

ФІЗІОЛОГІЧНІ РЕАКЦІЇ *POECILIA RETICULATA* НА ПРИСУТНІСТЬ МІКРОПЛАСТИКУ В ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Бєдункова О.О. – д.б.н., професор,

Яхнюк А.О. – здобувач вищої освіти,

*Національний університет водного господарства та природокористування,
o.o.biedunkova@nuwm.edu.ua*

Глобальна проблема присутності мікропластику в світовому океані зумовлює посилений інтерес до реакцій живих організмів на його дію. Попри широке представлення даного питання в літературі, реакції прісноводних організмів лишаються менш дослідженими порівняно з морськими. Метою статі було відстеження та аналіз інтенсивності дихання та зміни ваги акваріумних риб *Poecilia reticulata* (Peters, 1859), як прояв фізіологічних реакцій організму на присутність мікропластику в водному середовищі. Тривалість експерименту становила 47 діб, впродовж яких були виокремлені: контрольний період утримування риб – за відсутності мікропластику в водному середовищі; адаптаційний період – за введенням до водного середовища часток мікропластику в дозі 0,05 г/дм³; екстремальні періоди 1 та 2 – додаткове введення часток мікропластику в дозі 0,05 г/дм³ при кожному з них. Годування, зважування та визначення інтенсивності дихання риб проводили в лабораторних умовах з дотриманням стандартів усіх процедур. Впродовж періоду експерименту, інтенсивність дихання риб мала помітне наростання після дози 0,1 г на 30 дм³ води, з максимальним значенням 0,24 мгО₂/г/дм³. Після збільшення дози до 0,15 г на 30 дм³ води було відмічено стрімке пониження інтенсивності дихання риб, з мінімальним значенням 0,01 мгО₂/г/дм³. Зниження середньої ваги та виживаності тест-об'єктів відмічалось упродовж другого екстремального періоду, що характеризувався тривалою дією підвищеної дози мікропластику в водному середовищі. Інтенсивність дихання риб мала поступове підвищення в адаптаційний та екстремальний періоди з наступним різким спадом наприкінці другого екстремального періоду. Зроблено припущення, що зафіксовані зміни фізіологічних реакцій *P. reticulata* є свідченням негативного впливу часток мікропластику на організм риб, які перебувають у забрудненій мікропластиком воді.

Ключові слова: тест-об'єкти, тест-реакції, інтенсивність дихання риб, вага риб.

Постановка проблеми. Зростаючою глобальною проблемою є присутність мікропластику в морських та прісноводних екосистемах. Негативні екологічні наслідки цього явища пов'язані, передусім, зі значною

бідоступністю пластикових часток, що викликає зміни в загальному фізіологічному стані гідробіонтів. У літературі повідомляється про численні випадки ідентифікації мікропластику в тканинах і органах водних тварин, починаючи від зоопланктону до ссавців. Не стали виключенням і організми різних видів риб, хоча питання є значно ширше висвітленим для морських видів, ніж для прісноводних.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідження пластикового забруднення водних екосистем, як правило зосереджені на джерелах, трансформаціях та екологічних наслідках дрібних частинок пластику в різних частинах світового океану. Часточки пластику розміром менше 5 мм, що отримали назву «мікропластик» зустрічаються в ґрунті, прісній та морській воді, підземних водах та донних відкладах, на пляжах, у водно-болотних угіддях, у повітрі та навіть у питній воді [1].

