

УДК 597.554.3:628.394.1

Ю.О. КОВАЛЕНКО, аспірант, інженер,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: Kovalenkoyuliiia888@gmail.com
ORCID 0000-0003-4818-4542

М.В. ПРИЧЕПА, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
ORCID 0000-0002-3114-2402

О.С. ПОТРОХОВ, д. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
ORCID 0000-0002-8274-6898

О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, к. б. н., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
ORCID 0000-0003-4135-5839

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ НА АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ОБМІНУ У КАРАСЯ КИТАЙСЬКОГО ТА КРАСНОПІРКИ ЗВИЧАЙНОЇ

Розглянуто міжвидові фізіолого-біохімічні відмінності реакцій карася китайського та краснопірки звичайної на вплив антропогенного забруднення різного ступеня, зокрема за зміною активності ферментів енергетичного обміну та особливостями використання енергомістких сполук (глікогену та ліпідів). Встановлено зміни у активності сукцинатдегідрогенази (у карася та краснопірки із забруднених водойм активність вища на 8—48 %), лактатдегідрогенази та аденозинтрифосфатази (у зябровій тканині активність вища на 30,6—68,3 %). Показано, що за надмірного забруднення водойми у риб активізуються процеси аеробного окиснення та йонного обміну, як результат протидії несприятливим умовам існування.

Ключові слова: карась, краснопірка, ліпіди, глікоген, сукцинатдегідрогеназа, лактатдегідрогеназа, аденозинтрифосфатаза, пристосування, антропогенне забруднення.

Антропогенний вплив на водне середовище є поширеною загальносвітовою проблемою, адже надходження токсичних речовин у водойми сприяє суттєвим змінам їхнього екологічного стану. Надалі, це відо-

Ц и т у в а н н я: Коваленко Ю.О., Причепка М.В., Потрохов О.С., Зіньковський О.Г. Вплив антропогенного забруднення на активність ферментів енергетичного обміну у карася китайського та краснопірки звичайної. *Гідробіол. журн.* 2020. Т. 56, № 5. С. 50—62.

бражається на структурі угруповань водяних тварин та особливостях їхнього розповсюдження [18].

В умовах мегаполісу зазначена проблема набула ще більш широкого поширення через те, що суттєво зменшується кількість чистих озер, де переважали б природні процеси. Разом із тим знижується чисельність або зникає низка водних та довколоводних видів тварин. Це викликає серйозне занепокоєння з точки зору збереження біологічного розмаїття у межах урбанізованих територій.

Завдяки хімічним аналізам природних вод можна визначити концентрації багатьох забруднюючих речовин у їх якісному та кількісному відношенні. Проте існує складність у встановленні дії всіх наявних токсикантів, які потенційно можуть знаходитись у водоймах та впливати на життєдіяльність риб [20, 24].

Гідробіонти не завжди мають можливості уникати зони з підвищеним вмістом токсичних речовин, тому їм задля пристосування та підвищення шансів на виживання в наявних умовах необхідно здійснювати низку біохімічних перебудов [7, 16]. Такий процес потребує значної кількості енергомістких сполук та своєчасної доставки кисню у необхідних кількостях до клітин організму. Вимушені біохімічні перебудови часто використовують як біомаркери для оцінки якості водного середовища [32]. Тим не менш, немає жодного біомаркера, який може дати повну характеристику впливу забруднюючих речовин на організм риб [25]. Тому, з метою інтегральної оцінки фізіологічного стану риб та їхніх умов існування доцільно використовувати різнорівневі біохімічні показники [14, 30]. Важливе значення для дослідження зазначеної проблеми має точний вибір модельних об'єктів. Адже еколого-фізіологічні особливості риб, які займають поверхневий (краснопірка) та придонний (карась) водні шари та відрізняються поведінковими реакціями, дозволяють більш повно розглядати екологічні умови конкретних водойм.

З огляду на це, метою роботи було дослідити відмінності у вмісті енергомістких сполук та зміни активності ферментів енергетичного обміну у карася сріблястого та краснопірки звичайної, які мешкають за різної інтенсивності антропогенного навантаження.

Матеріал і методика досліджень

Відлов риб здійснювали за допомогою гачкових знарядь лову. Об'єктами досліджень були карась китайський (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758) та краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758). З кожної водойми було вилучено по 6—8 особин кожного виду риб, у яких відбирали зразки тканин зябрових пелюстків, печінки та м'язів для подальшого проведення біохімічних досліджень. Вміст розчиненого у воді кисню визначали методом Вінклера [2]. Значення рівня рН середовища виявляли за допомогою рН-метра РН-009. Загальну мінералізацію визначали за допомогою TDS-метра IDS-2¹.

