НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет тваринництва та водних біоресурсів

УДК 639.3034:597.551.2:628.4.032

ПОГОДЖЕНО
Декан факультету
Тваринництва та водних біоресурсів

_____Руслан КОНОНЕНКО

«____» _____ 2024 р.

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
Завідувача кафедри
Біології тварин

_____Микола САХАЦЬКИЙ

«____» _____ 2024 р.

МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

на тему: «ВПЛИВ СУЛЬФАНІЛАМІДНИХ ПРЕПАРАТІВ ПОБУТОВИХ СТОКІВ НА ІКРУ ТА ЛИЧИНОК КОРОПА (*CYPRINUS CARPIO* L.)»

Спеціальність: 207 – Водні біоресуриси та аквакультура

Освітня програма: «Водні біоресуриси та аквакультура»

Орієнтація освітньої програми: Освітньо-професійна

Гарант освітньої програми

доктор б. наук, доцент _____ Наталія РУДИК-ЛЕУСЬКА

(науковий ступінь та вчене звання) (підпис) (ПІБ)

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

доктор б. наук, професор _____ Інна КУРБАТОВА

(науковий ступінь та вчене звання) (підпис) (ПІБ)

Виконав _____ Єгор КІРДАНЬ

(підпис) (ПІБ студента)

КИЇВ – 2024

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ
Факультет тваринництва та водних біоресурсів

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри біології тварин
доктор біологічних наук, професор
_____Микола САХАЦЬКИЙ
«22» листопада 2023 р.

ЗАВДАННЯ
НА ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ
СТУДЕНТА
Кірданя Єгора Андрійовича

Спеціальність: 204 – Водні біоресуриси та аквакультура
Освітня програма: «Водні біоресуриси та аквакультура»
Орієнтація освітньої програми: Освітньо-професійна
Тема магістерської кваліфікаційної роботи: – «Вплив сульфаніламідних препаратів побутових стоків на ікру та личинок коропа (*Cyprinus carpio* L.)»
Затверджена наказом ректора НУБІП України № 1975 «С» від 31.10.2023 р.
Термін подання завершеної роботи на кафедру «29» листопада 2024 р.
Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи: попередні дослідження стоків побутових підприємств, проби води , матеріали дослідження.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. провести аналіз стану води , що знаходиться в зоні діяльності лікарень та підприємств з виготовлення медичних препаратів;
2. вивчити методи дослідження хімічного складу води, методики дослідження запліднення ікри коропа, її інкубацію та підрощування личинок;
3. дослідити вплив сульфаніламіду на ікру коропа;
4. визначити вплив сульфаніламідних препаратів на личинок коропа;
5. проаналізувати шляхи подальшої розповсюдження ксенобіотика;
6. запропонувати ефективні способи корекції негативного впливу хлортетрацикліну на ранню стадію розвитку у риб.

Дата видачі завдання 22 листопада 2023 р.

Керівник магістерської
кваліфікаційної роботи _____ Інна КУРБАТОВА

Завдання прийняв до виконання _____ Єгор КІРДАНЬ

РЕФЕРАТ

Структура водних екосистем залежить, крім природних факторів, від значного числа зовнішніх факторів, які впливають на стан популяцій, міжвидові відносини, склад і характеристики водного середовища, фізіологічні та біохімічні процеси у водних організмах, видовий склад і велика кількість рибних фаз.

Однак, незважаючи на численні природоохоронні заходи, збільшені викиди великої кількості технічних стічних вод промисловими та енергетичними об'єктами в природні та штучні водойми, а останнім часом і переробними підприємствами харчової промисловості, ветеринарією та медичними установами посилюють антропогенне навантаження на водні екосистеми.

Цілі та завдання дослідження. Метою даного дослідження є з'ясування ролі біомаркерів гідробіонтів в оцінці екологічного стану водойм на основі вивчення процесів пластичного метаболізму риб, зумовлених дією біоматеріалів у стічних водах, та розробка ефективних методів зниження забруднення ставкової води у сфері тваринництва на підприємствах.

Цілі, поставлені в роботі, були досягнуті шляхом вирішення наступних завдань:

Оцінити екологічний стан водойми за хімічним складом води та загальним обсягом стічних вод тваринницьких підприємств;

Дослідити хімічний склад і вміст антибактеріальних засобів і низькомолекулярних сполук у рідких стічних водах господарсько-побутових підприємств;

Вивчити вплив стічних вод і амонійного азоту на розвиток ікри, збереження ембріонів, виживання личинок коропа і дафнії;

Вивчити вплив сульфаніламідних препаратів і антибіотиків на розвиток ікри і збереження личинок коропа.

Метою дослідження є дренаж, фаза розвитку риби та ембріогенез на вітчизняних підприємствах.

Предметом дослідження є еколого-токсикологічна оцінка водних об'єктів з точки зору хімічного складу води, ембріогенезу та збереження личинок внаслідок

впливу біоматеріалів у стічних водах побутових підприємств.

Методи дослідження. Для досягнення цілей і вирішення завдань, поставлених в ході дослідження, були використані методи досліджень: екологічні (оцінка екологічного стану водойми), гідрохімічні (визначення хімічного складу води), іхтіологічні (вивчення морфологічних ознак, ембріогенезу, збереження личинок риб) і статистичні (математична обробка про результати дослідження).

Структура і обсяг роботи. Магістерська робота складається з резюме, вступу, 3 основних розділів, висновків та списку використаних джерел.

Основний зміст роботи представлено у вигляді комп'ютерного тексту на сторінці 73. Він містить 6 таблиць і 5 діаграм, а список ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ містить 141 назву на латиниці.

ВСТУП

Забруднення водних об'єктів стічними водами промислових підприємств, а в останні роки і тваринницьких комплексів, що містять значну кількість сторонніх речовин органічного і мінерального походження, призводять до зниження функціонування водних екосистем, в тому числі до змін при іхтіозі. Останнє є важливим біологічним показником екологічного моніторингу антропогенного впливу на водні екосистеми. Такими біологічними показниками є показники вмісту токсичних сполук у тканинах різних видів риб, воді та гідробіонтах, активність великої кількості ферментів у тканинах, морфологічний склад крові, морфологічні ознаки, пластичний обмін у тканинах [104,140].

Як показали дослідження риб [11, 32, 94,], найбільш чутливими до впливу шкідливих факторів водного середовища є ембріональна, личинкова і ювенільна стадії, на відміну від ювенільного і зрілого віку.Найбільші зміни в розвитку, включаючи загибель ембріона під дією токсичних речовин різної природи, відбуваються на ембріональній стадії на стадії дроблення і гаструляції, особливо після переходу на змішаний раціон, яким, як було встановлено, годують предличинок. [7,11,141].

За інтенсивністю впливу на ембріональний розвиток риб компоненти водного середовища, тобто екзогенні фактори, поділяються на важливі (усвідомлювані) та екстремальні [3, 139]. Основними факторами, що впливають на водне середовище ембріонального розвитку риб, є хімічний склад води, температура, газовий режим, активна кислотність, наявність і вміст аміаку, сірководню та інші показники [11].

Іонний склад, температура, вміст кисню, значення pH та освітленість води обумовлені суттєвими абіотичними факторами, тоді як вміст вуглекислого газу, сірководню та аміаку у воді є фактичними абіотичними факторами [11].

Вплив перерахованих вище факторів на рибу значно посилюється при

антропогенному стресі, який викликає значну зміну вмісту цих компонентів у воді через проникнення у водойму біоматеріалів різних хімічних властивостей [139, 140, 141].

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Еколого-токсикологічна оцінка природних резервуарів на предмет впливу сторонніх речовин. Екологічний стан природних водойм оцінюється за допомогою біоіндикаторів, які засновані на вивченні структури водних екосистем, показників біорізноманіття, функціональних характеристик представників рослин і зоопланктону, а також біопродуктивності об'єктів аквакультури [15, 31, 105]. Антропогенні впливи на гідрокосистеми та їх наслідки протягом тривалого періоду часу змінювали екологічний стан, багато в чому визначаючи подальшу еволюцію біологічних компонентів і впливаючи на взаємодію гідробіонтів з абіотичним середовищем [15, 133]. У зв'язку зі збільшенням антропогенного навантаження на природні водойми були розроблені спеціальні схеми біологічної індукції водних об'єктів з використанням рибних запасів, що включають морфологічні, генетичні, популяційні та біотичні характеристики рибних запасів і рибних стад для оцінки якості води, на додаток до характеристик водних безхребетних, водоростей і вищих водних рослин [15, 81].

Для цієї мети також використовується загальноприйнята в Україні екологічна Класифікація поверхневих вод [133]. Згідно з цією класифікацією, поверхневі води в Україні поділяються на 5 класів та 7 категорій з урахуванням деяких фізичних показників, хімічного складу, поживних, гнильних та гігієнічних властивостей [133].

Збільшення з року в рік навантаження на навколишнє середовище різними хімічними токсичними речовинами, в тому числі антропогенного походження, передбачає використання сучасних методів контролю за екологічним станом водойм з урахуванням негативного впливу забруднюючих речовин на організм тварин, людини і різні водні

організми, оскільки значна кількість забруднюючих речовин, що містяться у водоймах, є токсичними для навколишнього середовища. деякі з них мають мутагенні та ембріотоксичні властивості.[15, 31, 81, 115]. Негативний вплив токсичних речовин різного механізму дії на тварин не тільки змінює фізіологічні функції організму, але і безпосередньо впливає на структуру клітин і їх окремих компонентів.[38, 40, 47, 74], Зв'язок з клітинним метаболізмом шляхом зміни активності ферментів або, в цілому,, [28].

Основними показниками фази розвитку риби і стану загальної водної системи, які рекомендується використовувати в якості біологічних індикаторів якості води, є наявність хромосомних мутацій, зміни кількості і форми хромосом, змішана плоїдність, показники лінійної ваги, співвідношення статей, плодючість, асиметрія, видовий склад, трофічне і таксономічне різноманіття і деякі інші [73,225,74]. У більшості випадків генетичні, морфологічні та ценотичні характеристики іхтіофауни дозволяють правильно оцінити екологічний стан водойм і при виявленні істотних відхилень від норми намітити перспективи їх поліпшення. Таким чином, зміни кількості та структури хромосом та соматичних клітин можуть відбуватися через негативний вплив різних біомолекул водного середовища на фазу риби та нездатність останньої усунути ці фактори імунною системою [47, 89, 105].

Такі зміни на генетичному рівні соматичних клітин риб під дією токсичних речовин, які можуть бути незамінним показником розвитку та гомеостазу, характеризують наявність мутагенних факторів у водному середовищі та ефективність імунної системи риб [15, 89]. Зміни в кількості і структурі хромосом впливають на генетичний апарат соматичних клітин, приводячи до порушення обмінних процесів в тканинах.

Враховуючи генотоксичність багатьох забруднювачів води, було рекомендовано використовувати ряд біологічних маркерів, що характеризують біохімічні процеси в організмі, як Біотест екологічного

стану водойм [24, 30]. Найбільш сприятливим в цьому плані виявилося вивчення структури ДНК, яка може змінюватися в залежності від дії забруднюючих речовин [24].

Така зміна послідовності або руйнування (втрата) нуклеотидів у ланцюгах ДНК може бути одним із важливих тестів негативного впливу токсичних речовин, особливо води, на водні організми. Показники, що характеризують ступінь пошкодження молекул ДНК, визначені методом ДНК-комет, є найбільш цікавими для виявлення цього впливу на організм [20, 44].

Останнім часом вивченню наночастинок надається велике значення для оцінки якості води, і їх виробництво зростає значними темпами з року в рік.[38]

Показано вплив різних наночастинок на різні біологічні особливості, зокрема на риб, земноводних та людей [30]. Крім того, при додаванні у воду іонів міді або наночастинок двостулкових молюсків (Mytilus trossalus L.) дослідження показали, що в молекулах ДНК зябер і травних залоз людського організму відбуваються деструктивні зміни, що вказує на негативний вплив наночастинок міді на гідробіонтів[20].

Проведені дослідження показали, що значні пошкодження молекул днк були виявлені у молюсків, виловлених з морських прибережних вод, що зазнають постійного антропогенного стресу, але ці зміни не були виявлені у тварин з чистих зон [44]. Було виявлено, що показники генетичного пошкодження були найвищими у молюсків та гребінців із забруднених зон порівняно з аналогічними показниками у тварин із чистих зон. На підставі проведених досліджень зроблено висновок про те, що ДНК зябрових клітин молюска пошкоджена, що свідчить про розвиток патологічних змін в цьому органі. Результати підтверджують висновок, що забруднювачі води негативно впливають на структуру молекул ДНК і в кінцевому підсумку викликають мутації та руйнування клітин [44].

Більш доступним способом біоуправління якістю води та станом гідрокосистеми є рівень популяції, який включає лінійне різноманіття особин,

співвідношення статей у популяціях, наявність особин з морфологічними відхиленнями (асиметрією) та абсолютну плодючість риб [15, 85]. Вплив сторонніх тіл різного механізму дії на вищевказані характеристики пов'язано з відхиленнями маси тіла і лінійних вимірювань риб різних вікових груп від норми, змінами співвідношення статей в популяції, кількості променів і пелюсток зябрової дуги, кількості луски в бічні лінії грудних і черевних плавників, різні сторони тулуба. Крім того, враховується кількість особин з вираженою асиметрією органів, показники асиметрії відповідної вікової групи особин в популяції, а також кількість яйцеклітин в яєчниках жінок [15, 85].

Видове та таксономічне різноманіття, харчове різноманіття груп риб, різноманітність риб з різним ступенем стено - та еврибіонтності, різноманітність риб з морфологічною асиметрією та різноманітність водних організмів.[15, 31, 32, 133]. Перераховані вище показники вважаються важливими для риб різних популяцій з оптимальними характеристиками якості води[15, 32, 47, 133].

Різні трофічні групи водних екосистем, тобто дуже чиста вода, а також брудна і сверхгрязная вода, що відноситься до оліготрофних і оліготрофно-мультитрофних, небажані і негативно впливають на ценотичні властивості іхтіофауни [30,47,133]. Найбільше харчове різноманіття, як правило, характерне для водних екосистем із середніми показниками якості води [31, 32]. З погіршенням якості води, проникненням у водойму сторонніх речовин збільшується частка видів риб з асиметричними характеристиками, що свідчить про погіршення екологічного стану водних екосистем.

