпова Н.Б., Шарамок Т.С., Ананьєва Т.В., Яковенко В.О., Жежеря В.А. (2009). *Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах*. Дніпропетровськ, Видавництво ДНУ, 232 с
89. Федоненко, О. В., & Ніколенко, Ю. В. (2019). Характеристика фітопланктону Запорізького водосховища за період існування (огляд). *Рибогосподарська наука України*, (2), 21–41.
90. Федоненко, О. В., Осіпова, Н. Б., Шарамок, Т. С., & Маренков, О. М. (2010). Гідроекологічний стан Каховського водосховища. *Питання біоіндикації та екології*. Запоріжжя: ЗНУ, 214–222.
91. Федоненко, О. В., Філіппова, Є. В., Шарамок, Т. С. (2008). Оцінка рівня забруднення Запорізького водосховища важкими металами за допомогою макрофітів. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*, 24, 100–103.
92. Харитонов, М. М., Бабенко, М. Г., Ситник, С. А., Маслікова, К. П. (2019). Екологічна оцінка якості води річки Самоткань у районі видобутку поліметалічних руд. *Agrology*. 2, 22–26.
93. Хендель, Н. В. (2013). Регламентація проведення експериментів над тваринами: міжнародні та національні правові стандарти. *Укр. часопис міжнар. права: наук.-практ. журн., Спец. вип.: Міжнародно-правові стандарти поводження з тваринами та їх захисту і практика України*, 71–74.
94. Христов, О. О., & Кочет, В. М. (2007). Динаміка формування іхтіофауни Самарської затоки під впливом факторів різного походження. *Biosystems Diversity*, 1(15), 35.
95. Цукерзис, Я. М. (1989). *Речные раки*. Вильнюс: Мокслас. 140 с
96. Чала, І. В. (1995). *Вплив міді, кобальту і йоду на накопичення та виведення цезію-137 і деякі біохімічні показники у корів при тривалій дії низьких*

доз радіації. Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. Наук. Харків., 24 с.

97. Черкашин, С. А., & Блинова, Н. К. (2010). Влияние тяжелых металлов на выживаемость ракообразных (обзор). *Гидробиологический журнал*, 46(4), 84–96.

98. Чмиленко Ф.О., Деркач Т.М. (2002). *Методи атомної спектроскопії: атомноабсорбційний спектральний аналіз*. Дн-ск:РВВ ДНУ, 120 с.

99. Чуйко, Д. В. (2022). *Екологічні наслідки бойових дій для сільського господарства та навколишнього середовища України*. Перспективи виробництва біосировини енергетичних культур на рекультивованих землях: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. Дніпро: ДДАЕУ, 235 с.

100. Шарамок, Т. С., & Бегіян, А. П. (2021) *Оцінка стану гідроекосистеми Кам'янського водосховища за показниками зообентоса*. In The XV International Science Conference «Trends in the development of science and practice», December 27–29, Madrid, Spain. 436 p.

101. Шарамок, Т. С., Федоненко, О. В., Курченко, В. О., & Ніколенко, Ю. В. (2019). Гідроекологічна оцінка Запорізького водосховища. *Питання біоіндикації та екології*, 24(2), 137-149.

102. Шевченко, С. М., & Кирилюк, О. І. (2023). Вплив антропогенних факторів на особливості формування іхтіофауни Дністровського водосховища. Подільські читання *Комунікаційні стратегії для реалізації геоекологічних ініціатив та проєктів*, 79.

103. Шимкевич В.М., (1886). *Некоторые наблюдения над развитием Astacus leptodactylus*. Изв. Император. общ-ва любит. естествозн., антропологии и этнографии, 1, 1.

