

УДК 574:591.5/(57.02+57.04)

**БІОТЕСТУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ДІЛЯНКИ
Р. РОСЬ ТА Р. ПРОТОКА ЗА ЖИТТЄЗДАТНІСТЮ ІКРИ
ТА ЛИЧИНОК КОРОПОВИХ РИБ**

Ю. М. ХУДІЯШ, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник,
<https://orcid.org/0000-0002-8588-0371>

E-mail: yurahud@ukr.net

О. С. ПОТРОХОВ, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник,
завідувач відділу, <https://orcid.org/0000-0002-8274-6898>

E-mail: apotrokhov@gmail.com

О. Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, кандидат біологічних наук, старший науковий
співробітник, провідний науковий співробітник,
<https://orcid.org/0000-0003-4135-5839>

E-mail: olzinkovskiy@gmail.com

В. М. ВОДЯНИЦЬКИЙ, кандидат біологічних наук, науковий співробітник,
<https://orcid.org/0000-0002-4912-689X>

E-mail: fishfarmeralex@ukr.net

К. КОФОНОВ, доктор філософії, молодший науковий співробітник,
<https://orcid.org/0000-0002-7859-5193>

E-mail: kirillkofonov16@gmail.com

Ю. М. КРАСЮК, кандидат біологічних наук, науковий співробітник,
<https://orcid.org/0000-0002-8148-3168>

E-mail: j-krasyuk@ukr.net

Інститут гідробіології НАН України

[https://doi.org/10.31548/dopovidi6\(106\).2023.003](https://doi.org/10.31548/dopovidi6(106).2023.003)

Анотація. Наведено результати досліджень гідрохімічного стану дослідних водойм, які в повній мірі відповідають характеру забруднення. Відмічено істотне підвищення концентрації амонійного азоту у воді р. Рось в районі с. Городище, с. Пилипча та у воді р. Протока в районі с. Піщана порівняно з р. Рось поблизу дендропарку Олександрія. Також спостерігається перевищення норм концентрації нітрит-іонів у воді в р. Протока поблизу с. Піщана порівняно з іншими дослідними ділянками, що свідчить про свіже забруднення водойми. У воді р. Рось в районі с. Городище, с. Пилипча та у воді р. Протока в районі с. Піщана вміст нітрат-іонів був вище порівняно з р. Рось (біля дендропарку Олександрія), що є наслідком постійного потрапляння змивів з сільськогосподарських угідь, які є прилеглими територіями до цих ділянок.

Досліджено рівень забруднення деяких ділянок р. Рось та р. Протока за виживаністю (життєздатністю) ікри, що розвивається, та личинок коропа і білого товстолобика. Аналіз результатів біотестування ступеню токсичності води з цих водойм показав, що життєздатність ікри у воді з ділянок, які

Худіяш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

знаходились біля с. Пилипча і с. Піщана була децю більшою, ніж у ікри, яка інкубувалась у воді з району біля с. Городище та дендропарку Олександрія.

Зниження виживаності ембріонів риб (с. Городище і дендропарку Олександрія) опосередковано пов'язане з вищою концентрацією фосфат-іонів у воді відібраних на цих ділянках. За таких умов можливе зростання чисельності бактеріоплактону, яке порушує кисневий режим у середовищі і призводить до негативних наслідків.

У найбільш забрудненій воді біля с. Піщана та с. Городище виживаність личинки коропа була нижчою, ніж у воді біля дендропарку Олександрія та с. Пилипча. Це свідчить про те, що на личинкових стадіях розвитку риби найбільш вразливі до токсичного середовища. Відмічено, що концентрація фосфору фосфатів ділянки р. Протока біля с. Піщана була мінімальна відносно інших дослідних точок відбору проб. Тому особлива роль в токсичному впливі на життєздатність личинок риб відводиться присутності у воді неорганічного азоту. Надмірне надходження сполук азоту, особливо амонійного та нітритного, істотно знижує життєздатність личинок коропа, які залишили оболонку.

Встановлено, що більш чітким індикатором токсичності середовища є показники виживаності обох видів риб, що знаходяться на ранньому постембріональному етапі розвитку.

Ключові слова: біотестування, виживання, ікра і личинки риб, амонійний азот, нітрити, нітрати, фосфати, токсичність середовища

Актуальність. Через посилення антропогенного навантаження практично всі водойми інтенсивно забруднюються. Господарська діяльність з порушенням допустимих меж освоєння територій, надмірна інтенсивність використання природних ресурсів, замулення, забруднення та заростання річок, а також недотримання режиму обмеженого господарювання на прибережних захисних смугах призводить до загального погіршення екологічного стану водних екосистем (Левківський С. С. Падун М. М., 2006).