Виходячи з вищевикладеного, можна зробити висновок, що співвідношення окремих груп риб змінюється через зменшення числа стенобіотичних видів у міру збільшення забруднення води, вегетативних і гнильних процесів. Багато авторів вміють проводити водно-екологічну оцінку стану водної екосистеми, грунтуючись на фізичних параметрах і хімічному складі води, а також на комплексних характеристиках, заснованих на її біологічних компонентах.[5, 19, 21, 28, 75, 108, 133], в основному це відповідає

нормативним документам країн ЄС [56]. Згідно з вимогами Директиви ЄС, біологічні елементи, включаючи характеристики різних груп водойм, повинні як і раніше залишатися пріоритетними при оцінці екологічного стану водних екосистем, рекомендується використовувати склад і розподіл представників зообентоса в якості критерію екологічного стану водойм. [56], стан визначається кількістю окремих видів та біомасою, видовим різноманіттям, наявністю рідкісних та зникаючих видів, відповідно до Методичних рекомендацій, якими він контролюється [208]. Крім того, для оцінки якості води водних екосистем рекомендується використовувати індекс несподіванки [28], який характеризує стан різноманітності водних угруповань в індикаторній групі деякої макрофауни [18].

Використання сучасних методик з оцінки екологічного стану природних водойм з різним рівнем антропогенного тиску показало їх перспективність та ефективність [28, 29]. Використовуючи наступні характеристики показників макрофауни безхребетних, а саме: їх чисельність, біомаса, видове різноманіття, індекс Вудівіса запропоновано класифікацію екологічного стану водою урбанізованих територій, за допомогою спеціальної шкали [22]. Автори рекомендують для більш точної характеристики екологічного стану природних водойм одержані результати порівнювати з референтними характеристиками даного водного об'єкта до здійснення антропогенного тиску на гідроекосистему.

Біологічна оцінка якості річок (rqba) [20, 21]. Відже, використовуючи кількісні характеристики та показники біорізноманіття бентосних та фітофільних угрупувань, можна здійснити оцінку екологічного стану природних водойм та продемонструвати ефективні методи їх відновлення за дії антропогенних чинників.

Метод біотестування широко використовується також і для оцінки екологічного стану морських акваторій, особливо в зоні скиду великих об'ємів води річками, забрудненої промисловими та комунальними стічними водами [22]. Найбільш чутливими до дії ксенобіотиків води є різні види ракоподібних

[21, 1733]. Найменш до таких стійкими забруднювачів води,як важкі метали,нафтопродукти,феноли,є мізиди(Ракоподібні:Mysidacea)на відміну від веслоногих ракоподібних,личинок креветок і молоді,молоді риб[21,133,139].

Для виявлення характеру забруднень, їх інтенсивності і тривалості надходження у водні об'єкти ряд авторів рекомендують використовувати мікробіологічні тести [39, 69]. З цією метою у воді контролюють чисельність сапрофітних гетеротрофних бактерій, бактерій групи кишкової палички, фенолрезистентних і вуглеводноокиснювальних бактерій. Причому, найбільш ефективним тестом при встановленні забруднення води є співвідношення кількості грампозитивних до грамнегативних бактерій. У чистих водоймах число грампозитивних бактерій значно переважає кількість грамнегативних. При антропогенному забрудненні води число грамнегативних бактерій значно зростає [69]. При надходженні у воду органічних забруднювачів у ній збільшується кількість паличкоподібних форм, а при їх розпаді на завершальній стадії – коковидних форм бактерій [69]. Виявлено, що індукатором накопичення важкомінералізованих органічних сполук є поява у воді фенолрезистентних бактерій. Видовий склад та чисельність мікроорганізмів є складовою діючих стандартів з класифікації та оцінки якості води водойм і водостоків за мікробіологічними показниками [68].

Антропогенний вплив на водні екосистеми зв'язують із дією ксенобіотиків органічного і неорганічного походу, які змінюють хімічний склад і гідробіологічний режим води, перебіг біологічних процесів у природних водоймах [29, 31, 98]. Вище перераховані критерії у значній мірі визначають якість води та її придатність до використання [94, 95]. Гідробіони, що використовують воду як середовище існування, також впливають на динамічну рівновагу фізичних і хімічних чинників, а також біологічні процеси у водоймі [92]. Екотоксикологічну оцінку природних водойм проводять також за рядом сучасних методів, заснованих на дослідженнях якості води та природних угрупувань, у тому числі індикаторних організацій водою [29, 30, 97]. В останні роки для оцінки антропогенного навантаження на природні води

запропоновано метод екотоксикологічної оцінки, який включає цілий комплекс досліджень [15, 21, 22, 25, 29, 30, 107, 141]. У 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках, в Європі в 1990-х роках Reticulata, а також рібокарассіус ауратус, короповий гриб, макрохірус Лепоміс, онкорінхус мікісс та нші[28, 47, 65, 79, 80, 99, 107].

Токсичні властивості цих сторонніх тіл, чистота води беруть участь в інтенсивному процесі нітрифікації Nitrobacter, а також в люмінесценції fotobacterium phosphoreum. Для виявлення мутагенних господарів токсичних стічних вод були протестовані Salmonella typhimurium та Escherichia coli [29].

Біотестування якості води водоростями базується на вивченні кількості клітин, їх морфології, ультраструктури та впливу токсичних речовин на процеси фіксації азоту [28, 41, 114]. Дослідження гострої та хронічної токсичності гетерологічних організмів з використанням безхребетних включає визначення LC50, а також фізіологічних, морфологічних та генетико-цитологічних параметрів [24, 29, 41]. При біотестуванні рибних фаз різних видів використовують для встановлення механізмів несприятливого впливу токсичних речовин на організми [23, 54]. У гострих експериментах на рибах визначають смертельні та напівлетальні дози токсичних речовин, а в хронічних - їх вплив на фізіологічні функції, метаболічні процеси, морфологічні та генетичні параметри [27, 89]. Основними тестами в даному випадку є вивчення лінійних вимірювань, маси тіла, зовнішніх ознак риби, стану зябер, кількості дихальних рухів, серцебиття, поведінки, гематологічних, морфологічних і гістологічних показників, активності ферментів, процесів росту і регенерації. [29, 30, 41]. В якості основної мети вивчення механізмів впливу токсичних речовин на іхтіоз рекомендуються прісноводні риби: Oncorhinchus mykiss, Sagassis auratus, Cyprinus carpio, макрохірус Лабео рохіта і ін.[29, 30, 122, 135]. Основними показниками риб, за якими оцінюється екологічний стан водойм, є морфологічні показники

крові, поведінка, виживаність, ріст, розвиток, розмноження, а також біохімічні показники крові, печінки, підшлункової залози і зябер.[2, 46, 50, 57, 78, 94, 104].

Окрім представників іхтіофауни, деякі дослідники проводять екологічну оцінку водойм у випадках забруднення біоматеріалами антропогенного походження для представників зообентосу [141] та рибних паразитів [45, 45]. На основі вивчення впливу токсичних речовин на рибу були встановлені ГДК різних біоматеріалів у водоймах. водойми, що використовуються в рибальських цілях [18, 20, 41].

Біоіндикатор як метод оцінки якості води також передбачає моніторинг стану багатьох компонентів гідроекосистеми. Це включає вивчення стану мікрофлори, перифітонів, рослин і зоопланктону, макрофітів і бентосу тварин.[29, 30, 42, 92]. Ці критерії є основою для експертної оцінки екологічного стану водойм, включаючи видовий склад, чисельність, біорізноманіття, співвідношення видів різної екологічної значущості, особливості їх гниття і функціональні характеристики водних груп [29, 30, 94].

Запропоновано такі умови для водних екосистем: фон, антропогенний екологічний стрес та антропогенна екологічна регресія [98]. Стан цих водних екосистем заснований на історії екологічних змін, основою яких є диференціація стану екосистеми в залежності від інтенсивності метаболізму. Залежно від стану водної групи Пропонуються такі градації якості води: чиста, слабо забруднена, помірно забруднена та забруднена забрудненнями [98].

Оцінка якості води методом екотоксикологічної діагностики заснована на використанні біотесту в якості основного методу накопичення інформації про відносну токсичність сторонніх речовин, а також біоіндикаторів, що характеризують стан угруповання водних екосистем. Метод дозволяє виявити токсичні ефекти, механізми і вплив токсичних речовин на водні групи.[29, 30, 66, 74].

Для екологічної оцінки гідроекосистем запропоновано ряд цитологічних, фізіологічних і молекулярних показників, що характеризують

стан популяцій і груп[29, 32, 72, 73, 93]. Однак механізм впливу на водні організми різних чужорідних речовин, зокрема важких металів, гербіцидів, радіонуклідів, органічних забруднювачів, стічних вод промислових, комунальних і тваринницьких підприємств, неясний.[32, 83, 111-120, 135]. Незважаючи на те, що водні екосистеми характеризуються відносною стабільністю, наявністю енергетичних потоків і вибірковістю токсичних речовин, більшість забруднювачів води можуть порушувати взаємини між видами і сприяти стресовому навантаженню на водні організми [73, 92].

Методи патофізіологічного дослідження риб також давно використовуються для об'єктивної оцінки екологічного стану водних екосистем [98]. З цією метою використовується значна кількість клінічних, патологічних, гістологічних, цитогенетичних та біохімічних досліджень, проведених на рибі із забруднених річок.На додаток до значної кількості фізіологічних і біохімічних параметрів, які змінюються у риб у відповідь на дію забруднювачів води, більшість з них рекомендуються в якості критеріїв оцінки екологічного стану водойм. Останнім часом широкого поширення набули також методи, засновані на контролі клінічних станів і патологічних дослідженнях, що використовуються у ветеринарній практиці [96, 105].

При цьому враховується стан шкіри (наявність слизу), шкірний пігмент, плавники, задній прохід, зяброві покриття, дуги і пелюстки, ротові отвори і ротоглотка, очі і осьової скелет. Досліджують еластичність м'язів, стан і розташування внутрішніх органів-серця, печінки, нирок, шлунка, кишечника, особливо слизових оболонок, наявність кровотеч, ексудату, їх розмір, колір і консистенцію [96, 105].

У риб з річок, забруднених промисловими стічними водами, спостерігалося помутніння рогівки очей, зміна кольору поверхні тіла, гіперплазія зябрових пелюсток, збільшення розмірів серця, зміна кольору нирок і печінки, утворення оболонок на статевих залозах, міопатія і порушення формування черепа [87].

Згідно з численними дослідженнями, вплив чужорідних тіл на рибу проявляється також в руйнуванні волокон і м'язів серця, дистрофії м'язових волокон і жирової інфільтрації серцевого м'яза, гіперплазії зябрових часток, зміні їх кольору, відшаровуванні пелюсткового епітелію, застої кровоносних судин, дегенеративні зміни в хрящової тканини зябер [87].

У риб через дію водних токсинів часто спостерігається міоміопатія, асинхронний розвиток ікринок, дегенерація ліпідів і сполучної тканини яєчників і сім'яників, реабсорбція і дегенерація яйцеклітин, розчинення їх мембран і утворення кістозних вузлів [63]. У багатьох випадках у риб реєструються некроз печінкової паренхіми, надмірний розвиток сполучної тканини, руйнування ядра гепатоцита, надмірне розростання сполучної тканини, кровотечі, ліпідна дегенерація – вакуольно-жирова дистрофія паренхіми, новоутворення [96, 111, 114]. Повідомлялося про значну ниркову дисфункцію у риб під впливом різних гетерогенних організмів. У таких риб діагностуються порушення структури канальців, гіперплазія, нефропатія та аномальний ріст ниркової паренхіми [42, 64].

Розвиток токсикозу у риб під дією сторонніх тіл різного механізму дії, які умовно діляться на окремі стадії – контакт, мобілізація, дестабілізація і розкладання, спочатку проявляється значними змінами гематологічних показників, перш ніж з'являються інші види патологій [93].

1. Вплив водних токсинів на кровотворні органи риб є одним з механізмів їх адаптації до змін екологічного стану водойм, а морфологічний склад крові може бути важливим діагностичним тестом при оцінці екологічного стану водойм [50, 51, 93].

При тривалому впливі токсичних факторів на рибу спостерігаються незворотні зміни в системі кровотворення. Через вплив підвищених доз чужорідних речовин у риб розвивається анемія з дегенеративними змінами в кровотворних органах, печінці, нирках та зябрах [93, 96, 141].

На основі цих даних багато авторів [93, 98] рекомендують моніторинг гематологічних показників як чутливий показник негативного впливу водних

токсинів на ранніх стадіях. У риб саме Кровоносна система реагує на зміни в екологічному стані першого 1-го водойми, руйнуючи зовнішній вигляд клітин крові і їх незрілих форм.З огляду на ці зміни в крові риб, метод гематологічного аналізу є одним з основних при вивченні впливу отрут на рибу і оцінці екологічного навантаження на природні водойми.1

Негативний вплив токсичних речовин на гідробіонти також пов'язано зі змінами морфологічних і функціональних особливостей органів і тканин, а також дегенеративними процесами, що відбуваються в їх організмі. Найважливіші зміни в структурі тканин під впливом різних ксенобіотиків у риб були зафіксовані в паренхіматозних органах [96, 141]. Порушення печінкової паренхіми-гепатоцитів, розростання сполучної тканини та дегенерація ліпідів були діагностовані в печінці риб, які тривалий час перебували у воді, забрудненій чужорідними органічними речовинами, токсичними сполуками або важкими металами [92, 98]. У нирках риб внаслідок впливу отрут спостерігався некроз тканин, що характеризується як інтерстиціальний нефрит, що посилюється гіперемією, дистрофічними змінами епітелію сечовивідних канальців і капсул, нирковою кальцифікацією сечовивідних шляхів [64, 66]. Однак забруднюючі речовини з водойми впливають на зябровий апарат риби, який забезпечує зв'язок організму з водним середовищем. Встановлено, що вплив водних токсинів на зябра риб пов'язаний з набряком респіраторного епітелію, гіперемією прокази, кровотечами, некрозом та відшаруванням епітеліальних клітин [92, 96]. Водяна отрута змінює функцію серцево-судинної системи риби, викликаючи розширення і приплив крові до шлуночків і кровоносних судин серця, легкий крововилив в Серцевий м'яз, дистрофічні зміни м'язових волокон, білкову дистрофію м'язів, жирову дистрофію тканин серця [96,115].

Ксенобіотики різного походження порушують водний і сольовий обмін риби і перешкоджають засвоєнню організмом риби макро - і мікроелементів з води через зябра, особливо кальцію. Це є однією з причин остеопорозу або сколіозу у риб через вплив отрут [1] [106].

У риб, які тривалий час піддавалися впливу сторонніх органічних речовин, забруднюючих речовин неорганічного походження і промислових стічних вод, були зафіксовані порушення фертильності, що пов'язано з підвищеним вмістом ліпідних включень і дегенерацією яєчників через надмірне розростання сполучної тканини [118]. Ці зміни призводять до порушення функції яєчників і яєчок, реабсорбції і дегенерації яйцеклітин, появи кістозних утворень і появи гермафродитних особин [119].