¹ Автори виражають вдячність співробітникам Інституту гідробіології НАН України Л.С. Кіпніс та Ю.М. Худіяшу за надання матеріалів, що стосуються токсикологічних та гідрохімічних показників водойм м. Києва.

Вгодваність, індекси печінки та селезінки розраховували за загальноприйнятими методиками [12].

Вміст глікогену (мг/г) визначали антроновим методом [11], вміст ліпідів (мг/г) — за допомогою фосфор-ванілінового реагенту (набір «Загальні ліпіди», «Філісіт-Діагностика» (Україна)).

Активність лактатдегідрогенази встановлювали з використанням стандартного набору методом Севела — Товарека [28], активність сукцинатдегідрогенази — за методом Векса [13]. Активність Na^+/K^+ -аденозинтрифосфатази визначали за методом Фіске — Субароу [19]. Біохімічні дослідження проводили на спектрофотометрі UNICO 2088 UV/VIS.

Дані статистично обробляли з використанням програм Statistica-10 та програм Excel із пакету Microsoft Office.

Результати дослідження та їх обговорення

Загальна мінералізація у дослідних озерах Кирилівському та Луговому була вищою відповідно у 2 та 2,5 рази, ніж у оз. Бабиному (табл. 1). Це відбувалось за рахунок надходження з прилеглої території солей сульфатів та хлоридів, що могло впливати на угруповання фауни та флори у зазначених водоймах. Вміст біогенних елементів у цих водоймах та важких металів у оз. Кирилівському також були суттєво вищими щодо умовно контрольної водойми – оз. Бабине. Це свідчить про значне надходження токсикантів разом із комунально-побутовими та іншими стічними водами. Найбільший вміст нафтопродуктів у воді та донних відкладах спостерігався у оз. Луговому.

При дослідженні фізіологічного стану риб у водних об'єктах, які знають впливу антропогенних чинників, доцільно враховувати морфологічні показники риб (табл. 2, 3).

Карась із забруднених озер (Кирилівське та Лугове) характеризувався меншими розмірами, масою та вгодваністю, проте він мав більші індекси печінки та селезінки в озерах Кирилівському та Луговому.

Краснопірка, як і карась, також мала менші розміри, масу та вгодваність у забруднених водоймах. Індекс печінки у риб з озер Кирилівського та Лугового був більшим, проте індекс селезінки був меншим відносно краснопірки з оз. Бабиного.

Зміна цих показників у карася та краснопірки, скоріше за все, пов'язана з існуванням цих риб у несприятливих екологічних умовах та перебуванням під впливом хронічного стресу. На користь цього може вказувати зростання функціональної активності деяких внутрішніх органів, які забезпечують важливі для організму процеси життєдіяльності. Виключення становить індекс селезінки краснопірки із забруднених озер, який був меншим, ніж у риб із умовно контрольної водойми.

Встановлено, що у тканинах печінки карася із оз. Кирилівського вміст глікогену був у 2,8 рази меншим порівняно до риб з умовного контролю (оз. Бабиного). У карася із оз. Лугового достовірних відмінностей виявлено не було (рис. 1). Менший вміст глікогену у карася із оз. Кирилівського може пояснюватись його конвертацією у глюкозу [5], вміст

якої у цих риб був більшим, порівняно з карасем із чистої водойми. Адже для подолання негативного впливу токсичних речовин на організм інтенсивно використовується глікоген, як найбільш легкодоступна енергоємна сполука [21]. Він завдяки зміні активності глюкозо-6-фосфатази здатний швидко перетворюватись у глюкозу задля урівноваження вмісту зазначеної сполуки у крові риб. Крім того, риби із оз. Бабиного мали вищі розмірно-вагові показники, ніж карасі із забруднених озер (табл. 2).

Такі відмінності можуть вказувати на те, що риби із забруднених водойм перебували у пригніченому стані. Подібні зміни за вмістом глікогену у карася спостерігали і в каналізованих та трансформованих річках м. Києва [22]. Фізіологічною особливістю карася є більший вміст глікогену в

