

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ НА МОРФО-ФІЗІОЛОГІЧНІ ТА БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ ОКУНЯ (*PERCA FLUVIATILIS* LINNAEUS, 1758) В РІЗНІ СЕЗОНИ РОКУ

М. В. Причеп, prichepa1987@ukr.net, Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Мета. Вивчити зміну морфо-фізіологічних та біохімічних показників самиць окуня річкового за різних сезонів та за впливу антропогенного навантаження.

Методика. Відлов риб здійснювали з використанням гачкових знарядь лову. В роботі були визначені морфо-фізіологічні показники окуня річкового, зокрема гонадосоматичний індекс, гепатосоматичний індекс, індекс селезінки. Також було досліджено біохімічні показники: вміст білка, ліпідів, глікогену та малонового діальдегіду у тканинах.

Результати. Було розглянуто зміну морфо-фізіологічних (індекс печінки, індекс селезінки, гонадосоматичний індекс) та біохімічних (вміст глікогену, ліпідів та білка) показників у самиць окуня за надмірного антропогенного впливу. Значне зниження вмісту енергомістких сполук, зокрема глікогену, білка та жирів у печінці риб у весняний та осінній періоди, а також зростання вмісту малонового діальдегіду вказують на порушення швидкості процесів пластичного й енергетичного обміну у цій тканині. Зміна зазначеного показника підтверджує наявність несприятливих умов існування для окуня під час проведення досліджень. Водойма характеризується найбільшим антропогенним навантаженням на екосистему. В результаті цього додатково витрачаються енергомісткі сполуки, зокрема ліпідів та глікоген. Показано суттєву варіабельність індексу печінки у риб за надмірного антропогенного впливу. Цьому сприяла особливості накопичення та використання енергомістких сполук залежно від умов існування. Було показано вірогідно нижчі величини індексу селезінки у риб оз. Кирилівського порівняно з аналогічним показником з водосховища. Також було встановлено зниження гонадосоматичного індексу (ГСІ) у самиць окуня з антропогенно забрудненого оз. Кирилівське в 1,6 рази порівняно з рибами з умовно чистого водосховища. Це свідчить про напружене функціонування репродуктивної системи в умовах хронічного забруднення водойми. У тканинах печінки виявлено менший (на 43%) вміст білка у риб із оз. Кирилівського протягом усіх сезонів порівняно з окунем, виловленим у водосховищі. Це вказує на додаткове використання білкових сполук на адаптивні процеси. Різниця між досліджуваними вибірками риб за фізіолого-біохімічними та морфо-фізіологічними показниками доводить, що вони перебувають у суттєво відмінних екологічних та токсикологічних умовах. Погіршення умов існування спричиняє перевитрати енергомістких сполук, зокрема глікогену, білка та ліпідів.

Наукова новизна. Вперше представлені результати зміни морфо-фізіологічних та біохімічних показників самиць окуня річкового залежно від сезону та рівня антропогенного навантаження.

Практична значимість. Отримані результати можуть бути використані як критерії для оцінки фізіологічного стану окуня та екологічного стану окремого озера чи малого водосховища в цілому.

Ключові слова: окунь, самиця, морфо-фізіологічні показники, енергомісткі сполуки, адаптивна реакція, антропогенний вплив, метаболізм.



**EFFECT OF ANтропоГЕНIC POLLUTION OF WATERBODIES ON MORPHO-
PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF *PERCA FLUVIATILIS*
LINNAEUS, 1758 IN DIFFERENT SEASONS OF THE YEAR**

М. Prychepa, prichepa1987@ukr.net, Institute of Hydrobiology NANU, Kyiv

Purpose. To study the change in morphophysiological and biochemical parameters of perch females during different seasons and under the effect of human impact.

Methodology. Fish were caught with the use of hook and line gears. Morpho-physiological parameters of the perch, including gonadosomatic index, hepatosomatic index, spleen index were determined. The biochemical parameters were also determined including protein content, lipids, glycogen and malonic dialdehyde in tissues.

Findings. Changes in morpho-physiological (liver index, spleen index, gonadosomatic index) and biochemical (glycogen, lipid and protein content) parameters in perch females for under excessive human impact were examined. In this paper, only a part of the total amounts of results were presented. A significant decrease in the content of energy-intensive compounds, in particular glycogen, protein and fats in fish liver in spring and autumn periods, as well as an increase in the content of malonic dialdehyde indicates an impairment of the rate of processes of plastic and energy metabolism in it. The change in this parameter confirms the presence of unfavorable conditions for the perch during the study. This water body is characterized by the most significant human impact on the ecosystem. As a result, stored compounds such as lipids and glycogen are additionally used. A significant variability of the liver index in fish with excessive human impact was shown. This was due to the peculiarities of the accumulation and use of energy-intensive compounds depending on the conditions of existence. Significantly lower values of the spleen index were observed in fish from the Lake Kyrilovske compared with the same parameter of fish from the reservoir. A 1.6-fold reduction in the gonadosomatic index (GSI) in perch females from the artificially polluted Lake Kyrilovske compared with fish from conditionally clean reservoir was also observed. This indicates the intense functioning of the reproductive system in conditions of chronic pollution of the lake. The liver tissues showed lower (by 43%) protein content in fish from the Lake Kyrilovske during all seasons compared to the perch caught in the reservoir. This indicates an additional use of protein compounds for adaptive processes. A difference between the studied fish samples according to physiological, biochemical, and morphophysiological indicators proves that they are in significantly different ecological and toxicological conditions. The deterioration of living conditions causes over-expenses of energy-intensive compounds, in particular glycogen, protein and lipids.

Originality. For the first time, the results of changes in morphophysiological and biochemical parameters of perch females depending on the season and the level of human impact have been presented.

The practical value. The obtained results can be used as criteria for assessing the physiological state of the perch and the ecological state of an individual lake or small reservoir as a whole.

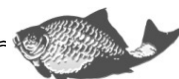
Key words: perch, female, morpho-physiological indices, energy-intensive compounds, adaptive reaction, human impact, metabolism.

**ВЛИЯНИЕ АНтропоГЕНIC ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМА НА МОРФО-
ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ И БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОКУНЯ
(*PERCA FLUVIATILIS* LINNAEUS, 1758) В РАЗНЫЕ СЕЗОНЫ ГОДА**

М. В. Причепя, prichepa1987@ukr.net, Институт гидробиологии НАН Украины,
г. Киев

Цель. Изучить изменение морфо-физиологических и биохимических показателей самок окуня речного в различные сезоны и при влиянии антропогенной нагрузки.