Вважається, що забруднення водного середовища відбувається через скиди шкідливих речовин

промисловими підприємствами, інтенсивним внесенням добрив та використанням засобів захисту рослин сільським господарством. Потрапляння комунально-побутових стоків також відіграє значну роль у формуванні якісного і кількісного складу поверхневих вод (Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р., Кравчинський Р.Л., 2016).

Таким чином, неухильне зростання антропогенного навантаження на екосистеми та пов'язане з ним забруднення навколишнього, зокрема водного середовища, обумовлює гостру актуальність проблеми індикації стану довкілля (Васенко О. Г. та ін., 2015).

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Зазвичай, для встановлення екологічного стану водойм проводять його моніторинг. Основні задачі моніторингу полягають в оцінці та прогнозуванні стану природного середовища з метою виявлення негативних змін і надання рекомендацій з їх усунення або мінімізації (Моніторинг довкілля: навч. посіб., 2000; Моніторинг та інженерні методи охорони довкілля: навч. посіб., 2000). Зокрема, з 1 січня 2019 року набрав чинності новий порядок здійснення державного моніторингу вод, який відповідає вимогам європейського законодавства, в першу чергу, Водної Рамкової Директиви. Суть його полягає у проведенні діагностичного моніторингу з ціллю виявлення найбільш вразливих і проблемних ділянок водойми (EU Water Framework Directive 2000/60/EC. *Official Journal of the European Communities*, 2000).

Один із засобів моніторингу є біотестування, за допомогою якого проводять експериментальне визначення та оцінку дослідним шляхом впливу факторів (фізичних, хімічних, фізико-хімічних) або групи шкідливих факторів на живі організми. На основі змін того чи іншого показника (фізіологічного, біохімічного, цитогенетичного тощо), що спостерігається з піддослідним

тест-об'єктом (індикатори) у порівнянні з контрольним у чітко заданих (тобто, стандартних лабораторних) умовах, встановлюють рівень забруднення досліджуваних водних ділянок (Чухрій Ю.П., 2014; Лисиця А.В., 2018; Крайнюков О.М., Стріян К.О., Крайнюков О.О., 2018). Біотестування також виявляє реакцію організму на певний вид забруднення. Воно допомагає коригувати розрахунки ГДК забруднювачів у стічних водах тоді, коли їх розбавлення у водному об'єкті не забезпечує допустимого рівня. На основі літературних (Гідроекологічний стан басейну річки Рось, 2009) даних і отриманих нами гідрохімічних показників було досліджено деякі ділянки р. Рось та р. Протока з різним рівнем забруднення.

Мета дослідження. Метою досліджень було встановлення ступеню токсичності води у водоймах за виживаністю ікри та личинок коропа *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) і білого товстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), як індикаторів токсичності середовища.

Матеріали і методи дослідження. Об'єктом досліджень була руслова частина річки р. Рось та р. Протока з різним ступенем антропогенного навантаження (рис. 1).

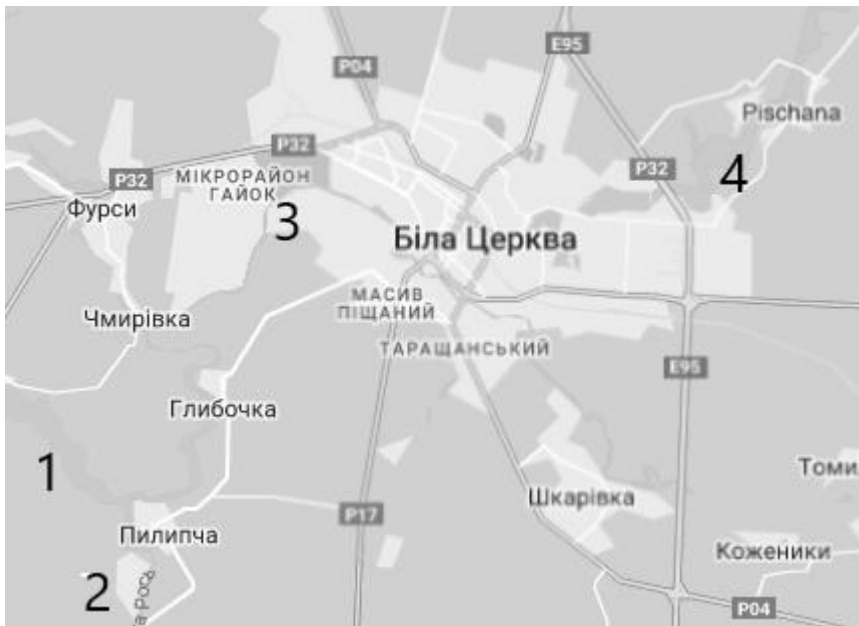


Рис. 1. Район досліджень.