Таблиця 1

Характеристика гідрохімічного стану досліджуваних водойм

Показники	Оз. Бабине	Оз. Кирилівське	Оз. Лугове
t, °C	19—24*	18—21*	21—24*
Розчинений кисень, мг/дм ³	6,25*	8,33*	5,89*
Водневий показник, рН	8,23*	7,8-8,2	8,53*
Загальна мінералізація води, мг/дм ³	281*	540-620*	690**
Сульфати, мг/дм ³	22,2	60—137	63,5—82,0**
Хлориди, мг/дм ³	19,9	118,8—133,5	128,0—153,0**
N/NH ₄	0,51—0,91*	1,52—1,84*	1,3—2,24*
N/NH ₃ , мг/дм ³	0,016—0,017*	0,018—0,026*	0,015—0,088*
N/NH ₂ , мг/дм ³	0,018—0,024*	0,013—0,035*	0,018—0,078*
P/PO ₄ , мг/дм ³	0,107—0,129*	0,164—0,263*	0,153—0,242*
Нафтопродукти у воді, мг/дм ³	0,046*—0,052**	0,12**	0,154*—0,81**
Нафтопродукти у донних відкладах, мг/кг	0,9**	63,3**	438,0**
Pb, мкг/дм ³	32***	39,9***	—
Cu, мкг/дм ³	8***	39,4***	—
Zn, мкг/дм ³	35,1***	89,0***	—
Mn, мкг/дм ³	90,9***	80,5***	—
Ni, мкг/дм ³	12***	52***	—
Fe, мкг/дм ³	540***	670***	—
Cd, мкг/дм ³	≤0,05***	0,06***	—
Co, мкг/дм ³	0,59***	2,2***	—

П р и м і т к а. * За [5]; ** за [4]; *** за [8].

тканинах печінки порівняно з іншими видами, що дозволяє йому швидко використовувати та поповнювати його запаси залежно від енергетичних потреб [31]. Це пояснює його істотну стійкість до умов гіпоксії, зокрема при коливанні кисневого режиму.

Вміст ліпідів у карася з оз. Кирилівського та Лугового був вірогідно нижчим, щодо умовного контролю (у 2,16 та 2,05 разів). Це вказує на додаткове їх залучення при адаптації до несприятливих умов існування.

Використання запасних енергомістких речовин карасем із оз. Кирилівського та Лугового може свідчити про наявність у придонних шарах водойм значної кількості токсичних речовин, зокрема високий вміст нафтопродуктів у донних відкладах [4]. Адаптація при погіршенні екологічних умов, карась використовує енергомісткі сполуки у процесах знешкодження потенційно токсичних речовин, що зазвичай супроводжуються посиленням процесів катаболізму цих сполук [1, 10].

У краснопірки було встановлено подібні зміни вмісту енергомістких сполук порівняно з карасем. Так, вміст глікогену у краснопірки із озер Кирилівського та Лугового був меншим відповідно на 19 та 26 %. Проте вміст глюкози у плазмі крові у риб із забруднених водойм суттєво не змінювався порівняно з контролем [5]. Також було встановлено, що вміст

Таблиця 2

Деякі морфологічні показники карася китайського з різних досліджуваних водойм ($M \pm m$, $n = 6-8$)

Показники	Оз. Бабине	Оз. Кирилівське	Оз. Лугове
Вік риб	3 ⁺	3 ⁺	3 ⁺
Довжина риб (L), см	23,05±0,2	14 ±1,25	20,0±0,4
Загальна маса риб (M), г	224,7±10,6	97,2±14,9	136,5±11,1
Вгодваність риб за Кларк, %	2,89±0,16	2,41±0,12	2,37±0,1
Індекс печінки, %*	2,49±0,52	2,65±0,34	3,05±0,24
Індекс селезінки, % *	0,42±0,11	0,29±0,08	0,27±0,01

Примітка. Тут і в табл. 3: * за [5].

Таблиця 3

Деякі морфологічні показники краснопірки звичайної з різних досліджуваних водойм ($M \pm m$, $n = 5-7$)

Показники	Оз. Бабине	Оз. Кирилівське	Оз. Лугове
Вік риб	2 ⁺	2 ⁺	2 ⁺
Довжина риб (L), см	13,0±0,7	12,5±1,2	11,2±0,2
Загальна маса риб (M), г	20,1±0,6	16,5±3,2	14,6±0,6
Вгодваність риб за Кларк, %	1,96±0,45	1,43±0,41	1,40±0,07
Індекс печінки, %*	1,22±0,05	2,24±0,29	1,56±0,58
Індекс селезінки, % *	0,32±0,09	0,26±0,01	0,16±0,09

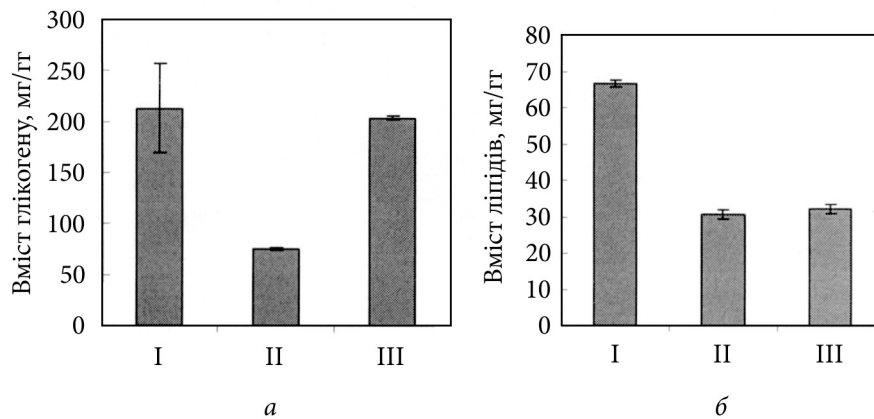


Рис. 1. Вміст глікогену (а) та ліпідів (б) у печінці карася. Тут і на рис. 2—5: I — оз. Бабиное; II — оз. Кирилівське; III — оз. Лугове; $M \pm m$, $n = 6-8$

ліпідів у печінці риб із забруднених водойм був меншим у 2,3—2,7 раза відносно риб з оз. Бабиного (рис. 2).

