



УДК 548.7:597.551.2:57.084

DOI <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.4.2023.7>

ТОКСИЧНИЙ ВПЛИВ ХЛОРПІРОФОСУ НА ЛИЧИНОК КОРОПА ЗА УМОВ МОДЕЛЬНОГО ЕКСПЕРИМЕНТУ ТА В РАЗІ БІОТЕСТУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ

Ю. М. Худіяш¹, О. С. Потрохов², О. Г. Зінковський³, К. Кофонов⁴,
І. М. Коновець⁵

Наведені дані щодо негативної дії хлорпірофосу на личинок коропа за допомогою хіміко-токсикологічного аналізу. Визначення токсичності сполуки проводили методом біотестування і у модельних експериментах, метою яких було проведення порівняльного аналізу фармакотоксикологічного ефекту токсиканту за різних умов. У результаті аналізу було встановлено, що для личинок коропа у модельних експериментах LC50 хлорпірофосу становила 0,009 мг/дм³ при експозиції у розчинах 96 год. При біотестуванні у воді з різним ступенем забрудненості природних водойм LC50 за дії хлорпірофосу становило 0,255 мг/дм³, що в майже у 30 разів більше, ніж за хімічним методом. Низький фармакологічний ефект хлорпірофосу на личинок коропа за результатами

¹ кандидат біологічних наук,
старший науковий співробітник відділу біології відтворення риб
(Інститут гідробіології Національної академії наук України, м. Київ)
e-mail: yurahud@ukr.net
ORCID: 0000-0002-8588-0371

² доктор біологічних наук, старший науковий співробітник,
завідувач відділу біології відтворення риб
(Інститут гідробіології Національної академії наук України, м. Київ)
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID: 0000-0002-8274-6898

³ кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник,
провідний науковий співробітник відділу біології відтворення риб
(Інститут гідробіології Національної академії наук України, м. Київ)
e-mail: olzinkovskiy@gmail.com
ORCID: 0000-0003-4135-5839

⁴ доктор філософії,
молодший науковий співробітник відділу біології відтворення риб
(Інститут гідробіології Національної академії наук України, м. Київ)
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com
ORCID: 0000-0002-7859-5193

⁵ кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
завідувач лабораторії біологічно активних сполук
(Інститут гідробіології Національної академії наук України, м. Київ)
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID: 0000-0003-4234-5026

біотестування якості води пов'язаний з наявністю у водоймі біоти, яка може впливати на прояви токсичності цієї сполуки. Очевидно, в результаті своєї життєдіяльності вони можуть деактивувати цей пестицид.

За результатами наших досліджень було встановлено, що у всіх досліджених водоймах продукційні процеси значно переважали над деструкційними і коефіцієнт A/R досягав 95,5.

Істотне підвищення біопродукції пов'язане зі значним вмістом біогенів у воді дослідних водойм.

Концентрація амонію у воді дослідних ділянок в середньому у 2,0 разів, а нітратів і нітритів у 2,5 і 4,5 рази вище, ніж у контрольній водоймі. Це вочевидь вказує на постійне потрапляння господарсько-побутових вод та зливів з сільгоспугідь, які багаті на сполуки азоту.

Таким чином, результати досліджень засвідчують, що біотестування є більш досконалим способом встановлення токсичності речовини, оскільки дія токсиканту залежить від багатьох екологічних факторів середовища, а саме особливостей хімічного складу води та наявної в водоймі біоти. При цьому слід відмітити, що одночасно з біотестуванням середовища можна проводити також фіксацію відхилення тест-об'єкту від норми за морфологічними, фізіологічними, біохімічними, генетичними та імунними показниками. Отримані результати надають більш повну характеристику екологічного стану водойми та можливість прогнозування подальшого розвитку екологічної ситуації на досліджуваних водоймах.

Ключові слова: забруднення води, токсикофармакологічний ефект, летальні концентрації, пробіт-аналіз, смертність риб, хімічний склад води.