Існує два основних процеси, що призводять до появи мікропластику в водному середовищі: первинні та вторинні. Первинні процеси це безпосереднє потрапляння у водойми і моря деяких фрагментів мікро- і наночастинок пластику, що використовуються в споживчих товарах. Вони в значних кількостях надходять до водойм зі стічними водами. Наприклад, гранули, що входять до складу косметичних скрабів, промислові синтетичні абразиви тощо [2]. Згідно з відомими дослідженнями, основний механізм генерації мікропластика – це деструкція більших пластикових матеріалів [3]. Наприклад, прання синтетичного одягу та тканин може виділяти мікропластикові волокна у стічні води. Це було з'ясовано при проведенні досліджень, яке виявило, що одна поліестерова флісова куртка може виділяти мікрволокна у кількості до 1900 частинок за одне прання [4]. Такий мікропластик не піддається концентруванню та видаленню зі стічних вод. Через очисні споруди він виходить у великій кількості в незмінному стані та потрапляє до водного середовища [2]. Вторинне надходження мікропластику до водойм пов'язане з поверхневим стоком, зокрема через змив фарби для розмітки доріг, дрібних фрагментів автомобільних шин та іншого змету [5]. Крім того, вторинний мікропластик у вигляді частинок і волокон є результатом руйнування макроскопічного пластикового сміття, що є присутнє майже в усіх частинах світового океану [1]. Половина наявного пластику в водному середовищі зазнає деградації і розкладанню під дією ультрафіолетового випромінювання, а друга половина залишається в стабільній формі пластику, що не розкладається, а перетворюються саме на мікропластик [6].

Через свої дрібні розміри, мікропластик здатні проковтувати різні види гідробіонтів, у тому числі зоопланктон, безхребетні, риби, водоплавні птахи та морські ссавці, або ж він активно мігрує по трофічним ланцюгам. При потрапленні до організму мікропластик може порушувати подальшу

здатність до харчування, мати подразнюючий вплив на кишечник, викликати зміну фізіологічних процесів [7].

Відомі результати, які демонструють негативний вплив мікропластику на морський зоопланктон у Північно-Східній частині Атлантики. Так, використання методів біовізуалізації дозволило задокументувати ковтання, виділення та прилипання мікропластику до цілого ряду зоопланктону. За допомогою флуоресцентної мікроскопії було помічено, що тринадцять таксонів зоопланктону мають здатність поглинати гранули полістиролу розміром 1,7–30,6 мкм, при цьому поглинання залежить від таксонів та їх стадії розвитку. Після заковтування, копеподи виділяють фекальні гранули, що містять мікропластик. Також було помічено, що вплив мікропластику розміром 7,3 мкм на веслоногих *Centropages typicus* значно знижує їх харчування водоростями [8].

Було помічено, що норвезький омар *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) у морі Клайда також здатен заковтувати мікропластик. При цьому 83 % обстежених тварин у своїх шлунках містили нитки пластику. У 62 % досліджуваних тварин були виявлені щільно сплутані кульки пластикових ниток у шлунку [9].

Ще одне дослідження документує мікропластик у організмах 10 видів риб (5 пелагічних та 5 придонних). Зокрема, було досліджено 504 риби з Ла-Маншу, у 36,5 % з яких пластик виявився присутнім у шлунково-кишковому тракті. Так, зі 184 досліджених особин, середня кількість мікропластику на рибу становила $1,90 \pm 0,10$ часточок. Засобом спектроскопії всього було ідентифіковано 351 часточку пластику. При цьому, найбільш поширеними виявились часточки поліаміду (35,6 %) та напівсинтетичного целюлозного матеріалу віскози (57,8 %). Суттєвої різниці між кількістю пластику, спожитого пелагічними та донними рибами не помічалось. Тобто, дане дослідження демонструє, що ковтання мікропластику є звичайним явищем у відносно невеликих кількостях серед різних видів риб, незалежно від середовища існування [10].

У цілому треба відзначити, що кількість досліджень пов'язаних з проблемою впливу мікропластику на прісноводних тварин є значно меншою, порівняно з тваринами – мешканцями морського та океанічного середовища. Проте, тієї кількості наукових знань, які доступні на сьогодні є достатньо, щоб говорити про те, що вплив мікропластику має цілий ряд негативних фізіологічних наслідків для гідробіонтів. Найвідоміші з них представлені зниженням здатності до харчування, втратою запасів енергії та порушенням репродуктивної функції, що без сумніву може розцінюватись як стресові фактори та мати розширення спектру досліджень.