У літній період у більшості риб відбувається процес активного росту, який неможливий без залучення енергоємних речовин. Крім того, риби, які існують в умовах антропогенного навантаження, зазнають токсичного впливу, тому ліпіди використовуються і для протидії токсикозу.

Через надходження до озер Кирилівського та Лугового великої кількості комунально-побутових стоків відбувається насичення водойм біогенними, органічними та токсичними сполуками [6, 9]. Це викликає порушення кисневого режиму та сприяє виникненню гіпоксичних зон, особливо у придонних шарах води [33].

Можна припустити, що, внаслідок суттєвих поведінкових (тип живлення та спосіб добування корму) та фізіологічних (специфіка метаболізму — накопичення енергоємних сполук) відмінностей, у карася та краснопірки відбуваються різні реакції на наявність токсичних речовин у придонному або у поверхневому шарі води. Особливо помітні відмінності на біохімічному рівні між різними видами риб у змінах активності ферментів.

Встановлено, що активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) у тканинах м'язів та печінки піддослідних риб (карась та краснопірка) з озер Кирилівського та Лугового була вищою відносно риб з умовного контролю. Активність СДГ у тканинах м'язів (63,0 та 40,6 %) та печінки (18,0 та 42,0 %) була вищою у карася з озер Кирилівського та Лугового, ніж у риб із контрольної водойми. Аналогічні зміни активності досліджуваного фермента були встановлені і для м'язів та печінки краснопірки: вона була вище відповідно на 13,0—50,0 та на 43,0—46,0 % у риб із забруднених водойм порівняно з контролем.

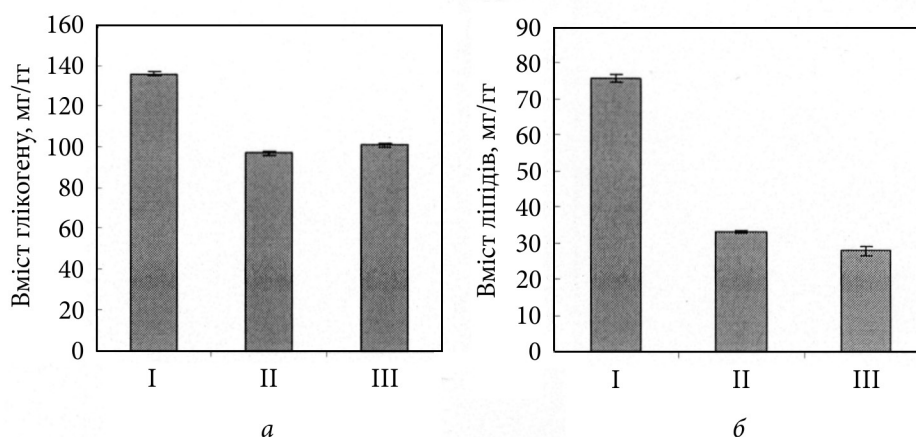


Рис. 2. Вміст глікогену (а) та ліпідів (б) у печінці краснопірки

У свою чергу, в тканинах зябрових пелюсток риб були встановлені міжвидові відмінності за активністю СДГ. Так, у карася та краснопірки з оз. Кирилівського активність СДГ була вищою відповідно на 8 та 20 % щодо умовного контролю. У карася з оз. Лугового активність цього ферменту була вищою на 40,6 %, а у краснопірки — на 48 % нижчою порівняно з контролем (рис. 3). Це також свідчить про наявність деяких відмінностей проходження метаболічних процесів у зябрах за дії токсичного навантаження у досліджуваних видів риб, які займають різні екологічні ніші у водоймах.

Відомо, що активність ферментів енергетичного обміну, зокрема СДГ та ЛДГ, свідчить про переважання аеробної або анаеробної гілки метаболізму. Коливання активності одного із зазначених ферментів свідчить про прискорення або послаблення циклу Кребса та гліколізу [24].

