

УДК 504.5:628.3.034:636:574.5/.6

**М.О. ЗАХАРЕНКО**, д. б. н., проф., чл.-кор. НААН України,  
Національний університет біоресурсів і природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
E-mail: sangin1996@ukr.net  
ORCID 0000-0002-7333-7371

**Е.Е. РОМАНОВА**, аспірант,  
Національний університет біоресурсів та природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
E-mail: romanova\_ella@ukr.net,  
ORCID 0000-0002-2624-2513

**І.М. КУРБАТОВА**, д. б. н., проф.,  
Національний університет біоресурсів і природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
E-mail: innakurbatova@ukr.net  
ORCID 0000-0002-7333-7371

**В.М. ПОЛЯКОВСЬКИЙ**, к. вет. н., доц.,  
Національний університет біоресурсів та природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
E-mail: pvam@ukr.net  
ORCID 0000-0001-6017-9493

**О.М. ТУПИЦЬКА**, к. б. н., доц.,  
Національний університет біоресурсів та природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
E-mail: olgatup@ukr.net  
ORCID 0000-0001-9067-9173

**В.М. КОНДРАТЮК**, д. с.-г. н., проф.,  
Національний університет біоресурсів та природокористування України,  
вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна  
E-mail: vadkondratyuk@ukr.net  
ORCID 0000-0002-4246-639

## **ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАВІВ, ЗАБРУДНЕНИХ СТІЧНИМИ ВОДАМИ ТВАРИННИЦЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ, ЗА БІОМАРКЕРАМИ РИБ**

---

*Досліджено морфометричні ознаки внутрішніх органів, гематологічні показники, а також показники метаболізму та активність ензимів у плазмі крові та гепа-*

---

Ц и т у в а н н я: Захаренко М.О., Романова Е.Е., Курбатова І.М., Поляковський В.М., Тупицька О.М., Кондратюк В.М. Екотоксикологічна оцінка ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, за біомаркерами риб. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 6. С. 86—99.

топанкреасі дворічок коропа з умовно чистого і забрудненого стічними водами тваринницького підприємства ставів. Встановлено, що забруднення водойми стічними водами збільшує у дворічок коропа (*Syrpinus carpio* L.) масу селезінки та її індекс відповідно у 1,63 і 1,65 рази і не впливає на живу масу, довжину та висоту тулуба, індекс тілобудови, а також масу гепатопанкреаса та його індекс.

Дослідженнями доведено вплив стічних вод тваринницьких підприємств на гематологічні показники та перебіг цілої низки метаболічних процесів у тканинах. У дворічок коропа із забрудненого ставу в крові нижче концентрація гемоглобіну, кількість еритроцитів, тромбоцитів і моноцитів, вище — сегментоядерних нейтрофілів та величина ШОЕ, а кількість лейкоцитів, еозинофілів, лімфоцитів і паличкоядерних нейтрофілів не відрізнялась від такої у риб з умовно чистої водойми.

У риб із ставу, забрудненого стічними водами, змінюється концентрація глюкози та вміст загального білка, а також активність лактатдегідрогенази і креатинкінази в плазмі крові і гепатопанкреасі. Однак за концентрацією тригліцеридів, холестеролу, сечовини, креатиніну, кальцію, неорганічного фосфору, активністю аланінамінотрансферази і аспартатамінотрансферази у плазмі крові, а також за вмістом загального білка, глюкози, креатиніну, сечовини, кальцію і неорганічного фосфору і активністю лактатдегідрогенази, аланін- і аспартатамінотрансферази у гепатопанкреасі риб із забрудненої і умовно чистої водойми відмінностей не виявлено.

Встановлені зміни маси та індексу селезінки, концентрації гемоглобіну та кількості еритроцитів і тромбоцитів, а також окремих показників метаболізму у плазмі крові та гепатопанкреасі коропів, а саме: концентрації глюкози і вмісту білка, активності лактатдегідрогенази і креатинкінази доцільно використовувати як додаткові критерії при оцінці екологічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

**Ключові слова:** стави, стічні води, короп, морфометричні ознаки, кров, селезінка, гепатопанкреас, метаболізм.

Водойми рибогосподарського призначення в переважній більшості є штучно створеними водними екосистемами, знаходяться в зоні діяльності агропромислових підприємств і зазнають постійного впливу несприятливих факторів зовнішнього середовища. Водопостачання таких водойм в основному відбувається за рахунок атмосферних опадів та поверхневих вод, з якими у воду потрапляє значна кількість забруднювальних речовин [7, 18, 24]. Вони негативно впливають на якість води, фіто- і зоопланктон, розвиток і видовий склад іхтіофауни, знижують рибопродуктивність ставів [2, 27, 32]. Використання вказаних водойм, які призначені для розведення та вирощування риби, передбачає внесення органічних і мінеральних добрив з метою стимуляції розвитку природної кормової бази [20]. З ними у воду надходить значна кількість небілкового азоту, фосфатів, органічних забруднювальних речовин, важких металів, залишків діагностичних та лікувально-профілактичних препаратів, мікроорганізмів, що посилює процеси евтрофікації, негативно впливає на процес відтворення риб, їхній ріст та розвиток [1, 2, 8, 9].