Формулювання цілей статті. Метою наших досліджень було відстеження та аналіз інтенсивності дихання та зміни ваги акваріумних риб

Poecilia reticulata (Peters, 1859), як прояв фізіологічної реакції організму на присутність мікропластику в водному середовищі.

Матеріали і методи дослідження. Тест-об'єкти – самок *P. reticulata*, що не мали ознак настання нерестового періоду утримували в акваріумі об'ємом 30 дм³ за щільності посадки 1 особина на 0,6 дм³ та примусової аерації води. Дослід тривав 47 діб – з 15 серпня по 01 жовтня. У період перших одинадцяти днів експерименту мікропластик у акваріум не вносили. Цей період було прийнято за контрольний. На 12 добу утримування тест-об'єкту до води акваріуму було введено 0,05 г мікропластику на 30 дм³ води. Ця кількість мікропластику в воді акваріуму залишалась до 5 вересня, що приймалось за адаптаційний період. Станом на 6 вересня до води додали ще 0,05 г мікропластику і таку ж дозу внесли 18 вересня. Спостереження від 6 вересня до 1 жовтня становили екстремальний період (рисунок 1). Тобто, всього за період експерименту до води акваріуму було додано 0,15 г на 30 дм³.

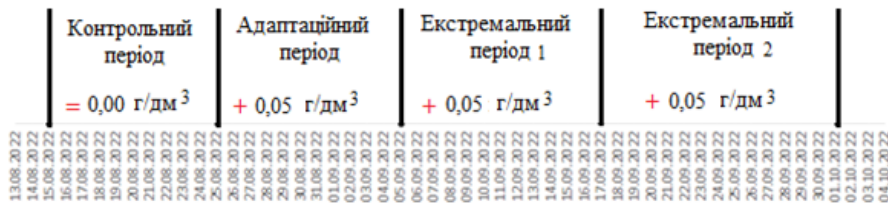


Рис. 1. Схема внесення мікропластику до акваріуму з тест-об'єктами

Риб годували сухим кормом (*Daphnia*) 1 раз на добу о 16 год.±10 хв. Щоранку о 10 год. ±30 хв. ми відсаджували риб до окремих ємкостей об'ємом 1 дм³, які заповнювали водою з того ж акваріума до самого верху і проводили визначення інтенсивності дихання риб, як тест-параметр впливу мікропластику на фізіологічні процеси риб. Визначення проводили окремо для кожної особини, тобто повторність експерименту становила n=5.

Для визначення інтенсивності дихання риб, у кожній ємкості на початку експерименту вимірювали вміст розчиненого у воді кисню. Потім ємкості закривали так щільно, щоб кисень з них не виходив і не надходив з повітря в лабораторії. Експозиція тривала не менше 90 хвилин. Після завершення експозиції ємкості відкривали і вимірювали вміст розчиненого в воді кисню повторно.

Визначення вмісту розчиненого у воді кисню при проведенні біотестування за інтенсивністю дихання риб проводили інструментальним методом за допомогою оксиметру Ezodo (Тайвань), що пройшов державну атестацію та повірку (свідоцтво ДП «Укрметртестстандарт» № 36-1/689).

Досліди з визначення інтенсивності дихання риб проводили при сталій температурі приміщення ($20 \pm 1,5$ °C). Об'єм води (V_o) визначали приведенням до нормальних умов з точністю до $0,01$ дм³:

$$V_o = \frac{V_t \cdot 273 \cdot P}{(273 + t) \cdot 760} \quad (1)$$

де: V_t – об'єм проби води, дм³; атмосферний тиск у приміщенні, де проводиться дослід, мм рт. ст.; t – температура повітря під час проведення дослідів, °C.