104. Abrahamsson S. (1972) Fecundity and growth of some populations of *Astacus astacus* Linne in Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Ras. Drottningholm*, N 52, p. 23–37



105. Ahmed, S., Uddin, M. F., Hossain, M. S., Jubair, A., Islam, M. N., & Rahman, M. (2023). Heavy metals contamination in shrimp and crab from southwest regions in Bangladesh: Possible health risk assessment. *Toxicology Reports*, 10, 580–588.
106. Aksu, O., Adiguzel, R., Demir, V., Yildirim, N., Danabas, D., Seker, S., ... & Ates, M. (2014). Temporal changes in concentrations of some trace elements in muscle tissue of crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823), from Keban Dam Lake. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, vol. 2014.
107. Aydın, H., & Dilek, M. K. (2004). Effects of different water temperatures on the hatching time and survival rates of the freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* (Esch., 1823) eggs. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 4(2).
108. Bott R. (1950) *Die Flusskrebse Europas* (Decapoda, Astacidae). Senckenberg, Naturforsch. Gesel., Abh. 483, S. 36.
109. Brown, P. B. (1995). Physiological adaptations in the gastrointestinal tract of crayfish. *American Zoologist*, 35(1), 20–27.
110. Council Directive 2010/63/EU of 22 September 2010 on the protection of animals used for scientific purposes. Official Journal of the European Communities. – 2010. – L 276. – P. 33–79.
111. Crandall, K. A., & Buhay, J. E. (2008). Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae—Decapoda) in freshwater. *Freshwater animal diversity assessment*, 295–301.
112. Đuretanović, S., Jaklič, M., Milošković, A. et al. (2017) Morphometric variations among *Astacus astacus* populations from different regions of the Balkan Peninsula. *Zoomorphology*. 136, 19–27.
113. Eastwood, A. B., Franzini-Armstrong, C., & Peracchia, C. (1982). Structure of membranes in crayfish muscle: comparison of phasic and tonic fibres. *Journal of Muscle Research & Cell Motility*, 3, 273–294.

114. Erkan, M., Tunalı, Y., Sancar-Bas, S. (2009) Male reproductive system morphology and spermatophore formation in *Astacus leptodactylus* (Decapoda: Astacidae). *Journal of Crustacean Biology*, №29(1), 42–50 .
115. Fedorovych, Y. I., Muzhenko, A. V., & Sliusar, M. V. (2021). Correlation of Chemical and Physical Water Parameters with Morphological Characteristics of Crayfish of Different Species. *Bulletin of Sumy National Agrarian University. The series: Livestock*, 4 (47), 165–170.
116. Fedotov, V. P. (2009). Systems of chemoperception in decapod crayfish. *Journal of evolutionary biochemistry and physiology*, 45, 1–26
117. Felgenhauer, B. E. (1992). Internal anatomy of the Decapoda: an overview. *Microscopic anatomy of invertebrates*, 10, 45–75.
118. Freire, C. A., Onken, H., & McNamara, J. C. (2008). A structure–function analysis of ion transport in crustacean gills and excretory organs. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 151(3), 272–304.
119. Fuller, N., Lerebours, A., Smith, J. T., & Ford, A. T. (2015). The biological effects of ionising radiation on Crustaceans: A review. *Aquatic toxicology*, 167, 55–67.
120. Fullmer C. S. (1992). Intestinal interactions of lead and calcium. *Neurotoxicology*, 13(4), 799–807.
121. Hamasaki, K., Osabe, N., Nishimoto, S., Dan, S., & Kitada, S. (2020). Sexual dimorphism and reproductive status of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Zoological studies*, 59.
122. Holdich D. M. (2002) Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 367, 611–650.
123. Holdich D. M., Reeve I. D. (1991). Alien crayfish in British waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 1(2), 139–158.
124. Holdich, D. M. (2003). Crayfish in Europe—an overview of taxonomy, legislation, distribution, and crayfish plague outbreaks. *Management & conservation of crayfish*, 15–34.