TOXIC INFLUENCE OF CHLORPYRAPHOS ON CARP LARVAE UNDER THE CONDITIONS OF A MODEL EXPERIMENT AND WATER QUALITY BIOTESTING

Yu. M. Khudiyash, O. S. Potrokhov, O. H. Zinkovskyi, K. Kofonov, I. M. Konovets

Data on the negative effect of chlorpyrophos on carp larvae using chemical and toxicological analysis are presented. The toxicity of the compound was determined by the biotesting method and in model experiments, the purpose of which was to conduct a comparative analysis of the pharmacotoxicological effect of the toxicant in different conditions. As a result of the analysis, it was established that for carp larvae in model experiments, the LC50 of chlorpyrophos was 0.009 mg/dm³ when exposed in solutions for 96 hours. During biotesting in water with different degrees of pollution of natural reservoirs, the LC50 under the action of chlorpyrophos was 0.255 mg/dm³, which is almost 30 times higher than by the chemical method. The low pharmacological effect of chlorpyrophos on carp larvae according to the results of biotesting of water quality is associated with the presence of biota in the reservoir, which can affect the toxicity of this compound. It is obvious that as a result of their vital activity, they can deactivate this pesticide.

According to the results of our research, it was established that in all studied reservoirs, production processes significantly prevailed over destructive ones, and the A/R ratio reached 95.5.

A significant increase in bioproduction is associated with a significant content of biogens in the water of experimental reservoirs. The concentration of ammonium in the water of the experimental sites is on average 2.0 times higher, and nitrates and nitrites are 2.5 and 4.5 times higher than in the control reservoir. This obviously indicates the constant ingress of household water and runoff from agricultural land, rich in nitrogen compounds.

Thus, the results of the studies testify that biotesting is a more advanced method of establishing the toxicity of a substance, since the action of the toxicant depends on many environmental factors of the environment, namely the features of the chemical composition of the water and the biota present in the reservoir. At the same time, it should be noted that simultaneously with the biotesting of the environment, it is also possible to fix the deviation of the test object from the norm according to morphological, physiological, biochemical, genetic and immune indicators. The obtained results provide a more complete description of the ecological state of the reservoir and the possibility of forecasting the further development of the ecological situation in the studied reservoirs.

Key words: water pollution, toxicopharmacological effect, lethal concentrations, probit analysis, fish mortality, chemical composition of water.

Вступ

Забруднення водних екосистем токсичними сполуками є однією з головних причин порушення екологічної рівноваги між середовищем і біотою. Слід відмітити, що незадовільна якість води внаслідок надходження токсикантів різної хімічної природи є головною причиною порушення біологічної різноманітності і продуктивності водойм. Переважно забруднення водойм відбувається зі стічними й скидними водами та атмосферними опадами (Афанасьєв та ін., 2010).

У більшості випадків для виявлення токсичності речовин і встановлення їх меж токсичного впливу використовують хіміко-токсикологічний аналіз (Токсикологічна ..., 2015). Одним із методів проведення таких аналізів є модельні експерименти. Однак необхідно зауважити, що з методологічної точки зору модельні дослідження мають низку недоліків. Зокрема, ці експерименти здійснюються в ході уніфікованих/фіксованих досліджень, вплив токсикантів вивчається ізольовано, а саме враховується ефект багатofакторності (температури, рН середовища, хімічного складу, наявності інших токсикантів у воді тощо). Крім того, не відстежується їхня комбінована дія або трансформація. Це певним чином може вплинути на невиправдану екстраполяцію встановлення меж толерантності тестових організмів.

Для врахування вище перерахованих недоліків, а саме виявлення особливостей токсичності сполук і відповідно екологічної ситуації водойм, використовують метод біотестування якості води. В цих дослідженнях враховується сумісний вплив всіх наявних забруднюючих речовин у воді, продуктів їх трансформації та метаболізму, гідрохімічний режим водойми. Цей метод має теж певні недоліки, оскільки не надає повної інформації щодо токсичних властивостей кожної окремо взятої речовини.

Отже, встановлення відмінності негативної дії токсиканту за модельного експерименту, де головною впливовою силою буде лише дія токсиканта, і методів біотестування, де токсичність сполуки залежить від особливостей інших екологічних факторів середовища, має великий науковий інтерес. Тому метою наших досліджень було провести порівняльний аналіз фармотоксикологічного ефекту токсиканту на гідробіонтів за модельного експерименту і при біотестуванні якості води. Оскільки встановлення оцінки ризику забруднення водних екосистем з точки зору їх функціонування повинно

полягати в урахуванні складних екологічних зв'язків і також встановлення безпосередньої дії токсиканта.