Екологічний стан водойм, в тому числі і рибогосподарських, крім вмісту забруднювальних речовин у воді, характеризують також і шляхом контролю видового складу, чисельності та біомаси індикаторних організмів [21], бактерій, водоростей, безхребетних, представників іхтіофауни [15]. Крім зазначених показників, у водоймах досліджують також проце-

си нітрифікації [36] і люмінесценції [30], виявляють мутагенні властивості токсикантів [38]. Для характеристики екологічного стану водойм використовують морфологічні та цитологічні показники риб, а також метаболічні процеси в тканинах, які значно змінюються під впливом поллютантів неорганічного та органічного походження, зокрема алохтонного азоту [29], важких металів [37], пестицидів [32], органічних розчинників [31], антибіотиків та сульфаніламідів [26]. Для характеристики екологічного стану водойм використовують також клінічні, патологоанатомічні, гістохімічні, генетичні та біохімічні показники, які розкривають не тільки механізми впливу забруднювальних речовин на іхтіофауну, але й можуть бути використані як біомаркери при оцінці екологічного стану ставів [12]. Негативний вплив ксенобіотиків на риб проявляється також зміною морфометричних ознак, зокрема кількості лусок у бічній лінії [17], морфологічного складу крові, в тому числі кількості еритроцитів і концентрації гемоглобіну [6, 13], енергетичних процесів [23], фракційного складу білків плазми крові [5, 12], активності ензимів, реакцій антиоксидантного захисту та ПОЛ [19, 33, 34].

Однак, попри значну кількість досліджень, присвячених забрудненню природних водойм ксенобіотиками різної природи та вивченню механізмів їхньої дії, поза увагою науковців та практиків залишається проблема використання біомоніторингу для оцінки екологічного стану ставів рибогосподарського призначення, що зазнають постійного впливу стічних вод тваринницьких підприємств [9, 12]. Одержані результати дали б можливість встановити важливі критерії оцінки екологічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Метою роботи було дослідити морфометричні ознаки, стан внутрішніх органів, гематологічні показники, обмін речовин та активність ензимів у тканинах дворічок коропа (*Cyprinus carpio L.*) з умовно чистого ставу і забрудненого стічними водами тваринницького підприємства.

### Матеріал і методика досліджень

Експерименти проведено на коропах дворічного віку (*Cyprinus carpio L.*), живою масою 670—722 г, вирощених у ставах загальною площею водного дзеркала 38 і 40 га, що використовуються в рибогосподарських цілях. Водойми утворені шляхом зарегулювання стоку р. Віта, правої притоки р. Дніпро, і знаходяться на околиці м. Києва (с. Круглик, Київської обл.). Перший став був умовно чистим, а другий тривалий час зазнавав впливу стічних вод очисних споруд тваринницького підприємства та поверхневого стоку з його території.

Під час проведення експериментів показники якості води ставів відповідали нормативам, встановленим для водойм рибогосподарського призначення згідно ДСТ 15.372-87 «Вода для рибницьких господарств. Загальні вимоги і норми» і відповідала СОУ 05.01.37-385:2006 «Вода рибогосподарських підприємств». Проте забруднений став відрізнявся від умовно чистої водойми за низкою показників хімічного складу води, а саме: вищою у 1,8 раза концентрацією амонійного азоту (0,35 мг/дм<sup>3</sup>), у

2,1 раза — нітратного азоту (0,035 мг/дм<sup>3</sup>) і у 1,9 раза — нітритного азоту (0,038 мг/дм<sup>3</sup>), у 1,2 раза — іонів натрію (39,8 мг/дм<sup>3</sup>) та у 1,2 раза — іонів калію (20,0 мг/дм<sup>3</sup>), а також вищою у 1,3 раза перманганатною окиснюваністю води (11,1 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). Однак вода із забрудненої водойми не відрізнялась від умовно чистого ставу за концентрацією магнію (22,5—26,4 мг/дм<sup>3</sup>), а також вмістом хлоридів (96,5—97,6 мг/дм<sup>3</sup>), сульфатів (60,0—61,6 мг/дм<sup>3</sup>), гідрокарбонатів (201,3—229,8 мг/дм<sup>3</sup>) та величиною рН (8,3—8,9), а її температура в період досліджень становила 11,8—12,3 °С.

Для досліджень використовували короїв, яких виловлювали із ставів на початку вересня 2021 р. Риїв поміщали по три особини у ємності об'ємом 50 дм<sup>3</sup>, які попередньо заповнювали водою із досліджуваних водойм та доставляли в лабораторію. Короїв перед взяттям крові та забоем поміщали на декілька хвилин (2—3 хв.) в окремі акваріуми об'ємом 40 дм<sup>3</sup>, оцінювали стан покриттів тіла (луски), плавців, ротового та анального отворів, а потім видаляли і визначали проміри та масу тіла за загальноприйнятими в іхтіології методами [16]. Зразки крові у риїв відбирали із серця за допомогою ін'єкційної голки, стабілізували її гепарином, а короїв забивали, видаляли зябра та внутрішні органи на охолоджене предметне скло, відділяли гепатопанкреас, селезінку, нирки і кишечник та визначали їхню масу, колір, наявність крововиливів, ексудату, ознак жирової дистрофії, розростання сполучної тканини з метою виявлення патологічних змін у короїв, вирощених у забрудненій водоймі.