Методика. Отлов рыб осуществляли с использованием кружковых орудий лова. В



работе были определены морфо-физиологические показатели окуня речного, в частности гонадосоматический индекс, гепатосоматический индекс, индекс селезенки. Также были определены биохимические показатели: содержание белка, липидов, гликогена и малонового диальдегида в тканях.

Результаты. Были рассмотрены изменения морфо-физиологических (индекс печени, индекс селезенки, гонадосоматический индекс) и биохимических (содержание гликогена, липидов и белка) показателей у самок окуня при чрезмерном антропогенном воздействии. Значительное снижение содержания энергоемких соединений, в частности гликогена, белка и жиров в печени рыб в весенний и осенний периоды, а также рост содержания малонового диальдегида указывают на нарушение скорости процессов пластического и энергетического обмена в этой ткани. Изменение указанного показателя подтверждает наличие неблагоприятных условий существования для окуня во время проведения исследований. Водоем характеризуется наибольшей антропогенной нагрузкой на экосистему. В результате этого дополнительно расходуются энергоемкие соединения, в частности липиды и гликоген. Показана существенная вариабельность индекса печени у рыб при избыточном антропогенном воздействии. Этому способствовали особенности накопления и использования энергоемких соединений в зависимости от условий существования. Были показаны достоверно меньшие величины индекса селезенки у рыб оз. Кирилловского по сравнению с аналогичным показателем из водохранилища. Также было установлено снижение гонадосоматического индекса (ГСИ) у самок окуня из антропогенно загрязненного оз. Кирилловское на 1,6 раза по сравнению с рыбами из условно чистого водохранилища. Это свидетельствует о напряженном функционировании репродуктивной системы в условиях хронического загрязнения водоема. В тканях печени выявлено меньшее (на 43,3%) содержание белка у рыб из оз. Кирилловского в течение всех сезонов по сравнению с окунем, выловленным в водохранилище. Это указывает на дополнительное использование белковых соединений на адаптивные процессы. Разница между исследуемыми выборками рыб по физиолого-биохимическим и морфо-физиологическим показателям доказывает, что они находятся в существенно отличных экологических и токсикологических условиях. Ухудшение условий существования вызывает перерасход энергоемких соединений, в частности гликогена, белка и липидов.

Научная новизна. Впервые представлены результаты изменения морфо-физиологических и биохимических показателей самок окуня речного в зависимости от сезона и уровня антропогенной нагрузки.

Практическая значимость. Полученные результаты могут быть использованы в качестве критериев для оценки физиологического состояния окуня и экологического состояния отдельного озера или малого водохранилища в целом.

Ключевые слова: окунь, самка, морфо-физиологические показатели, энергоемкие соединения, адаптивная реакция, антропогенное воздействие, метаболизм.

ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМИ ТА АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Відомо, що зростання рівня урбанізації неминуче призводить до збільшення антропогенного впливу на водойми [1, 2]. Передусім це відображається на видовому розподілі гідробіонтів, а також може виступати в якості негативного чинника щодо структурно-функціональних показників їх угруповань [3]. Вивчення специфічних та загальних змін в їх організмі є одним із завдань на шляху до розробки критеріїв екологічного моніторингу водойм [4]. Риби (особливо хижаки), як кінцева трофічна ланка водних систем характеризуються здатністю накопичувати в собі цілий комплекс впливів чинників природного та антропогенного походження [5, 6]. Це робить їх чудовими моделями для



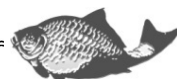
проведення моніторингових досліджень, зокрема це стосується тих показників, які б характеризували фізіологічний стан та якість середовища існування [4]. Як правило, мінливість абіотичних та біотичних чинників, зокрема, трофності водойм, вмісту розчиненого кисню, температури, у комплексі з антропогенним навантаженням сприяє змінам морфо-фізіологічних та біохімічних показників, що характеризують стан організму [7]. Сьогодні для оцінки якості водного середовища та його придатності для існування організмів все частіше застосовуються екоотоксикологічні методи, які останнім часом набувають більшої популярності серед вчених багатьох країн світу [8, 9]. Вони дозволяють за реакціями біоти, які виявляються на всіх рівнях організації, оцінити екологічний стан місця існування живих організмів [10, 11].

ВИДЛЕННЯ НЕВИРШЕНИХ РАНІШЕ ЧАСТИН ЗАГАЛЬНОЇ ПРОБЛЕМИ. МЕТА РОБОТИ

Враховуючи той факт, що антропогенне навантаження продовжує посилюватись, надалі слід очікувати погіршення екологічної ситуації навіть у відносно чистих за показниками якості води водних об'єктах. Саме тому пошуки та розробка наукових основ охорони природного різноманіття водних екосистем в умовах урбанізації сьогодні є надзвичайно актуальними [1]. Для оцінки наслідків антропогенного впливу на водойму важливо не тільки визначити вміст у ній тих чи інших токсичних сполук, але й встановити рівень їх впливу на біоту. Методи біоіндикації, що набули популярності останнім часом, досить чутливі, оскільки живий організм здатен сприймати нижчі концентрації токсикантів, ніж будь-який аналітичний датчик [9]. Нині значною мірою оцінку екологічного стану проводять за змінами видового та кількісного складу організмів макрзообентосу, фітопланктону, макрофітів. Проте вони дають лише поверхневу картину якості водного середовища. Для виявлення хронічної дії токсикантів на біоту необхідно використовувати зміни фізіологічного стану організмів із тривалим циклом розвитку, зокрема риб [4]. Для повнішого зображення картини екологічного стану водойми, важливу роль відіграє вибір модельних об'єктів для біомоніторингу. Доцільно використовувати ті види риб, які займають різні екологічні ніші, розділені таксономічно і мають широкі межі поширення [12]. Враховуючи біологічні особливості окуня річкового як активного пелагічно-придонного хижака, він є перспективним модельним об'єктом для проведення біомоніторингу якості води для водойм, що підлягають надмірному антропогенному навантаженню. Найбільшою мірою привертають увагу водойми, що мають рекреаційне та природоохоронне значення. Саме завдяки цьому можуть бути розроблені рекомендації щодо мінімізації наслідків антропогенного забруднення за умов мегаполісу. Тому метою роботи було вивчення змін морфо-фізіологічних та біохімічних показників окуня річкового за різних сезонів та за впливу антропогенного навантаження.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Для досліджень було обрано дві водойми, що суттєво різняться між собою за гідрохімічними та токсикологічними параметрами, які наведені у таблиці 1. Оз. Кирилівське (оз. Опечень верхнє) — водойма, яка розташована в густозаселеній ділянці м. Київ та зазнає періодичного і сезонного забруднення з боку промислових зон Куренівки та Сирця, зокрема нафтопродуктами, фенолами,



важкими металами [2, 13]. Іншою небезпекою для біоти в цій водоймі є значне накопичення донних відкладів у придонних шарах води. Це у подальшому сприяє вторинному забрудненню через накопичення амонійного азоту, неорганічного фосфору, марганцю й заліза, а також органічних речовин у придонному шарі води [13,14]. Білоцерківське середнє водосховище — це мале водосховище на р. Рось, розташоване вище м. Біла Церква, яке фактично не зазнає впливу антропогенного навантаження. Це підтверджується низкою робіт стосовно токсикологічної та екологічної ситуації в цій водоймі [15].