Піддослідну рибу обтирали фільтрувальним папером і зважували. По різниці концентрації кисню на початку і в кінці дослідів (з врахуванням об'єму ємкості) визначали інтенсивність дихання риб [11], що розраховували в міліграмах спожитого нею кисню на 1 г ваги (сирої), протягом 1 год.:

$$I = \frac{(C_i - C_o) \cdot V}{m \cdot t} \quad (2)$$

де: I – інтенсивність споживання кисню (дихання риб), мг/г/год.; C_i – вміст кисню на початку експозиції, мг/дм³; C_o – вміст кисню по закінченню експозиції, мг/г/дм³; V – об'єм колби, дм³; m – вага риби, г; t – тривалість експозиції, год.

Статистичну обробку та візуалізацію отриманих даних проводили з використанням прикладного програмного пакету Statistica 8.0 [12].

Результати досліджень. Однакові умови утримання та годівлі риб впродовж експерименту стали підставою для порівняння їх середнього приросту за періоди з різним вмістом мікропластику в водному середовищі їх перебування. Так, за контрольний період, середня вага піддослідних особин *P. reticulata* змінилась з $1,36 \pm 0,08$ г до $1,41 \pm 0,08$ г, тобто збільшилась на $0,05$ г, або $16,1$ % від початкової маси (рисунок 2).

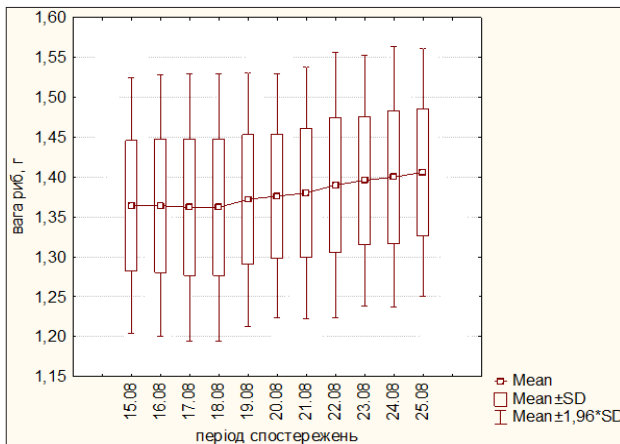


Рис. 2. Динаміка ваги *P. reticulata* в контрольний період експерименту

Утримування тест-об'єктів упродовж адаптаційного періоду, з вмістом часток мікропластику в воді на рівні $0,05 \text{ г/дм}^3$ позначилось на зміні середньої ваги риб від $1,41 \pm 0,07 \text{ г}$ до $1,48 \pm 0,06 \text{ г}$. Відповідно, вага піддослідних особин збільшилась на $0,07 \text{ г}$, що становило приріст біомаси риб на $4,9 \%$ від їх початкової ваги за цей період (рисунок 3).

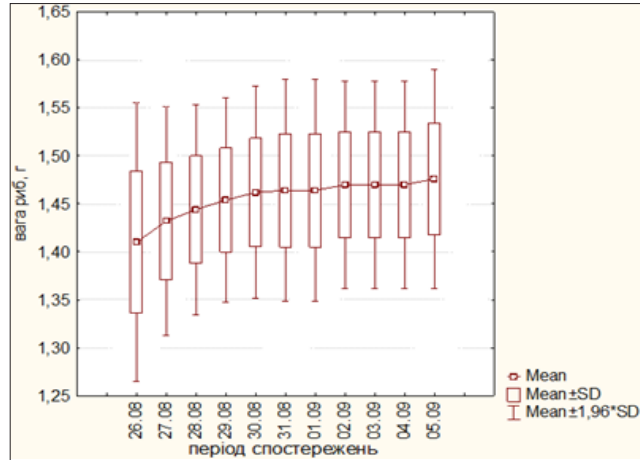


Рис. 3. Динаміка ваги *P. reticulata* в адаптаційний період експерименту

При повторному внесенні в воду часток мікропластику в кількості $0,05 \text{ г/дм}^3$ станом на 6 вересня, відколи почався перший екстремальний період експерименту, середня вага риби продовжувала зростати. Так, у кількісному вираженні вона змінилась з $1,48 \pm 0,06 \text{ г}$ до $1,53 \pm 0,05 \text{ г}$. Відповідно, вага піддослідних особин за перший екстремальний період збільшилась на $0,05 \text{ г}$, що свідчило про приріст біомаси риб на $3,4 \%$ від їх початкової ваги за цей період (рисунок 4).