Проміри риїв проводили з допомогою мірної стрічки, а масу тіла та окремих органів визначали на електронних терезах марки Axis BDM 30 та розраховували індекс тілобудови, гепатопанкреаса та селезінки [22]. Гематологічні показники риїв контролювали за методами, описаними у [3, 4, 6].

Плазму крові риїв одержували шляхом центрифугування зразків крові при 3500 об/хв протягом 15 хв, в ній визначали загальний вміст білка за допомогою біуретового реактива [28, 35]. Для визначення концентрації глюкози в крові, а також тригліцеридів, холестеролу, сечовини, креатиніну в плазмі крові та гепатопанкреасі риїв використовували колориметричні, а для дослідження активності лактатдегідрогенази (ЛДГ; КФ 1.1.1.27), аланінамінотрансферази (АлАТ; КФ 2.6.1.2), аспартатамінотрансферази (АсАТ; КФ 2.6.1.1), креатинфосфокінази (КФК; КФ 2.7.3.2) в плазмі крові та супернатанті гепатопанкреаса — кінетичні методи досліджень [10], контрольні сироватки і набори реактивів фірми Human та напівавтоматичний біохімічний аналізатор Human 2000 (Німеччина). Супернатант гепатопанкреаса риїв одержували із гомогенату (розведення тканини 1 : 10 дистильованою водою) з наступним центрифугуванням зразків при 3500 об/хв. При обробці проб плазми крові та супернатанту гомогенату гепатопанкреаса риїв підтримували температурний режим в межах 0—4 °С.

Одержані результати оброблені статистично [11, 14] з використанням спеціального програмного забезпечення Microsoft Excel. Достовір-

ною вважали різницю між показниками при  $P < 0,05$  відповідно критерія, прийнятого в біології.

### Результати досліджень

Дослідженнями встановлено, що у воді забрудненого стічними водами тваринницького підприємства ставу, колір шкіри та луски, стан спинного, хвостового, грудних та черевних плавців, ротового та анального отворів у коропів не відрізнялись від аналогічних показників у риб з умовно чистої водойми. У риб із забрудненої водойми, як і з умовно чистого ставу, відсутні помутніння та крововиливи на рогівці ока, не спостерігається зміна кольору зябер, а також дегенеративні зміни хрящової тканини і гіперплазія зябрових пелюсток. У коропів із ставу, забрудненого стічними водами, після розтину черевної порожнини також не виявлено асиметрії внутрішніх органів — кишечника, гепатопанкреаса, селезінки, плавального міхура та нирок, а їхній колір та розмір не відрізнялись від риб з умовно чистої водойми. В черевній порожнині коропів обох груп відсутній ексудат, а на поверхні внутрішніх органів та слизовій оболонці різних ділянок кишечника не виявлено крововиливів та некротичних змін. Оскільки для досліджень були відібрані коропи, які не відрізнялись за масою тіла, у риб із забрудненого ставу не виявлено і відмінностей за довжиною та висотою тулуба, а також за масою гепатопанкреаса порівняно з аналогічними показниками у риб з умовно чистої водойми (табл. 1). У коропів із забрудненої і умовно чистої водойм відсутня також різниця за індексом тілобудови та гепатопанкреаса. Однак у риб із забрудненого ставу маса селезінки виявилась вищою на 90 % порівняно з її значенням у коропів з умовно чистої водойми, що вплинуло на її індекс, величина яко-

Таблиця 1

**Маса та проміри тіла, індекси тілобудови, гепатопанкреаса та селезінки коропів умовно чистого і забрудненого ставів,  $M \pm m$ ,  $n = 5$**

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Маса тіла, г	671,80±7,04	722,00±38,56
Довжина тіла, см	36,20±0,65	35,90±1,03
Висота тіла, см	10,98±0,23	11,22±0,21
Маса гепатопанкреаса, г	13,47±0,68	14,24±0,40
Маса селезінки, г	1,42±0,11	2,32±0,17*
Індекс тілобудови, %	5,39±0,13	4,99±0,12
Індекс гепатопанкреаса, %	2,01±0,09	1,94±0,12
Індекс селезінки, %	0,20±0,01	0,33±0,03*

Примітка. Тут і в табл. 2—4: \* різниця достовірна ( $P < 0,05$ ) порівняно з коропами умовно чистого ставу.