Примітка: 1 – р. Рось, с. Городище, 2 – р. Рось, с. Пилипча, 3 – р. Рось, дендропарк Олександрія, 4 – р. Протока, с. Піщана.

Це ділянки р. Рось біля с. Городище, де забруднення відбувається за рахунок комунально-побутових вод і сільськогосподарських змивів, та с. Пилипча – забруднення води з сільськогосподарських угідь. Крім того, досліджена ділянка на р. Протока у районі с. Піщана, а саме – територія з безпосередньо прилеглими до річки сільськогосподарськими полями. Контролем була ділянка біля дендропарку Олександрія (р. Рось, Середнє Білоцерківське водосховище вище м. Біла Церква).

Тест-об'єктами (індикаторами) слугувала ікра та личинки коропа і білого товстолобика, які були отриманні заводським методом на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту

гідробіології НАН України. Слід відмітити, що для більш кращого визначення діапазону дії токсичного середовища нами був обраний саме ембріональний і ранній постембріональний етап розвитку видів риби, які є найбільш чутливими до певних змін навколишнього середовища. Також, задля кращого розуміння ступеню впливу середовища, нами вибрані види риби з різною чутливістю до дії негативних чинників. Так, вважається, що короп значно витриваліший до несприятливих умов, ніж білий товстолобик (Шевченко П.Г. та ін., 2022).

Біотестування проводили в чашках Петрі об'ємом 50 мл. В кожену чашку під час тестування було поміщено по 50 ікринок коропа, 30 ікринок білого товстолобика і 30

Худіяш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

личинки коропа. Всього було проведено по 6 серій експериментів на ікрі та личинках риб для кожної дослідної води зі всіх точок її відбору. Для зменшення впливу метаболітів риб проводили заміну води у чашках Петрі тричі на добу водою з дослідних ділянок.

Проведено статистичну обробку отриманих даних з застосуванням програми Statistica 10.0.

Результати дослідження та їх обговорення. Результати досліджень

1. Гідрохімічні показники водних дослідних ділянок

Точка забору води	Нітрати, мг N/дм ³ , NO ₃ ⁻	Нітрити, мг N/дм ³ , NO ₂ ⁻	Амоній, мг N/дм ³ , NH ₄ ⁺	Фосфати, мг P/дм ³ , P/PO ₄ ³⁺
с. Городище, р. Рось	9,0	0,02	0,41	0,60
с. Пилипча, р. Рось	3,0	0,01	0,41	0,49
с. Піщана, р. Протока	4,0	0,06	0,85	0,39
Дендропарк Олександрія, р. Рось, вище за течією від м. Біла Церква	≤0,65	0,01	0,21	0,67

Воднчас виявлено більш інтенсивне забруднення азотними сполуками водного середовища у районі с. Піщана, р. Протока, про що говорить вища концентрація нітрит-іонів у воді порівняно з іншими дослідними ділянками. Слід відмітити, що значна концентрація їх у воді зазвичай свідчить про свіже забруднення, оскільки вони є не стійкими і відносно за короткий проміжок часу перетворюються в нітрити та нітрати (Hayatsu M., Tago K. & Saito M., 2008).

Також, досліджено, що вміст нітрат-іонів у воді р. Рось в районі с. Городище і с. Пилипча був вище у

показали, що гідрохімічні показники біогенних сполук в дослідних водоймах в повній мірі відповідають характеру забруднення. Зокрема, вміст сполук неорганічного азоту на різних водних дослідних ділянках дещо відрізнявся. Так, відмічено вищі концентрації амонійного азоту у воді р. Рось в районі с. Городище та с. Пилипча (у 2 рази), і у воді р. Протока в районі с. Піщана (у 4,1 рази) в порівнянні з водою р. Рось поблизу дендропарку Олександрія (табл. 1).