Для досягнення поставленої мети нами було обрано загально вживаний при вирощуванні різноманітних агрокультур пестицид (інсектицид) хлорпірофос (O,O-Диетил-O-3,5,6-трихлор-2-піридилфосфоротіоат, C₉H₁₁C₁₃NO₃PS). Він використовується у сільському господарстві для знищення широкого спектру шкідливих комах і кліщів (Richendrfer et al., 2012). Цей пестицид істотно токсичний для більшості видів тварин, в тому числі і гідробіонтів (Richendrfer et al., 2012). Токсичність хлорпірофосу для риб пов'язана з антихолінергічним ефектом. Хлорпірофос, потрапляючи в організм, фосфорилує деякі біологічні субстрати, зокрема ацетилхолінергічного ферменту, яка має важливу роль у передачі нервового імпульсу. При взаємодії пестициду з естеразами відбувається пригнічення їхньої активності в результаті конкурентного гальмування. Це, в подальшому, призводить до порушення проходження нервових імпульсів (Lessenger & Resse, 2000; Ma Liu et al., 2014) ГДК по хлорпірофосу становить 0,0002 мг/дм³.

Матеріал і методи

Дослідження проводилося на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Об'єктами дослідження були личинки коропа *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1748, отримані заводським методом. На ранньому постембріональному етапі онтогенезу саме личинки є найчутливішими до умов середовища, що полегшує встановлення ступеню токсичності хлорпірофосу на організм.

Для встановлення токсикофармакологічного ефекту хлорпірофосу в модельних експериментах було поставлено низка експериментів з заданими концентраціями токсиканту: 0,0005; 0,0025; 0,0125 і 0,0250 мг/дм³. Експозиція личинок у розчинах хлорпірофосу тривала 96 години. Личинки в кількості 40 шт. були посаджені у чашки Петрі об'ємом 50 мл із заданими концентраціями.

Для біотестування якості води було відібрано воду з природних водойм, які географічно були розташовані вздовж сільськогосподарських угідь – ділянка р. Протока (околиці с. Піщана), руслова ділянка р. Рось (с. Городище) та Білоцерківське середнє водосховище (БСВ) (р. Рось, ділянка, що була розташована вище за течією від м. Біла Церква). У цих водоймах було визначено концентрацію хлорпірофосу у воді на час експерименту.

Дослідження проводили протягом 144 години. Личинки в кількості 40 шт. були поміщені в чашки Петрі об'ємом 50 мл із водою із досліджуваних ділянок водойм. Кожні 12 год. проводилася заміна води для зменшення впливу метаболітів на організм і рибали підрахунок смертності личинок.

Визначення первинної продукції фітопланктону проводили склянковим методом (Хижняк та ін., 2014).

Вміст пестициду визначали за допомогою газової хроматографії. Концентрацію хлорпірофосу визначали співробітники лабораторії біологічно активних сполук ІГБ НАНУ методом газової хроматографії (Schwantes et al, 2020). Для хроматографування використовували рідкісний хроматограф Agilent 1100. Колонка 4,6x150,0 мм, термостатування при 40 °С, рухлива фаза – ацетон, швидкість руху потоку – 0,3 мл/хв., об'єм введеного в хроматограф екстракту зразку – 5 мкл.

Хімічний аналіз води, первинну продукцію та деструкцію органічних сполук згідно здійснювали (Методи ..., 2006).

За результати досліджень були обраховані летальні концентрації (LC) за допомогою пробіт-аналізу з використанням програми Epa probit analysis program used for calculating LC/EC values (Version 1.5).

Результати та обговорення

Як показали гострі модельні експерименти проведені на личинках коропа протягом 72 год. виявлено 100%-у їх смертність у концентрації 0,05 мг/дм³, а за 96 год. вона відбулася при концентрації 0,05 мг/дм³ хлорпірофосу. За концентрації 0,0125 мг/дм³ смертність становила 50%, за концентрації 0,0075 мг/дм³ – 19,5%. Слід зауважити, що токсичний ефект проявлявся у риб за концентрацій 0,0125 протягом 48 год. експерименту (табл. 1).