ЛДГ бере участь у регуляції процесів перетворення пірувату в лактат або лактату в піруват [27]. Встановлено, що у м'язовій тканині карася з озер Кирилівського та Лугового під час проведення досліджень активність ЛДГ була меншою за умовний контроль відповідно на 10 і 5 %. У тканинах печінки також встановлено меншу (на 20 та 29 %) активність цього ферменту щодо умовного контролю. З літературних джерел відомо про здатність тироксину знижувати синтез ЛДГ [29]. З огляду на це, за результатами попередніх досліджень, проведених на аналогічних видах і водоймах, слід зазначити про вищий вміст тироксину в плазмі крові риб із забруднених водойм [5].

У тканинах м'язів та печінки краснопірки спостерігалась схожа тенденція зміни активності ЛДГ за дії підвищеного забруднення водойм.

Активність ферменту в зябровій тканині краснопірки з оз. Кирилівського була на 30 % нижчою, а у риб із оз. Лугового на 15,5 % вищою відносно контролю (рис. 4). Аналогічно змінювалась активність ЛДГ у

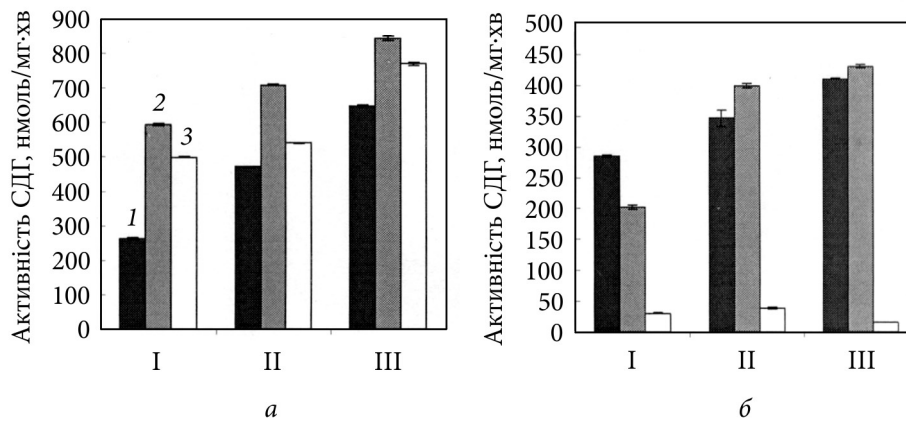


Рис. 3. Активність сукцинатдегідрогенази у м'язах (1), печінці (2) та зябрових пелюстках (3) у карася (а) та краснопірки (б)

зябрових пелюстках карася залежно від умов середовища, але меншою мірою.

Тому можна припустити, що за умов зростання рівня забруднення водойм токсичними речовинами у піддослідних риб посилюються аеробні окисно-відновні процеси, як результат протидії потенційному агресивному середовищу. На користь цього свідчить також вища активність СДГ у тканинах м'язів та печінки риб. У свою чергу, зменшення або незначне підвищення активності ЛДГ вказує на відсутність необхідності у залученні гліколітичних процесів у енергетичному обміні риб. Проте у краснопірки з оз. Лугового (найбільш забруднена водойма) зафіксовано істотно нижчу активність СДГ у тканинах зябер. Це вказує на негативну дію токсичних сполук, зокрема високої концентрації нафтопродуктів, які є потенційно небезпечними для фізіологічного стану досліджуваних риб. Підтвердженням цього є вища активність ЛДГ у зябрових тканинах риб, яка спрямована на протидію тканинній гіпоксії [27], що могла виникнути внаслідок стресового стану риб через контакт із токсичними речовинами. Зазначені зміни (збільшення активності ЛДГ та зниження активності СДГ) є своєрідною адаптивною стратегією виду під час переходу від стану аеробіозу в стан анаеробіозу [17].

Оскільки аеробний обмін має значну перевагу за оптимальних умов, то анаеробний «підстраховує» організм, але протягом нетривалого часу, за несприятливих умов. Враховуючи суттєві зміни в активності ферментів енергетичного обміну, слід звернути увагу на вплив забруднення водойм на активність К, Na-аденозинтрифосфатази (К, Na-АТФ-ази).

Відомо, що для нормального функціонування клітини К, Na-АТФ-аза використовує АТФ для підтримки йонного балансу між позаклітинним та внутрішньоклітинним середовищами. Йони Na^+ та K^+ створюють різницю потенціалів мембран для проведення нервового імпульсу [26]. Тоб-