В останні роки все більше уваги приділяється біохімічним показникам при екотоксикологічній оцінці забруднення природних водойм, що є основним критерієм для виявлення механізму впливу токсичних речовин на рибу [14, 24]. Вплив токсичних речовин на обмінні процеси в тканинах і органах пов'язано зі збільшенням кількості адреналіну, норадреналіну і катехоламінів, а також з впливом на ендокринну систему риб шляхом активації гіпоталамо-гіпофізарно-надниркової системи, що викликає збільшення вмісту кортикостероїдів і катехоламінів. АТФ [86,90]. При низьких концентраціях сторонніх тіл у воді основними кількісними ознаками розвитку токсикозу в організмі риб є підвищення активності основних лізосомальних ферментів, вмісту жирних кислот, особливо низькомолекулярних і вільних амінокислот, триацилгліцеридів, жовчних кислот, ферментативної активності та ін [33, 90, 98]. Більшість з цих показників рекомендується використовувати для біотестування екологічного стану водойм [89, 95].

Метаболічна реакція риб на тривалий вплив отрут також пов'язана зі стимуляцією реакцій гліколізу, інгібуванням синтезу обмінних амінокислот і білків, активацією енергетичних процесів за рахунок посилення катаболізму глікогену, ліпідів і білків [33,95,96]. На підставі отриманих даних запропонована загальна схема розвитку токсикозу у риб при впливі різних доз сторонніх тіл [98]. Таким чином, через гостру токсичність забруднюючих речовин в органах і тканинах риби відбуваються незворотні зміни в структурі і функціях клітин, що призводить до загибелі організму. Хронічний вплив токсичних речовин пов'язаний з мобілізацією захисної системи організму риб,

підвищенням енергетичного обміну, детоксикаційною функцією печінки та змінами гематологічних показників [96, 97]. При низькій концентрації токсичних речовин у воді риба пристосовується до їх впливу, змінюючи фізіологічні та біохімічні процеси в організмі. У таких випадках захисна система організму риби компенсує руйнівний вплив отрут, але можуть з'явитися перші ознаки захворювання організму. Результатом цього може стати адаптація риби до дії отрут або подальше розкладання органів і систем, які часто використовуються для оцінки екологічного стану водойм.

Узагальнюючи представлені дані, можна сказати, що найбільш доступними методами оцінки екологічного стану природних водойм є методи клінічного і термоанатомічного дослідження риб, які можуть бути використані в якості очевидного методу оцінки екотоксичності водних екосистем, обумовленої впливом стічних вод тваринницьких підприємств і промислового обладнання.

Для оцінки токсичності різних забруднювачів води рекомендується використовувати активність багатьох ферментних систем крові і тканин риб, зокрема лужних фосфатаз, амінотрансфераз аланіну і аспарагінової кислоти, а також різних типів оксигеназ, що беруть участь в нейтралізації чужорідних речовин в тканинах [92,101,109]. До останніх належать такі ферменти: цитохром Р450, гідроксилаза та ксантиноксидаза [16, 99]. Ці ферменти відіграють важливу роль у перетворенні сторонніх тіл в організмі, можуть утворювати кон'югати головним чином з іншими метаболітами і відіграють важливу роль у перетворенні у водорозчинні сполуки, які виводяться нирками, сечею або жовчю з печінки [91]. Група оксидаз, що беруть участь у нейтралізації сторонніх тіл, включає флавінвмісну оксигеназу, альдегідоксидазу та ксантиноксидазу, простагландин-р-синтетазу, ліпоксигеназу, аміноксидазу, молібденоксигеназу, що містить альдегідоксидазу [91]. для використання. Дослідження підтвердили участь ксантиноксидази та ксантиндегідрогенази в метаболізмі чужорідних тіл у тканинах, і їх активність була значно знижена [133].

Таким чином, аналіз літературних джерел свідчить про наявність значної кількості критеріїв оцінки екологічного стану водойм, заснованих на вивченні стану популяцій рослин і тварин, морфометричних ознак, морфологічних показників шипів і риб, окремих компонентів пластичного обміну в тканинах. Однак, що стосується оцінки екологічного стану водойм у сфері діяльності тваринницьких підприємств, необхідно подальше вивчення ефективних критеріїв, заснованих на вивченні стану іхтіозу.

1.2.1 особливості онтогенезу прісноводних риб, зумовлені дією сторонніх тіл. забруднення водних об'єктів стічними водами промислових підприємств, що містять значну кількість біологічних забруднювачів органічного та мінерального походження, може призвести до зниження функціонування водних екосистем, у тому числі до зміни іхтіозу, який є важливим біологічним показником екологічного моніторингу антропогенного впливу на водні екосистеми. Такими біологічними показниками є показники вмісту токсичних сполук у тканинах різних видів риб, воді та гідробіонтах, активність великої кількості ферментів у тканинах, морфологічний склад крові, морфологічні ознаки, пластичний обмін у тканинах [104,140].

Як показали дослідження риб [11, 32, 94,], найбільш чутливими до впливу шкідливих факторів водного середовища є ембріональна, личинкова і ювенільна стадії, на відміну від ювенільного і зрілого віку.Найбільші зміни в розвитку, включаючи загибель ембріона під дією токсичних речовин різної природи, відбуваються на ембріональній стадії на стадії дроблення і гаструляції, особливо після переходу на змішаний раціон, яким, як було встановлено, годують предличинок. [7,11,19].

За інтенсивністю впливу на ембріональний розвиток риб компоненти водного середовища, тобто екзогенні фактори, поділяються на важливі (реалізують) і екстремальні [3, 15]. Основними факторами, що впливають на водне середовище ембріонального розвитку риб, є хімічний склад води,

температура, газовий режим, активна кислотність, наявність і вміст аміаку, сірководню та інші показники [1].

Іонний склад, температура, вміст кисню, значення pH та освітленість води обумовлені суттєвими абіотичними факторами, тоді як вміст вуглекислого газу, сірководню та аміаку у воді є фактичними абіотичними факторами [11].

Вплив перерахованих вище факторів на рибу значно посилюється при антропогенному стресі, який викликає значну зміну вмісту цих компонентів у воді через проникнення у водойму біоматеріалів різних хімічних властивостей [54, 56, 97]. Організм різних видів риб, в залежності від виду компонента, адаптується до змін його змісту в певних межах, які визначаються швидкістю реакції і забезпечують гомеостаз. Реакція риб на дію екзогенних (абіотичних) факторів у ранньому онтогенезі залежить від виживання, швидкості ембріонального та зачаткового розвитку, росту зародків, личинок та мальків, кількості міом, хребців, луски, інтенсивності дихальних та метаболічних процесів, появи структурних та функціональні порушення розвитку у ембріонів, личинок та частково мальків.[15, 57, 58, 59, 62]. Вплив ендогенних факторів на риб в ранньому онтогенезі, крім впливу на багато морфофізіологічні показники, може також впливати на швидкість росту і розвитку, на конкретний період розвитку.[7, 85, 94, 113].

Вплив токсичних речовин на риб відбувається на всіх стадіях розвитку від запліднення ікри до статевозрілих особин. Однак найбільш вразливою ланкою в процесі онтогенезу риб є ембріональна і рання ембріонально-пізня стадії. Таким чином, реакція риб на Хімічне забруднення води внаслідок антропогенних впливів зазвичай визначається дією токсичних факторів на ранніх стадіях онтогенезу [59, 60]. Крім того, для обґрунтування ГДК забруднюючих речовин у воді використовується стадія розвитку риби, найбільш схильної до впливу токсичних речовин. Ця ж стадія розвитку риб також враховується при розробці методу біотестування природних водойм при забрудненні води біоматеріалами різного походження [30, 49].

Реакція риби на різні види забруднюючих речовин може залежати від їх виду, концентрації у воді, механізму дії, здатності відкладатися, швидкості детоксикації і виведення з організму, а також від інших факторів.[3, 44, 53, 95].

Вплив різних забруднювачів води на рибу пов'язаний з порушенням роботи центральної нервової системи, що спричиняє дисфункцію різних органів та систем організму [85]. Негативний вплив органічних забруднювачів води на рибу виявлено на популяційному, генетичному, морфофізіологічному та молекулярному рівнях. Це підтверджується впливом риби різними пестицидами та миючими засобами, які проявляються збільшенням кількості хромосомних аномалій у статевих клітинах, зміною кількості хребців та появою аномалій осьового скелета у молюсків [7, 114]. Деякі органічні забруднювачі в низьких концентраціях у воді позитивно впливають на розвиток ікринок коропа, тоді як у високих концентраціях вони викликають протилежний ефект [62]. Серед забруднюючих речовин у воді риболовецьких ставків особливу увагу дослідників привернули азотовмісні сполуки-нітрати, нітрити та аміак [48, 83, 96]. У риб вплив водних нітратів, які проникають у кров і тканини через зябра, спричиняє значні зміни обмінних процесів в організмі, пов'язані з метгемоглобінемією, гіпоксією та анемією [48].

Більше, ніж нітрати, на рибу впливає амонійний азот, який може викликати токсикоз, активуючи механізми його зв'язування та перетворення в менш токсичні сполуки [23, 33].

Як згадувалося раніше, найбільш несприятливий вплив на риб мають різні види забруднюючих речовин на ранніх стадіях онтогенезу [62]. Вплив токсичних речовин на рибу в цей період залежить від концентрації у воді, швидкості проникнення в перитонеальну рідину через оболонку ікри, а також від кумулятивної здатності сторонніх тіл [55, 58]. Як свідчать отримані дані, білок оболонки ікри, ймовірно, утворює стабільний комплекс з молекулами забруднюючих речовин води, які перешкоджають їх проникненню в клітину. Це може бути одним із захисних механізмів від негативного впливу токсичних речовин на ембріональний розвиток риб [1] [62].

Таким чином, ксенобіотики різних хімічних властивостей і механізмів дії, потрапляючи в природні водойми зі стоком з тваринницьких підприємств, негативно впливають на розвиток ікри, вилуплення личинок, їх збереження, ріст і розвиток, порушуючи фізіологічні процеси і пластичний обмін в тканинах, що призводить до значних змін морфометричних властивостей у різних риб видів.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Схеми дослідів та матеріали досліджень

Дослідження за темою магістерської дисертації проводилося не тільки в науковому інституті Національного університету біологічних ресурсів і природокористування України, а й на базі ставків, природних і штучних водойм, розташованих у зоні діяльності підприємств-виробників тваринницької продукції України "Немішаївський агротехнічний коледж".", Бородянський район, НУБіП ВАТ "Забір'я".

Метою першого експерименту було вивчення впливу стічних вод свинарських підприємств на виживання дафній, ембріогенез і збереження личинок коропа. В рамках цього дослідження було проведено дві серії досліджень.

У першій серії експериментів було вивчено вплив побутових стічних вод на зоопланктонні об'єкти природних водойм, зокрема на стандартні тест-об'єкти – планктонних безхребетних ракоподібних Daphnia magna. Ракоподібних для експерименту відловлювали в природному водоймищі (ставку) і культивували в лабораторних умовах в відстояній водопровідній воді з додаванням кінського гною в кількості 1,5 г/л кожні 7 днів.

Токсичність рідких стічних вод визначали за концентрацією амонійного азоту, визначеною стандартними методами [68, 79]. Експеримент проводили в скляній ємності об'ємом 0,5 куб.м. у три різні ємності додавали до 0,3 куб. м обложеної водопровідної води, рідких стічних вод, створюючи середню концентрацію амонійного азоту, рівну 4,0 мг/дм3 (перша група), 8,0 мг/дм3 (друга група) і 40,0 мг/дм3 (третя дослідницька група). В якості стандарту використовували воду, що містить хлорид амонію, і концентрацію амонійного азоту підтримували в тих же межах, що і в експериментах з рідкими стічними водами.

Дафнії в контрольній групі містилися у водопровідній воді, осадженій без

додавання забруднюючих речовин. У кожен з експериментальних скляних посудин різного об'єму поміщали по 10 особин Daphnia magna, спостерігали за ними і протягом трьох днів вели облік кількості живих і мертвих ракоподібних.

Експеримент проводився в три повторення, при стабільних значеннях температури води (21-25°С) і природному і штучному освітленні.

Під час дослідження тварин не годували, але pH і вміст розчиненого кисню у воді контролювали стандартними методами.[4]

Метою 2-ї серії досліджень було вивчення впливу амонійного азоту на розвиток ікри та виживання ембріонів коропа. Експеримент проводився в чашці Петрі з об'ємом води 25 см3.

Різні концентрації амонійного азоту у воді - 0,05 (перша), 0,5 (друга) і 5 мг/дм3 (третя дослідницька група) - висівали на дно чашки з щойно заплідненої яйцеклітиною, потім вводили розчин хлориду амонію в ставкову воду. Токсичні речовини не потрапляли у воду з-під ікри контрольної групи. За розвитком ембріонів в основній і контрольній групах спостерігали візуально, підраховуючи кількість загиблих яєць в критичний період, по дробленню бластоцист і утворення морули, після гаструляції, на стадії поділу, за утворенням очних бульбашок перед інкубацією личинок, а також по кількість живих личинок на стадії всмоктування в жовчному міхурі.

Другий експеримент був присвячений вивченню впливу антимікробних препаратів-сульфаніламіду та сульфаметазину - на розвиток яєць, виживання ембріонів та вилуплення личинок коропа. З цією метою була проведена серія з 5 досліджень на запліднених яйцеклітинах, висіяних в чашки Петрі зі ставковою водою, в які попередньо було введено 1 з вищезгаданих сторонніх тіл.з огляду на те, що гостра і хронічна токсичність сульфаніламідних препаратів для риб, водних безхребетних і водних рослин не була встановлена, доза біофармацевтичних препаратів в ставковій воді в цьому і наступних експериментах була розрахована виходячи зі вмісту в стічних водах.

Для забезпечення оптимальних умов для розвитку ікри, а саме газового режиму, видалення метаболітів, воду замінювали 1-1 раз в день, підтримуючи оптимальну температуру води (26°С) і її загальний обсяг (25 см3). Загальна

кількість яєць, висіяних у кожну чашку Петрі, становила 30. Розвиток ембріонів у воді відбувалося при природному освітленні. Всі експерименти в цьому експерименті проводилися відповідно до загальноприйнятої методології (ISO12890; 1999, IDT).

У першій серії експериментів вони вивчали вплив сульфаніламіду на розвиток ікринок і вилуплення личинок коропа. Експеримент передбачав завчасне додавання різної кількості розчину сульфаніламіду до щойно запліднені ікри коропа, висіяної в чашки Петрі з водою у ставку, і їх концентрації становили 0,005 мг/дм3 (перша група), 0,015 мг/дм3 (друга група) та 0,030 мг/дм3 (третя дослідницька група). Тривалість експерименту склала три дні, протягом яких велися записи про те, що яйця загиналися в перший, другий і третій дні, а личинки клювали.

У 2-й серії експериментів ми вивчали вплив сульфаметазину на розвиток яєць і вилуплення личинок коропа. Схема експерименту досягала концентрації третьої дослідницької групи - 0,05 мг/дм3 (перша), 0,15 мг/дм3 (друга) і 0,30 мг/дм3 сульфаметазину у воді ставка перед посівом запліднені яйцеклітини в чашку Петрі. Експеримент тривав 3 дні, протягом яких запліднену яйцеклітину поміщали в чашку Петрі. підраховували кількість живих личинок, ведучи облік погнутих яєць на 1-й, 2-й і 3-й день. Це був чудовий досвід.