13,8 і 4,6 разів, а у воді р. Протока в районі с. Піщана – у 6,2 рази порівняно з вмістом у воді р. Рось (біля дендропарку Олександрія) (табл.1). Вірогідніше за все, це свідчить про постійне потрапляння змивів з сільськогосподарських угідь, які є прилеглими територіями до цих ділянок. Як відомо, в ході взаємозалежних процесів відбувається трансформація азотовмісних сполук. Так, в процесі мінералізації органічних азотовмісних речовин утворюється аміак, який окислюється до нітритів і потім до нітратів (нітрифікація). В подальшому, певна частка нітратів

Худіаш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

відновлюються завдяки денітрифікуючим бактеріям до вільного азоту, інша частина накопичується у водоймах (Садовська І. В., 2010; Henze M., Harremoës P., Jansen G., Arwin E., 2002).

При дослідженні присутності фосфору фосфатів у воді дослідних ділянок виявлено, що у воді біля с. Городище і дендропарку Олександрія його вміст був більшим у 1,5 та 1,7 рази, ніж у воді з інших ділянок. Відносно висока концентрація фосфору фосфатів у воді може свідчити про потрапляння у водойму побутово-комунальних стоків, які в більшості випадків характеризуються

високим вмістом фосфору, як компоненту миючих засобів.

Встановлення ступеню токсичності води з дослідних ділянок водойм проводили за допомогою дослідження виживаності (життєздатності) ікри, що розвивається, та личинок коропа і білого товстолобика, як індикатору токсичності середовища. Так, життєздатність ікри, що розвивається, у воді з ділянок, які знаходились біля с. Пилипча і с. Піщана протягом майже всього ембріонального розвитку була дещо більшою, ніж у ікри, яка інкубувалась у воді з району біля с. Городище та дендропарку Олександрія (рис. 2).

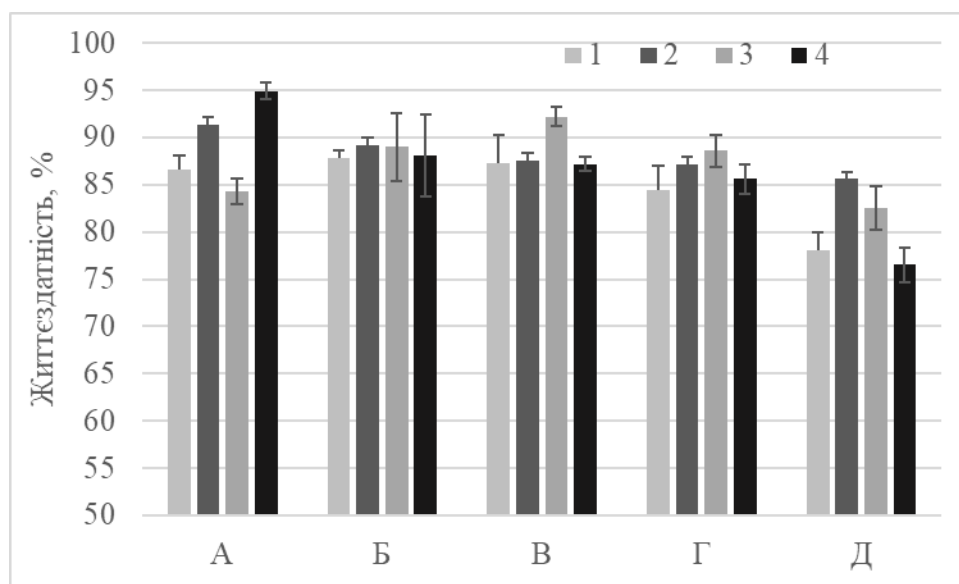


Рис. 2. Життєздатність ікри коропа за дії забруднення води з дослідних ділянок.

Примітки: 1 – р. Рось, с. Городище, 2 – р. Рось, с. Пилипча, 3 – р. Протока, с. Піщана, 4 – р. Рось, дендропарк Олександрія; А – дрібноклітинна морула, Б – кінець гастрюляції, В – очні бокали, Г – рухливий ембріон, Д – вилуплення личинок.

На останньому етапі (вилуплення личинок з оболонки) ембріонального розвитку виживаність ікри коропа з точок

відбору води с. Пилипча і с. Піщана в середньому була на 8,5 % більше, ніж з ділянок біля с. Городище і дендропарку Олександрія.

Відмінності у життєздатності ікри, можливо, пов'язані з вмістом фосфат-іонів у воді. Так, їх концентрація у воді біля с. Городище і дендропарку Олександрія була вищою (в 1,5 та 1,7 рази), ніж у воді з інших ділянок.