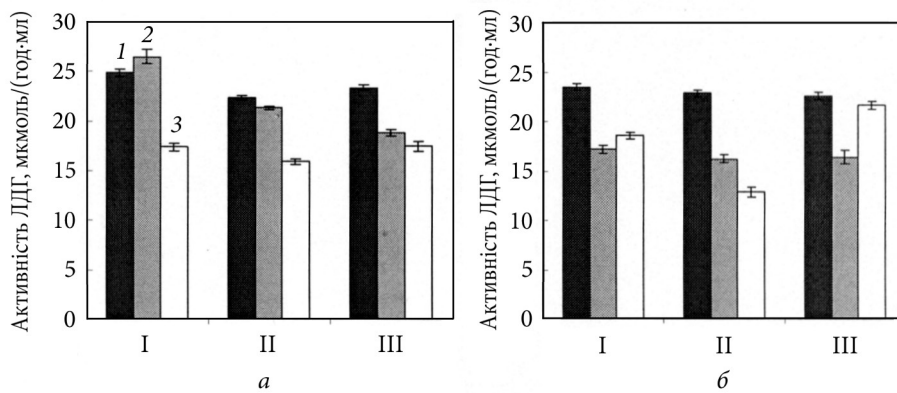


Рис. 4. Активність лактатдегідрогенази у м'язах (1), печінці (2) та зябрах (3) у карася (а) та краснопірки (б)

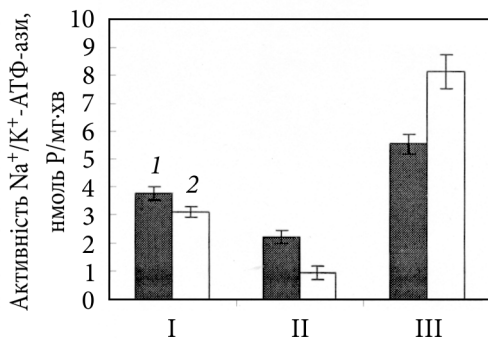


Рис. 5. Активність АТФ-ази у зябрових пелюстках карася (1) та краснопірки (2)

то основна роль цього ферменту полягає у підтримці йонних електролітичних зв'язків через плазматичну мембрану [15].

Встановлено, що активність К, Na-АТФ-ази у зябровій тканині піддослідних видів риб мала схожу закономірність залежно від конкретних екологічних умов. У зябрових тканинах карася та краснопірки з оз. Кирилівського активність АТФ-ази була нижчою відповідно на 58,5 та 79,1 %, щодо умовного контролю (рис. 5). Натомість, у зяб-

ровій тканині риб з оз. Лугового активність ферменту була вищою — у карася на 68,3 %, у краснопірки — на 30,6 % відносно контрольних риб.

Нижча активність цього фермента у риб з оз. Кирилівського могла бути спричинена зменшенням проникності мембран клітин, яке викликане наявністю у воді токсичних речовин. Крім того, цей показник може вказувати на різні потреби у кисні для проходження газообміну у респіраторному апараті зябер залежно від умов існування. При надходженні до зябрових тканин токсикантів може змінюватись їхня морфофункціональна активність, що надалі призведе до суттєвих змін в активності Na, К-АТФ-ази [32]. З огляду на це, можна припустити наявний вплив токсикантів із різною хімічною природою на організм дослідних риб.

Карась та краснопірка реагують на більш напружені умови існування в оз. Луговому підвищенням активності Na, К-АТФ-ази у зябрових пелюстках, а через це посилюється йонний обмін. Це забезпечує процеси осмо-

тичної регуляції шляхом створення електролітичного градієнта при контакті риб із токсичними речовинами. Слід зазначити, що у краснопірки з оз. Лугового активність ЛДГ у зябрах істотно вища, а у карася — дещо вища, ніж у риб із контрольної водойми. Це можливо вказує на те, що частково енергетичні процеси відбуваються за рахунок залучення гліколізу (див. рис. 3). Крім того, спостерігалась позитивна залежність між активністю ЛДГ та Na^+/K^+ -АТФ-ази у карася ($r = 0,87$) з оз. Кирилівського та краснопірки з оз. Бабиного ($r = 0,76$) та оз. Кирилівського ($r = 0,76$).

Висновки

За результатами дослідження встановлено, що карась китайський *Carrasius auratus* та краснопірка звичайна *Scardinius erythrophthalmus* подібним чином реагують на існування у забруднених водоймах (оз. Кирилівське і оз. Лугове). Так, зокрема показано, що у риб (незалежно від виду) із забруднених водойм вміст ліпідів був нижчим у 2,05-2,7 рази відносно умовного контролю. Аналогічні зміни зафіксовані стосовно вмісту глікогену.

У тканинах печінки та м'язів карася і краснопірки із забруднених водойм було встановлено вищу (на 18,0-63,0%) активність СДГ порівняно з рибами із умовного контролю. Це свідчило на користь того, що у риб при існуванні у водоймах, що підлягають тривалому чи періодичному токсичному забрудненню у тканинах переважали аеробні енергогенеруючі процеси.

У зябрових пелюстках карася із забруднених водойм, а краснопірки — з помірно забрудненої водойми активність СДГ була вищою відносно контролю.