Таблиця 1. Характеристика гідрохімічних та токсикологічних показників досліджуваних водойм

Table 1. The characteristic hydrochemistry and toxicological indices of the studied water body

Показник/Indicator	Озеро Кирилівське/ Kyrylivske Lake	Середнє Білоцерківське водосховище / Medium Bila Tserkva reservoir
Ni, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	52,0	0,5
Cu, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	39,4	1,0
Mn, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	90,9	4,0
Cd, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	0,06	≤0,05
Co, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	2,20	0,29
Fe, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	670	170
Zn, мкг/дм ³ /mkg/dm ³	58,8	4,0
Нафтопродукти / Petroleum products, мг/дм ³ /mg/dm ³	0.199–0.492	0,05
Натрій/Sodium, мг/дм ³ mg/dm ³	18,2	27
Хлориди/Chlorides, мг/дм ³ /mg/dm ³	118,8–133,5	30,1-33,0
Сульфати/ Sulfates, мг/дм ³ /mg/dm ³	60,0–137,0	10,0
Магній/Magnesium, мг/дм ³ /mg/dm ³	11,42	16,00
Кальцій/Calcium, мг/дм ³ /mg/dm ³	70,1	66,1
Мінералізація/Mineralization, мг/дм ³ /mg/dm ³	520–640	420–470
Розчинений кисень / Dissolved oxygen, мгО/дм ³ /mgO/dm ³	1,3–10,8	6,0-10,8
pH	7,8–8,2	8,2
Температура/Temperature, ° C	12,5–28,2	12,5–25,1

Вміст розчиненого у воді кисню визначали методом Вінклера [16]. Значення рН середовища виявляли за допомогою рН-метра PH-009. Загальну мінералізацію визначають за допомогою TDS-метра IDS-2. Вміст металів (Zn, Cd, Co, Ni, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, Cu) у дослідних резервуарах вимірювали після концентрування вибраних зразків води шляхом кип'ятіння на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 з використанням відповідних стандартів. Температуру води вимірювали за допомогою спиртового термометра. Дослідження проводили навесні (квітень), влітку (липень) та восени (вересень–жовтень). Об'єктами дослідження були статевозрілі особини самиць окуня річкового *Perca fluviatilis*



Linnaeus, 1758, віком 3 роки. Відлов риб проводили гачковими знаряддями лову. Розміри риб становили: весною — довжина — $123,1 \pm 7,95$ мм, маса — $24,25 \pm 1,07$ г, влітку — довжина — $148,7 \pm 8,78$ мм, маса — $32,36 \pm 4,26$ г, восени — довжина — $157,8 \pm 1,65$ мм, маса — $43,67 \pm 5,72$ г. Для морфо-фізіологічного аналізу використували 10–15 екземплярів окуня, для біохімічних — 6 екземплярів.

Було виміряно загальну (TL), стандартну (SL) довжину, масу риби, масу соми, гонад, печінки та селезінки. Гонадосоматичний індекс (ГСІ), гепатосоматичний індекс (ІП) та індекс селезінки (ІС) були розраховані з використанням величини маси риби з рівнянь: $ГСІ = (\text{маса гонад (г)} / \text{маса риби (г)}) \times 100$; $ІП\% = (\text{маса печінки (г)} / \text{маса риби (г)}) \times 100$; $ІС\% = (\text{маса селезінки (г)} / \text{маса риби (г)}) \times 100$ [17, 18]. Рівень перокисного окиснення ліпідів у тканинах печінки визначали за стандартною методикою [19], заснованою на реагуванні малонового діальдегіду з тіобарбітуровою кислотою з утворенням кольорового триметинового комплексу. Вимірювання проводили на спектрофотометрі СФ-26 за довжини хвилі 532 нм. Вміст загальних ліпідів (мг/г) визначали за допомогою стандартного комерційного набору «Загальні ліпіди» («Філісіт Діагностика») за довжини хвилі 545 нм, вміст глікогену (мг/г) — за допомогою антронового реагента за довжини хвилі 620 нм [20], вміст білка (мг/г) — за методом Лоурі при довжині хвилі 750 нм [21]. Вимірювання проводили на фотокалориметрі КФК-2МП.

Отримані цифрові дані були статистично оброблені за загальноприйнятими методами варіаційної статистики [22]. Дані були виражені як $M \pm m$. Ймовірність відмінностей між значеннями оцінювали за допомогою критерію Стьюдента за рівнем ймовірності $p < 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

У процесі досліджень нами були розглянуті морфо-фізіологічні показники як першочергові критерії оцінки фізіологічного стану риб. Індекс селезінки (ІС) — важливий морфо-фізіологічний показник, що у риб характеризує процеси еритропоезу та депонування еритроцитів. Мінливість цього показника вказує на зміну параметрів довкілля [23]. Відомо, що маса селезінки, порівняно з іншими органами, варіює у значних межах, що пов'язано з її функціями: продукуванням формених елементів крові (еритроцити та лейкоцити), депонуванням крові та утворенням лімфоцитів. При вивченні впливу умов існування на величину ІС, перш за все потрібно керуватися характеристикою району дослідження [24]. Через надходження до оз Кирилівське великої кількості комунально-побутових стоків відбувається насичення водойми біогенними, органічними та токсичними сполуками [1]. Це викликає порушення кисневого режиму та сприяє виникненню гіпоксичних зон, особливо у придонних шарах води [14]. Внаслідок цього у риб знижується ІС. У окуня з оз. Кирилівське навесні ІС був вірогідно ($p < 0,05$) нижчим (в 1,7 раза), ніж у риб з Білоцерківського водосховища (табл. 2). Відомо, що за умов хронічного забруднення водного середовища величина ІС у риб знижується [23]. При інтоксикації організму змінюється кровонаповнення селезінки. Влітку було встановлено зростання ІС у риб з оз. Кирилівське (в 1,3 раза), що, вочевидь, було викликано реакцією риб на суттєве зниження у придонних шарах води вмісту розчиненого кисню ($0\text{--}0,8$ мг/дм³), яке неодноразово відмічалось у цій водоймі нами та іншими дослідниками [14]. За



умов стресу підвищується потреба організму у кисні. Це компенсується додатковим надходженням у кровоносну систему еритроцитів із селезінки [25]. Маса селезінки зростає за рахунок збільшення у ній молодих еритроцитів.