Звичайно, що про безпосередню токсичність фосфат-іонів, яка б призвела до зниження життєздатності ікри, мова не йде, оскільки ці концентрації у дослідній воді є далеко не критичними. Гранично допустимі концентрації фосфору фосфатів для рибогосподарських водойм становлять 0,5 мг Р/дм³. В нашому випадку вони не перевищують 0,67 мг Р/дм³. Слід відмітити, що фосфор фосфатів, як біогенна сполука, у водоймах зазвичай знаходиться в недостатній кількості. Як правило він міститься у поверхневих водах у вигляді ортофосфатів, поліфосфатів та органічних сполук. Збільшення вмісту у воді сполук ортофосфатів відбувається внаслідок надходження неочищених або частково очищених стічних промислових скидів та потрапляння з сільськогосподарських угідь. Це може викликати дисбаланс водного середовища і призвести до вибухового розвитку процесів евтрофікації, що в подальшому призводить до дефіциту кисню і, як

наслідок, загибелі риби (Клименко М.О., 2006).

У нашому випадку, очевидно, підвищені концентрації фосфат-іонів у воді призводять до істотного зростання чисельності бактеріоплактону, яке порушує кисневий режим у середовищі. В результаті чого відбувається незначне зниження життєздатності ікри коропа. Відомо, що надмірна евтрофікація водойм починається при концентрації 0,2–0,3 мг N/дм³ та 0,01–0,02 мг Р/дм³ (Авраменко Н. І., 2013).

У випадку з ікрою білого товстолобика наше припущення про те, що іони фосфатів є значущими у життєздатності ембріонів риб, було підтверджено. Як і у випадку з ікрою коропа, інкубування ікри білого товстолобика у воді з ділянок річок біля с. Пилипча та с. Піщана було більш сприятливим, ніж у воді біля с. Городище і дендропарку Олександрія (рис. 3).

Так, на останній стадії ембріонального розвитку (вилуплення личинок з оболонки) виживаність ікри риб, які інкубувалися у воді відібраної біля с. Пилипча та с. Піщана, була більшою на 6,7 та 36,2 %, відповідно, порівняно з ікрою, яка перебувала у воді з с. Городище і дендропарку Олександрія. Це підтверджує наші припущення щодо опосередкованого впливу підвищеної концентрації фосфору фосфатів на життєздатність ікри риб.

Дещо інша картина ембріонів з оболонки на личинкових спостерігається при звільненні стадіях розвитку риб. (рис. 4).

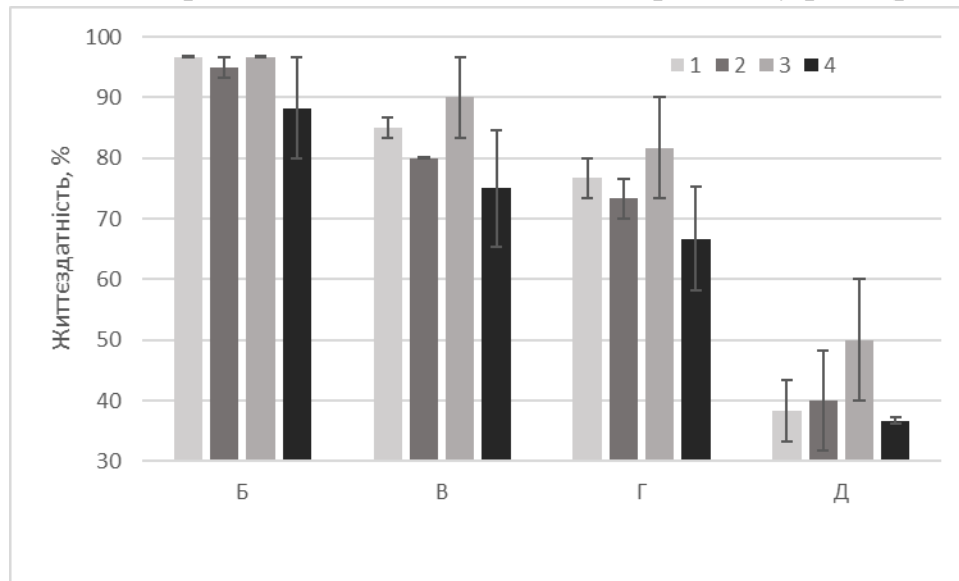


Рис. 3. Життєздатність ікри білого товстолобика за дії забруднення води з дослідних ділянок.

Примітки: 1 – р. Рось, с. Городище, 2 – р. Рось, с. Пилипча, 3 – р. Протока, с. Піщана, 4 – р. Рось, дендропарк Олександрія; Б – кінець гастрюляції, В – очні бокали, Г – рухливий ембріон, Д – вилуплення личинок.