Таким чином, за час проведення модельних експериментів по впливу хлорпірофосу на личинок коропа виявлена його гостра токсичність. Для личинок 96 год. LC10 становила 0,002 мг/дм³, LC50 – 0,009, LC99 – 0,173 мг/дм³ (Рис. 1). Цей препарат виявляв нервово-паралітичні симптоми у риб. Отже,

Таблиця 1

Кількість загинлих личинок коропа за дії хлорпірофосу відносно добового інтервалу, %

Концентрації, мг/дм ³	Година						%
	6	12	24	48	72	96	
Контроль	-	-	-	-	-	-	0
0,0005	-	-	-	1,2	-	6	7,2
0,0075	-	-	-	-	3,6	15,8	19,4
0,0125	-	-	-	4,5	21,6	26,1	52,2
0,0250	1,0	5,3	10,5	17,9	33,8	31,5	100
0,05	0,9	18,7	31,3	34,0	15,1	-	100

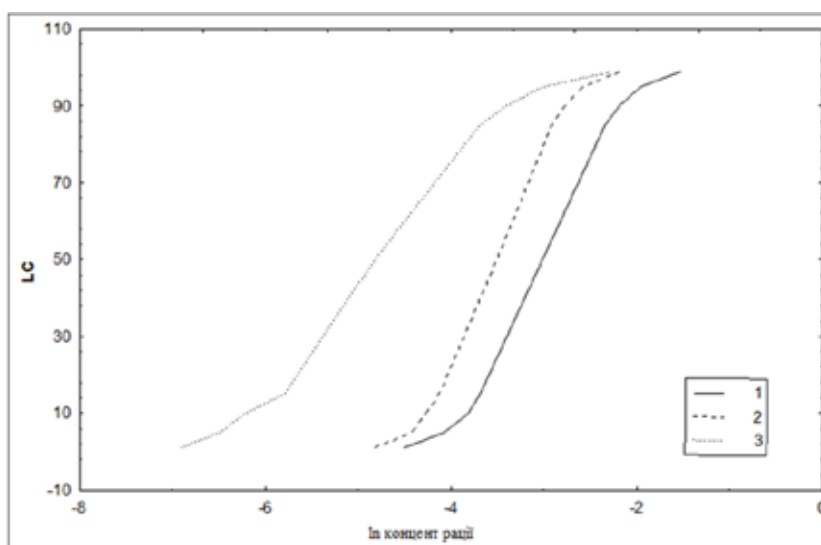


Рис. 1. Токсичні концентрації хлорпірофосу для личинок коропа за пробіт-аналізом

Примітка: 1 – 24 год, 2 – 48 год, 3 – 96 год

цей пестицид є потужним токсикантом і за фармакологічним ефектом належать до першого класу токсичних сполук (Gupta, 2016).

Ділянка р. Рось Білоцерківського середнього водосховища характеризувалася найнижчою концентрацією хлорпірофосу, яка становила 0,0002 мг/дм³. Його концентрація у воді на ділянці р. Протока, на руслових ділянках р. Рось біля с. Пилипча і Городище значно переважали контрольну ділянку – 0,0025; 0,0057; 0,0120 мг/дм³ відповідно.

При біотестуванні якості води з природних водойм, де був присутній цей пестицид, було виявлено значно нижчу його токсичність на життєздатність личинок коропа, ніж при проведенні модельних експериментів (Табл. 2). За результатами цих досліджень LC₅₀ становило 0,255 мг/дм³, що в 30 разів нижче, ніж за хімічним методом.

Таку відмінність токсичного ефекту хлорпірофосу на личинок коропа можна пояснити різними умовами водного середовища. Так, в модельних дослідженнях личинки поміщалися у воду із стандартними (нормованими) гідрохімічними показниками і токсикантом. У випадку з біотестуванням вода відбиралася з природних водойм з різним гідрохімічним складом, а також з присутністю в ній біоти. Отже, за дії одного й того ж токсиканта, але за різним складом води ступінь фармакологічного ефекту хлорпірофосу змінювалася.

Очевидно, прояви достатньо низькою токсичності хлорпірофосу за біотестувальними досліджень може бути пов'язано

з багатьма факторами. Відомо, що на активність більшості фосфорорганічних речовин, в тому числі і хлорпірофос, можуть впливати різні кліматичні умови, а саме температура і вологість навколишнього середовища до, під час та після обробки прилеглої до водойм території (Liu et al., 2001). У водному середовищі на тривалість збереження та можливість його розподілу у воді можуть впливати також інтенсивність світла та рН. Не менш важливим фактором можуть бути мікроорганізми, які в результаті своєї життєдіяльності можуть деактивувати цей пестицид (Singh et al., 2003).