125. Holdich, D. M. (Ed.). (2002). *Biology of freshwater crayfish*. Oxford: Blackwell Science, Vol. 22.
126. Horton H. Hobbs (2002). Biology of Freshwater Crayfish, *Journal of Crustacean Biology*, 22(4), 969 p.
127. Hubanova, N. L. (2019). Formation of Zoobenthos in Different Areas of the Dniprosvke (Zaporizke) Reservoir. *Agrology*, 2(3), 156–160
128. Huxley, T. H. (1880). *The crayfish; an introduction to the study of zoology*. Kegan Paul, Trench, Trübner & CO., LT, London.
129. Jeffrey, P. D., & Treacy, G. B. (1980). Hemocyanin from the Australian freshwater crayfish *Cherax destructor*. Oxygen binding studies of major components. *Biochemistry*, 19(23), 5428–5433.
130. Karaman M.(1962) *Ein Beitrag zur Systematik der Astacidae(Decapoda)*. *Hydrobiologia* 22 N ½, 173–191.
131. Kawai, T. (2012). Morphology of the mandible and gill of the Asian freshwater crayfish *Cambaroides* (Decapoda: Cambaridae) with implications for their phylogeny. *Journal of Crustacean Biology*, 32(1), 15–23.
132. Larimer, J. L., & Kennedy, D. (1969). The central nervous control of complex movements in the uropods of crayfish. *Journal of Experimental Biology*, 51(1), 135–150.
133. Lovrenčić, L., Ferrón, H. G., Grbin, D., & Maguire, I. (2022). Insight into the noble crayfish morphological diversity: a geometric morphometric approach. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (423), 9.
134. Mason, J. C. (1970). Copulatory behavior of the crayfish, *Pacifastacus trowbridgii* (Stimpson). *Canadian Journal of Zoology*, 48(5), 969–976
135. McLay, C. L., van den Brink, A. M., Longshaw, M., & Stebbing, P. (2016). *Crayfish growth and reproduction. Biology and ecology of crayfish*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 62–116.
136. Mumford S., Heidel J., Smith C., Morrison J., Macconnell B., Blazer V. (2007). Fish Histology and Histopathology 4th Edition. *US Fish & Wildlife Service*. West Virginia, 357

137. Nikolenko, Y. V., & Fedonenko, O. V. Ecological Assessment of the Zaporizke (Dniprovske) Reservoir. *Scientific Reports of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine.*, 4 (92).
138. Ortmann A.(1902) *The geographical distribution of the fresh-water decapods and its bearing upon ancient geography*. Proc.Amer.Philos.Soc. 41, 267–400
139. Ramos, R. J., Tadokoro, C. E., de Carvalho Gomes, L., & Leite, G. R. (2021). Efficiency in heavy metal purge in crustaceans during the ecdysis. *Environment, Development and Sustainability*, 23(10), 14878–14907.
140. Reynolds, J. D. (2002). Growth and reproduction. *Biology of freshwater crayfish*, 152–191
141. Roljić, R., Nikolić, V., & Savić, N. (2019). Morphological variability and sexual dimorphism of danube crayfish *Pontastacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 from the Vrbas River. *Water Research and Management*, 9(2), 27–32.
142. Rudolph, E., Colihueque, N., & Yanez, M. (2016). Morphological and genetic analysis in morphologically divergent river and lake specimens of the freshwater crayfish *Samastacus spinifrons* (Philippi, 1882)(Decapoda, Parastacidae). *Crustaceana*, 89(8), 877–899
143. Scharff K.F. (1911) *Distribution and origin of Life of America* – London
144. Scudamore, H. H. (1948). Factors influencing molting and the sexual cycles in the crayfish. *The Biological Bulletin*, 95(2), 229–237.
145. Sharamok, T., Ananieva, T., & Fedonenko, O. (2017). Environmental status of Kam'yanske reservoir (Ukraine). *Ekológia (Bratislava)*, 36(3), 281–289.
146. Shields, J. D., & Boyd, R. A. (2014). *Atlas of lobster anatomy and histology*. Special Papers in Marine Science No. 9, Virginia Institute of Marine Science, The College of William & Mary.
147. Smirnov, N. N., & Elías-Gutiérrez, M. (2011). Biocenotic characteristics of some Yucatan lentic water bodies based on invertebrate remains in sediments. *Inland Water Biology*, 4, 211–217.