го зросла в 1,65 раза (див. табл. 1). Встановлене підвищення індексу селезінки у короїв із забрудненого стічними водами ставу порівняно з умовно чистим, ймовірно, є наслідком підвищення концентрації амонійного, нітратного та нітритного азоту, а також органічних забруднювальних речовин, в тому числі ряду ксенобіотиків антропогенного походження, які потрапляли у став зі стічними водами тваринницького підприємства [12, 19]. Одержані результати щодо маси та індексу селезінки у риб можна рекомендувати не тільки як додаткові критерії оцінки екологічного стану водойм, але і як важливі показники біоіндикації ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Забруднення ставу стічними водами тваринницького підприємства впливає на гематологічні показники короїв порівняно з їхніми значеннями у риб, вирощених в умовно чистій водоймі (табл. 2). Показано, що концентрація гемоглобіну в крові риб із забрудненого ставу виявилась нижчою на 21,7 %, кількість еритроцитів — на 10,1, тромбоцитів — на 12,6 і моноцитів — на 19,3 %, кількість сегментоядерних нейтрофілів підвищилась на 24,6 %, а кількість лейкоцитів, еозинофілів, лімфоцитів і паличкоядерних нейтрофілів не змінювалась порівняно з короями з умовно чистої водойми (див. табл. 2). Зниження кількості еритроцитів у крові риб із ставу, забрудненого стічними водами тваринницького підприємства, порівняно з умовно чистим корелює із зменшенням концентрації гемоглобіну. У риб із забрудненої водойми порівняно з умовно чистою підвищується на 28 % швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ), що пов'я-

Таблиця 2

**Гематологічні показники риб умовно чистого і забрудненого ставів,  $M \pm m$ ,  $n = 5$**

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Гемоглобін, г/дм <sup>3</sup>	109,60±3,11	85,80±2,33*
Еритроцити, Т/дм <sup>3</sup>	2,18±0,11	1,96±0,07*
Лейкоцити, Г/дм <sup>3</sup> л	5,40±0,24	5,60±0,36
Тромбоцити, Г/дм <sup>3</sup> л	110,80± 0,93	96,80± 0,64*
Швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ), мм/год.	2,80±0,17	3,60±0,12*
Лейкоформула, %		
Еозинофіли	2,60±0,41	2,00±0,29
Нейтрофіли:		
паличкоядерні	0	0
сегментоядерні	25,20 ±1,13	31,40± 0,81*
Лімфоцити	66,00±2,17	61,60±1,97
Моноцити	6,20±0,28	5,00±0,31*

зано, ймовірно, із впливом амонійного азоту у воді не тільки на дихальну функцію зябер, але і на процес зв'язування кисню гемоглобіном внаслідок утворення лужного гематину в еритроцитах [6, 13]. Виявлені зміни у лейкоформулі риб із забрудненого стічними водами ставу, а саме: збільшення частки сегментоядерних нейтрофілів за одночасного зниження частки моноцитів у крові, вказують на вплив забруднювальних речовин на процеси гемопоезу в кровотворних органах і тканинах риб, зокрема в селезінці [6, 13].

Виявлені зміни гематологічних показників у риб, а саме: концентрації гемоглобіну і кількості еритроцитів в крові, а також показника ШОЕ доцільно рекомендувати як важливі критерії біомоніторингу ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств

Пошуки інших біомаркерів риб для оцінки екологічного стану природних водойм, забруднених стічними водами тваринницького підприємства, дали можливість виявити окремі показники метаболізму, які зазнають суттєвих змін в органах і тканинах короїв. На важливу роль окремих показників метаболізму, концентрація яких змінюється в тканинах риб під дією різних ксенобіотиків, вказують і інші дослідники [22, 25].

Дослідження показників метаболізму, зокрема вуглеводного, білкового та мінерального обміну, а також активності ряду ензимів плазми крові риб, які характеризують клінічний стан внутрішніх органів, показали, що у короїв із забрудненого ставу, на відміну від риб з умовно чистої водойми, вище у 1,45 рази концентрація білка у плазмі крові, а також вміст глюкози — у 1,33 рази. Вміст креатиніну у плазмі крові риб із забрудненої водойми, навпаки, знизився в 1,5 рази порівняно з короями з умовно чистого ставу.

Встановлено, що активність лактатдегідрогенази у плазмі крові короїв із ставу, забрудненого стічними водами тваринницького підприємства, порівняно з умовно чистим зростає у 2,32 рази, а креатинкінази — в 1,79 рази (табл. 3). Оскільки зміна активності ензимів у плазмі крові риб із забрудненої водойми є суттєвою, вказані показники, поряд із наведеними вище, а саме концентрацією білка у плазмі крові і глюкози в крові, доцільно рекомендувати як додаткові критерії при оцінці екологічного стану водойм, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств. Інші досліджені показники обміну речовин у риб, а саме: концентрація холестеролу, тригліцеридів, сечовини, кальцію і неорганічного фосфору, а також активність аланінамінотрансферази та аспартатамінотрансферази у плазмі крові риб із забрудненого ставу не відрізнялась від їхніх величин у короїв з умовно чистої водойми (див. табл. 3).