Певним доказом вище перерахованих припущень є результати наших досліджень. Так, за результатами проведених досліджень було відмічено високий ступінь біогенного забруднення на ділянки р. Рось та р. Протока, воду яких відбирали для біотестування. Концентрація у воді сполук азоту і фосфору в дослідних ділянок водоймах наведена в табл. 3.

Отримані гідрохімічні показники за концентрацією біогенних сполук в дослідних водоймах повною мірою відповідають характеру забруднення. Так, підвищена концентрація фосфору у воді в районі с. Городище може свідчити про потрапляння у водойму побутово-комунальних стоків та стоків з полів. Комунальні стоки в більшості випадків характеризуються високим вмістом фосфору як компоненту миючих засобів. Більша концентрація нітратів у воді порівняно з іншими дослідними ділянками

Таблиця 2

Вживаність личинок коропа при утримання їх у воді з різних досліджувальних точок, %

Точка лова	48 год.	96 год.	120 год.	144 год.
Р. Рось, с. Городище	98,7±1,3	96,7±2,0	93,3±1,8	82,7±6,4
Р. Рось, с. Пилипча	98,0±1,2	98,0±1,3	92,0±1,2	75,3±4,8
Р. Протока, с. Піщана	98,0±1,2	96,0±4,0	84,7±5,3	51,3±2,7
Р. Рось, Середнє Білоцерківське водосховище	99,3±0,7	98,7±1,3	95,3±2,9	87,3±8,2

Таблиця 3

Хімічні показники води дослідних ділянок р. Рось та р. Протока

Місце лову	Нітрати мг N/л, NO ₃ ⁻	Нітрити мг N/л, NO ₂ ⁻	Амоній мг N/л, NH ₄ ⁺	Фосфати мг P/л, P/PO ₄ ³⁺
Р. Рось, с. Городище	1,83–9,00	0,02–0,09	0,41–1,25	0,39–0,62
Р. Рось, с. Пилипча	0,90–3,00	0,01–0,04	0,41–0,86	0,10–0,49
Р. Протока, с. Піщана	<0,65–6,33	<0,02–0,06	0,85–4,6	0,17–0,53
Р. Рось, БСВ	≤0,65–1,21	0,01–0,04	0,21–0,67	0,23–0,67

(в середньому у 2,6 разів) вказує також на постійне потрапляння господарсько-побутових вод та змивів із сільгоспугідь, які багаті на сполуки азоту.

Гідрохімічні показники дослідної ділянки в районі с. Піщана свідчать про переважання забруднення води сільськогосподарськими стоками. На це вказує відносно висока концентрація йонів амонію і нітриту, яка в середньому переважає в 2,0 рази та у 4,5 рази відповідно у інших досліджених ділянках. Ці сполуки є головними складовими мінеральних добрив, які застосовують агропромисловими підприємствами. Слід відмітити, що значна концентрація їх у воді зазвичай свідчить про свіже забруднення, оскільки вони є не стійкими і відносно за короткий час перетворюються в нітрати.

Гідрохімічні показники дослідної водної ділянки біля с. Пилипча свідчать про рівновіддаленість від джерел забруднення, оскільки показники біогенів були найменшими порівняно з іншими.

Ділянку р. Рось біля дендропарку Олександрія можна вважати за контрольну, оскільки азотне забруднення не перевищує фонові концентрації для цього регіону.

Значний вміст біогенів, очевидно, спричинив значний ріст біопродукції у дослідних ділянках. Так, за результатами наших досліджень було встановлено, що у всіх досліджених водоймах продукційні процеси значно переважали над деструкційними. Але в найбільш забрудненій ділянці р. Протока (с. Піщана) A/R – коефіцієнт досягав 95,5, що викликано масовим розвитком фітопланктону, більшою мірою синьо-зелених водоростей. Збагачення води біогенними сполуками зі стоками з полів та надходження органічного забруднення від пасовищ рогатої худоби викликає істотну ефтрофікацію, водойму можна віднести до гіперефтрофної. Істотне надходження до води пестицидів призводить до деякого зниження (р. Рось, с. Городище та с. Пилипча)

до зниження первинної продукції та зменшення величини A/R – коефіцієнту порівняно до умовного контролю (табл. 4).