Таблиця 2. Соматичні індекси окуня за різних екологічних умов, $M \pm m$, $n = 10-15$

Table 2. Somatic index of perch for differ ecological condition, $M \pm m$, $n = 10-15$

Сезон / Season	Білоцерківське водосховище / Bila Tserkva reservoir			Оз. Кирилівське / Kyrilivske Lake		
	ІП/ІІ	ІС/ІS	ГСІ/HSI	ІП/ІІ	ІС/ІS	ГСІ/HSI
Весна / Spring	1,39±0,08	0,14±0,01	0,73±0,04	0,97±0,11*	0,08±0,01*	2,62±0,45*
Літо / Summer	0,73±0,1	0,09±0,009	0,94±0,09	1,02±0,06*	0,12±0,006*	0,89±0,06
Осінь / Autumn	1,27±0,21	0,13±0,01	4,32±0,21	0,84±0,06*	0,15±0,05	2,64±0,57*

Примітка. * — вірогідна різниця між вибірками за рівня ймовірності $p < 0,05$

Note. * — significant difference between samples at probability level $p < 0,05$

Індекс печінки (ІП) є досить інформативним при фізіологічних та екологічних дослідженнях. Відомо, що його величина залежить від статі, стадії розвитку статевих продуктів, віку (розмірів) особин, а також рівня забруднення [10]. Так, ІП у самиць з оз. Кирилівське у квітні був на 43,3% вірогідно ($p < 0,05$) нижчим, ніж аналогічний показник у риб із водосховища. Такий стан могло спричинити виснаження риб після нересту, а також значне використання енергомістких сполук. Відомо, що печінка риб найбільш чутлива до хімічних забрудників, що акумулюються в цьому органі та підлягають біотрансформації [26, 27].

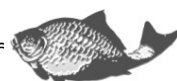
Цілком очевидно, що функціональна активність печінки організмів, які протягом тривалого періоду існують у несприятливих екологічних умовах, відчувають підвищене навантаження, що відображається на морфо-фізіологічному та біохімічному статусі. У цьому випадку ІП та його варіація дозволяють отримати інформацію про фізіологічний стан організму та його стійкість до ушкоджуючих чинників [11]. Так, було встановлено вищий ІП (на 39,7%) влітку у риб з оз. Кирилівське порівняно з окунем із водосховища. Підвищення ІП може бути наслідком як задовільного стану кормової бази водойми (за рахунок накопичення рибами достатньої кількості енергомістких сполук) так і адаптивною реакцією (при зростанні вмісту глікогену) риб у відповідь на несприятливі чинники довкілля [10]. Восени ІП у риб із озера був на 51,2% нижчим, ніж у риб із водосховища. Цьому сприяв, наймовірніше характер накопичення та використання енергомістких сполук залежно від екологічної ситуації у досліджуваній ділянці водойм. Зміна маси печінки за рахунок накопичення чи використання вуглеводів, білків та жирів дозволяє опосередковано робити висновок про характер метаболізму окуня. Зміни на глибших рівнях відображаються також на різних метаболічних процесах, зокрема на білковому обміні — синтезі та розпаді білків, взаємоперетворенні амінокислот, а також на активності ферментів пластичного обміну [26].



На період досліджень у окуня пройшов нерест, що візуально виявлялося за порожніми ястиками. Гонади риб із оз. Кирилівське були ще на VI стадії зрілості. У риб з водосховища вони перебували на II стадії зрілості, що вказує на нормальне проходження овуляції під час нересту та відсутність стресових явищ під час зимового і раннього переднерестового періоду. У самок окуня із оз. Кирилівське гонадосоматичний індекс (ГСІ) був у 3,5 рази вищий, ніж аналогічна величина показника у риб із водосховища. Протягом літнього періоду істотної різниці за показником ГСІ встановлено не було. За візуальною оцінкою гонад, ікра перебувала на II стадії зрілості. Було встановлено, що ГСІ у риб з водосховища був вірогідно ($p < 0,05$) вищий у 1,6 раза, ніж у окуня із оз. Кирилівське. Зниження ГСІ у досліджуваного виду свідчить про неоптимальний стан репродуктивної системи. На фоні високої фізіологічної активності організму окуня відмічалось зниження генеративного росту ооцитів. Відомо, що індустриальні стічні води можуть порушувати відтворювальну здатність тварин, зокрема й риб. Різними дослідниками встановлено, що за умов хронічного забруднення водного середовища величина ГСІ у риб знижується [28, 29].

Згідно з дослідженнями різних авторів, встановлена залежність перерозподілу енергомістких сполук між тканинами та органами у риб від рівня антропогенного навантаження [4, 24, 30]. У тканинах печінки виявлено менший вміст білка у риб із оз. Кирилівського (на 43,3%) порівняно з окунем, виловленим у водосховищі (табл. 3). Це, вочевидь, пов'язане, з істотним коливанням екологічних чинників, зокрема вмісту розчиненого кисню, температури, вмісту токсичних сполук (мідь, цинк, нікель, марганець). У весняний період — це надходження до водойми токсичних сполук із Куренівської промзони, які потрапляли до місць нерестовищ окуня. Протягом літньо-осіннього сезону також встановлено, що у особин окуня з оз. Кирилівське вміст білка був нижчим. Проте відмінності між досліджуваними вибірками були не достовірними. Крім того, протягом зимового періоду візуально також було неодноразово помічено скидання з промислових цехів відпрацьованих вод, які містили у своєму складі неочищені стоки, зокрема нафтопродукти. Восени також відмічалась посилена евтрофікація у поєднанні із забрудненням досліджуваної ділянки озера через колектор (нафтопродукти, важкі метали) (табл. 1). Відомо, що за використання значної кількості вуглеводів наступним альтернативним джерелом енергії у риб зазвичай є білки, які використовуються за зростаючих потреб в енергоресурсах [31, 32]. Це характерно для риб, що мешкають у надмірно забруднених токсикантами водоймах [24]. Зниження вмісту білка у риб може вказувати на наявність стресових явищ, які стимулювали його протеоліз. Як правило, у період стресу баланс між катаболізмом та анаболізмом білка порушується. Вільні амінокислоти мобілізувались щоб подолати зростаючі потреби в енергоресурсах. Це свідчить про залучення білків як альтернативних енергомістких сполук, необхідних для протидії токсичному середовищу.