Упродовж другого екстремального періоду середня вага тест-об'єктів змінилась від $1,53 \pm 0,05 \text{ г}$ до $1,49 \pm 0,04 \text{ г/дм}^3$. Тут варто зазначити, що за даний період відбулось зменшення чисельності тест-об'єктів з п'яти особин до трьох, через їх смертність. Проте, отримані результати зважування риб цього разу виявили зменшення їх ваги вперше за всю тривалість експерименту. Так, середня вага піддослідних особин за другий екстремальний період зменшилась на $0,04 \text{ г}$, що свідчило про зниження біомаси риб на $2,6 \%$ від їх початкової ваги за цей період (рисунок 5).

На початку експерименту в перші 11 діб (з 15 серпня по 25 серпня), інтенсивність дихання риб у середньому становила $0,05 \pm 3 \cdot 10^{-2}$. Мінімальні значення інтенсивності дихання риб були $0,01 \text{ мгO}_2/\text{г/дм}^3$, а максимальні $0,13 \text{ мгO}_2/\text{г/дм}^3$. Оскільки в цей період риба не мала впливу мікропластику, цей період розглядався як контрольний.

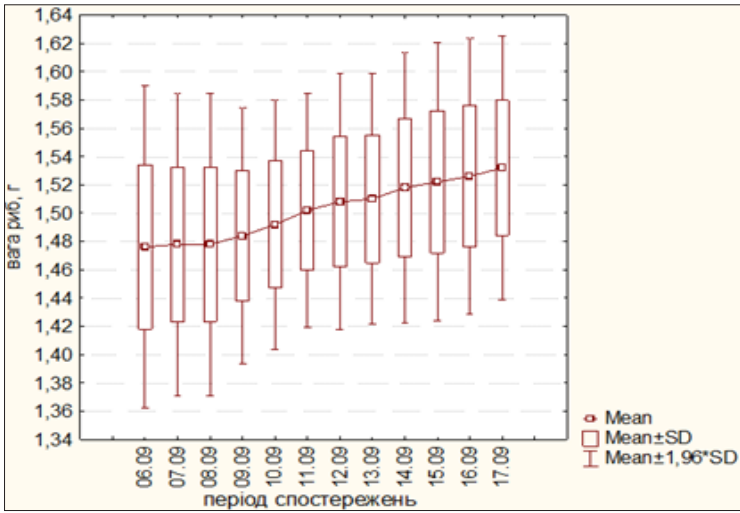


Рис. 4. Динаміка ваги *P. reticulata* в перший екстремальний період експерименту

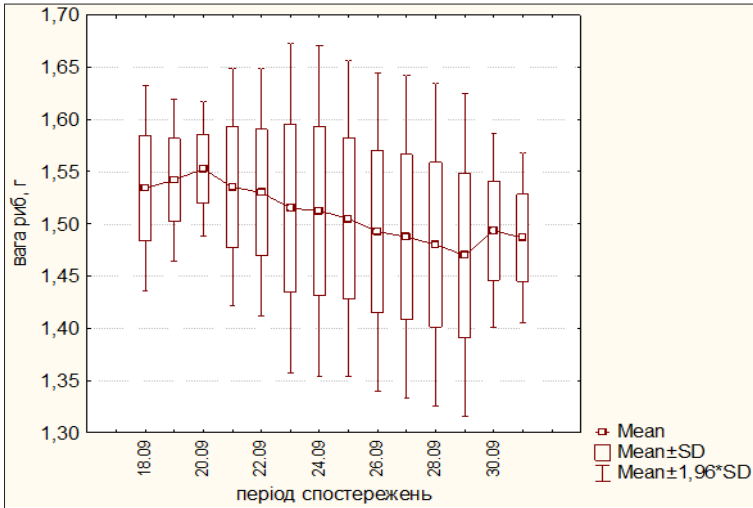


Рис. 5. Динаміка ваги *P. reticulata* в другий екстремальний період експерименту

У наступний адаптаційний період, до води було внесено $0,05 \text{ г/дм}^3$ мікропластику. Тобто, всього на 30 дм^3 акваріумної води додали $0,15 \text{ г}$ подрібненого мікропластику. У цей період, що тривав з 26 серпня по 5 вересня середня інтенсивність дихання риб становила $0,06 \pm 3 \cdot 10^{-2} \text{ мгO}_2/\text{г/дм}^3$. Мінімальні значення інтенсивності дихання риб були на рівні $0,01 \text{ мгO}_2/\text{г/дм}^3$, а максимальні $0,11 \text{ мгO}_2/\text{г/дм}^3$.