1.2. Методи досліджень

2.2.1. Дослідження хімічного складу води. Контролювали вміст хлоридів, сульфатів, фосфатів, кальцію, магнію, ферментів, активну кислотність, нітрат амонію та нітритний азот у ставковій воді [4,174-177], а також перманганатну окисленість, лужність, жорсткість та pH води [99,104]. Крім того, було визначено загальний вміст домішок [85] і показники газового режиму води, тобто вміст розчиненого кисню.

2.2.2. Визначення вмісту антимікробних препаратів у відходах. Вміст антимікробних препаратів у стічних водах підприємства визначали за методикою [62].

Підготовка зразків відходів включала відбір середніх зразків відходів (близько 100 г), гомогенізацію зразків, екстракцію протимікробних препаратів–антибіотиків і сульфаніламідних препаратів і екстракцію 20%-ної кислоти за допомогою обертового міксера при 100 оборотах на хвилину. Потім зразок центрифугували при 4 ° С, збирали надосадочну рідину і додавали до осаду 5 мл фосфатного буфера, Ту−кислоту та ацетонітрил. Зразок знову центрифугують, відбирають супернатант, аликвоти отриманого супернатанту об'єднують, очищають методом твердофазної екстракції, що включає попередню обробку зразка спеціальним картриджем OASIS HLB, елюювання 3 мл етанолу, сушку зразка в потоці азоту і подальше повторне розчинення у воді. 500 мл 0,01%-ного розчину мурашиної кислоти.

Підготовлені таким чином зразки відходів були кількісно розподілені по флаконах і використані для ідентифікації та визначення вмісту сульфаніламідних препаратів та антибіотиків.

Вміст сульфаніламіду, сульфаметазину, сульфагуанідину, сульфамелазину, сульфадіазину, сульфаметоксазолу, сульфатіазолу, сульфадиметоксину та сульфаметоксипіридазину у стічних водах вимірювали за допомогою рідинної хроматографії за допомогою флуоресцентного детектора Varian. Прилад був оснащений аналітичною колонкою Polaris C1 8. Вміст сульфаніламідів у відходах розраховували за допомогою програмного забезпечення Galaxy [50, 122].

Масова частка цих препаратів у відходах побутових підприємств визначалася методами зовнішніх стандартів, їх ідентифікація визначалася за часом утримання, наявності відповідних іонів і співвідношенню їх фортеці.

2.2.3. Вивчення ембріонального розвитку та виживання личинок риб. Показники ембріогенезу риб візуально досліджували на щойно відібраних яєчках самок коропа, які штучно запліднювали, висівали в чашки Петрі та контролювали кількість загиблих яєць, живих ембріонів та вилуплених личинок [10, 25].

Гостру токсичність сторонніх тіл визначали в ікрі та ембріонах риб відповідно до вимог стандартів ISO7346-1, ISO7346-2 та ISO7346-3 [275,405-409]. Ембріональний розвиток риб характеризувався стадіями розвитку ікри та

інкубації личинок. Аномалії в організмі личинок коропа визначалися по їх появі на певній стадії розвитку [210]. Проводився контроль на предмет гіпоплазії певних частин тіла ембріона, аномалій форми і розміру жовткового мішка, шаблеподібної форми тіла, водянки перикардіальної сумки і серцевої дисфункції.

Для проведення біоаналізу в якості піддослідних використовували планктонних ракоподібних Daphnia magna, а їх чисельність візуально підраховували в експериментах відповідно до рекомендацій [61, 79, 81].

РОЗДІЛ 3

РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1 Гідрохімічний склад води ставів забруднених стоками побутових підприємств. Показники хімічного складу води і газового режиму водойми мають велике значення при оцінці екологічного стану водойм, поряд з характеристиками груп рослин, видовим складом і чисельністю водних організмів, їх реакцією на дію забруднюючих речовин, різними механізмами дії їх органів і систем.

Аналіз результатів дослідження хімічного складу води водойм, що використовуються в рибогосподарських цілях і розташованих у сфері діяльності вітчизняних підприємств, показав, що в них міститься значна кількість забруднюючих речовин і токсичних сполук, шкідливих для водних організмів, зокрема аміак, фосфати, сульфати, а також механічні домішки, що потрапляють у воду з каналізаційних колекторів лікарень (Таблиця 3.1).

Хімічні показники води у водоймах, розташованих в зоні діяльності вітчизняних підприємств, також характеризувалися підвищеним рівнем забруднюючих речовин в порівнянні з нормативними вимогами.

Слід зазначити, що у ставковій воді, забрудненій стічними водами господарсько-побутових підприємств, на відміну від цього показника, у ставковій воді, забрудненій стічними водами свинарських та птахівничих підприємств, увага спрямована на такі показники якості води, як окислення перманганатом, яке визначається кількістю кисню, необхідною для перетворення води в органічних сполук і залежить від їх вмісту.

Окислення води в ставках, забруднених рідкими стоками побутових підприємств, в 3,2 і 3,5 рази перевищувало аналогічні показники для ставків, забруднених відходами підприємств тваринництва або птахівництва (таблиця 3.5). Однак, згідно з результатами дослідження, забруднення органічними речовинами води ставків, розташованих в зонах активної діяльності домашніх підприємств, було значно вище в порівнянні зі ставками, в які надходили відходи тваринницьких і птахівничих комплексів.

Було встановлено, що вміст заліза у воді ставків, забруднених побутовими відходами, вищий на 46,9% та у 6,0 разів порівняно з аналогічними показниками води зі ставків, розташованих у зонах активної діяльності птахівницьких та тваринницьких підприємств.

Було встановлено, що вміст хлоридів у воді був найвищим у ставках, забруднених відходами тваринницьких підприємств, на 128,3% більше, ніж у ставках, куди надходять стічні води від підприємств побутового призначення, і на 10% більше, ніж у ставках, забруднених пташиним послідом з птахофабрик для виробництва харчових яєць (див.таблиці 3.4-3.6).

Концентрація сульфатів у воді склала 212,2%, а в ставках, забруднених відходами тваринницьких підприємств, - 42,8%, в порівнянні з аналогічними показниками в ставках, розташованих в зонах активної діяльності домашніх господарств або птахівничих підприємств.%

Найменш забрудненою фосфатами була вода у ставку, куди потрапляли стічні води підприємств тваринництва та птахівництва. Аналогічний показник води, забрудненої побутовими відходами, склав 4,2-12,2 мг/г, що було значно вище, ніж у ставкової води, що надходить зі стоків підприємств тваринництва та птахівництва (див.таблицю 3.4-3.6).

Вміст нітритів у воді ставків, забруднених рідкими відходами домашніх підприємств, незначно, але рівень нітратів значно варіюється, що пов'язано з високоінтенсивним процесом мінералізації.

Було виявлено, що рівень забруднення ставкової води відходами птахівницьких підприємств на 30,9% нижчий порівняно з рівнем забруднення

ставкової води відходами тваринницьких або домашніх господарств (таблиця 3.2).

Загальна кислотність води, яка є показником впливу органічних кислот на відходи тваринницьких підприємств, є аналогічним показником частки забрудненої відходами птахівничих підприємств, а також ставкової води, забрудненої стічними водами тваринницьких або побутових підприємств, і істотно не відрізнялася один від одного. Цей важливий показник водного хімічного складу води виявився значно нижче оптимального значення води в ставку з відносно чистої зони. Було показано, що загальна жорсткість води в ставках, забруднених рідкими стічними водами підприємств, куди тривалий час надходили відходи тваринництва, домашніх господарств або птахівництва, не відрізнялася від аналогічних показників води з відносно чистих районів. Дослідження також не виявили суттєвих змін у багатьох показниках сенсорної стимуляції, які характеризують якість і безпеку ставкової води, а також її придатність для використання в рибній ловлі.

Таким чином, такі показники води, як прозорість, каламутність, колір і запах ставків при попаданні в них найпростіших, в тому числі рідких органічних і неорганічних забруднень з мікроорганізмами – бактеріями, грибками, рідкими відходами тваринницьких підприємств, не відрізнялися один від одного, а їх значення відповідали встановленим нормативам.

Таким чином, на підставі проведених досліджень можна зробити висновок, що постійне потрапляння рідких відходів з домашніх підприємств в воду ставка змінює хімічний склад води і практично не впливає на їх основні фізичні параметри. Зміст окремих органічних і неорганічних забруднюючих речовин у воді ставка залежить від кількості і хімічного складу відходів, їх виду і способу потрапляння в акваторію.

Як встановлено в результаті дослідження хімічного складу води водойми, використовуваного в цілях рибальства і розташованого в зоні діяльності домашніх господарств, максимальна кількість забруднюючих речовин надходить зі складу лікарні. Тому вона була спрямована на подальші

дослідження не тільки показників хімічного складу води цього ставка, а й впливу основних забруднюючих речовин, включаючи залишки лікувальних і профілактичних препаратів, на ембріональний розвиток, безпеку риб і дафній. Згідно з отриманими даними, в воду ставка, який використовується в рибальських цілях і знаходиться в сфері діяльності домашніх підприємств, постійно надходить значна кількість забруднень у вигляді неорганічних сполук, солей, нітратів і амонійного азоту (таблиця 3.3).

Безперешкодний постійний стік з дренажних систем побутових споруд в резервуар змінює хімічний склад води і збільшує вплив на навколишнє середовище в цій екосистемі. Незважаючи на те, що в таких водоймах навесні і влітку активно здійснюються процеси мінералізації органічної речовини, досліджувані показники хімічного складу ставкової води мали значні коливання в їх змісті в порівнянні з умовно чистими водоймами (таблиця 3.3).

Однак вода із забрудненого ставка не відрізнялася по прозорості, запаху, кольору, каламутності і кількості осаду від показників природних водойм. Хімічний склад води зі ставків, забруднених побутовими відходами, характеризувався як стабільний, проте значення окремих показників не в повній мірі відповідали встановленим вимогам для водойм, що використовуються в цілях рибальства. Таким чином, вміст хлоридів у воді забрудненого ставка перевищує оптимальне значення в 7,8 рази, а аміаку - в 4,8 рази, що свідчить про постійне надходження стічних вод зі свинарських підприємств у водойму (таблиця 3.3). У воді із забрудненого ставка вміст сульфатів було вище на 45,3%, ферментів – в 7,7 рази, кальцію – в 11,0 разів, магнію – в 38,7%, рівень фосфатів був нижче в 88,3 рази, лужність – на 11,77%, загальна жорсткість - на 39,8% і pH - на 0,47 одиниць, а рідкі стічні води з домашніх господарств - на 0,47%. підприємства не падали.

Таким чином, на підставі проведеного дослідження хімічного складу води ставка, розташованого в зоні діяльності господарсько-побутового підприємства, можна зробити висновок, що іхтіоз має значний вплив на навколишнє середовище господарсько-побутового закладу, що

підтверджується подальшими дослідженнями впливу господарсько-побутового дренажу підприємства на навколишнє середовище. розвиток ембріонів риб.

Основні показники хімічного складу води, а саме визначення вмісту аміаку, хлоридів, заліза і фосфатів, можуть бути рекомендовані в якості важливого критерію оцінки екологічного стану водойм при забрудненні стічними водами побутових підприємств.

3.2 Вплив стоків побутового підприємства на ембріональний розвиток та виживаність личинок коропа і дафній.

3.2.1. Виживаність дафній за дії амонійного азоту та стоків. Забруднення водойм стоками з побутових об'єктів, особливо підприємств, що виробляють лікарські препарати, негативно позначається на рибній фазі, особливо на рибі. Під впливом забруднюючих речовин, що потрапляють у воду зі стічними водами, ці сполуки негативно впливають на популяцію риб, приводячи до зменшення їх чисельності та зміни видового складу.

Враховуючи, що основним забруднювачем води, що надходить у водойму з рідким стоком, є сполуки амонію, були встановлені основні критерії якості води для прісноводних риб. 1. Одним з таких критеріїв забруднення води стічними водами підприємств є наявність і концентрація аміаку у воді. Відомо, що аміак присутній у воді більшості природних водойм як продукт біологічного розкладання білків, водних рослин, життєдіяльності водних організмів, мікроорганізмів і азотистого обміну прісноводних риб. Його концентрація у воді може бути різною і пов'язана з інтенсивністю перетворення аміаку в нітрати в процесі нітрифікації. Як показали дослідження, забруднення води аміаком відбувається при попаданні неочищених рідких відходів з побутових підприємств у водойму, яка найчастіше знаходиться в зоні діяльності. Перебої в процесі нітрифікації стічних вод, особливо при очищенні стічних вод на очисних спорудах, також сприяють накопиченню великої кількості аміаку у воді. Амонійний азот, який у великих кількостях надходить у природні водойми зі стоками з

тваринницьких підприємств, є джерелом нітратів і нітритів. У ставковій воді аміак також може накопичуватися протягом зими як кінцевий продукт азотистого обміну, який виділяється з сечею риб. Крім того, аміак та аміачні солі також використовуються як добрива для рибних ставків та боротьби з водоростями. Відомо, що в добре провітрюваних природних водоймах аміак окислюється до нітратів. Але при низьких концентраціях розчиненого кисню може відбуватися зворотний процес.

Як згадувалося раніше, стічні води вітчизняних підприємств в значній мірі сприяють забрудненню природних водойм, зокрема тих, які розташовані в зоні їх діяльності. Таким чином, ці компанії можуть мати негативний вплив не тільки на аспект забруднення навколишнього середовища, але і на водні екосистеми.

Важливим критерієм оцінки несприятливого впливу забруднювачів побутових стічних вод на водні екосистеми є вивчення ембріогенезу та виживання личинок риб, а також вивчення життєздатності дафній при додаванні амонійного азоту, що забруднює побутові стічні води.

1. Таким чином, одним із завдань було вивчити вплив амонійного азоту на виживання дафній, розвиток яєць та збереження ембріонів коропа.

В ході дослідження концентрацію розчиненого кисню в контрольному розчині підтримували при температурі 26°C (26±2 ° c) на рівні, що варіювався від 70% до 110% від загального насичення води повітрям. Значення pH води, використаної в дослідженні, склало 7,5±0,2.

Проведені дослідження показали, що при трьох дозах опромінення втрати води в резервуарах, використаних для дослідження, склали 6±0,5%, 500 мл, 11±1,2%, 300 мл, 20±1,4% і 200 мл.такі втрати можуть істотно вплинути на властивості робочого розчину за рахунок зміни концентрації досліджуваної речовини. Тому під час культивування об'єкта дослідження скляну ємність накривали скляною пластиною. Вивчення кінетики вмісту розчиненого оксицену у воді експериментальних зразків, як у присутності дафній, так і без

них, показало, що рівень цієї сполуки знижується до 79-80% від її насичення (таблиця 3.4).