Забруднення ставу стічними водами тваринницького підприємства, як показали дослідження, істотно впливає на показники вуглеводного, білкового та мінерального обміну, а також активність низки ензимів у гепатопанкреасі риб. У короїв із забрудненого ставу порівняно з рибами з умовно чистої водойми вміст глюкози в гепатопанкреасі знизився у 1,53 рази, а активність креатинкінази, навпаки, збільшилась у 1,58 рази (табл. 4). В той же час концентрація загального білка, холестеролу, тригліце-

ридів, креатиніну, сечовини, кальцію і неорганічного фосфору, а також активність аланінамінотрансферази, аспартатамінотрансферази і лактатдегідрогенази у гепатопанкреасі риб із забрудненого ставу не відрізнялись від аналогічних показників у коропів і умовно чистої водойми.

Отже, на підставі одержаних результатів можна зробити висновок про те, що забруднення води стічними водами тваринницького підприємства впливає на масу селезінки та її індекс, кількість еритроцитів, тромбоцитів, сегментоядерних нейтрофілів та моноцитів, а також на окремі показники метаболізму — концентрацію глюкози в крові, вміст білка і активність лактатдегідрогенази та креатинкінази у плазмі крові, які можуть бути важливими критеріями при оцінці екологічного стану ставів рибогосподарського призначення.

### Обговорення результатів досліджень

Пошук критеріїв оцінки екологічного стану водойм, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, показав, що серед досліджених морфометричних ознак коропів та маси внутрішніх органів і їхніх індексів найбільш показовими, ймовірно, є маса та індекс селезінки, на відміну від інших показників. Однак для остаточного висновку щодо використання індексів тілобудови та внутрішніх органів для оцінки еко-

Таблиця 3

Концентрація білка, вміст метаболітів та активність ензимів у плазмі крові риб умовно чистого і забрудненого ставів,  $M \pm m$ ,  $n = 5$

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Білок плазми крові, г/дм <sup>3</sup>	53,50±5,73	77,86±6,68 *
Глюкоза, ммоль/дм <sup>3</sup>	12,89±1,19	17,17±2,03 *
Тригліцериди, ммоль/дм <sup>3</sup>	0,95±0,079	1,18±0,180
Холестерол, ммоль/дм <sup>3</sup>	4,36±0,760	5,80±0,525
Сечовина, ммоль/дм <sup>3</sup>	1,30±0,21	0,63±0,21
Креатинін, мкмоль/дм <sup>3</sup>	1810,24±165,41	1218,87±153,54 *
Кальцій, ммоль/дм <sup>3</sup>	2,64±0,19	2,32±0,09
Фосфор (неорг.), ммоль/дм <sup>3</sup>	3,35±0,64	2,58±0,17
Активність лактатдегідрогенази, мкмоль НАДН·Н/год/мл	1494,80±161,18	3467,60±292,19 *
Активність аланінамінотрансферази, мкмоль НАДН·Н/год/мл	37,03±4,72	39,12±3,73
Активність аспартатамінотрансферази, мкмоль НАДН·Н/год/мл	293,22±41,34	424,58±57,37
Активність креатинкінази, мкмоль НАДФ <sup>+</sup> /год/мл	7,56±0,76	13,50±1,44*

логічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, необхідно провести дослідження з більшою чисельністю представників іхтіофауни (див. табл. 1). Одержані в проведених дослідженнях дані знаходяться у відповідності з результатами досліджень інших авторів, які вивчали вплив стічних вод тваринницьких підприємств на морфометричні ознаки риб [7, 12, 15]. Слід також зазначити, що підвищення у воді забрудненого ставу концентрації амонійного азоту суттєво впливає на морфологічний склад крові коропів. Про це свідчить зниження кількості еритроцитів і тромбоцитів, концентрації гемоглобіну, підвищення ШОЕ, зміна лейкоформули крові у коропів із забрудненого ставу. Подібні за характером зміни морфологічного складу крові риб спостерігаються і при дослідженні впливу окремих ксенобіотиків стічних вод тваринницьких підприємств на дворічок коропа [12, 13, 19]. Встановлені дослідженнями зміни кількості клітин крові, зокрема еритроцитів, тромбоцитів, а також субпопуляцій лейкоцитів є, ймовірно, наслідком впливу забруднювальних речовин на функціональний стан кровотворних органів, зокрема селезінку риб (див. табл. 2). Виявлені зміни гематологічних показників у риб із забрудненого ставу можна рекомендувати як біомар-

Таблиця 4

**Концентрація білка, вміст метаболітів та активність ензимів у гепатопанкреасі риб умовно чистого і забрудненого ставів,  $M \pm t$ ,  $n = 5$**

Показники	Коропи	
	умовно чистий став	забруднений став
Білок, мг/ г тканини	41,73±5,20	48,15±10,51
Глюкоза, ммоль/г тканини	0,26±0,02	0,17±0,02*
Тригліцериди, мкмоль/г тканини	5,63±0,62	5,36±0,46
Холестерол, мкмоль/г тканини	7,86±1,59	7,06±1,22
Сечовина, мкмоль/г тканини	29,34±6,11	43,06±7,78
Креатинін, мкмоль/г тканини	0,021±0,002	0,023±0,004
Кальцій, мкмоль/г тканини	2,48±0,35	2,37±0,89
Фосфор (неорг.), мкмоль/г тканини	29,84±7,14	26,33±2,27
Активність лактатдегідрогенази, ммоль НАДН·Н/хв на 1 г тканини	2,83±0,59	2,45±0,54
Активність аланінамінотрансферази, ммоль НАДН·Н/хв на 1 г тканини	2,10±0,31	2,54±0,34
Активність аспаратамінотрансферази, ммоль НАДН·Н/хв на 1 г тканини	4,25±1,25	3,46±1,00
Активність креатинкінази, мкмоль креатинфосфату/хв на 1 г тканини	5,45±1,04	8,64±0,84 *

кери при забрудненні водойм стічними водами тваринницьких підприємств.