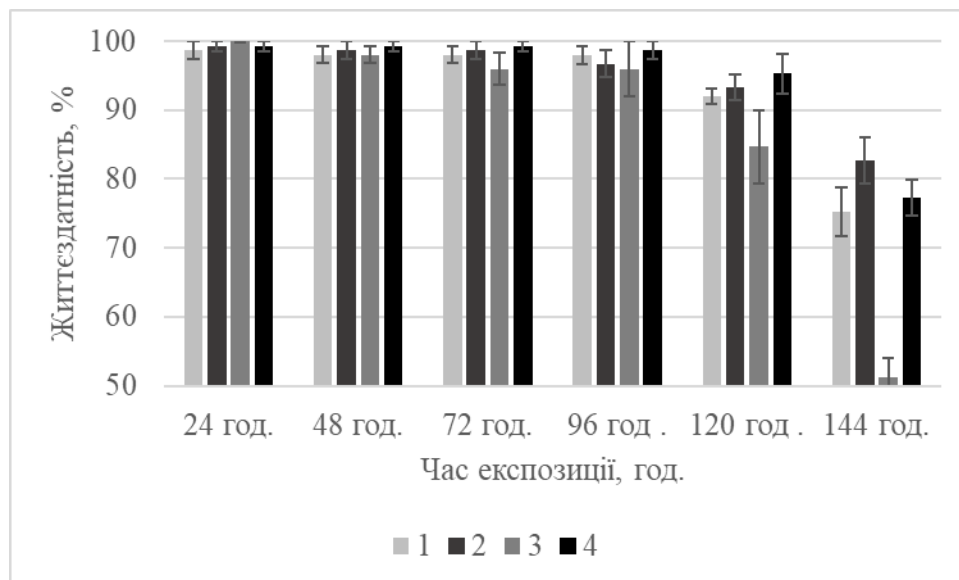


Рис. 4. Життєздатність личинок коропа за дії забруднення води з дослідних ділянок.

Примітка: 1 – р. Рось, с. Городище, 2 – р. Рось, с. Пилипча, 3 – р. Протока, с. Піщана, 4 – р. Рось, дендропарк Олександрія.

Досліджено, що у найбільш забрудненій воді біля с. Городище виживаність личинки була нижчою на 6,3 %, а с. Піщана – на 55,9 %, ніж у

Худіяш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

воді біля дендропарку Олександрія та с. Пилипча. Це свідчить про те, що на личинкових стадіях розвитку риби найбільш вразливі до токсичного середовища. Відмічено, що концентрація фосфору фосфатів ділянки р. Протоки біля с. Піщана була мінімальна відносно інших дослідних точок відбору проб. Тому особлива роль в токсичному впливі на життєздатність личинок риб відводиться присутності у воді азотистих сполук. Так, концентрація іонів амонію і, особливо, нітритів, істотно була вищою (у 2,1–4,0 та 3,0–6,0 разів, відповідно) порівняно з іншими ділянками р. Рось. Саме ці сполуки свідчать про свіже забруднення водного середовища змивами з полів та комунально-побутових стоків. Не можливо не припустити, що з цими стоками у воду надходять і надлишки гербіцидів та пестицидів, які широко застосовуються при вирощуванні рослин, що культивуються, особливо сої, поля якої розташовані поблизу з місцем відбору проб води.

Висновки і перспективи. За результатами проведених досліджень встановлено, що ікра коропа та білого товстолобика не підлягає негативному впливу комунально-побутових стоків та змивів з

Список використаних джерел

1. Левківський С. С. Падун М. М. Рациональное використання і охорона водних ресурсів. Київ: Либідь, 2006. 280 с.
2. Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р., Кравчинський Р.Л. Екологічна стандартизація та запобігання впливу

агропромислових полів при концентрації фосфору фосфатів до 0,67 мг Р/дм³, іонів амонію до 0,85 мг N/дм³ та нітритів до 0,06 мг N/дм³.

Наявна опосередкована дія фосфору фосфатів – підвищення його концентрації до 0,60–0,67 мг Р/дм³ негативно впливає на життєздатність ікри, що розвивається. Це пояснюється надмірним розвитком бактеріопланктону та погіршенням кисневого режиму.

Надмірне надходження сполук азоту, особливо амонійного та нітритного, вище за 0,85 мг N/ дм³ та 0,06 мг N/дм³, відповідно, істотно знижує життєздатність личинок коропа, які залишили оболонку. У найбільш забрудненої ділянці р. Протока їх життєздатність знижувалася на 55,9 %.

Біотестування якості водного середовища доцільно проводити лише на личинкових стадіях розвитку риб.