У свою чергу, зменшення або незначне підвищення активності ЛДГ (у тканинах м'язів та печінки) вказує на відсутність необхідності у залученні гліколітичних процесів у енергетичному обміні риб.

Проте, у досліджуваних видів риб, зокрема краснопірки при надходженні значної кількості токсичних речовин (оз. Лугове) у зябрових пелюстках встановлено вищу (на 15,5%) активність ЛДГ порівняно до контрольних риб. Це вказує на чутливість та вразливість зябрових клітин у риб за умов забруднення навколишнього середовища.

У риб, що перебували під таким впливом відбувалися суттєві зміни в активності Na , K -АТФ-ази, що виражалось у послабленні чи посиленні йонного обміну.

Таким чином, корегування процесів енергетичного обміну дозволяє карасю та краснопірці існувати і при надмірному антропогенному забрудненні водойми.

Показники зміни активності ферментів енергетичного обміну та ступеня накопичення енергомістких речовин у тканинах риб можуть бути використані для оцінки фізіологічного стану риб та в цілому екологічного стану водойм. Це дозволить прогнозувати якісний та кількісний склад іхтіофауни фонових видів у міських водоймах.

Список використаної літератури

1. Арсан В.О. Енергозабезпечення організму коропа при адаптації до змін концентрації іонів важких металів у водному середовищі: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. К., 2004. 20 с.
2. Арсан О.М., Давидов О.Я., Дяченко Т.М. та ін. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. К.: Логос, 2006. 406 с.
3. Васильєва О.Б., Назарова М.А., Немова Н.Н. Липидный состав органов и тканей рыб, обитающих в условиях техногенного загрязнения. *Тр. Зоол. ин-та РАН*. 2016. Т. 320 (3). С. 280—293.
4. Гончарова М.Т., Кіпніс Л.С., Коновець І.М. та ін. Оцінка якості води та донних відкладів каскаду озер Опечень (м. Київ) на основі токсикологічних та гідрохімічних досліджень : Матеріали VIII з'їзду гідроекологічного т-ва України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції, «Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів», К., 2019. С. 249—252.
5. Коваленко Ю.О., Шлапак О.О., Потрохов О.С., Зінковський О.Г. Вплив антропогенного забруднення водойм на фізіолого-біохімічні показники риб та склад їх паразитоценозів. *Рибогосп. наука України*. 2019. № 3. С. 72—88.
6. Линник П.М., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці Укр. наук.-досл. гідромет. ін-ту*. 2016. Вип. 269. С. 59—69.
7. Лукьяненко В.И. Токсикология рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1967. 139 с.
8. Марценюк В.М. Особливості регуляції енергозабезпечення адаптації риб до дії абіотичних та антропогенних чинників: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. К., 2019. 24 с.
9. Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Погорелова Ю.В. Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ). *Екологічна безпека та природокористування*. 2015. 4 (20). С. 63—69.
10. Попова Е.М., Коцій І.В. Ліпіди як компонент адаптації риб до екологічного стресу. *Рибогосп. наука України*. 2007. № 1. С. 49—56.
11. Практикум по биохимии. Под ред. С.Е. Северина, Г.А. Соловьевой. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. 510 с.
12. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб, 4-е изд. М.: Пищ. пром-сть, 1966. 374 с.
13. Прохорова М.И. Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен). Л.: Изд-во Ленинград. ун-та. 1982. 272 с.
14. Руднева И.И. Применение биомаркеров рыб для экотоксикологической диагностики водной среды. *Рибне господарство України*. 2006. № 1. С. 20—23.
15. Agalakova N.I., Brailovskaya I.V., Konovalova S.A. et al. ATP-consuming processes in hepatocytes of river lamprey *Lampetra fluviatilis* on the course of prespawning starvation. *Comparative Biochem. and Physiol. Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 2016. Vol. 201. P. 95—100.
16. Cazenave J., Bacchetta C., Rossi A. et al. Deleterious effects of wastewater on the health status of fish: A field caging study. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 38. P. 104—112.
17. Chandravathy V.M., Reddy S.L.N. Lead nitrate exposure changes in carbohydrate metabolism of freshwater fish. *J. Environ. Biol.* 1996. Vol. 17 (1). P. 75—79.
18. Firat O., Cogun H.Y, Yüzereroğlu T.A. et al. A comparative study on the effects of a pesticide (cypermethrin) and two metals (copper, lead) to serum biochemistry of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Fish. Physiol. Biochem.* 2011. Vol. 37. P. 657—666.
19. Fiske C.H., Subbarow Y. The colorimetric determination of phosphorous. *J. Biol. Chem.* 1925. Vol. 66. P. 375—400.