У коропів, виловлених із ставу, забрудненого стічними водами тваринницького підприємства, на відміну від риб з умовно чистої водойми, змінюється не тільки вміст окремих метаболітів вуглеводного та білкового обміну, але й активність окремих ензимів в плазмі крові та гепатопанкреасі (див. табл. 3, 4). Зокрема, у риб із забрудненої водойми спостерігається підвищений вміст загального білка і глюкози в плазмі крові за одночасного зниження концентрації креатиніну, зростання активності лактатдегідрогенази та креатинкінази (див. табл. 3). Збільшення концентрації глюкози та активності лактатдегідрогенази у плазмі крові риб із забрудненого ставу порівняно з умовно чистим вказує на активацію реакцій гліколізу в м'язах, що, ймовірно, є наслідком зниження концентрації гемоглобіну в крові та кисню в тканинах. Вказані зміни у риб із забрудненої водойми відбулися, ймовірно, внаслідок впливу вищої концентрації амонійного азоту у воді забрудненого ставу не тільки на окремі ланки обміну вуглеводів, але і на енергетичні процеси в тканинах. Попри це більшість досліджуваних показників метаболізму в плазмі крові риб із ставу, забрудненого стічними водами, не відрізнялась від таких у коропів з умовно чистої водойми. Це пов'язано, ймовірно, з тим, що більшість показників гідрохімічного складу води забрудненого стічними водами тваринницького підприємства ставу не відрізнялась від умовно чистої водойми, незважаючи на вищу концентрацію амонійного та нітратного азоту у воді, значення якого відповідало ГДК, встановленої для водойм рибогосподарського призначення. Цей висновок підтверджено дослідженнями окремих показників обміну речовин та активності ензимів у гепатопанкреасі риб із забрудненої стічними водами водойми. У гепатопанкреасі риб із забрудненого ставу встановлено лише нижчий вміст глюкози та вищу активність креатинкінази, тоді як за концентрацією білка, тригліцеридів, холестеролу, сечовини, креатиніну, кальцію, фосфору, активністю лактатдегідрогенази, аланінамінотрансферази і аспартатамінотрансферази відмінностей не виявлено (див. табл. 4), що свідчить про гальмування процесів глюконеогенезу і, ймовірно, про збільшення використання глюкози в реакціях детоксикації ксенобіотиків, які надходять в організм риб з води. Підвищення активності креатинкінази в гепатопанкреасі риб забрудненого ставу свідчить про посилення використання енергії в тканинах для забезпечення процесів детоксикації ксенобіотиків стічних вод тваринницького підприємства.

Отже, як встановлено дослідженнями, найбільш показовими біомаркерами риб при оцінці екологічного стану ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, можуть бути маса селезінки та її індекс, окремі гематологічні показники риб та швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ), концентрація глюкози і активність лактатдегідрогенази у плазмі крові та креатинкінази у гепатопанкреасі.

## Висновки

Встановлено вплив стічних вод тваринницького підприємства на масу та індекс селезінки дворічок коропа, морфологічний склад їхньої крові, а саме: кількість еритроцитів, тромбоцитів і концентрацію гемоглобіну, величину ШОЕ, та відсоткове співвідношення сегментоядерних нейтрофілів і моноцитів у крові.

Забруднення води стічними водами тваринницького підприємства змінює загальний вміст білка та концентрацію глюкози, а також активність лактатдегідрогенази і креатинкінази в плазмі крові та гепатопанкреасі риб, що може бути важливими біомаркерами при оцінці екологічного стану водойм рибогосподарського призначення.