На основі отриманих даних можна стверджувати, що змиви з полів агропромислового комплексу та комунально-побутових стоків наносять значну шкоду чисельності рибного населення. Відтворення риб зазнає істотної негативної дії зі сторони антропогенного забруднення.

відходів на довкілля. Київ: ВПЦ Київський університет, 2016. 192 с.

3. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія / О.Г. Васенко та ін. Харків: НУГЗУ, 2015. 419 с.

Худіаш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

4. Моніторинг довкілля : навч. посіб. / за ред. Петренко О. В., Павленко В. О. Київ: Київський ун-т, 2015. 303 с.

5. Моніторинг та інженерні методи охорони довкілля : навч. посіб. / за ред. А. І. Мацнев та ін.. Рівненський держ. технічний ун-т. Рівне : ВАТ Рівненська друкарня, 2000. 504 с.

6. EU Water Framework Directive 2000/60/EC. *Official Journal of the European Communities*, 22.12.2000. L 327/1. 118 р.

7. Чухрій Ю.П. Біоіндикація. Біотестування. Біомоніторинг / Конспект лекцій. Одеса: ОНАХТ, 2014. 41 с.

8. Лисиця А.В. Біоіндикація і біотестування забруднених територій. Методичні рекомендації до самостійного вивчення дисципліни. Рівне: Дока-центр, 2018. 94 с.

9. Крайнюков О.М., Стріян К.О., Крайнюков О.О. Встановлення метрологічних характеристик методики біотестування з визначення гострої летальної токсичності води на рибах *Brachydanio rerio hamilton-buchanan* / Біологічні науки Young Scientist, 2018. 9(61). С. 279–281.

10. Гідроекологічний стан басейну річки Рось / за ред. В.К. Хільчевського. Київ: Ніка-Центр, 2009. 116 с.

11. Практикум з іхтіології (загальної і спеціальної). [навчальний посібник]. Шевченко П.Г. та ін. Херсон : Олді-Плюс, 2022. 583 с.

12. Hayatsu M., Tago K. & Saito M. Various players in the nitrogen cycle: Diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. *Soil Science and Plant Nutrition*. Vol. 54. 2008.

13. Садовська І.В. Аналіз і розрахунок процесу нітрифікації при очистці стічних вод. Екологічна безпека та природокористування. Зб. наук. праць. Київ, 2010. Вип. 6. С. 129–139.

14. Henze M., Harremoës P., Jansen G., Arwin E. *Wastewater Treatment*. Berlin, New York, 2002. 430 р.

15. Клименко М.О. Моніторинг довкілля. Київ: Академія, 2006. С. 124–136.

16. Авраменко Н. І. Види водоростей у річці Ворскла, що викликають "цвітіння"

води. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2013. 1. С. 158–162.

References

1. Levkivskiy S. S. Padun M. M. (2006). *Ratsionalne vykorystannia i okhrona vodnykh resursiv*. Kyiv: Lybid. 280.

2. Khilchevskiy V.K., Zabokrytska M.R., Kravchynskiy R.L. (2016). *Ekolohichna standartyzatsiia ta zapobihannia vplyvu vidkhodiv na dovkillia*. Kyiv: VPTs Kyivskiy universytet. 192.

3. Intehralni ta kompleksni otsinky stanu navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha (2015). *Monohrafiia* / O.H. Vasenko ta yin. Kharkiv: NUHZU. 419.

4. *Monitorynh dovkillia* (2015). *Navch. posib.* / Za red. Petrenko O. V., Pavlenko V. O. Kyiv: Kyivskiy un-t. 303.

5. *Monitorynh ta inzhenerni metody okhrony dovkillia* (2000). *Navch. posib.* / Za red. A. I. Matsniev ta in.. Rivnenskyi derzh. tekhnichnyi un-t. Rivne : VAT Rivnenska drukarnia. 504.

6. EU Water Framework Directive 2000/60/EC. *Official Journal of the European Communities*, 22.12.2000. L 327/1. 118 р.

7. Chukhrii Yu.P. *Bioindykatsiia. Biotestuvannia. Biomonitorynh* (2014). *Konspekt leksi*. Odessa: ONAKHT. 41.

8. Lysytsia A.V. *Bioindykatsiia i biotestuvannia zabrudnenykh terytorii* (2018). *Metodychni rekomendatsii do samostiinoho vyvchennia dystsypliny*. Rivne: Doka-tsentr. 94.