148. Simmons, J. W., & Fraley, S. J. (2010). Distribution, status, and life-history observations of crayfishes in western North Carolina. *Southeastern Naturalist*, 9(3), 79–126.
149. Soto, I., Ahmed, D. A., Beidas, A., Oficialdegui, F. J., Tricarico, E., Angeler, D. G., ... & Haubrock, P. J. (2023). Long-term trends in crayfish invasions across European rivers. *Science of the Total Environment*, 867, 161537.
150. Souty-Grosset C., Holdich D. M., Noël P. Y., Reynolds J. D. & haffner p. (eds) (2006). *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 187 p.
151. Souty-Grosset, C. Noël, P. Y et. al. (2006). Systematics and phylogeny of freshwater crayfish, with particular reference to historical biogeography of Europe. *Atlas of crayfish in Europe*, 11–23.
152. Taylor, C. A. Taxonomy and conservation of native crayfish stocks. *Biology of freshwater crayfish*, 2001.
153. Tkachenko, E., Skalsky, A., Bugai, D., Lavrova, T., Protsak, V., Kubko, Y., ... & Zanoz, B. (2020). Monitoring of man-made pollution of underground and surface waters in the zone of influence of uranium tailings of the Prydniprovsk Chemical Plant (Kamyanske). *Geological journal*, (3), 17–35.
154. To, T. H., Brenner, T. L., Cavey, M. J., & Wilkens, J. L. (2004). Histological organization of the intestine in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Acta Zoologica*, 85(2), 119–130.
155. Ulikowski, D., & Krzywosz, T. (2006). Impact of food supply frequency and the number of shelters on the growth and survival of juvenile narrow-clawed crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch.). *Fisheries & Aquatic Life*, 14(2), 225–241.
156. Üniş, Ç., Erkan M. (2012). Morphology and development of the female reproductive system of *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) (Decapoda, Astacidae). *Turkish Journal of Zoology*. 36, 775–784.
157. Usio, N., & Townsend, C. R. (2004). Roles of crayfish: consequences of predation and bioturbation for stream invertebrates. *Ecology*, 85(3), 807–822.

158. Van Straelen V.(1928) *On fossil freshwater Crayfish from eastern Mongolia*. Bull.Geol.Soc.China.
159. Varol, M., & Sünbül, M. R. (2018). Biomonitoring of trace metals in the Keban Dam Reservoir (Turkey) using mussels (*Unio elongatulus eucirrus*) and crayfish (*Astacus leptodactylus*). *Biological trace element research*, 185(1), 216–224.
160. Volkova, O., Belyaev, V., Pryshlyak, S., & Skyba, V. (2021). Parameters of <sup>137</sup>Cs specific activity changes in the fish from the Kiev water reservoir. *Šaćira Mandal, Adlija Čaušević, Sabina Semiz, Plasma leptin concentrations and lipid*, 261.
161. Vyshnevskiy, V. I., & Demianov, V. V. (2021). Specifying the parameters of the Kamianske Reservoir. *Land Reclamation and Water Management*, (1), 33–38.
162. Westhoff, J. T., Rabeni, C. F., & Sowa, S. P. (2011). The distributions of one invasive and two native crayfishes in relation to coarse-scale natural and anthropogenic factors. *Freshwater Biology*, 56(12), 2415–2431.
163. Yazicioglu, B., Reynolds, J., & Kozák, P. (2016). Different aspects of reproduction strategies in crayfish: A review. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 417, 33.