Таке зниження вмісту розчиненого кисню у воді не вважається обмежуючим фактором, який може вплинути на ймовірність отримання результатів експерименту через виникнення його дефіциту. Отже, було встановлено, що під час перебування дафній у воді з додаванням різних кількостей стічних вод вміст розчиненого кисню після 1, 2 і 3 днів культивування був значно нижчим, ніж у воді без об'єкта дослідження і у воді з додаванням хлориду амонію. На цей показник також впливала кількість стічних вод, що потрапляли у воду в скляній ємності. Про це свідчить найменший вміст кисню у воді 3-ї групи на 1-й, 2-й і 3-й дні експерименту.

І навпаки, при додаванні хлориду амонію у воду, в якій вирощували дафній, вміст розчиненого кисню у воді також зменшувався, але в набагато меншій мірі, ніж при додаванні стічних вод, особливо коли вміст цієї сполуки у воді був найвищим (дослідницька група 3) (див.таблицю 3.4).

Так, в перший день в порівнянні з аналогічними показниками при додаванні дренажу з домашніх підприємств вміст розчиненого у воді кисню з додаванням хлориду амонію вранці в першій дослідній групі виявилося на 15% вище, у 2-й - на 14% і в 3-й - на 25%. Аналогічні зміни в результатах дослідження насичення води киснем були отримані і в перший день ввечері. Також було виявлено, що цей показник був у середньому на 11-18% вищим у мутантів хлориду амонію у всіх досліджуваних групах порівняно зі значенням насичення води киснем при додаванні стічних вод.

Аналогічна закономірність щодо різниці в насиченні води киснем при додаванні хлориду амонію або стічних вод з будинків спостерігалася на другий і третій дні експерименту.

Отримані дані дають підставу для висновку про те, що дренаж свинарських підприємств негативно впливає на вміст розчинного кисню у воді, що є одним з факторів не тільки процесу мінералізації, а й погіршення екологічного стану природних водойм.1

Тому, грунтуючись на результатах, отриманих щодо вмісту розчиненого у воді кисню при вирощуванні дафній, слід зазначити, що найбільш негативний вплив на цей показник зробило додавання стічних вод з побутових підприємств в порівнянні з додаванням хлориду амонію. Виявляється, цей факт, ймовірно, є одним з основних факторів негативного впливу дренажу на виживання дафнії 1.

1. Ще одним важливим критерієм при оцінці якості води є значення pH. Його величина залежить від хімічного складу води і впливає на перебіг внутрішньоклітинних процесів в тканинах гідробіонтів і формування фітоценозів у водоймах.

Проведене дослідження показало, що додавання стічних вод побутових підприємств різної концентрації в воду, в якій вирощувалася дафнія, збільшує значення pH як в день початку експерименту, так і на 1-й і 3-й дні, в порівнянні з аналогічними результатами дослідження чистої води (таблиця 3.9). Визначення значення pH води прототипу з додаванням хлориду амонію показало, що цей показник дещо знижений на початку експерименту порівняно з контролем.

Однак через один і три дні після проведення експерименту значення pH води з хлоридом амонію підвищилося в порівнянні зі значенням на початку експерименту. Якщо порівняти результати дослідження значення pH води при вирощуванні дафній з додаванням стічних вод або хлориду амонію, то слід зазначити, що в першому випадку, на початку експерименту, була встановлена незначна різниця в цьому показнику. Однак через 1 та 3 дні експерименту різниця pH води в обох експериментальних варіантах не була встановлена. Принаймні значення pH води залежало від кількості стічних вод та дозування хлориду амонію.

Збільшення pH води в ході експерименту вказує на те, що як в контрольних, так і в експериментальних зразках, можливо, в цих умовах карбонатна рівновага розчину зміщується в бік утворення іонів CO_3^{2}.

Вплив стічних вод побутових підприємств на виживання дафній в умовах триетапного культивування в середовищах з різною концентрацією забруднюючих речовин показано в таблиці 3.10. Проведене дослідження показало, що стічні води з побутових підприємств додавалися в воду в концентраціях 4,0 (1-й), 8,0 (2-й) і 40,0 мг/дм3 (3-й варіант), і в перший день експерименту інший варіант вищевказаної дози розчину хлориду амонію не впливав на виживаність тварин. дафнія-використовується для оцінки впливу забруднюючих речовин на водні об'єкти в якості піддослідної тварини.

Порівнюючи результати дослідження, можна сказати, що в зразках, що містять стічні води, після 48 годин впливу (2 дні) виживаність дафній у вечірній час становила 90-94%, що мало тенденцію до зниження на 3-й день до 80-83%. У той же час у контрольних мутантів з хлоридом амонію виживаність дафній на другу добу склала 97%, що істотно не змінилося на третю добу.

В результаті, в експериментальному варіанті, через дії стічних вод, спостерігається незначний вплив забруднюючих речовин різної концентрації на виживання дафній. У перший день це склало 94%, на 2 - й день-83%, а на 3 - й день-80%, але в контрольному варіанті (чиста вода) загиблих тварин не було. Виходячи з отриманих результатів, слід зробити висновок, що стічні води побутових підприємств роблять більш істотний вплив на виживаність дафній, ніж хлорид амонію.

Результати досліджень також показують, що негативний вплив стічних вод побутових підприємств на виживання дафній залежить не тільки від наявності і вмісту амонійного азоту (аміаку), але і від інших токсичних речовин, що містяться в цих відходах. Дослідження також підтвердило доцільність використання тест-об'єктів Daphnia magna при оцінці екологічного стану водойм, забруднених стічними водами господарсько-побутових підприємств.

У зв'язку з цим важливо вивчити вплив аміаку, одного з основних забруднювачів стічних вод і води в рибогосподарських водоймах, на ембріональний розвиток риб.1

3.2.2 Вплив стоків свинарського підприємства на ембріональний розвиток та виживаність личинок коропа. Як згадувалося вище, аміак як продукт розкладання рослинних і тваринних білків і амінокислот, мікроорганізмів, екскрементів прісноводних риб, джерелом аміаку в ставковій воді в більшості досліджених водойм також є рідкі добрива і стоки добрив на тваринницьких об'єктах, як згадувалося вище.

Відомо, що стійкість риб до впливу аміаку залежить від виду, але ці відмінності незначні і проявляються навіть при короткочасному впливі. Таким чином, існують значні відмінності в гранично допустимому рівні вмісту аміаку у воді у різних видів риб. Ці фактори були прийняті до уваги при проведенні подальших досліджень. Моніторинг кількості загиблих ембріонів коропа, проведений в критичний період розвитку ікри, показав, що при подрібненні бластоцист і утворенні морули при концентрації nh4+0,05 мг/дм3 кількість загиблої ікри склала 23,2%, 0,5 мг/дм3–84% і 5 мг/дм3-84% відповідно.l-89,1%, тоді як у контрольній групі цей показник становив 33,9%. "Я думаю, що це гарна ідея", - сказав він.

Після гаструляції загибель ембріонів коропа у мутантів, досліджених під впливом аміаку, у тих, хто вижив, визначених у 3 серіях досліджень, була приблизно на одному рівні, досягаючи 61,7%, 68,7% і 54,4% відповідно. Загальна кількість живих яєць в контролі склало 28,6%, але у воді з концентрацією NH4+0,5 мг/дм3 більше 80% ембріонів загинуло на стадії поділу і в момент відділення хвостика. До вилуплення рівень смертності ікринок в цій групі досягав 86,3%. При концентрації NH4 + у воді 0,5 мг/дм3 кількість живої ікри становила -20,3%. У дослідженні 5-ї серії при концентрації NH3 + у воді 4 мг/дм3 ембріон загинув під час утворення очних пухирців. Попередні зупинки розвитку окремих ембріонів відзначалися при

концентрації NH4 + 0,5 мг/дм3 у воді. Однак через 3,5 дня після запліднення яйцеклітини кількість ембріонів, що вийшли з шкаралупи, при концентрації nh4+ у воді було однаковим - 0,05 і 0,5 мг/дм3. Найбільші втрати ікри спостерігалися у всіх вивчених варіантах протягом перших двох днів. Решта живі ікринки придбали стійкість до іонів амонію і практично не гинули на наступний день. Під час інкубації догляд за ікрою у всіх досліджуваних групах збільшився, склавши в середньому 7-8%. Вижили особини продовжували існувати до закінчення розсмоктування в жовтковому мішку.

Згодом, на початковому етапі подрібнення, ікринки, що розвинулися при концентрації аміаку у воді 5 мг/дм3, випереджали ембріони з інших експериментальних варіантів за цим показником. Що стосується специфічної життєздатності яєць, то водні середовища з концентраціями аміаку 0,05 і 0,5 мг/дм3 надавали стимулюючу і захисну дію на певний момент ембріонального розвитку.

Отримані результати підтверджують висновок про токсичну дію аміаку і прискореному викльовування личинок з подальшою стадією загибелі.

У деяких випадках процес ембріонального розвитку під впливом аміаку переривається, проявляється в морфологічних вадах розвитку, пізньої пігментації очей, зневодненні ембріонів, що приводить до їх загибелі.

Дослідження впливу різних доз стічних вод на розвиток личинок коропа проводилися на триденних особинах, отриманих з штучно запліднені ікри риб. Личинок коропа поміщали у воду та стічні води з концентрацією NH4+0,05 (перша група); попередньо додавали 0,5 (друга група) та 5 мг/дм3 (третя дослідницька група). Характеристика показників розвитку личинок коропа при впливі стічних вод домашніх підприємств наведена в таблиці 3.7.

Аналіз результатів показав, що на початковому етапі експерименту, тобто через 2; 4; 6; 12 і 24 години після початку, вплив стічних вод побутових підприємств на збереження личинок було незначним.Всі особини як дослідної, так і контрольної груп залишилися живі, і їх збереження склала 100% (див.таблицю 3.7).

Личинки коропа і навіть при концентраціях 0,05 (перша), 0,5 (друга) і 5,0 мг/дм3 аміаку (третя дослідна група) на другий день експерименту не чинили істотного впливу на стічні води. Виживання личинок коропа за цей період в основній групі не відрізнялася від контрольної і склала 100%. Тільки в день проведення експерименту 3-ї дослідницької групи, де вміст аміаку в стічних водах побутових підприємств становило 5,0 мг/дм3, спостерігався значний відхід личинок, який досягав 75% від початкової кількості. Значне зниження життєздатності личинок коропа спостерігалося у всіх досліджуваних групах на п'ятий день експерименту. Так, в 1-й дослідній групі рівень смертності личинок коропа за цей період склав 25%, у 2 - й дослідній групі-40%, в 3 - й дослідній групі-95%, в той час як в контрольній групі кількість живих личинок склало 100% (див.таблицю 3.7).

Подальші дослідження з личинками коропа показали, що при впливі аміаку в концентрації 5,0 мг/дм3 смертність особини на шостий день становила 100%. В інших варіантах експерименту при концентрації NH4+ у воді 0,05 і 0,5 мг/дм3 загибель личинок спостерігалася на 7-й день експерименту на 100%. При цьому на 6-й день збереження личинок коропа в першій дослідній групі склала 15%, у 2 - й дослідній групі - всього 5%, а в контрольній групі-100%.

Слід також зазначити, що в перші хвилини впливу токсичних речовин у воді з концентрацією NH4+5 мг/дм3 личинки замерзали, не реагували на рух води і не вступали в контакт. Але вже через 20 хвилин спостерігаються активні хаотичні рухи личинок, що свідчить про негативний вплив на них аміаку. Через годину після впливу личинки здійснювали безладні рухи по горизонталі і вертикалі, піднімаючись на поверхню води і опускаючись на дно. Через 2-4 години після початку експерименту личинки втрачали активність і ставали малорухомими. Аналогічний процес по активності личинок цієї групи спостерігався і в наступні 5 днів. При цьому поведінка личинок у воді періодично змінювалося з активного на пасивне.

У всіх досліджених личинок спостерігалося поступове знебарвлення покривів тіла за рахунок зменшення розміру пігментних плям. На 6-й день експерименту всі личинки цієї групи загинули. У більшості загиблих личинок тіло було зігнуте під прямим кутом в області плавального міхура, очі придбали темно-сріблястий відтінок і збільшилися в розмірах.

Результати, отримані в результаті експериментів з вивчення впливу стічних вод побутових підприємств на розвиток личинок коропа, показують, що, особливо в період раннього розвитку після народження, вміст кисню, значення pH і температура води у воді для коропових риб залишаються практично незмінними під час вирощування личинок коропа, усуваючи шкідливі впливи. вплив цих факторів на розвиток личинок коропа в чутливий період, аміак та інші забруднювачі стічних вод дозволяє говорити про прямий, а не непрямий токсичний вплив препарату. Поведінка личинок на ранніх стадіях експерименту, тобто в перші дні, вказує на незначний токсичний вплив стічних вод на організм личинок. Оскільки час перебування личинок у цьому середовищі збільшується, їх стан залишається стабільним протягом наступного дня, що може свідчити про наслідки адаптації до цих забруднювачів. Таким чином, підтверджується природа аміаку, що накопичується в організмі риби, що підвищує його здатність негативно впливати на ембріон і викликає ранню загибель личинок мутанта з найбільшою концентрацією токсичних речовин. Існує також ймовірність того, що риба може піддаватися впливу інших шкідливих речовин, що містяться в стічних водах, і боротьба з личинками мертвої риби може стати важливим критерієм оцінки екологічного стану ставків, забруднених різними стічними водами домашніх підприємств.

3.3. Вплив ксенобіотиків на ембріональний розвиток риб

3.3.1. Ембріональний розвиток риб та виживаність личинок коропа за дії антибактеріальних засобів. Встановлено, що серед факторів, що негативно впливають на ембріональний розвиток риби, важлива роль

належить різним антибактеріальним засобам, в тому числі сульфаніламідних препаратів.

Додавання сульфаніламідів у воду різної концентрації по-різному впливало на розвиток ікри коропа. Було показано, що при низьких концентраціях, тобто 0,005 мг/дм3 (1-а досліджувана група), сульфаніламід не впливає на ембріональний розвиток коропа, про що свідчить така ж кількість загиблих ембріонів порівняно з контролем (рис. 1). 3.1). В результаті забруднення води сульфаніламідом в низьких (залишкових) концентраціях і короткочасної дії практично не впливає на розвиток ембріонів коропа.

Максимальна кількість загиблих ембріонів коропа була відзначена в перший день дослідження при концентрації сульфаніламідів у воді на рівні 0,015 мг/дм3 (друга дослідна група), що в 2,5 рази перевищувало контроль.

При концентрації сульфаніламіду у воді 0,030 мг/дм3 (третя дослідна група) загибель ікринок коропа, навпаки, була на 3% нижче в порівнянні з контролем. Збільшення періоду інкубації ікри у воді до 2 днів посилило негативний вплив сульфаніламідів на розвиток ембріонів коропа.

У той же час слід зазначити, що у всіх досліджуваних групах і контролі, в порівнянні з аналогічними показниками в перший день, кількість загиблих ембріонів коропа на 2-й день збільшилася в середньому з 3 до 5%.