За ступенем забруднення стоків з прилеглих аграрних територій та господарсько-комунальних стоків дослідженні ділянки річок можна розташувати таким чином: р. Рось (с. Городище) > р. Протока (с. Піщана) > р. Рось (с. Пилипча) > р. Рось (дендропарк Олександрія) (табл. 2).

Отже, низький фарамакологічний ефект хлорпірофоса на личинок коропа за результатами біотестування якості води свідчить, що гідрохімічні показники і наявність у водоймі біоти, зокрема бактеріопланктону, можуть впливати на прояви токсичності цієї сполуки.

Таким чином, результати наших досліджень засвідчують те, що хімічний метод визначення токсичності речовини дещо не відображує ефект дії токсикатна, оскільки його ГДК за хімічними дослідженнями можуть значно меншими, ніж в природних водоймах. Це очевидно пов'язано з тим, що хімічний метод не завжди відображає сумісну дію всіх факторів, наявних у водних екосистемах. Відповідно, на тлі цих фактів метод біотестування є більш досконалим та засвідчує екологічний стан водойми незалежно від того, які саме забруднюючі речовини і в якому співвідношенні призводять до змін життєво важливих функцій у організмах. При цьому слід відмітити, що одночасно з біотестуванням середовища можна проводити також фіксацію відхилення тест-об'єкта від норми за морфологічними, фізіологічними, біохімічними, генетичними, імунними показниками. Отримані результати надають більш повну характеристику екологічного стану водойми та можливість прогнозування подальшого розвитку екологічної ситуації на досліджуваних водоймах.

Висновки

Встановлено, що хлорпірофос чинить істотний вплив на личинок коропа в модельних

Таблиця 4
Первинна продукція та деструкція водойм агроєкосистем, червень 2022 р.

	Валова продукція (A), мг O_2 дм ³ /год.	Чиста продукція, мг O_2 дм ³ /год.	Деструкція (R), мг O_2 дм ³ /год.	A/R
Р. Рось, с. Городище	0,61	0,57	0,04	15,25
Р. Протока, с. Піщана	1,91	1,88	0,02	95,5
Р. Рось, Дендропарк	0,24	0,24	0,01	24,0

експериментах, їхня життєздатність суттєво знижується. Цей пестицид виявляє гостру токсичність, 96 год. LC50 хлорпірофосу становить 0,009 мг/дм³, LC99 – 0,173 мг/дм³. При збільшенні експозиції риб у розчинах хлорпірофосу токсичність пестициду постійно зростає.

У зонах стоків з агропромислових підприємств спостерігається істотно підвищення концентрації біогенних сполук, а також пестицидів, які застосовуються для боротьби з шкідниками рослин. За нашими даними, на деяких ділянках р. Рось та р. Протока відмічено збільшення кон-

центрації нітритів у 2 рази, йонів амоній – у 2–6 разів. У воду з прилеглих територій знаходиться хлорпірофос, концентрація якого досягає 0,057–0,0120 мг/дм³.

За біотестуванням води з цих ділянок річок та при визначенні життєстійкості личинок коропа встановлено, що при розрахунку токсичних проявів хлорпірофосу LC50 становить 0,255 мг/дм³.

Таким чином, у природних водоймах відбуваються процеси, які знижують токсичність хлорпірофосу по відношенню до модельних експериментів. Біотестування виявилось кращим методом для оцінки якості води.

Список використаної літератури

Афанасьєв С. О., Васенко О. Г., Поддашкін О. В. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України. *Зб. наук. пр. УкрНДІЕП*. 2010. 32. С. 75–90.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенко; НАН України, Інститут гідробіології. Київ: Лотос, 2006. 408 с.

Токсикологічна хімія: навч.-метод. посіб. для студентів фармац. ф-ту заочної форми навчання / уклад. О. І. Панасенко [та ін.]. Запоріжжя: ЗДМУ, 2015. 235 с.

Хижняк М. І., Євтушенко М. Ю. Методологія вивчення угруповань водних організмів. Київ, 2014. 270 с.

Gupta P. R. *Fundamentals of Toxicology. Essential Concepts and Applications*. Academic Press. 2016. 398 p. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-01775-0>.

Lessenger J. E., Resse B. E. The pathophysiology of acetylcholinesterase inhibiting pesticides. *Agromed*. 2000. Vol. 2. P. 5–19.