## ДОДАТОК А

### ДОВІДКА ПРО УЧАСТЬ У НДР

Україна  
Міністерство освіти і науки України  
Дніпровський національний  
університет імені Олеся Гончара  
02066747  
49045, м. Дніпро, просп. Науки, 72  
тел.: (056) 374-98-01, 374-98-22

#### Довідка

р/р \_\_\_\_\_  
у \_\_\_\_\_ перелік загальноуніверситетських науково-дослідних робіт, наукових грантів  
№ \_\_\_\_\_  
На № \_\_\_\_\_ та стипендій за якими працював Боровик Іван Ігорович.

1. НДР «Екологічні засади раціонального ресурсовикористання та розвитку агропромислового комплексу Придніпров'я в галузі аквакультури, рибництва та рибальства» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100445).
2. НДР «Дослідження якості рибної продукції в умовах водойм Придніпровського регіону» (2019–2021 рр., № держреєстрації 0119U100098);
3. НДР «Сучасні біоперешкоди і розробка нових екологічно безпечних методів біомеліорації водних екосистем штучних водойм стратегічного призначення» (2021–2023 рр., № держреєстрації 0121U108051).

В.о. першого проректора



Валентина СІЛІЧ-БАЛГАБАЄВА



## ДОДАТОК Б

## ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

## ПОГОДЖЕНО

Проректор з наукової роботи Дніпровського  
національного університету імені Олеся  
Гончара

 Олег МАРЕНКОВ

«20» лютого 2024 р.

## ЗАТВЕРДЖЕНО

В.о. проректора з науково-педагогічної  
роботи Дніпровського національного  
університету імені Олеся Гончара

 Наталія ГУК

«20» лютого 2024 р.

## АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи, поданої на здобуття ступеня  
доктора філософії Боровика І.І. «Біолого-екологічна характеристика  
десятиногих раків (Decapoda) водойм Придніпров'я» в освітній процес  
Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара

1. 19 лютого 2024 року вчена рада біолого-екологічного факультету у складі 16 осіб заслухала повідомлення аспіранта Боровика Івана Ігоровича про результати наукового дослідження та їх використання в освітньому процесі кафедри загальної біології та водних біоресурсів – протокол №8 від 19.02.2024 р.

## 2. Стисла характеристика дослідження:

Встановлено, що гонади раків характеризуються асинхронним розвитком та перебувають у стадіях С, D, E, F, при цьому значна кількість ооцитів знаходилась у фазі розвитку С. Діаметр ооцитів у фазі D переважно сягав  $195,72 \pm 12,43$  мкм, а площа –  $38,21$  тис. мкм<sup>2</sup>. Ядро мало діаметр  $48,14 \pm 1,44$  мкм. У фазах E розмір ооцитів сягав діаметру –  $259,24 \pm 76,18$  мкм при площі  $52,85 \pm 5,76$  тис. мкм<sup>2</sup>.

Упродовж фази D діаметр вакуолей складав  $18,45 \pm 0,86$  мкм. У фазі E діаметр вакуолей збільшувався до  $26,55 \pm 1,24$  мкм, і вже у перехідній фазі E–F вакуолі масово зливалися, при цьому окремі вакуолі, що не зливалися мали діаметр  $25,22 \pm 1,12$  мкм. При термінальній стадії F ооцити досягали дефінітивних розмірів та були готові до овуляції. Ікринки у середньому мали розміри  $2600 \pm 0,093$  мкм у діаметрі.

Перебіг сперматогенезу у самців річкового рака характеризувався синхронним розвитком статевих клітин. Завдяки аналізу зрізів встановлено, що площа сперматоцитів становила  $43,14 \pm 0,74$  мкм<sup>2</sup>, а їх діаметр  $7,14 \pm 0,23$  мкм<sup>2</sup>. У свою чергу ядра сперматоцитів сягали розмірів  $21,64 \pm 0,35$  мкм<sup>2</sup> при діаметрі  $5,24 \pm 0,02$  мкм.