Але вже на 2-й день експерименту кількість загиблих ембріонів коропа при концентрації сульфаніламіду 0,005 мг/дм3 (1-я дослідна група) у воді збільшилася до 22%, що виявилося на 7% вище, а при вмісті сульфаніламіду 0,015 (2-я дослідна група) і 0,030 мг відповідно./ дм3 (3-я дослідницька група), цей показник порівнювався з даними попереднього дня. Виявилося, що це майже в 1,5 рази більше обсягу даних (див.рис. 3.1).

У порівнянні з контролем кількість загиблих ембріонів на другий день експерименту при впливі сульфаніламіду на 9% вище в першій основній групі і на 12% вище в другій, як в перший день впливу, так і в третій, тобто при впливі на ембріони коропа в воді вміст сульфаніламідів збільшується, їх токсичну дію посилюється. Цей висновок підтверджується результатами

дослідження загибелі ембріонів під дією сульфаніламідів на 3-й день експерименту.

На 3-й день експерименту максимальна кількість загиблих ембріонів коропа була зафіксована при концентрації сульфаніламіду у воді 0,005 мг/дм3 (перша дослідна група), що, як було показано, було на 15% більше, ніж у контролі.У другій дослідній групі цей показник становить близько 8%, а мінімальна кількість мертвої ікри становить 0,030 мг/дм3 сульфаніламіду у воді (третя дослідна група). Це було виявлено при концентрації аміду і було в 1,3 рази нижче, ніж у контролі.

Кількість личинок, що вилупилися з яєць із концентрацією сульфаніламіду у воді 0,005 мг / дм3 (перша дослідна група) та 0,015 мг/дм3 (друга дослідна група), становила понад 88% від загальної кількості живих яєць. Якщо концентрація препарату у воді становила 0,030 мг/дм3 (3-тя дослідна група), то вихід личинок з залишилися в живих яєць був на 3,4% вище, ніж в контрольній групі. В результаті вивчена концентрація сульфаніламідів, що додаються в воду, навіть при незначному, але короткочасному дії, знижує ембріональний розвиток коропа.

Сульфаніламідний препарат сульфаметазин міститься в стічних водах свинарських підприємств, сульфаніламід негативно впливає на появу ікри коропа. Було встановлено, що розвиток ембріонів коропа залежить від концентрації сульфаметазину у воді та тривалості впливу. Було показано, що найбільша загибель ембріонів риб спостерігалася в перші дні при концентрації у воді 0,30 мг / дм3 (третя досліджувана група) порівняно з контролем (рис. 3.2). Подібні зміни спостерігалися в ембріонах першої та другої дослідницьких груп. Вплив сульфаметазину на розвиток яйцеклітин та загибель ембріонів у 1-й та 2-й дослідницьких групах був незначним порівняно з контролем, але це було не так.

На 2-й день експерименту, коли концентрація сульфаметазину у воді становила 0,05 (s) і 0,15 мг/дм3 (3-я дослідна група), кількість загиблих яєць не змінилася в порівнянні з першим, а в 3-й групі було виявлено, що вона

збільшилася з 21,5% до 28,9%., майже в 1,5 рази вище, ніж у контролі (див.рис. 3.3).

При концентраціях сульфаметазину у воді 0,05 мг/дм3 (перша дослідницька група) і 0,15 мг/дм3 (друга дослідницька група) кількість загиблих ембріонів протягом двох днів залишалася на колишньому рівні, досягаючи 13,3%. На 3-й день спостереження загальна кількість загиблих яєць в першій основній групі практично не змінилося, а на 2-й день збільшилася в 2 рази в порівнянні з даними на 2-й день спостереження. Цей показник у ембріонів 2-ї групи на 3-й день спостереження наближався до аналогічних даних щодо ембріональної загибелі при концентрації сульфаметазину у воді 0,30 мг/дм3 (3-тя досліджувана група).

Найменші ембріональні відходи спостерігалися в першій дослідній групі на третій день експерименту при концентрації сульфаметазину у воді 6 мг/дм3, що на 0,05% нижче, ніж у контролі. Загалом вихід личинок становив близько 85% у першій дослідній групі, 72,5% у другій дослідній групі та 71,0% у третій дослідній групі, тоді як у контрольній групі його значення становило 78,5% (рис. 3.4).

Очевидні зміни у впливі сульфаніламіду і сульфаметазину на розвиток ембріонів коропа, ймовірно, пов'язані зі змінами мікробного складу води, характерними для високої концентрації цих сполук у воді, а також зі змінами проникності клітинних мембран ікри і впливом цих сполук на метаболічні процеси. процеси в клітинах.

Це особливо актуально, коли концентрація сульфаніламідів та сульфаметазину у воді висока. Токсичний ефект цих біоматеріалів для штучного водопостачання, ймовірно, посилюється зі збільшенням тривалості їх дії. В результаті сульфаніламідні препарати, навіть у низьких концентраціях, негативно впливають на розвиток ікри та виживання ембріонів коропа, в кінцевому підсумку змінюючи структуру іхтіозу через погіршення екологічного стану водойми.

Не менш токсичним компонентом, що впливає на розвиток ікри коропа і загибель ембріонів, як показали проведені дослідження, є антибіотик хлортетрациклін, який міститься в стічних водах свинарських підприємств.

Встановлено, що розвиток ікринок і загибель ембріонів коропа залежать від концентрації хлортетрацикліну у воді. Так, при концентрації хлортетрацикліну у воді 0,18 мг/дм3 спостерігалася максимальна кількість загиблих яєць (третя дослідницька група). 3.6). У перші дні дослідження було встановлено, що загальна кількість загиблих ембріонів в цій групі в 3 рази більше, ніж в контрольній групі. На 2-й день спостереження кількість загиблих яєць в цій групі не змінилося в порівнянні з першим, а на 3-й день, в порівнянні з 2-м днем, це значення збільшилося в 2 рази (див. 1). 3.6). Слід також зазначити, що на 1-й і 2-й дні експерименту кількість загиблих ембріонів у 3-й експериментальній групі становила 30%, а на 3 - й день-60% від початкової кількості. У контрольній групі ці показники в аспекті зазначеного часу варіювалися, наприклад, на 10% (Перший), 12% (другий), 20,5% на третій день експерименту. Тобто кількість загиблих ембріонів під впливом найвищої дози хлортетрацикліну в ікрі коропа, вирощеної у воді, в третій дослідній групі було на 20,5% вище в перший день, на 17% - у другий день і на 39,5% - на третій день в порівнянні з контролем.

ВИСНОВКИ

Дослідження було засноване на вивченні гідрохімічних параметрів ставкової води, забрудненої стічними водами домашніх підприємств, при вирішенні проблеми забруднення водойм рідкими відходами домашніх підприємств, особливо біомолекулами антропогенного походження, виявленими в сульфаніламідних препаратах, хімічного складу стічних вод, дії антимікробних засобів і амонітрогенів на прикладі розвитку ікри і ембріонів коропа, дафній і личинок теоретично продемонстрований принцип екологічної оцінки водойм, розташованих у сфері діяльності вітчизняних підприємств.

1. Вода ставка, розташованого в зоні діяльності господарсько-побутового підприємства, забруднена органічними і неорганічними сторонніми речовинами, а саме хлоридами, фосфатами, амонієм і нітратами азоту, ферментами, кальцієм і магнієм, що характеризуються підвищеною окислюваністю у зв'язку з показниками хімічного складу води умовно очищають воду ставків і водосховищ, забруднену стічними водами підприємств тваринництва і птахівництва. З'ясувалося, що ці двоє чоловіків були причетні до ряду інцидентів, в яких вони були замішані.

2. Дослідження засноване на вивченні впливу стічних вод побутових підприємств і хлориду амонію на виживання дафній, ембріональний розвиток риб і збереження личинок.

3. Доведено токсичний вплив цих забруднювачів води у високих дозах на водні організми.

4. Встановлено негативний вплив аміачного азоту та дренажу на дафнію, розвиток ікри та виживання ембріонів коропа, що призводить до розвитку аномалій розвитку.

5. Виявлені водні біоматеріали: сульфаніламід, сульфаметазин перешкоджають ембріональному розвитку коропа, збільшують кількість

загиблих ікринок і ембріонів, їх негативний вплив залежить від дози і часу інкубації.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Adams S. M. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effect of contaminant – related stress on fish population / S. M. Adams, M. G. Ryon // J. Aquatic Ecosystem Health. – 1994. – № 3. – P. 15–25.
2. Amin K. A. Deltamethrin-induced oxidative stress and biochemical changes in tissues and blood of catfish (*Clarias gariepinus*): antioxidant defense end role of alpha-tocopherol / K. A. Amin, K. S. Hashem // BMC Vet. Research – 2012. – Vol. 8. – № 1. – P. 45.
3. Baldisserotto B. Effect on dietary calcium and cadmium on cadmium accumulation, calcium and cadmium uptake from the water, and their interaction in juvenile rainbow trout / B. Baldisserotto, M.I. Chrowdhur, C.M. Wood // Aquatic Toxicology. – 2005. – Vol. 72. – № 1. – P. 99–177.
4. Barghigian C. R. T. Assessment of water pollution and suitability to fish life in six Italian rivers / C. R. T. Barghigian, R. Scerbo, C. Cini, R. Nottoli L. [et al.] // Environmental Monit. and Assess. – 2001. – Vol. 66. – № 1. – P. 187–205.
5. Barlett F. Sensitivity of brown trout elevens (Salmo tnitta L.) to nitrite at different chloride concentration / F. Barlett, D. Nenmann // Bull. Environmental Contamination Toxicology – 1998. – Vol. 60. – № 2. – P. 540–546.
6. Basova M. M. White Blood Cell Count of the scorpion fish Scorpaena porcus as a biomarker of anthropogenic pollution in the Black Sea coastal waters. / M. M. Basova // J. Ichthyology. – 2017. – Vol. 5. – № 3. – P. 467–472.
7. Bath R. N. Transport of nitrite across fish gills / R. N. Bath, F. B. Eddy // J. Experimental Zoology. – 1980. – Vol. 214. – № 1. – P. 119–121.
8. Begum G. Carbohydrate metabolism in hepatic tissue of freshwater eat fish *Clarias batrachus* L. during dimethoate exposure / G. Begum, S. Vijayazaghavan // Food and Chemistry Toxicology. – 1995. – Vol. 33. –

№ 5. – P. 423–426.

9. Begum G. Effect of acute exposure of the organophosphate insecticide Roger on some biochemical aspects of *Clarias batrachus* L. / G. Begum, S. Vijayazaghavan // Environmental Ressearch – 1999. – Vol. 80. – № 1. – P. 80–83.
10. Begum G. Organ-specific ATP-ase and phosphorylase enzyme activities in a food fish exposed to a carbomate insecticide and recovery response / G. Begum // J. Fishery Phisiology and Biochemistry – 2011. – Vol. 37. – № 1. – P. 61–69.
11. Bioassey method for aquatic organisms // Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. Washington: Amer. Public Heals Assoc. – 1985. – P. 45–52.
12. Bitton G. Introduction and rewie of microbial and biochemical toxicity screening procedure / G. Bitton, B. J. Dutku // Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. Washington: Amer. Public Heals Assoc. – 1985. – P. 31–40.
13. Blackwell P. A., Ultrasonic Extraction of Veterinary Antibiotics from Soils and Pig Slurri with SPE Clean-up and LC-UV and Fluorescence Detection / P. A. Blackwell, H. C. Lutzhoft, H. P. Ma [et al.] //. Talanta – 2004. – Vol. 64 (4). – P. 1058–1064.
14. Blaise C. Microbiotests in aquatic ecotoxicology: Characteristics, utility, and prospects / C. Blaise // Environmental Toxicology. – 1991. – Vol. 6. – № 2. – P. 145–155.
15. Boge G. Effect of non-lethal conźentration of hexavalent chromium on intestinal enzymology of Salmogairdmer and Dicentrarchuslabrax (Pisces). / G. Bode, P. N'Diaye, N. Roche, G. Peres // J. of Physiology. – 1988. – Vol. 83. – № 1. – P. 57–63.
16. Boxall A. B. A. Uptake of veterinary medicines from soil into plants / A. B. A. Boxall, P. Johnson, E. J. Smith [et. al.] // J. Agricology and Food Chemistry – 2006. – Vol. 54. – № 6, – P. 2288–2297.

17. Braunbeck T. Induction of biotransformation in the liver of eel (*Anguilla anguilla* L.) by syblethal exposure to dinitro-o-cresol: an ultrastructural and biochemical study / T. Braunbeck, A. Völke // J. Ecotoxicology Environmental Safety – 1991. – Vol. 21. – № 2. – P. 109–127.
18. Carmo L. V. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish Prochilodus lineatus / V. L. Carmo, C. B. Martinez // Comparative Biochemistry and Physiology. – 2008. – Vol. 147. – issue 2. – P. 222–231.
19. Cattaneo R. Toxicological respouses of Cyprinus carpio exposed to a commercial formulation Containing glyphosate / R. Cattaneo, B. Clasen, V. L. Loro [et al.] // Bull. Environmental Contam. Toxicology – 2011. – Vol. 87. – № 6. – P. 597–602.
20. Cavalcante D. G. Genetoxic effect of Roundap on the fish Prochilodus lineatus / D. G. Cavalcante, C. B. Martinez, S. H. Sofia // Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2008. – Vol. 655. – issues 1–2. – P. 41–46.
21. Chen Yia–zhang. Toxicity of pesticide Puta super for genetic structure of fish / Yia–zhang Chen, Lin Yang, Hu Geng-dong / J. Agro-Envizonmental Science. – 2006. – V. 25. – № 2. – P. 295–300.
22. Chenxi W., Spongberg A. L. Determination of the persistence of pharmaceuticals in biosolids using liquid – chromatography tandem mass spectrometry // J. Chemosphere, 2008. – Vol. 73. – issue 4. – P. 511–518.
23. Christian T., Schneide R. I., Farber H. A., Skutlarek D., Meyer M. T., Goldbach H. E. Determination of antibiotic residues in manure, soil and surface waters // Acta Hydrochemistry and Hydrobiology. – 2003. – Vol. 3. – № 1. – P. 36–44.
24. Clasen B. Effect of the commercial formulation containing fipronil on the non-target organism Cyprinus carpio: implications for rise-fish cultivation / B. Clasen, V. L. Loro, R. Cattaneo [et al.] // J. Ecotoxicology and Environmental Saffety. – 2012. – Vol. 77. – № 3. – P. 45–51.