20. Ismail H.T.H., Mahboub H.H.H. Effect of acute exposure to nonylphenol on biochemical, hormonal, and hematological parameters and muscle tissues residues of Nile tilapia; *Oreochromis niloticus*. *Vet. World*. 2016. Vol. 9 (6). P. 616—625.
21. Hori T.S.F., Avilez I.M., Inoue L.K., Moraes G. Metabolical changes induced by chronic phenol exposure in matrinxã *Brycon cephalus* (teleostei: characidae) juveniles. *Comparative Biochem. and Physiol. Part C: Toxicology & Pharmacology*. 2006. Vol. 143 (1). P. 67—72.
22. Krot Yu.G., Medovnyk D.V., Prychepa M.V. Peculiarities of physiological adaptation in fishes of small rivers of the urbanized territories. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 1. P. 50—57.
23. Lavado R., Ureca, R., Martin-Skilton R. et al. The combined use of chemical and biochemical markers to assess water quality along the Ebro River. *J. Environ. Pollut.* 2006. Vol. 139. P. 330—339.
24. Lingwood D., Harauz G., Ballantyne J.S. Regulation of fish gill Na⁺-K⁺-ATPase by selective sulfatide-enriched raft partitioning during seawater adaptation. *J. Biol. Chem.* 2005. Vol. 280 (44). P. 36545—36550.
25. Mondal B., Mondal S., Mondal A., Mandal N. Fish scale derived hydroxyapatite scaffold for bone tissue engineering. *Materials Characterization*. 2016. Vol. 121. P. 112—124.
26. Richards J.G., Semple J.W., Jason S., Bystriansky J.S., Schulte P.M. Na⁺/K⁺-ATPase a-isoform switching in gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during salinity transfer. *J. Experimental Biol.* 2003. Vol. 206 (24). P. 4475—4486.
27. Rajamanickam V., Muthuswamy N. Effect of heavy metals induced toxicity on metabolic biomarkers in common capr (*Cyprinus carpio* L). *Maejo Intern. J. Sci. Tech.* 2008. Vol. 2 (1). P. 192—200.
28. Sevela M., Tovarek J. Method for the estimation of lactic dehydrogenase. *Casopis lekaru ceskych*. 1959. V. 98, № 27. P. 844.
29. Tripathi G., Verma P. Differential effects of thyroxine on metabolic enzymes and other macromolecules in a freshwater teleost. *J. Experimental Zoology Part A: Comp. Exp. Biol.* 2003. Vol. 296A (2). P. 117—124.
30. Van der Oost R., Goksøyr A., Celander M. et al. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*) II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. *Aquat. Toxicol.* 1996. Vol. 36 (3—4). P. 189—222.
31. Van den Thillart G., Smit H. Carbohydrate metabolism of goldfish (*Carassius auratus* L.). *J. Comp. Physiol. B*. 1984. Vol 154 (5). P. 477—486.
32. Varadarajan R., Sankar H.H.S., Jose J., Philip B. Sublethal effects of phenolic compounds on biochemical, histological and ionoregulatory parameters in a tropical teleost fish *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Internat. J. Sci. Res. Pub.* 2014. Vol. 4 (3). P. 1—12.
33. Yakushin V.M., Potrokhov A.S., Zinkovskiy O.G. et al. Bacteria numbers and proteolytic activity in the water of the lake located within the urban territory. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 3. P. 77—86.

Надійшла 23.09.2020

Yu.O. Kovalenko, Postgraduate, Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: Kovalenkoyuliiia888@gmail.com,
ORCID 0000-0003-4818-4542

M.V. Prychepa, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0002-3114-2402

O.S. Potrokhov, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0002-8274-6898

O.G. Zinkovskyi, PhD (Biol.), Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
12 Geroyiv Stalingrada Ave, Kyiv, 04210, Ukraine,
ORCID 0000-0003-4135-5839

INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC POLLUTION ON THE ACTIVITY OF ENERGY METABOLISMS IN GOLDFISH AND RUDD

Interspecific physiological and biochemical features of the reactions of common goldfish and common rudd under the influence of varying degrees of anthropogenic pollution, including changes in the activity of energy metabolism enzymes and the peculiarities of using energy-intensive compounds (glycogen and lipids), are considered. Changes in the activity of succinate dehydrogenase (in goldfish and rudd from polluted water bodies, the activity is 8—48 % higher), lactate dehydrogenase and adenosine triphosphatase (in the gill tissue activity is higher by 30,6—68,3 %). It has been shown that with excessive pollution of water bodies in fish, the processes of aerobic oxidation and ion exchange are activated as a result of counteracting adverse environmental conditions of existence.

Keyword: *goldfish, rudd, lipid, glycogen, succinate dehydrogenase, lactate dehydrogenase, adenosine triphosphatase, adaptation, anthropogenic pollution.*