Вперше установленні рівні накопичення важких металів та радіонуклідів у м'язовій тканині та карапаксах річкових раків *Astacus leptodactylus* Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ. Визначен вміст токсичних елементів, які підлягають контролю в продовольчій сировині і харчових продуктах згідно ГДК у раків Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ.

У м'язовій тканині *A. leptodactylus* Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ активно накопичувалися Zn, Fe та Cu. Це явище пояснюється інтенсивною акумуляцією в організмах риб елементів, які



беруть активну участь у перебігу фізіологічних процесів. У карапаксах раків найбільше акумулювались такі важкі метали як Mn, Pb, Co. Мінімальний вміст важких металів був встановлений для Cd. Встановлено, що показники Pb, Cu, Zn та Cd перевищують ГДК в м'язах раків Запорізького (Дніпровського) водосховища у 8, 6, 6,2 та 1,65 рази відповідно. Концентрація Pb, Cu, Zn та Cd у м'язах раків Кам'янського водосховища перевищує ГДК у 10, 7, 1,7 та 1,95 разів відповідно. Виявлено, що за рівнем активності радіонуклідів у м'язовій тканині декапод обох досліджуваних водойм належить  $^{40}\text{K}$ , у карапаксах –  $^{226}\text{Ra}$ ; активність  $^{90}\text{Sr}$  мінімальний у м'язах, а у карапаксах –  $^{226}\text{Ra}$ . Накопичення досліджуваних радіонуклідів в раках не перевищували ГДК для раків як харчового продукту.

### 3. Використання в освітньому процесу:

Результати дисертаційних досліджень впроваджено в освітній процес кафедри загальної біології та водних біоресурсів ДНУ за освітньою програмою «Системна біологія та гідробіоресурси» (спеціальність 091 Біологія та біохімія) при викладанні дисциплін «Радіобіологія», «Гідробіологія» та «Гістологія».

4. Відомості про впроваджені об'єкти інтелектуальної власності: опубліковано 2 фахові статті

1. Боровик І. І., Маренков О. М. (2023) Аналіз лінійно-вагових показників річкових раків (*Astacus*) у водоймах Дніпропетровської області. Біологія тварин, 25, 4, 37 – 44. <https://doi.org/10.15407/animbiol25.04.037> (фахова, категорія Б)

2. Корженевська П. О., Маренков О. М., Боровик І. І., Сондак В. В. (2023) Рівні накопичення важких металів та активності радіонуклідів у вузькопалих річкових раках (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Кам'янського та Запорізького (Дніпровського) водосховищ. Рибогосподарська наука України, 66 (4), 49–68. <https://doi.org/10.61976/fsu2023.04.049> (фахова, категорія Б)

### 5. Пропозиції ради

Запропоновано впровадити результати дисертаційної роботи Боровика Івана Ігоровича «Біолого-екологічна характеристика десятиногих раків (Decapoda) водойм Придніпров'я» в освітній процес Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара.

Голова вченої ради  
біолого-екологічного факультету,  
д.б.н., проф..



Олена СЕВЕРИНОВСЬКА

Завідувач кафедри загальної біології та  
водних біоресурсів, к. с-г.н., доц.



Тетяна ШАРАМОК

# А К Т

**впровадження результатів дисертаційної роботи Боровика Івана Ігоровича «Біолого-екологічна характеристика десятиногих раків (Decapoda) водойм Придніпров'я» в практичну діяльність Управління Державного агентства з розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм у Дніпропетровській області**

Даний акт засвідчує, що в результаті виконання договору про науково-технічне співробітництво між Дніпровським національним університетом імені Олеся Гончара (ДНУ) та Управлінням Державного агентства з розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм у Дніпропетровській області (Управління) (№9-18 від 19.10.2018 р.) наукові результати, які були отримані Боровиком І.І. при виконанні дисертаційного дослідження «Біолого-екологічна характеристика десятиногих раків (Decapoda) водойм Придніпров'я», впроваджені в практичну діяльність Управління.