Liu B., McConnell L. L., Torrents A. Hydrolysis of chlorpyrifos in natural waters of the Chesapeake Bay. *Chemosphere*. 2001. Vol. 44(6). P. 1315–1323. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00506-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00506-3).

Ma J., Liu Y., Niu D., Li X. Effects of chlorpyrifos on the transcription of CYP3A cDNA, activity of acetylcholinesterase, and oxidative stress response of goldfish (*Carassius auratus*). *Environ Toxicol*. 2014. Vol. 30(4). P. 422–429.

Richendrerfer H., Pelkowski S. D., Colwill R. M., Créton R. Developmental sub-chronic exposure to chlorpyrifos reduces anxiety-related behavior in zebrafish larvae. *Neurotoxicol Teratol*. 2012. 4(34). P. 458–465.

Schwantes D., Gonçalves A. C., Conradi Junior Ê. Determination of chlorpyrifos by GC/ECD in water and its sorption mechanism study in a rhodic ferralsol. *J. Environ Health Sci Eng*. 2020. 18(1). P. 149–162. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00448-1>.

Singh B. K., Walker A., Morgan J. A. W., Wright D. J. Effects of Soil pH on the Biodegradation of Chlorpyrifos and Isolation of a Chlorpyrifos-Degrading Bacterium. *Appl Environ Microbiol*. 2003 69(9). P. 5198–5206. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.9.5198-5206.2003>.

References (translated & transliterated)

Afanasyev, S. O., Vasenko, O. H., Poddashkin, O. V., & Rybalova, O. V. (2010). Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України [Hierarchical approach to environmental risk assessment of surface water ecosystems of Ukraine]. *Zb. nauk. pr. UkrNDIEP [Coll. of science works of UkrNDIEP]*, 32, 75–90 [in Ukrainian].

Romanenko, V. D. (Eds.). (2006). *Metody hidroekologichnykh doslidzhen' poverkhnevnykh vod [Methods of hydroecological research of surface waters]*. NAN Ukrayiny. Instytut hidrobiolohiyi. Kyiv: Lotos [in Ukrainian].

Panasenko, O. I., et al. (2015). *Toksykologichna khimiya [Toxicological chemistry]*. Zaporizhzhya: ZDMU [in Ukrainian].

Khyzhnyak, M. I., & Yevtushenko, M. Yu. (2014). *Metodolohiya vyvchennya uhrupovan vodnykh orhanizmiv [Methodology of studying groups of aquatic organisms]*. Kyiv [in Ukrainian].

Gupta, P. R. (2016). *Fundamentals of Toxicology. Essential Concepts and Applications*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-01775-0> [in English].

Lessenger, J. E., & Resse, B. E. (2000). The patophysiology of acetylcholinesterase inhibiting pesticides. *Agromed.* 2, 5–19 [in English].

Liu, B., McConnell, L. L., & Torrents, A. (2001). Hydrolysis of chlorpyrifos in natural waters of the Chesapeake Bay. *Chemosphere*, 44 (6), 1315–1323. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00506-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00506-3) [in English].

Ma, J., Liu, Y., Niu, D., & Li, X. (2014). Effects of chlorpyrifos on the transcription of CYP3A cDNA, activity of acetylcholinesterase, and oxidative stress response of goldfish (*Carassius auratus*). *Environ Toxicol.* 30 (4), 422–429 [in English].

Richendrfer, H., Pelkowski, S.D., Colwill, R.M., & Créton, R. (2012). Developmental sub-chronic exposure to chlorpyrifos reduces anxiety-related behavior in zebrafish larvae. *Neurotoxicol Terato*, 4 (34), 458–465 [in English].

Schwantes, D., Gonçalves, A. C., Conradi Junior, É., Campagnolo, M. A., & Zimmermann, Ju. (2020). Determination of chlorpyrifos by GC/ECD in water and its sorption mechanism study in a rhodic ferralsol. *J. Environ Health Sci Eng.* 18 (1). 149–162. <https://doi/10.1007/s40201-020-00448-1> [in English].

Singh, B. K., Walker, A., Morgan, J. A. W., & Wright, D. J. (2003). Effects of Soil pH on the Biodegradation of Chlorpyrifos and Isolation of a Chlorpyrifos-Degrading Bacterium. *Appl Environ Microbiol.* 69 (9), 5198–5206. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.9.5198-5206.2003> [in English].

Отримано: 02.06.2023

Прийнято: 16.06.2023