25. Connor S., Aga D. S. Analysis of tetracycline antibiotics in soil: Advances in extraction, clean-up, and quantification // TrAC Trend in Analitical Chemistry. – 2007. – Vol. 26. – issue 6. – P. 456 –465.
26. Cuo Nanoparticle Interation With Human Epithelial Cell: Cellular Uptake, Location, Export and Genotoxicology / Z. Wang, N. Li, J. Zhao [et al.] // Chemical Research in Toxicology. – 2012. – Vol. 25. – P. 1525–1521.
27. Das B. K. Chronic toxic effects of quinalphos on some biochemical parameters in Labeo rohita (Ham.) / B. K. Das, S. C. Mukherrjce // Toxicology Letters – 2000. – Vol. 114. – № 13. – P. 11–18.
28. Das B. K. Toxicity of cypermethrin in Labeo rohita fingerling: biochemical, enzymatic and hematological consequences / B. K. Das, S. C. Mukherjce // Comparative Biochemistry and Physiology. – 2003. – Vol. 134. – № 1. – P. 109–121.
29. Depledge M. H. The ecotoxicol significance of genotoxity in marine invertebrates / M. H. Depledge // J. Mutat. Research. – 1998. – Vol. 399. – № 1. – P. 109–122.
30. Determination of four fluoroquinolone antibiotics in tap Water in Guangzhou and Macao / Yiruhan, Wang Q. J., Mo C. H., Li Y.W. [et al.] // Environmental Pollution – 2010. – Vol. 158. – Issue 7. – P. 2350 –2358.
31. Determination of pharmaceuticals in bio solids using accelerated solvent extraction and liquid chromatography tandem mass spectrometry / Y. Ding, W. Zhang, C. Gu, I. Xagoraraki, H. Li. // J. Chromatography A. – 2011. – Vol. 1218. – issues 1,7. – P. 10–16.
32. Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with electrospray ionization tandem mass spectrometry / Hamscher G., Sczesny S., Hoper H., Nau H. // J. Analitical Chemistry. – 2002. – Vol. 74. – № 6. – P. 1509–1518.
33. Diar-Cruz M. S. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drags in soil, sediments and sludge / M. S. Diar-Cruz, M. J. L. Alda, O. D. Barcel // Trends. Analitical Chemistry – 2003. – Vol. 22. – № 6. –

P. 340–351.

34. Different behavior of tetracycline's and sulfonamides in Sandy soils after repeated fertilization with liquid manure / G. Hamscher, H. T. Pawelzick, H. Hoper, H. Nau // J. Environmental Toxicology Chemistry. – 2005. – Vol. 24. – № 4. – P. 861–868.
35. Effect of six selected antibiotics on plant growth and soil microbial and enzymatic activities / F. Liu, G. G. Ying, R. Tao [et al.] // J. Environmental Pollutant. – 2009. – Vol. 157. – issue 5. – P. 1636–1642.
36. Effect of agricultural condition on the leaching behavior of veterinary antibiotics in soil / Blackwell P. A., Kay P., Aschauer R., Boxall A. B. A. // J. Chemosphere. – 2009. – Vol. 75. – № 1. – P. 13–19.
37. Effect of Antibiotics on immunophysiological status and Their Taste Attractiveness for Reinbow Traut Parasalmo (Oncorhynchus) mykiss (Salmoniformes, Salmonidae). / M. E. Maklakova, I. A. Kondratieva, E. S. Mikhailova at al. // J. Ichtiology. – 2011. – Vol. 51. – № 11. – P. 1133–1142.
38. Effect of endosulfan on the absorption ratio of α and β chains of hemoglobin and acetylcholinesterase activity in the fish, Labeo rohita / E Sancho, M. D. Ferrando, C. Fernander, E. Andreu // Ecotoxicology Environmental. Safety. – 1998. – Vol. 41. – № 2. – P. 168–75.
39. Enviromental risk assessment using multi-biochemical marker approach in Carassius carassius / H. Falfushynska, L. Gnatshyna, Kh. Priydun [et al.] // Ukrainian Biochemical Jornal. – 2009. – Vol. 81. – № 4. – P. 315.
40. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria / Martinez-Carballo E., Gonzalez-Barreiro C., Schart S., Gans O. // J. Environmental Pollutant. – 2007. – № 148. – P. 570–579.
41. Ezemonue L. I. Changes in carbohydrate metabolism, oxidative stress and loss of cortisol secretion in adrenocortical cell of oreochromis niloticus exposed in vitro to endosulfan // L. I. Ezemonue, T. O. Ikpesu //

J. Toxicology Ind. Health. – 2012. – № 2. – P. 88–91.

42. Fidalgo M. L. Fish-farm effluents in the River Baceiro: Effects of water quality: [28-th Congress of the international Association of Theoretical and Applied Limnology, Milbourne. 2001. Pt. 3] / M. L. Fidalgo // Verh. / Int. Ver. theor and angew Limnology. – 2003. – Vol. 28. – № 3. – P. 1343–1349.

43. Garsia-Regero N. Dietary exposure of largemo-uth bass to OCPs changes expression of genes important for reproduction / N. Garsia-Regero, D. S. Barber, T. S. Gross [et al.] // J. Aquatic Toxicology. – 2006. – Vol. 78. – № 4. – P. 358–369.

44. Gasking H. R. Antibiotics as growth promotant: Mode of action / H. R. Gasking, C. T. Collier, D. B. Anderson // J. Animal Biotechnology. – 2002. – Vol. 13. – № 29. – P. 29–42.

45. Genotoxicity of the herbicide formulation Roundup (glyphosate) in broadsnouted caiman (*Caiman latirostris*) evidenced by the Comet assay and the Micronucleus test / G. L. Poletta, A. Larriera, E. Kleinsorge, M. D. Mudry // Mutation Research: Genetic Toxicology and Evironmental Mutagenesis. – 2009. – Vol. 672. – issue 2. – P. 95–102.

46. Gornely S. Determination of serum protein by mean of biuret reaction // J. Biochemistry. – 1949. – Vol. 177. – № 2. – P. 751–755.

47. Halusova I. Effect of subchronic exposure to Spartacus (prochlozaz) on common carp *Cyprinus carpio* / I. Halusova, H. Modra, J. Blahova // Neuro Endocrinal letters. – 2010. – Vol. 31. – № 2. – P. 105–113.

48. Hamscher G. Determination of Tetracyclines in Soil and Water Samples from Agricultural Areas in Lower Saxony [A] / G. Hamscher, S. Abu-Qllare, S. Sczesny [et al.] // In: Van Ginkel L. A., Ruiter A. (Eds.), Proceedings of the Euro Residue IV Conference. Endhoven, the Netherlands, 2000. – P. 522–526.

49. Hazbije S. Effect of water quality in hematological and biochemical parameters in blood of common carp (*Cyprinus carpio*) in two lakes of

Kosovo / Hazbije Sahiti, Kemajl Bislimi, Enis Dalo, Kemajl Murati // NESciences. – 2018. – Vol. 3 (3). – P. 323–332

50. Hochachka P. W. Biochemical Adaptation: Mechanism and Process in Physiological Evolution / P. W. Hochachka, G. N. Somero – New York: London. Oxford University Press US. – 2002. – 466 p.
51. Hohreiter D. W. Effects of the insecticides carbofuran and fenvalerate on adenilate parameters in bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) / D. W. Hohreiter, R. E. Reinert, P. B. Bush // Archive Environmental Contamination Toxicology. – 1991. – Vol. 21. – № 3. – P. 325–331.
52. Hou J. Occurrence and distribution of sulfonamides, tetracyclines, quanolones, macrolides, and nitrofurans in livestock manure and amended soils Northern China / Jie Hou, Weining Wan, Daging Mao, Chong Wang [at al.] // Environmental Science Pollution Research. – 2015. – Vol. 22. – № 1:5. – P. 4545–4554.
53. Influence of roundup herbicide on the activities of peptidases in the intestines of various fish species / Kuz'mina V. V., Tarleva A. F., Sheptitskii V. A. // J. Ichtiology. – 2017. – Vol. 57. – № 5. – P. 761–767.
54. James C. Global status of commercialized biotech / C. James // – The International Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications (ISAAA). – 2011. – Режим доступу: http://www.isaaa.org.
55. Jin Xiao-min. Effect of two peretroides pesticides on cells of blood fish / Jin Xiao-min, Wu Vin, Sun Peng // J. Agrarian Univiversal Nevei. – 2006. – Vol. 29. – № 2. – P. 84–87.
56. Jing An. Antibiotic contamination in animal manure, soil, and sewage sludge in Shenyang, northeast China / A. Jing, Chen Hongwei, We Shuhe, Gu Jian // Environmental Earth Sciences. – 2015. – Vol. 74. – Issue 6. – P. 5077–5086.
57. Kaev A. M. Influence of Extreme Environmental Factors on the Dynamics of Abundance of the Pink Salmon Oncorhynchus gorbuscha / A. M. Kaev // J. Ichthyology. – 2018. – Vol. 58. – № 2. – P. 204–216.

58. Kajimura M. Dogmas and controversies in the handling of nitrogenous wastes: the effect of bedding and fasting on the exeretion of ammonia, urea, and other nitrogenous waste products in rainbow trout / M. Kajimura, S. I. Croke, C. N. Glover, C. M. Wood // J. Experimental Biology. – 2004. – Vol. 207. (Pt 12). – P. 1993–2002.
59. Karci A. Investigation of the tetracycline, sulfonamide, and fluoroquinolone antimicrobial compounds in animal manure and agricultural soil in Turkey / A. Karci, I. A. Balcioglu // J. Science Total Environmental – 2003. – № 31. – P. 36–44.
60. Karlson H. L. Copper Oxide Are Highly Toxin between Metal Oxide Nanoparticles and Carbon Nanotubes / H. L. Karlson, P. Cronholm, J. Gustavsson [et al.] // J. Chem. Research Toxicology. – 2008. – Vol. 21. – № 5. – P. 1726–1732.
61. Kim S. D. Occurrence and Removal of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in South Korean Surface Drinking and Waste Water / S. D. Kim, J. Cho, I. S. Kim [et al.] // Water Research. – 2007. – Vol. 41. – № 5. – P. 1013–1021.
62. Köhler A. Functional and morphological changest of lysosomes as prognostic biomarkers of toxic liver injury in marine flatfish / A. Köhler, E. Wahl., K. Söffker // Environmental Toxicoloy and Chemistry. – 2002. – Vol. 21. – № 11. – P. 2434–2444.
63. Kumar A. Cypermenthrin induced alterations in nitrogen metabolism in freshwater fish / A. Kumar, B. Sharma, R. S. Pandey // J. Chemosphere. – 2011. – Vol. 83. – № 4. – P. 492–501.
64. Kummerer K. Antibiotics in the aquatic environment – a review. // J. Chemosphere. – 2009. – part I. – № 75. – P. 417–434.
65. Kurbatova I. M. Effect of chlortetracycline, nandrolone, and albendazole on fractional composition of carp serum proteins / I. M. Kurbatova, M. O. Zakharenko, L. V. Chepil // Ukrainian Journal of Ecology. – 2018. – № 8 (1). – P. 57–63.

66. Kurbatova I. M. Activity of Enzymes of Blood Plasma of Carp (Cyprinus carpio) under Albendazole Impact / I. M. Kurbatova, M. Yu.Yevtushenko, M O. Zakharenko, L. V. Chepil // Hydrobiological Journal. – 2018. – Vol. 54. – Issue 4. – P. 72–77.
67. Leammli U. K. Cleavege of structural proteins daring the assembly of the bacteriophage // Nature. – 1970. – Vol. 227. – № 5259. – P. 680–685.
68. Lindsey M. L. Thurman Analysis of Trace Levels of Sulfonamide and Tetracycline Antimicrobial in GroundWater and Surface Water Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography – Mass-Spectrometry / M. L. Lindsey, M. T. Meyer, E. M. // J. Analitical Chemistry. – 2001. – № 73. – P. 4640–4646.
69. Matsubara C. A Semiautomated enzymatic method for determination of nonesterified fatty acid concentration in milk and plasma / C. Matsubara, Y. Nishikawa, Y. Yoshida // J. Analitical Biochemistry. – 1983. – Vol. 130. – P 128–133.
70. Meclure R. New study shows Roundap pesticide kills fish.: U.S. heading toward O King more “Roundap-Ready” genetically engineered farm acreage / R. Meclure // J. Water Pollutionion – 2010. – № 2. – P. 43.
71. Mispagel C. Observation on the estrogenic activity and concentration of 17-betaestradiol in the discharges of 12 waste water treatment plants in southem Australia / C. Mispagel, G. Allinson, M. Allinson et all. // Arch. Environmental Contamination Toxicology. – 2009. V. 56. – № 4. – P. 631-637.
72. Mommsen Th. P. Gluconeogenesis in hepatocytes and kidney of Atlantic salmon / Th. P. Mommsen, P. I. Wolsh, Th. W. Moon // J. Molecular Phygiology. – 1985. – Vol. 8. – № 1 – P. 89–100.
73. Muckter H. Drug residues in drinking water / H. Muckter // Arch. Pharmacology. – 2008. – Vol. 377. – № 25:9. – P. 393–393.
74. Netto de Oliveira E. R. Effect of biological variables and capture period on the proximate camposition and fatty acid composition of the dorsal muscle

tissue of Hypophthalmul edeutatus (sp. 1829) / E. R. Netto de Oliveira, A. A. Agostinho, M. Matsushita // Brazilian archives of biology and technology. – 2003. – Vol. 46. – № 1. – P. 240–246.

75. Nifors J. Toxicity of diazone, on organophosphorus pesticide, to the eastern rainbow fish Melanotaeniadubaulayi / J. Nifors, R. P. Lim Pap. 26th Congress, Sao-Paulo. 1995. // Intern. ver. theor. undangew. Limnol. – 1998. – Vol. 26. – № 5. – P. 2296–2301.
76. Niimi A. J. Review of biochemical method and other indicators to assess fish health in aquatic ecosystems containing toxic chemicals / A. J. Niimi // J. Great Lakes Research. – 1990. – Vol. 16. – P. 529–541.
77. Non-volatile organic compounds in treated waters. / C. D. Wattes, B. Craythorne, M. Fielding [et al.] // Environmental Health. – 1982. – Vol. 46. – P. 87–99.
78. Occurrence and Fate of antibiotics as Trace Contaminants in WasteWaters, Sawage Sludges and Surface Waters / W. Giger, A. C. Alder, E. M. Golet [et al.] // China Inter. Journal for Chemistry. – 2003. – Vol. 67. – № 9. – P. 485–491.
79. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment / R. Hirsh, T. Ternes, K. Haberer, K. L. Kranz // J. Science Total Environmental. – 1999. – V. 225. – P. 109–118.
80. Occurrence of Antimicrobials in the Final Effluents of Wastewater Treatment Plants in Canada / Miao Xiu-Shend, F. Bishay, Mei Chen, C. D. Metcalfe // J. Environmental Science Technology. – 2004. – Vol. 38. – № 13. – P. 3533–3541.
81. Papurina T. B. Heavy metals in young fish from river Uday of National Nature Park "Pyryatynsky" (Poltava region, Ukraine) / T. B. Papurina, D. V. Lukashov // J. Nature Conservation. – 2015. – T. 21. – № 1. – C. 78–83.
82. Pena-Flopis S. Fish tolerance to organophosphate induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetyl

cysteine / S. Pena-Flopis, M. D. Fernando, J. B. Pena // J. Aquatic Toxicology. – 2003. – Vol. 65. – № 4. – P. 337–360.