Результати дисертаційних досліджень лягли в основу «Біологічного обґрунтування щодо термінів заборони на лов річкових раків у водних об'єктах пониззя Кам'янського водосховища, басейну Дніпровського (Запорізького) водосховища та верхів'я Каховського водосховища в період їх природного відтворення та першої линьки у 2023-2024 рр.», яке надано до Управління та впроваджені у роботу з метою збереження та раціонального використання популяцій раків.

Начальник Управління Державного агентства з розвитку меліорації, рибного господарства та продовольчих програм у Дніпропетровській області



Василь ВОЛКОВ

## ДОДАТОК В

### СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Боровика Івана Ігоровича

№ п/ п	Назва	Хар акте р робо ти	Вихідні дані	Обс яг	Співавтори
1	2	3	4	5	6
1	Аналіз лінійно-вагових показників річкових раків ( <i>Astacus</i> ) у водоймах Дніпропетровської області	Стат тя	Biol. Tvarin., (2023) 25 (4): 37–43. DOI: <a href="https://doi.org/10.15407/animbior25.04.037">https://doi.org/10.15407/animbior25.04.037</a>	7 стор інок	О.М. Маренков.
2	Перебіг гаметогенезу у вузькопалих річкових раків ( <i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz, 1823) в умовах водойм Придніпров'я	Стат тя	Ribogospod. nauka Ukr., (2023) 1(67): 142-158 DOI: <a href="https://doi.org/10.61976/fsu2024.01.142">https://doi.org/10.61976/fsu2024.01.142</a>	17 стор інок	О.М. Маренков.
3	Рівні накопичення важких металів та активності радіонуклідів у вузькопалих річкових раках ( <i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz, 1823) Кам'янського та Запорізького водосховищ.	Стат тя	Ribogospod. nauka Ukr., (2023) 4(66): 49-68 DOI: <a href="https://doi.org/10.61976/fsu2023.04.049">https://doi.org/10.61976/fsu2023.04.049</a>	20 стор інок	П.О.Корженевська. О.М. Маренков. В. В. Сондак.
4	Біологічні показники і промислова експлуатація основних видів риби і річкових раків Запорізького (Дніпровського) водосховища.	Стат тя	ScienceRise: Biological Science, (1 (38)), 17-30. DOI: <a href="https://doi.org/10.15587/2519-8025.2024.301412">https://doi.org/10.15587/2519-8025.2024.301412</a>	14 стор інок	О.М. Маренков. О.С.Нестеренко. М.О.Шмагайло. А.В. Гамолін, Н.О. Капшук.
5	Дослідження морфометричних характеристик широкопалого рака у Запорізькому водосховищі.	Тези	Science, practice and theory: The IV International Scientific and Practical Conference: proceed. Tokyo, Japan,(2022)P. 66—67.	2 стор інки	І. В. Дрегваль
6	Аналіз вилову річкового рака у водоймах України	Тези	Формування науки: стан і перспективи розвитку в умовах сьогодення. Матеріали II науково-практичної конференції, (Київ, 2024 22-23 березня) Одеса: Видавництво «Молодий вчений», 2024. 80 с. (31–34).	4 стор інки	О.М. Маренков

			(Київ, 2024 22-23 березня) Одеса: Видавництво «Молодий вчений», 2024. 80 с. (31– 34).		
7	Показники плодючості популяцій річкових раків водосховищ Придніпров'я New concepts, theoretical and practical problems in the field of agricultural sciences and food	Тези	International scientific conference. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2024. 76 pages (66-68). DOI <a href="https://doi.org/10.30525/978-9934-26-420-7-16">https://doi.org/10.30525/978-9934-26-420-7-16</a>	4 сторі нки	О.М. Маренков

Здобувач

  
підпис

(Борис І.І.)

Список завіряю:

Завідуючий кафедрою  
(відділом) або декан

Вчений секретар



(Маренко І.І.)

(Логаненко П.В.)