У наступний період, а саме другий екстремальний, до води акваріуму знову додавали мікропластик. Це було двічі по 0,05 г/дм³. Зокрема, 6 вересня було додано таку дозу і за період від 6 вересня до 17 вересня середня величина інтенсивності дихання риб становила $0,07 \pm 4 \cdot 10^{-2}$ мгО₂/г/дм³. Мінімальні значення інтенсивності дихання риб були на рівні 0,02 мгО₂/г/дм³, а максимальні 0,24 мгО₂/г/дм³. Наступна доза була внесена 18 вересня та в період з 18 вересня до 01 жовтня вересня середня величина інтенсивності дихання риб становила $0,06 \pm 3 \cdot 10^{-2}$ мгО₂/г/дм³. Мінімальні значення інтенсивності дихання риб були на рівні 0,01 мгО₂/г/дм³, а максимальні 0,12 мгО₂/г/дм³.

У цілому, аналіз динаміки інтенсивності дихання риб демонструє поступове підвищення в адаптаційний та екстремальний періоди з наступним різким спадом наприкінці екстремального періоду (рисунок 6).

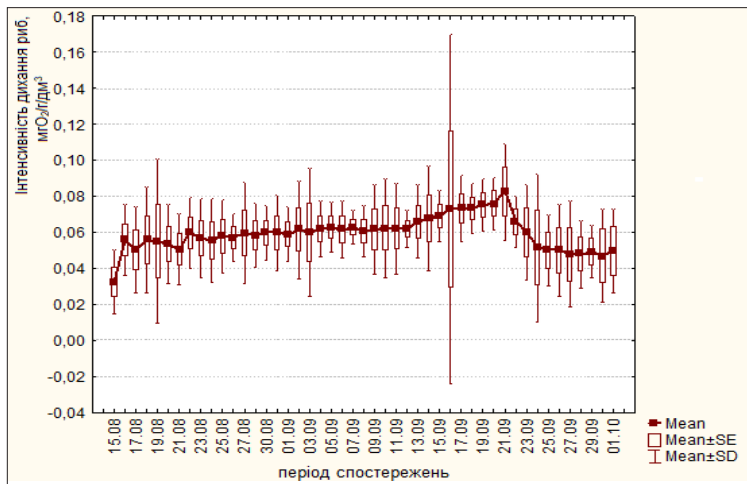


Рис. 6. Динаміка інтенсивності дихання *P. reticulata* за присутності в воді мікропластику

У середньому, величина інтенсивності дихання риб на кінець екстремального періоду мала рівні подібні до тих, що фіксувались в адаптаційний період. Очевидно, що зростання кількісного вираження даної фізіологічної реакції було пов'язано з присутністю в водному середовищі часток мікропластику, що могли потрапити до організму риби при заковтуванні корму, або процесу фільтрації води крізь зябровий апарат. Одночасно, було зафіксовано зниження середньої ваги та виживаності тест-об'єктів упродовж другого екстремального періоду, що дозволяє зробити припущення про фізіологічні зміни в організмі *P. reticulata* внаслідок негативного впливу часток мікропластику на організм риб.