83. Persoon G. Development and validation of Toxcit microbiotests with invertebrates in particular Crustaceas // Microscale testing in Aquatic Toxicology / G. Persoon, P.G. Wells, K. Lee. – RY CRC Press LLC, 1998. – P. 437 – 449.

84. Peters T. Jr. Protein (total protein) in serum, urine, and cerebrospinal fluid; albumin in serum. In: Faulkner W. R., Meites S., Eds. Selected methods of clinical chemistry. / T. Jr. Peters, G. T. Biamonte, B. T. Doumas // Washington DC. – 1982. – Vol. 9. – P. 317–325.

85. Pharmaceuticals in ground and surface waters / Sacher F., Gabriel S., Metzinger M., Wenz M // J. Chimia. – 2003. – V. 57. – P. 29–31.

86. Philip G. H. Action of cypermethrin on tissue transmutation during nitrogen metabolism in Cyprinus carpio / G. H. Philip, B. H. Rajasree // Ecotoxicology Environmental Safety. – 1996. – Vol. 34. – № 2. – P. 174–197.

87. Pico Y. Fluoroquinolones in soil-risks and challenger / Y. Pico, V. Andreu // J. Analitical Bioanal. Chemistry. – 2007. – Vol. 387. – № 4. – P. 1287–1299.

88. Prashanth M. S. Cypermethrin induced protein metabolism in the freshwater fish Cirrhinus mrigala (Hamilton) / M. S. Prashanth // J. Basic. Clinical Physiology Pharmacology. – 2007. – Vol. 18. – № 1. – P. 49–63.

89. Rabolle M. Sorption and mobility of metronidazole, olaquindex, oxytetracycline and tibosin in soil / M. Rabolle, N. H. Spliid // J. Chemosphere. – 2000. – Vol. 40. – № 7. – P. 715–722.

90. Radhaiak V. Toxicity of the pyretroid insecticide fenvalerate to a fresh water fish, Tilapia mossambica (Peters): changes in glycogen metabolism of muscle / V. Radhaiak, K. J. Rao // J. Ecotoxicology Environmental Science. – 1995. – Vol. 8. – № 2. – P. 137–148.

91. Ramanesvari K. Influence of endosulfan monocrotophos exposure on the

activity of NADPH cytochrome C reductase (NCCR) of *Labeo rohita* (Ham.) / K. Ramanesvari, L. M. Rao // J. Environmental Biology. – 2008. – Vol. 29. – № 2. – P. 183–185.

92. Rao J. V. Biochemical alterations in euryhaline fish, oreochromis mossambicus exposed to sublefal concentrations of an organophosphorus insecticide, monocrotophos / J. V. Rao // J. Environmental Biology. – 2006. – Vol. 65. – № 10. – P. 1814–1820.
93. Reddy A. T. Perturbations in carbohydrate metabolism during cypermethrin toxicity in fish, Tilapia mossambica / A. T. Reddy, K. Yellamma // Biochemistry International. – 1991. – Vol. 23. – № 4. – P. 633–638.
94. Removal of tetracycline's, sulfonamides, and quinolines by industrial-scale composting and anaerobic digestion processes / Hang Liu, Chengiun Pa, Xiaolu Yu, Ying Sun [et. al.] // Environ Sci Pollut Res Int. – 2018 Dec;Vol. 25. – № 36. – P. 35835–35844.
95. Renew J. E. Simultaneous determination of fluoroquinolone, sulfonamide and trimethoprim antibiotics in wastewater using tandem solid phase extraction and liquid chromatography – electrospray mass spectrometry / J. E. Renew, C. H. Huang // J. Chromatography A. – 2004. – Vol. 1042 (1–2). – № 9. – P. 113–121.
96. Residual Veterinary antibiotics in swine manure from concentrated animal feeding operations in Shandong Province, China / X. Pan., Z. M. Qiang, W. W. Ben, M. X. Chen // J. Chemosphere. – 2011. – Vol. 84. – № 5. – P. 695–700.
97. Residues and Health Risk Assessment of Sulfonamides in Sediment and Fish from Typical Marine Aquaculture Regions of Guangdong Province, China / He Xiuting, Wang Qi, Nei Xiangping [et al.] // Chinese J. Environmental Science. – 2014. – № 35 (7) – P. 2728–2735.
98. Riberio C. Seasonal and special distribution of several endocrine-disrupting in the Douro river Estuary, Portugal / C. Riberio, M. Tiritan,

E. Rocha, M. Rocha. // Environmental Contamination Toxicology. – 2009. – № 56. – P. 1–11.

99. Rodrigues E. Antarctic fish metabolic responses as potential biomarkers of environmental impact / E. Rodrigues, S. N. K. Suda, M. Feijo de Oliveira // Oecologia Australis. – 2011. – Vol. 15. – № 1. – P. 124–149.

100. Roncero V. Histopathological alteratious in carp after exposition to simazine / V. Roncero, L. Gomez, E. Duran [et. all.] // Proc. EUROTOX 2002, Budapest, 15–18 Sept. 2002. – Toxicol. Lett. – 2002. – Vol. 135. – № 1. – P. 94–95.

101. Roundap effects on oxidative stress parameters and recovery pattern of Ramdia quebn / C. C. Menezen, M. B. Fonseca, V. L. Loro [et al.] // Arch. Environmental Contam. Toxicology. – 2011. – Vol. 60. – № 4. – P. 665–671.

102. Saeher F. Pharmaceuticals in Groundwater: Analytical Methods and Results of a Monitoring Program in Baden Wuttemberg Germany. / F. Saeher, F. T. Lange, H. J. Braueh // J. Chromatography A. – 2001. – Vol. 938. – № 1–2. – P. 199–210.

103. Sancho E. Evolution of a Daphnia magna reneval life-cycle test method with diazinon / E. Sancho, M. D. Ferrando, E. Andreu // J. Environmental Science Health. – 1998. – Vol. 33. – № 4. – P. 785–797.

104. Sarmach H. Global Perspective on the Use Sales Exposure Pathways Occurrence Fate and Effects of Veterinary Antibiotics (Vas) in the environment / H. Sarmach, M. T. Meyer, A. B. Boxall // J. Chemosphere. – 2006. – Vol. 65 (5). – P. 725–759.

105. Sassman S. Sorption of three tetracyclines by several soil: assessing the role of pH and cation exchange / S. Sassman, L. S. Lee // J. Environmental Science Technology. – 2005. – Vol. 39. – № 19. – P. 7452–7459.

106. Schoenmakers T. I. Action of cadmium on basolateral plasma membrane proteins involved in calcium uptake by fish intestine / T. I. Schoenmakers // Journal Membrane. Biology. – 1992. – Vol. 127. – № 3. – P. 161–172.

107. Screening of Human antibiotics Substances and Determination of Weekly Mass Flows in Five Sewage Treatment Plant in Sweden / R. H. Lindberg, P. Wennberg, M. Johansson, M. Tysklind, [et. al.] // J. Environmental Science Technology. – 2005. – Vol. 39. – № 1. – P. 3421–3429.
108. Sexhormones originating from different livestock production systems: Fate and potential disrupting activity in the environment / I.G. Lange, A. Daxenberger, B. Schiffer et. all. // Anal. Chem. – 2002. – Acta 473. – P.27-37.
109. Sexhormones originating from different livestock production systems: Fate and potential disrupting activity in the environment / I.G. Lange, A. Daxenberger, B. Schiffer et. all. // Anal. Chem. – 2002. – Acta 473. – P.27-37.
110. Shafrir M. Development Method for Extracting and Analyzing Antibiotic and Hormone Residues from Treated Wastewater Sludge and Composted Bio solids / M. Shafrir, D. Avisar // Water, Air, Soil Pollutant. – 2012. – Vol. 223. – Issues 5. – P. 2571–2587.
111. Simultaneous determination of human and veterinary antibiotics in various environmental matrices by rapid resolution liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry / Li-Jun, Zhou Guang-Guo, Ying Shan [et al.] // J. Chromatography A. – 2012 – Vol. 1244,. – № 29. – P. 123–138.
112. Spiegel H. I. Standard Method of Clinical Chemistry / H. I. Spiegel, J. A. Symington. – New-York. – 1972. – Vol. 7. – P. 43.
113. Subramanian M. Methods for Determination of Enzyme Kinetics and Metabolic Rates / M. Subramanian, T. S. Tracy // Published by John Wiley & Sons, Inc. 2012. – 589 p.
114. Suzuki K. Occurrence of estrogenic compounds and removal by a swine farm waste treatment plant Takuma furichi / K. Suzuki, S. Taucka, I. Giesy // Environmental Science of Technology. – 2006. – V. 40. − № 24 – P. 7896 –7902.

115. The protein measurement with the Folin phenol reagent / O. H. Lowry, N. I. Rosebrougn, A. L. Fazz, R. I. Randel // J. Biologicol Chemistry. – 1951. – Vol. 193. – № 1. – P. 265–275.
116. Thiele-Bruhu S. Pharmaceutical antibiotics compounds in soil – a review / S. Thiele-Bruhu. – 2003. – Vol. 166. – № 2. – P. 145–167.
117. Tianli T. Residues and health risk assessment of sulfonamides in sediment and fish from typical marine aquaculture regions of Guangdong Province, China / Tianli Tong, Shuguang Xie // Europe PMC plus. – 2014. – Vol. 35 (7) – P. 2728–2735.
118. Tolls J. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils, a review // J. Environmental Science Technology. – 2001. – Vol. 35. – № 17. – P. 3397–3406.
119. Toxicity identification evaluation of ammonia, nitrite sM-heavy metals at the stensund: Wastewater Aquaculture plant, Sweden / M. Adamson, G. Dave, L. Forsbery [et al.] // Water Set. Technology. – 1998. – Vol. 38. – № 3 – P. 151–157.
120. Trends in antibiotic resistance genes occurrence in the Haihe River, China / Y. Luo, D. Q. Mao, M. Rusz [et. al.] // J. Environmental Science Technology. – 2010. – Vol. 44. – № 19. – P. 7220–7225.
121. Tripathi G. Endosulfan-mediated biochemical changes in the freshwater fish Clarias batrachus / G. Tripathi, P. Verma // J. Biochemistry Environmental Science. – 2004. – Vol. 17. – № 1. – P. 47–56.
122. Tripathi G. Reparation of chlorpyrofos-induced impairment by thyroxine and vitamin C in fish / G. Tripathi, J. Shasmal // J. Ecotoxicology Environmental Safety. – 2010. – Vol. 73. – № 6. – P. 1397–1401.
123. Vedel N. E. Isolated and combined exposure to ammonia and nitrite in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss): effects on electrolyte status, blood respiratory properties and brain glutamine / glutamate concentrations / N. E. Vedel, B. Rorsgaard, F. Jensen // Aquatic Toxicology. – 1998. – Vol. 41. – № 4 – P. 325–342.

124. Vosylienė M. Z. Review of the methods for acute and chronic toxicity assessment of single substances, effluents and industrial waters / M. Z. Vosylienė // Acta Zoologica Lituanica. – 2007. – Vol. 17. – № 1. – P. 3–15.
125. Walker H. K Clinical Methods: The History, Physical, and Laboratory Examinations / H. K. Walker, W. D. Hall, J. W. Hurst// Boston: Butterworths; 1990. – 549 p.
126. Warkinson A. Z. Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: implications for environmental discharge and wastewater recycling / A. Z. Warkinson, E. J. Murby, S. D. Costanzo // J. Water Research. – 2007. – Vol. 41. – Issue 181. – P. 4164–4176.
127. Water quality. Definition of pH. ISO 10523:1994. – 1994. – 17 p.
128. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (Branchidanio rerio Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)). Part 1: Statistic method ISO 7346-1.: 1996.
129. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (Branchidanio rerio Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)) Part 2: Semi-Static method. ISO 7346-2.: 1996.
130. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (Branchidanio rerio Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cuprinidae)) Flow-thought method. Part 3: ISO 7346-2.: 1996.
131. Water quality. Determination of the inhibition of the mobility Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea) Acute toxicity test. ISO 6341. 1996.
132. Wells P. G. Development and validation of toxcit microbiotestwith invertebrates in particular CRUSTACEAS Microscale Testing in Aquatic Toxicology: Advances, Techniques and Practice. / P. G. Wells, K. Lee, C. Blaise. // Ry cpc Press LLC. – 1998. – P. 437–449.
133. Westernhagen H. Combined effects of cadmium and Salinity on development and survival of garpike eggs / H. Westernhagen, V. Dethlefsen, H. Rosental // Helgolander Wissenschaft Meeresuhters. –

1975. – Vol. 27. – № 3 – P. 268–280.

134. Wong P. T. S. Bioassessment of Water Quality / P. T. S. Wong, D. G. Dixon // J. Environmental Toxicology Water Quality. – 1995. – Vol. 10. – P. 9–17.

135. Woodin B. R. Induction of cytochrome in the intertidal fish Anoplarchus purpurescens by Prudhoe Bay crude oil and environmental induction in fish from Price William Sound / B. R. Woodin, R. M. Smolovitz, I. I. Stegemar // Environmental Science Technology. – 1997. – Vol. 31. – № 4. – P. 1198–1205.

136. Xie Zhi-hao, Cai Ya-fei, Chen Guo et al. Induction of the micro nucleus and nuclear anomalies in the red blood cells of the species Misgurnus anguillicaudatus, caused by acetohlharnymi herbicides / Zhi-hao Xie, Ya-fei Cai, Guo Chen [et al.] // Shuic han kexue – Fish Sci. – 2004. – Vol. 23. – № 6. – P. 17–19.

137. Xu Weihai. Distribution, Behavior and Trend of Typical Antibiotic Drugs in Water Environment of Pearl River Delta. Guangzhou: Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences. – 2007. Science of The Total Environment. – 636 p.

138. Yan S. Methodology for derivation of Water quality criteria for protecting aquatic environment and future development / S. Yan, O. X. Zhou, J. Gao // J. Crit. Rev. Environmental Science Technology. – 2012. – Vol. 42. – № 23. – P. 2471–2503.

139. Zhang S. L. Hazard of Sulfonamides and Detection Technology Research Progress / S. L. Zhang, Z. G. Wang // Earth and Environmental Science. – 2017. – Vol. 100. – P. 1–6.

140. Zhao L. Residues of veterinary antibiotics in manures from feedlot livestock in eight provinces of China / L. Zhao, Y. H. Dong, H. Wang // J. Science Total Environmental. – 2010. – Vol. 408. – № 5. – P. 1069–1075.

141. Zinada O. A. Effect of niclosamide on the marketable fish Liza Ramado

(Risso, 1826) concerning accumulation in muscles and activities of three metabolic liver enzymes / O. A. Zinada // J. Egypt. Socienty Parasitology. – 2000. – Vol. 30. – № 3. – P. 791–797.