### Список використаної літератури

1. Арсан О.М. Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии. *Гидробиол. журн.* 2007. Т. 43, № 6. С. 50—64.
2. Афанасьев С.А., Гулейкова Л.В., Летицкая Е.Н. и др. Влияние залпового сброса загрязненных вод на экосистему малой равнинной реки. *Там же.* 2017. Т. 31, № 6. С. 3—15.
3. Боярчук А.Д. Біохімія стресу: Лабораторний практикум. Луганськ : Вид-во Луганск. нац. ун-ту, 2013. 65 с.
4. Головина Н.А., Тромбицкий И.Д. Гематология прудовых рыб. Кишинев : Штиинца, 1989. 160 с.
5. Грубінко В.В., Синюк Ю.В., Прібич Ф.А. Білки як адаптери та маркери інтоксикації у гідробіонтів. *Наук. записки Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія (Гідроекологія).* 2009. Т. 39, № 1—2. С. 143—153.
6. Давыдов О.Н., Темниханов Ю.Д., Куровская Л.Я. Патология крови рыб. Киев : Мединформ, 2005. 212 с.
7. Євтушенко М.Ю., Хижняк М.І. Основні підходи до оцінки стану водойм рибогосподарського призначення на основі біомоніторингу. *Гідробіол. журн.* 2012. Т. 48, № 1. С. 57—64.
8. Иванов Д.И., Алымов С.И. Антропогенное воздействие на водные экосистемы. *Агроекол. журн.* 2012. № 2. С. 90—94.
9. Іванова О.В., Захаренко М.О. Санітарно-гігієнічна оцінка стоків тваринницьких підприємств. *Ветеринарна біотехнологія.* 2010. № 17. С. 82—87.
10. Камышников В.С. Справочник по клинико-биохимическим исследованиям и лабораторной диагностике. Москва : Медпресс-информ, 2004. 920 с.
11. Кокунин В.А. Статистическая обработка данных при малом числе опытов. *Укр. биохим. журн.* 1975. Т. 47, № 6. С. 776—790.
12. Курбатова І.М. Роль ксенобіотиків у порушенні екологічної рівноваги водних екосистем за антропогенного навантаження : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Чернівці, 2019. 42 с.
13. Курбатова І.М., Захаренко М.О., Чепіль Л.В. Морфологічний склад крові коропа (*Surpinus carpio* L.) за дії сульфаніламідів та хлортетрацикліну. *Екологічні науки.* 2018. Т. 21, № 2. С. 157—160.
14. Лакин Г.Ф. Биометрия. Москва : Высш. шк., 1990. 352 с.
15. Мальцев В.І, Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ : Наук. центр екомоніторингу та біорізоманіття мегаполісу НАН України, 2011. 112 с.
16. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб преимущественно пресноводных. Москва : Пищ. пром-сть, 1966. 375 с.
17. Причепя М.В. Особливості адаптації аборигенних окуневих риб до дії екологічних чинників водного середовища : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2016. 196 с.

18. Тертична О.В. Наукові основи екологічного оцінювання впливу промислового птахівництва на стан навколишнього природного середовища : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2018. 42 с.,
19. Тупицкая О.Н., Смоленский О.О., Курбатова И.Н. Биохимические показатели крови карпа (*Cyprinus carpio* L.) под воздействием алифатических аминов. *Вестн. Тверск. гос. ун-та: Серия биология и экология*. 2014. № 4. С. 33—39.
20. Чужма Н.П. Вплив різних видів добрив на формування фітопланктону вирощувальних ставів поліської кліматичної зони України. *Рибогосп. наука України*. 2008. № 2. С. 28—33.
21. Швед О.М., Петріна Р.О., Червецова В.Г. та ін. Біомоніторинг екологічного стану природних поверхневих водних об'єктів Львівської області. *Зб. наук. праць Нац. ун-ту «Львівська політехніка»*. 2013. Т. 761. С. 114—119.
22. Яржомбек А.А., Ламанский В.В., Щербина Т.В. Справочник по физиологии рыб. Москва : Агропромиздат. 1986. 192 с.
23. Янович Д.О., Янович Н.Є. Біотрансформація ксенобіотиків і механізми її регуляції. *Наук. вісн. ЛНУВМБТ*. 2011. Т. 13, № 2 (48). Ч. 2. С. 305—311.
24. Ярмчук О.С., Захаренко М.О., Курбатова І.М. Екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти моніторингу тваринницьких підприємств. *Зб. наук. праць Вінницьк. нац. аграр. ун-ту*. 2010. Т. 45, вип. 5. С. 152—154.
25. Baker L.F., Mudge J.F., Thompson D.G. et al. The combined influence of two agricultural contaminants on natural communities of phytoplankton and zooplankton. *Ecotoxicology*. Vol. 25, N 5. P. 1021—1032.
26. Chen S., Zhang W., Li J., Yuan M. Ecotoxicological effects of sulfonamides and fluoroquinolones and their removal by a green alga (*Chlorella vulgaris*) and a cyanobacterium (*Chrysochloris ovalisporum*). *Environ. Pollution*. 2020. 263 (Part A). P. 189-204.
27. Dong-Young Back, Sun-Yong Ha, Brent Else et al. On the impact of wastewater effluent on phytoplankton in the Arctic coastal zone: D.-Y. Back, S.-Y. Ha, B. Else, et al., On the impact of wastewater effluent on phytoplankton in the Arctic coastal zone: A case study in the Kitikmeot Sea of the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment* (2020), Volume 764, P. 1-14, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143861>.
28. Gornely S. Determination of serum protein by mean of biuret reaction. *J. Biochemistry*. 1949. Vol. 177, N 2. P. 751—755.
29. Guasch H., Admiraal W., Sabater S. Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on freshwater periphyton. *Aquatic toxicology*. 2003. Vol. 64, N 2. P. 165—175.
30. Huang K., Liu H., Kraft M. et al. A protected excitation-energy reservoir for efficient upconversion luminescence. *Royal Society of Chemistry*. 2018. Vol. 10. P. 250—259.
31. Kumari B., Kumar V., Sinha A. K. et al. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environ. Chemistry Letters*. 2017. Vol. 55, N 14. P. 11—22.
32. Lawrence A., Hemingway K. Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses. *Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses*. 2003. P. 14—82.
33. Lopes P., Pinheiro T., Santos M.C., Mathias M. Response of antioxidant enzymes in freshwater fish populations (*Leuciscus alburnides* complex) to inorganic pollutants exposure. *Science of The Total Environment*. 2002. Vol. 280, N 1—3. P. 153—163.
34. Monostory K., Jemnitz K., Vereczkey L. Xenobiotic metabolizing enzymes in fish: Diversity, regulation and biomarkers for pollutant exposure. *Acta Physiologica Hungarica*. 1996. Vol. 84, N 4. P. 369—381.
35. Peters T. Jr., Biamonte G.T., Doumas B.T. Protein (total protein) in serum, urine, and cerebrospinal fluid; albumin in serum / Selected methods of clinical chemistry / Eds., Selected Methods of Clinical Chemistry, American Association for Clinical Chemistry, 2021. Vol. 9. P. 317—325.
36. Polak J. Nitrification in the Surface Water of the Wiociawek Dam Reservoir. The Process Contribution to Biochemical Oxygen Demand (N-BOD). *Polish Journal of Environmental Studies*. 2004. Vol. 13, N. 4. P. 415—424.