Висновки. У модельних експериментах з акваріумними рибами *P. reticulata*, який тривав 47 діб, тест-об'єкти піддалися впливу мікропластику в сумарній дозі 0,15 г на 30 дм³ води. Збільшення концентрації часток мікропластику в середньому кожні 10 діб на 0,05 г, призводило до зміни тест-реакцій риб. Інтенсивність дихання риб мала помітне наростання після дози 0,1 г на 30 дм³ води, з максимальним значенням 0,24 мгО₂/г/дм³. Після збільшення дози до 0,15 г на 30 дм³ води було відмічено стрімке пониження інтенсивності дихання риб, з мінімальним значенням 0,01 мгО₂/г/дм³. Зниження середньої ваги та виживаності тест-об'єктів відмічалось упродовж другого екстремального періоду, що характеризувався тривалою дією підвищеної дози мікропластику в водному середовищі. Цілком ймовірно, що зафіксовані зміни фізіологічних реакцій *P. reticulata* є свідченням негативного впливу часток мікропластику на організм риб, що перебувають у забрудненій мікропластиком воді.

PHYSIOLOGICAL REACTIONS OF *POECILIA RETICULATA* TO THE PRESENCE OF MICROPLASTICS IN THE AQUATIC ENVIRONMENT

Biedunkova O.O. – Doctor of Biology, Professor,

Yakhniuk A.O. – graduate of the second level of higher education (master's degree),

National University of Water and Environmental Engineering,

o.o.biedunkova@nuwm.edu.ua

The global problem of the content of microplastics in the world's oceans leads to increased interest in the reactions of living organisms to the effects of microplastics. Despite the wide presentation of this issue in the literature, the reactions of freshwater organisms remain less studied compared to marine ones. The purpose of the study was to track and analyze the intensity of breathing and weight changes of aquarium fish *Poecilia reticulata* (Peters, 1859), as a manifestation of the body's physiological reactions to the presence of microplastics in the aquatic environment. The duration of the experiment was 47 days, during which the following were distinguished: a control period of keeping fish – in the absence of microplastics in the aquatic environment; adaptation period – after the introduction of microplastic particles in a dose of 0.05 g/dm³ into the water environment; extreme periods 1 and 2 – additional introduction of microplastic particles at a dose of 0.05 g/dm³ for each of them. Feeding, weighing and determining the intensity of respiration of fish were carried out in laboratory conditions in compliance with the standards of all procedures. During the experimental period, the intensity of respiration of fish had a noticeable increase after a dose of 0.1 g per 30 dm³ of water, with a maximum value of 0.24 mgO₂/g/dm³. After increasing the dose to 0.15 g per 30 dm³ of water, a sharp decrease in the intensity of fish respiration was noted, with a minimum value of 0.01 mgO₂/g/dm³. A decrease in the average weight and survival of the test objects was observed during the second extreme period, which was characterized by the long-term effect of an increased dose of microplastics in the

aquatic environment. The intensity of fish respiration had a gradual increase during the adaptation and extreme periods, followed by a sharp decline at the end of the second extreme period. It is assumed that the recorded changes in the physiological reactions of *P. reticulata* are evidence of the negative impact of microplastic particles on the body of fish that are in microplastic-contaminated water.

Key words: test objects, test reactions, fish respiration intensity, fish weight.