Глікоген — легкодоступна енергомістка сполука, що використовується організмом для забезпечення енергією багатьох фізіологічних процесів, які лежать в основі реакцій на нетипові чи екстремальні чинники середовища. Численні дослідження стосовно впливу токсикантів на вуглеводневий обмін риб свідчать про можливе використання важливих показників цього обміну (вміст цукру та глікогену) як біохімічних індикаторів [32].



Таблиця 3. Вміст енергомістких сполук, мг/г, в тканинах печінки окуня річкового, n = 6 (M ± m)

Table 3. Content of energetic compounds, mg/g, in tissues liver tissues of river perch, n = 6 (M ± m)

Сезон / Season	Білоцерківське водосховище / Bila Tserkva reservoir			оз. Кирилівське / Kyrilivske Lake		
	Білок / Protein	Глікоген / Glycogen	Ліпіди / Lipid	Білок / Protein	Глікоген / Glycogen	Ліпіди / Lipid
Весна / Spring	125,70±10,2	87,69±9,72	53,69±5,8*	87,40±2,3*	70,00±3,5*	51,20±8,2
Літо / Summer	121,00±12,1	98,90±9,71	75,70±9,71*	92,69±5,7	105,20±6,4*	77,00±3,5
Осінь / Autumn	98,50±8,8	78,51±10,1	82,20±9,6*	63,80±1,7	63,18±1,0*	39,20±2,9

Примітка. * – вірогідна різниця між вибірками за рівня ймовірності $p < 0,05$

Note. * - significant difference between samples at probability level $p < 0,05$

Відомо, що зниження вмісту глікогену пов'язане з посиленням процесу глікогенолізу, що вкрай важливо для подолання явищ стресу [3]. На це також вказують дослідження [12], де в окуня з оз. Кирилівське відмічено вищий вміст глюкози, ніж такий у риб з водосховища. Встановлено, що у весняний період у самиць окуня вміст глікогену був на 43,5%; $p < 0,05$ нижчий, ніж у риб із водосховища (див. табл. 2).

У літній сезон у риб із оз. Кирилівське, навпаки, відмічено вищий вміст глікогену (на 22,4%; $p < 0,05$) порівняно з рибами з водосховища р. Рось. Це, вочевидь, зумовлено посиленням синтезом вуглеводів із амінокислот, утворених у результаті катаболізму білка як своєрідною протидією несприятливим умовам існування [31], зокрема, незадовільному кисневому режиму (див. табл. 1). Відомо, що при зміні чинників зовнішнього середовища, особливо токсичної дії, спостерігається адаптивна реакція риб на токсичний вплив, яка включає в себе посилення інтенсивності окиснювальних процесів у тканинах і у подальшому підвищує використання вуглеводів [24]. Це, можливо, ілюструє вищий вміст глікогену у риб із оз. Кирилівське.

Через несприятливі токсикологічні та кисневі умови в оз. Кирилівське, порівняно з водосховищем, ми виявили суттєві відмінності у вмісті глікогену у печінці окуня. Відомо, що в умовах гіпоксії риби отримують енергію шляхом анаеробного катаболізму вуглеводів, зокрема глікогену, який у процесі глікогенолізу перетворюється на глюкозу [3, 30], яка у подальшому забезпечує вчасне надходження енергії до уражених тканин [11, 30]. Враховуючи, що до водойми через колектор надходить значна кількість токсичних сполук, зокрема йонів важких металів (цинк, мідь, кадмій, нікель) (див. табл. 1), це може викликати їх накопичення у тканинах риб [3]. Враховуючи, що важкі метали знижують вміст резервного глікогену, це впливає на активність ферментів, що беруть участь у регуляції вуглеводного обміну [30]. Встановлено, що у окуня з оз. Кирилівське вміст вуглеводів у печінці був на 28,8% нижчим, ніж у риб із водосховища (див. табл. 2). Зменшення вмісту глікогену у печінці риб з оз. Кирилівське порівняно з водосховищем вказує на можливий вплив забруднювальних речовин на організм. Зниження вмісту глікогену могло стати наслідком його інтенсивного використання в процесах детоксикації тканин. Запаси глікогену в печінці риб використовуються як джерело енергії. У свою



чергу, зміни вмісту глікогену у печінці за несприятливих умов можуть вказувати на незадовільний фізіологічний стан риб [24].

У випадку нестачі вуглеводів для задоволення потреб організму в енергії посилено «спалюються» жири як наступні енергомісткі сполуки [30]. Динамічність вмісту ліпідів дає можливість риbam адаптуватися до зміни умов існування, в тому числі і за токсичного навантаження [33, 34]. У післянерестовий період менший вміст ліпідів (на 36,7%; $p < 0,05$) був у самок окуня риб з оз. Кирилівське, ніж аналогічна величина показника у водосховищі. Крім того, у літній період відмічено аналогічну ситуацію, коли не відбувалось суттєвого накопичення рибами із оз. Кирилівське ліпідів (див. табл. 3). На користь цього вказує вищий (на 37,2%; $p < 0,05$) вміст ліпідів у риб із водосховища. Це могло спричинити використання зазначених енергомістких сполук на адаптивні процеси, необхідні, зокрема, для подолання нестачі кисню у воді. Восени спостерігалась аналогічна картина за вмістом ліпідів у печінці окуня (вміст ліпідів був меншим на 61,2%). Оскільки зазначене озеро глибоководне та ще й з високим рівнем трофності, то для нього характерне перенасичення киснем води поверхневого горизонту та його дефіцит і, відповідно, формування анаеробних умов у придонному горизонті. Це добре корелює із вмістом марганцю у придонному шарі води [13]. Саме тут дефіцит кисню неодноразово відмічався протягом усього року (власні дані). Крім того, відомо, що для подолання гіпоксичного стресу, спричиненого мінливістю умов водного середовища окуневі риби використовують енергетичні ресурси у вигляді ліпідів печінки. Крім того, відомо, що окуневі риби активно використовують енергомісткі сполуки для протидії гіпоксичним умовам [35]. Цей факт свідчить про менш інтенсивне накопичення ліпідів у риб, що мешкають у зоні антропогенного забруднення.