37. Sanchez W., Porcher J.-M. Fish biomarkers for environmental monitoring within the Water Framework Directive of the European Union. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2009. Vol. 28, N 2. P. 150—158.

38. Sciacca S., Conti Gea O. Mutagens and carcinogens in drinking water. *Mediterranean Journal of Nutrition and Metabolism*. 2009. Vol. 2, N 3. P. 157—162.

Надійшла 02.01.2022

*M.O. Zakharenko*, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Corresp. Member of the NAAS of Ukraine,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,  
E-mail: sangin1996@ukr.net  
ORCID 0000-0001-7055-9086

*E.E. Romanova*, PhD student,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,  
E-mail: romanova\_ella@ukr.net,  
ORCID 0000-0002-2624-2513

*I.M. Kurbatova*, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Geroiyv Oborony str., Kyiv, 15, 03041, Ukraine,  
E-mail: innakurbatova@ukr.net,  
ORCID 0000-0002-7333-7371

*V. M. Poliakovskiyi*, PhD (Vet.), Assoc. Prof.,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,  
E-mail: pvam@ukr.net  
ORCID 0000-0001-6017-9493

*O.M. Tupitska*, PhD (Biol.), Assoc. Prof.,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,  
E-mail: olgatup@ukr.net  
ORCID 0000-0001-9067-9173

*V.M. Kondratiuk*, Dr. Sci. (Agricul.), Prof.,  
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,  
Geroiyv Oborony str., 15, Kyiv, 03041 Ukraine,  
E-mail: vadkondratyuk@ukr.net  
ORCID 0000-0002-4246-639

#### ECOTOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF PONDS CONTAMINATED BY WASTEWATER OF LIVESTOCK ENTERPRISES BY FISH BIOMARKERS

Studied the morphometric characteristics of internal organs, the morphological composition of blood, as well as indicators of metabolic processes in the blood plasma and hepatopancreas of carp from a conditionally clean pond and one contaminated with sewage from a livestock enterprise. It was established that the pollution of the reservoir with wastewater from the livestock enterprise affects the morphometric characteristics of the internal organs of the carp (*Cyprinus carpio* L.), increasing the mass of the spleen and its index by 1.63 and 1.65 times, respectively, and does not affect live weight, length and height trunk, body composition index, as well as hepatopancreas mass and its index.

The concentration of hemoglobin, the number of erythrocytes, platelets and monocytes in the blood of carp from a polluted pond is lower, segmented neutrophils and ESR are higher, and the number of leukocytes, eosinophils, lymphocytes and rod-nucleated neutrophils did not differ from their values in fish from a conditionally clean pond.

Wastewater from a livestock enterprise affects metabolic processes in carp, in particular, an increase in the concentration of glucose and total protein, the activity of lactate de-

hydrogenase, aspartate aminotransferase and creatinekinase, a decrease in the content of creatinine in the blood plasma, as well as an increase in the concentration of urea, the activity of creatinekinase, a decrease in the level of glucose in hepatopancreas of fish. Studies have proven the negative impact of wastewater from livestock enterprises on fish, in particular, on hematopoietic organs and the course of a number of metabolic processes in body tissues.

On the basis of established changes in internal organs, the morphological composition of blood and metabolism in carp, a conclusion was made about the expediency of using the indicator of spleen mass, its index, as well as the concentration of hemoglobin and the number of erythrocytes in the blood, the content of glucose and total protein, and the activity of lactate dehydrogenase and creatinekinase in the blood plasma of fish in the quality of biomarkers in the assessment of the ecotoxicological state of ponds polluted by wastewater from livestock enterprises.

**Key words:** ponds, wastewater, carp, morphometric characteristics, blood, spleen, hepatopancreas, metabolism.