ЛІТЕРАТУРА

1. Huang W., Song B., Liang J., Niu Q., et al. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*. 2020. P. 124187.
2. Qaiser Z., Aqeel M., Sarfraz W., Rizvi Z. F., et al. Microplastics in wastewaters and their potential effects on aquatic and terrestrial biota. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2023. P. 100536.
3. Stapleton M. J., Ansari A. J., Ahmed A., Hai F. I. Evaluating the generation of microplastics from an unlikely source: The unintentional consequence of the current plastic recycling process. *Science of The Total Environment*. 2023. P. 166090.
4. Mondal M. I. H., Takebira U. M. Disperse dyes, temperature and yarn parameter's effect on microfibre shedding of polyester spun yarn. *Science of The Total Environment*. 2023. Vol. 903. P. 166854.
5. Sodré F. F., Arowojolu I. M., Canela M. C., Ferreira R. S., et al. How natural and anthropogenic factors should drive microplastic behavior and fate: The scenario of Brazilian urban freshwater. *Chemosphere*. 2023. Vol. 340. P. 139813.
6. Lin J., Yan D., Fu J., Chen Y., et al. Ultraviolet-C and vacuum ultraviolet inducing surface degradation of microplastics. *Water Research*. 2020. Vol. 186. P. 116360.
7. Vivekanand A. C., Mohapatra S., Tyagi V. K. Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives. *Chemosphere*. 2021. Vol. 282. P. 131151.
8. Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., et al. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47, no. 12. PP. 6646–6655.
9. Murray F., Cowie P. R. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62, no. 6. P. 1207–1217.
10. Lusher A. L., McHugh M., Thompson R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 67, no. 1–2. PP. 94–99.

11. Клименко М. О., Пилипенко Ю. В., Бедункова О. О., Конончук В. О. Інтенсивність дихання *Amatitlania nigrofasciata* за різних концентрацій токсикантів у модельних експериментах. *Біологічні студії*. Львів, 2017. Том 11. № 1. С. 147–160.
12. Герасименко С. С. Статистика: підручник. Київ : КНЕУ, 2000. 467 с.

REFERENCES

1. Huang W., Song B., Liang J., Niuet Q., et al. (2020). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment : A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*. P. 124187.
2. Qaiser Z., Aqeel M., Sarfraz W., Rizvi Z. F., et al. (2023). Microplastics in wastewaters and their potential effects on aquatic and terrestrial biota. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. P. 100536.
3. Stapleton M. J., Ansari A. J., Ahmed A., Hai F. I. (2023). Evaluating the generation of microplastics from an unlikely source: The unintentional consequence of the current plastic recycling process. *Science of The Total Environment*. P. 166090.
4. Mondal M. I. H., Takebira U. M. (2023). Disperse dyes, temperature and yarn parametre's effect on microfibre shedding of polyester spun yarn. *Science of The Total Environment*, Vol. 903. P. 166854.
5. Sodr  F. F., Arowojolu I. M., Canela M. C., Ferreira R. S., et al. (2023). How natural and anthropogenic factors should drive microplastic behavior and fate: The scenario of Brazilian urban freshwater. *Chemosphere*, Vol. 340. P. 139813.
6. Lin J., Yan D., Fu J., Chen Y., et al. (2020). Ultraviolet-C and vacuum ultraviolet inducing surface degradation of microplastics. *Water Research*, Vol. 186. P. 116360.
7. Vivekanand A. C., Mohapatra S., Tyagi V. K. (2021). Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives. *Chemosphere*, Vol. 282. P. 131151.
8. Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., et al. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, Vol. 47, no. 12, 6646–6655.
9. Murray F., Cowie P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 62, no. 6, 1207–1217.
10. Lusher A. L., McHugh M., Thompson R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 67, no. 1–2, 94–99.

11. Klymenko M. O., Pylypenko Yu. V., Biedunkova O. O., Kononchuk V. O. (2017). *Intensyvnist dykhannia Amatitlania nigrofasciata za riznykh kontsentratsii toksykaniv u modelnykh eksperymentakh* [Respiration of *Amatitlania Nigrofasciata* at the action of toxicants used at different concentrations in model experiments]. *Biologichni studii*, Tom 11, no. 1, 147–160. [in Ukrainian].
12. Herasymenko S. S. (2000) *Statystyka: Pidruchnyk* [Statistics: Textbook]. Kyiv: KNEU. [in Ukrainian].