Малоновий діальдегід є одним із кінцевих продуктів перекисного окиснення (ПОЛ), і накопичення саме цієї сполуки у тканинах свідчить про інтенсивність ПОЛ. Реакція на токсичний вплив у риб, як правило, корелює із різким збільшення інтенсивності перекисних процесів, оцінити які можна за накопиченням малонового діальдегіду (МДА) [36]. На рівень ПОЛ впливають такі чинники як температура, хімічний склад води, насиченість її киснем тощо. Процеси ПОЛ є однією з перших та найбільш мобільних складових адаптаційної перебудови організму за дії екстремальних чинників. За вмістом МДА можна судити про стресові явища, викликані несприятливими умовами існування [4]. У окуня відмічено зростання вмісту малонового діальдегіду у тканинах печінки у весняний період (на 20,3%; $p < 0,05$) (табл. 4).

Враховуючи післянерестовий стан досліджуваних риб, а також періодичний токсичний вплив на їх організм, це могло сприяти посиленню перекисних процесів у тканинах. У літній період, коли відмічались перепади кисневого режиму у придонних шарах води, вміст малонового діальдегіду також зростав у риб з оз. Кирилівське (на 33,5%; $p < 0,05$) порівняно з окунем, виловленим у водосховищі на р. Рось. Так, за дії несприятливого кисневого режиму ($1,3 \text{ мг/дм}^3$), у оз. Кирилівське відбувалось посилення перекисного окиснення ліпідів у печінці окуня. Така активація обміну речовин потребує додаткових енерговитрат, що викликає зниження рівня енергомістких сполук у печінці окуня (див. табл. 3). Відмічені закономірності свідчать, що риби із забрудненої водойми не забезпечувались достатньою мірою резервними енергоємними сполуками.



Таблиця 4. Вміст малонового діальдегіду у тканинах печінки окуня, мМоль/г

Table 4. Content of malonic dialdehyde in liver tissues of Perch, mMol/g

Сезон / Season	Водойма / Water body	
	Білоцерківське водосховище / Bila Tserkva reservoir	Озеро Кирилівське / Kyrilivske Lake
Весна / Spring	12,01±1,1*	14,4 ±0,81
Літо / Summer	11,4±0,55*	15,2±2,19
Осінь / Autumn	13,1±0,80*	18,8±3,5

Примітка. * — вірогідна різниця між вибірками за рівня ймовірності $p < 0,05$

Note. * — significant difference between samples at probability level $p < 0,05$

Це також позначилось і на формуванні статевих клітин у період вітелогенезу, що, беззаперечно, здійснювало вплив на успіх наступної нерестової кампанії риб.

ВИСНОВКИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПОДАЛЬШОГО РОЗВИТКУ

На основі проведених досліджень було показано, що за умов надмірного забруднення водойм мегаполісу (на прикладі оз. Кирилівське) у риб істотно змінюються величини індексів печінки, селезінки та гонад, що відображало функціональну активність цих органів як адекватну реакцію на умови існування.

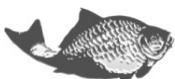
Порівняно з окунем із Білоцерківського середнього водосховища, вміст ліпідів у печінці окуня з оз. Кирилівське був нижчим на 36,7–61,2%, вміст глікогену — нижчим на 28,8–43,5%. Це свідчить про інтенсивне використання енергомістких сполук у процесі адаптивних реакцій на вплив надмірного антропогенного забруднення водойми. На це також вказує зростання вмісту малонового діальдегіду на 20,30–44,06% у тканинах печінки окуня протягом періоду дослідження. Це, у свою чергу, засвідчує наявність стресових явищ у зазначені періоди проведення досліджень.

Дослідження показали, що у риб із оз. Кирилівського катаболітичні процеси переважали над анаболітичними, що негативно відображалось на процесах формування статевих клітин та процесах нересту. Це у подальшому неминуче призведе до суттєвого коливання чисельності угруповань окуня у зазначеній водоймі.

Отримані результати дають можливість контролювати фізіологічний стан риб на прикладі самиць окуня річкового, що мешкають на урбанізованих територіях, та прогнозувати негативні наслідки антропогенного впливу на умови існування риб.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ) / Панасюк І. В. та ін. // Екологічна безпека та природокористування. 2015. № 4 (20). С. 63—69.
2. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій / Романенко О. В. та ін. Київ : Наукова думка, 2015. 189 с.
3. Fatma A. S., Gad M. N. S. Environmental pollution-induced biochemical changes



- in tissues of *Tilapia zillii*, *Solea vulgaris* and *Mugil carpito* from lake Qarun, Egypt // *Global Veterenaria*. 2008. Vol. 2 (6). P. 327—336.
4. Немова Н. Н., Высоцкая Р. В. Биохимическая индикация состояния рыб. Москва : Наука, 2004. 225 с.
 5. Федоненко О. В., Ананьева Т. В. Еколого-біохімічні показники тканин та органів основних видів хижих риб Запорізького водосховища // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2011. Т. 1 (22). С. 184—191.
 6. Шакирова Г. Р., Бактатева Ф. Х. Морфологические изменения печени, почек, сердца окуня *Perca fluviatilis* L. и щуки *Esox lucius* L. из озера Асылкуль в результате загрязнения воды тяжелыми металлами // *Известия Оренбургского государственного аграрного ун-та*. 2010. № 2. С. 117—180.
 7. State of Black Scorpion fish (*Scorpaena porcus* L., 1758) inhabited coastal area of Sevastopol region (Black Sea) in 1998—2008 / Kuz'minova N. et al. // *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2011. Vol. 11. P. 101—111.
 8. Monitoring pollution in Esmorzi-Paramos lagoon, Portugal: liver histological and biochemical effects in *Liza sapiens* / Fernandes C. et al. // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008. Vol. 145. P. 315—322.
 9. Руднева И. И. Применение биомаркеров рыб для экотоксикологической диагностики водной среды // *Рибне господарство України*. 2006. № 1 (42). С. 20—23.
 10. Кузьминова Н. С. Индекс печени черноморской ставриды как индикатор ее физиологического состояния // *Рибне господарство України*. 2006. № 2 (43). С. 36—38.
 11. Metabolical changes induced by chronic phenol exposure in matrinxã *Brycon cephalus* (Teleostei: Characidae) juveniles / Hori T. S. F. et al. // *Comparative Biochemical Physiology*. 2006. Vol. 143 (1). P. 67—72.
 12. Причеп М. В., Потрохов О. С., Зінковський О. Г. Особливості зміни деяких біохімічних показників у різних екологічних груп риб за дії антропогенного навантаження // *Біологічні системи*. 2017/ Т. 9. вип. 1. С. 39—43.
 13. Жежеря В. А., Линник П. М., Зубенко І. Б. Уміст та форми знаходження металів у озерах системи «Опечень» (м. Київ) // *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 70—86.
 14. Численность бактерий и протеолитическая активность в воде озера, расположенного в городской черте / Якушин В. М. и др. // *Гидробиологический журнал*. 2015. Т. 51, № 1. С. 83—92.
 15. Польові та лабораторні дослідження хімічного складу води р. Рось / Хільчевський В. К. та ін. Київ : Київський університет, 2012. 143 с.
 16. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Арсан О. М. та ін. Київ : Логос, 2006. 406 с.
 17. Яржомбек А. А., Ламанский В. В., Щербина Т. В. Справочник по физиологии рыб. Москва : Агропромиздат, 1986. 192 с.
 18. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. Москва : Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
 19. Стальная И. Д., Гаришвили Т. Г. Метод определения малонового диальдегида с помощью тиобарбитуровой кислоты // *Современные методы в биологии*. Москва : Методика, 1977. С. 66—68.
 20. Северин С. Е., Соловьева Г. А. Практикум по биохимии : учеб. пособие. Москва : Моск. ун-т, 1989. 509 с.