9. Krainiukov O.M., Striian K.O., Krainiukov O.O. (2018). *Vstanovlennia metrolohichnykh kharakterystyk metodyky biotestuvannia z vyznachennia hostroi letalnoi toksychnosti vody na rybakh Brachydanio rerio hamilton-buchanan* / *Biolohichni nauky Young Scientist*. 9(61). 279–281.

10. *Hidroekolohichni stan baseinu richky Ros* (2009). *Za red. V.K. Khilchevskoho*. Kyiv: Nika-Tsentr. 116.

11. *Praktykum z ikhtiologii (zahalnoi i spetsialnoi)*. (2022). [navchalnyi posibnyk]. Shevchenko P.H. ta yin. Kherson : Oldi-Plus. 583.

12. Hayatsu M., Tago K. & Saito M. Various players in the nitrogen cycle: Diversity and functions of the microorganisms involved

Худіаш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

in nitrification and denitrification. Soil Science and Plant Nutrition. Vol. 54. 2008.

13. Sadovska I.B. (2010). Analiz i rozrakhunok protsesu nityfikatsii pry ochysttsi stichnykh vod. Ekolohichna bezpeka ta pryrodokorystuvannia. Zb. nauk. prats. Kyiv. Vyp. 6.129–139.

14. Henze M., Harremoes P., Jansen G., Arwin E. (2002). Wastewater Treatment. Berlin, New York. 430 p.

15. Klymenko M.O. (2006). Monitorynh dovkillia. Kyiv: Akademiia. 124–136.

16. Avramenko N. I. (2013). Vydy vodorostei u richtsi Vorskla, shcho vyklykaiut "tsvitinnia" vody. Visnyk Poltavskoi derzhavnoi ahrarnoi akademii. 1. 158–162.

BIOTESTING OF THE ANTHROPOGENIC IMPACT ON AREAS OF THE R. ROS AND R. PROTOKA ON THE VIABILITY OF CARP FISH EGGS AND LARVAE

**Yu. Khudiiash, O. Potrokhov, O. Zinkovskyi, O. Vodianitskyi, K. Kofonov,
Yu. M. Krasiuk**

Abstract. *The results of research into the hydrochemical state of experimental reservoirs, which fully correspond to the nature of pollution, are presented. A significant increase in the concentration of ammonium nitrogen in the water of the Ros River in the area of the villages Horodishche, Pylypcha and of the Protoka River near the village of Pishchana was noted by compared to the Ros River near the Oleksandria Arboretum. There is also an excess of the concentration of nitrite ions in the water in the Protoka river near the village Pishchana compared to other experimental sites, which indicates fresh pollution of the reservoir. In the water of the Ros river in the area of the villages Horodishche, Pylypcha and in the water of the Protoka River near the village Pishchana content of nitrate ions was higher compared to the Ros River (near the Oleksandria Arboretum), which is a consequence of the constant inflow of leachate from agricultural lands, which are adjacent territories to these areas.*

The level of pollution of some areas of the Ros River and the Protoka River was studied in terms of survival (viability) of developing eggs and larvae of carp and white carp. The analysis of the results of biotesting of the degree of toxicity of water from these reservoirs showed that the viability of eggs in water from areas located near the villages Pylypcha and Pishchana was slightly larger than that of the eggs, which was incubated in water from the area near the village Horodishche and Arboretum of Oleksandria.

The decrease in the survival rate of fish embryos (the village of Gorodishche and Oleksandria Arboretum) is indirectly related to the higher concentration of phosphate ions in the water sampled at these sites. Under such conditions, an increase in the number of bacterioplankton is possible, which disrupts the oxygen regime in the environment and leads to negative consequences.

In the most polluted water near the villages Pishchana and Horodishche, the survival rate of carp larvae was lower than in the water near the Oleksandria Arboretum and the village Pylypcha. This indicates that in the larval stages of development, fish are most vulnerable to a toxic environment. It was noted that the concentration of phosphorus and phosphates in the section of the Protoka River near the village Pishchana was minimal compared to other experimental sampling points.

Худіаш Ю. М., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Водяницький В. М., Кофонов К., Красюк Ю. М.

Therefore, a special role in the toxic effect on the viability of fish larvae is assigned to the presence of inorganic nitrogen in the water. An excessive intake of nitrogen compounds, especially ammonium and nitrite, significantly reduces the viability of carp larvae that have left the shell.

It was established that a clearer indicator of the toxicity of the environment is the survival rate of both species of fish, which are at the early post-embryonic stage of development.

Key words: *biotesting, survival, fish eggs and larvae, ammonium nitrogen, nitrites, nitrates, phosphates, environmental toxicity*