21. Protein measurement with the folin phenol reagent / Lowry O. H. et al. // J. Biol. Chem. 1951. Vol. 193, № 1. P. 265—275.
22. Лакин Г. Ф. Биометрия. Москва : Наука, 1990. 296 с.
23. Кузьмина Н. С. Видовые сезонные и половые отличия индекса селезенки некоторых видов черноморских рыб и его подверженность антропогенному фактору // Вестник зоологии. 2008. Т. 42 (2). С. 135—142.
24. Сергеева Н. Р., Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология. Краснодар : Наука, 2008. 157 с.
25. Лапирова Т. Б. Реакция иммунофизиологических показателей молоди сибирского осетра (*Acipenser baerii* Brandt) на действие перметрина // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2011. № 4 (16). С. 124—135.
26. Дорохова И. Н. Новоселова Ю. Особенности морфофизиологических и биохимических параметров печени морского ерша из бухт с различным уровнем загрязнения // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. Экология физиология и биохимия водных организмов : обзор статей. Петрозаводск, 2010. С. 44—47.
27. Adams S. M. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems // Mar. Pollut. Bull. 2005. Vol. 51, № 8—12. P. 649—657.
28. Руднева И. И., Кузьмина Н. С. Изменение биомаркеров гонад некоторых видов черноморских рыб, обитающих в условиях хронического загрязнения // Экологические системы и приборы. 2011. № 2. С. 8—12.
29. Kime D. E. A strategy for assessing the effects of xenobiotics on fish reproduction // Sci. Total. Environ. 1999. Vol. 225 (1—2). P. 3—11.
30. Cicik B., Engin K. The effects of cadmium on levels of glucose in serum and glycogen reserves in the liver and muscle tissues of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) // Turk J. vet. 2005. Vol. 29. P. 113—117.
31. Neft H. M. Use of biochemical measurement to detect pollutant-mediated damage to fish. ASTM // Spec tech. publ. 1985. Vol. 854. P. 155—183.
32. Fertilizer industry effluent induced biochemical changes in fresh water teleost, *Channa striatus* (Bloch) // Yadav A. et al. / Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2007. Vol. 79. P. 588—595.
33. Acute effects of glyphosate herbicide on metabolic and enzymatic parameters of silver catfish (*Rhamatia quclen*) / Gluszczak L. et al. // Comp. Biochem. Physiol. 2007. Vol. 146. P. 519—524.
34. Попова Е. М., Кошій І. В. Ліпіди як компонент адаптації риб до екологічного стресу // Рибогосподарська наука України. 2007. № 1. С. 49—56.
35. Причепя М. В., Потрохов О. С. Фізіолого-біохімічний статус окуневих риб у зимовий період // Гидробиологический журнал. 2014. Т. 50, № 5. С. 102—110.
36. Особа І. А. Біологічна роль перекисного окиснення ліпідів у забезпеченні функціонування організму риб // Рибогосподарська наука України. 2013. № 1. С. 88—96.

REFERENCES

1. Panasiuk, I. V., Tomiltseva, A. I., Zub, L. M., & Pohorielova, Yu. V. (2015). Yakist vody u miskykh vodoimakh ta kharakter osvoiennia vodookhoronnykh zon (na prykladi ozer systemy «Opechen», m.Kyiv). *Ekolohichna bezpeka ta pryrodokorystuvannia*, 4 (20), 63-69.
2. Romanenko, O. V., Arsan, O. M., Kipnis, L. S., & Sytnyk, Yu. M. (2015). *Ekolohichni problemy kyivskykh vodoim i prylyhlykh terytorii*. Kyiv: Naukova dumka.



3. Fatma, A. S., & Gad, M. N. S. (2008). Environmental pollution-induced biochemical changes in tissues of *Tilapia zillii*, *Solea vulgaris* and *Mugil carpito* from lake Qarun, Egypt. *Global Veterenaria*, 2 (6), 327-336.
4. Nemova, N. N., & Vysotskaia, R. V. (2004). *Biokhimiicheskaia indykatsyia sostoiannya ryb*. Moskva: Nauka.
5. Fedonenko, O. V., & Ananieva, T. V. (2011). Ekoloho-biokhimichni pokaznyky tkanyh ta orhaniv osnovnykh vydiv khyzhykh ryb Zaporizkoho vodoskhovyshcha. *Hidrolohiia, hidrokhiimiia i hidroekolohiia*, 1 (22), 184-191.
6. Shakyrova, H. R., & Baktateva, F. Kh. (2010). Morfolohycheskye yzmeneniya pecheny, pochek, serdtsa okunia *Perca fluviatilis* L. y shchuky *Esox lucius* L. iz ozera Asylkul v rezultate zahriazneniia vody tiazhelymy metallami. *Izvestyia Orenburskoho hosudarstvennogo ahrarnoho un-ta*, 2, 117-180.
7. Kuz'minova, N., Rudneva, I., Salekhova, L. & Shevchenko, N., Oven, L. (2011). State of Black Scorpion fish (*Scorpaena porcus* L., 1758) inhabited coastal area of Sevastopol region (Black Sea) in 1998–2008. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11, 101-111.
8. Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Rocha, E., & Salgado, M. A. (2008). Monitoring pollution in Esmorzi-Paramos lagoon, Portugal: liver histological and biochemical effects in *Liza sapiens*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145, 315-322.
9. Rudneva, I. I. (2006). Prymenenye byomarkerov ryb dlia ekotoksykologicheskoi dyahnostyky vodnoi sredy. *Rybne hospodarstvo Ukrainy*, 1 (42), 20-23.
10. Kuzminova, N. S. (2006). Indeks pecheny chernomorskoï stavrydy kak indikator yeyo fyziolohycheskoho sostoiannya. *Rybne hospodarstvo Ukrainy*, 2 (43), 36-38.
11. Hori, T. S. F., Avilez, I. M., Inoue, L. K. & Moraes, G. (2006). Metabolical changes induced by chronic phenol exposure in matrinxã *Brycon cephalus* (Teleostei: Characidae) juveniles. *Comparative Biochemical Physiology*, 143(1), 67-72.
12. Prychepa, M. V., Potrokhov, O. S., & Zinkovskyi, O. H. (2017). Osoblyvosti zminy deiakykh biokhimichnykh pokaznykiv u riznykh ekolohichnykh hrup ryb za dii antropohennoho navantazhennia. *Biolohichni systemy*, 9 (1), 39-43.
13. Zhezheria, V. A., Lynnyk, P. M., & Zubenko, I. B. (2016). Umist ta formy znakhodzheniia metaliv u ozerakh systemy «Opechen» (m. Kyiv). *Naukovi pratsi Ukr NDHMI*, 269, 70-86.
14. Yakushyn, V. M., Potrokhov, A. S., Zynkovskyi, O. H., Romanushyn, H. M., Kalenychenko, K. P., & Lynchuk, M. Y. (2015). Chyslennost bakteryi y proteolytycheskaia aktyvnost v vode ozera, raspolozhennoho v horodskoi cherte. *Hydrobiol. zhurn*, 51, 1, 83-92.
15. Arsan, O. M., Davydov, O. A., Yevtushenko, M. Iu., & Zhukynskyi, V. M. (2006). Metody hidro ekolohichnykh doslidzhen poverkhnevnykh vod. Kyiv : Lohos.
16. Khilchevskyi, V. K., Savytskyi, V. M., Krasova, L. A., & Honchar, O. M. (2012). *Polovi ta laboratorni doslidzheniia khimichnoho skladu vody r. Ros : navch. posibnyk*. Khilchevskoho, V. K. (Ed.). Kyiv: Tsentr.
17. Yarzhombek, A. A., Lamanskyi, V. V., & Shcherbyna, T. V. (1986). *Spravochnyk po fyziolohyy rub*. Moskva: Ahropromyzzdat.
18. Pravdyn, Y. F. (1966). *Rukovodstvo po yzucheniyu ryb*. Moskva: Pyshechevaia promyshlennost.



19. Stalnaia, Y. D., & Haryshvily, T. H. (1977). Metod opredeleniya malonovoho dyaldehyda s pomoshchiu tyabarbyurovoi kysloty. *Sovremennye metody v biologii*. Moskva: Metodyka, 66-68.
20. Severyn, S. E., & Soloveva, H. A. (1989). *Praktykum po byokhymy: ucheb. posobyе*. Moskva: Mosk. un-t.
21. Lowry, O. H., Rosenberg, N. J., Farr, A. L., & Randall, R. J. (1951). Protein measurement with the folin phenol reagent. *Journal Biological Chemistry*, 193, (1), 265-275.
22. Lakin, H. F. (1990). *Biometriia*. Moskva: Nauka.
23. Kuzminova, N. S. (2008). Vydovye sezonnye y polovye otlychiya indeksa selezenky nekotorykh vydov chernomorskykh ryb y eho podverzhenost antropohennomu faktoru. *Vestnyk zoolohyy*, 42 (2), 135-142.
24. Serheeva, N. R., & Lukianenko, V. Y. (2008). *Obshchaia ikhtyotoksykologhiya*. Krasnodar: Nauka.
25. Lapyrova, T. B. (2011). Reaktsiya immunofiziologicheskyykh pokazatelei molodi sibirskogo osetra (*Acipenser baerii* Brandt) na deistviye permetryna. *Vestnyk Tomskoho hos. un-ta. Byolohiya*, 4 (16), 124-135.
26. Dorokhova, Y. N., & Novoselova, Yu. (2010). Osobennosti morfofyziolohicheskyykh y byokhymicheskyykh parametrov pecheny morskoho ersha yz bukht s razlychnym urovnem zahriazneniya. *Sovremennye problemy fyziolohyy y byokhymyy vodnykh orhanyzmov. Ekolohiya fyziolohiya y byokhymiya vodnykh orhanyzmov: Obzor statei*. Petrozavodsk, 44-47.
27. Adams, S. M. (2005). Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Mar. Pollut. Bull.*, 51, (8-12), 649-657.
28. Rudneva, I. I., & Kuzmynova N. S. (2011). Izmenenye byomarkerov honad nekotorykh vydov chernomorskykh ryb, obytaiushchykh v usloviyakh khronycheskoho zahriazneniya. *Ekolohicheskyye systemy y prybory*, 2, 8-12.
29. Kime, D. E. (1999). A strategy for assessing the effects of xenobiotics on fish reproduction. *Sci. Total. Environ*, 225 (1-2), 3-11.
30. Cicik, B., & Engin, K. (2005). The effects of cadmium on levels of glucose in serum and glycogen reserves in the liver and muscle tissues of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). *Turk. J. vet.*, 29, 113-117.
31. Neft, H. M. (1985). Use of biochemical measurement to detect pollutant-mediated damage to fish. *ASTM. Spec tech. publ.*, 854, 155-183.
32. Yadav, A., Gopesh, A., Pandey, R. S., & Rai, D. K. (2007). Fertilizer industry effluent induced biochemical changes in fresh water teleost, *Channa striatus* (Bloch). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 79, 588-595.
33. Gluszczak, L., Miron, S., Moraes, B., & Simoes, R. (2007). Acute effects of glyphosate herbicide on metabolic and enzymatic parameters of silver catfish (*Rhamtia quclen*). *Comp. Biochem. Physiology*, 146, 519-524.
34. Popova, E. M., & Koshchii, I. V. (2007). Lipidy yak komponent adaptatsii ryb do ekolohichnoho stresu. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*, 1, 49-56.
35. Prychepa, M. V., & Potrokhov, O. S. (2015) Physiological and biochemical status of fishes of the fam. Percidae in winter. *Hydrobiological Journal*, 51, 1, 90-97.
36. Osoba, I. A. (2013). Biolohichna rol perekysnoho okysnennia lipidiv u zabezpechenni funktsionuvannia orhanizmu ryb. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*, 1, 88-96.

