

БІОРЕСУРСИ ТА ЕКОЛОГІЯ ВОДОЙМ

Ribogospod. nauka Ukr., 2015; 3(33): 18-33

DOI: 10.15407/fsu2015.03.018

УДК [597-1.05:597.553.2]:[546.19+546.49]

ВПЛИВ НЕЕСЕНЦІАЛЬНИХ ЕЛЕМЕНТІВ (РТУТЬ, МИШ'ЯК) НА ОРГАНІЗМ ЛОСОСЕВИХ (*SALMONIDAE*) РИБ (ОГЛЯД)

І. І. Грициняк, hrytsyniak@if.org.ua, Інститут рибного господарства НААН, м. Київ

Д. О. Янович, yandeni@yandex.ru, Львівський національний університет
ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького, м. Львів

В. В. Бех, bekh@if.org.ua, Інститут рибного господарства НААН, м. Київ

Мета. Проблема забруднення водних екосистем важкими металами впродовж останніх років набула значної актуальності як внаслідок значного поширення їх в навколишньому середовищі, так і за широкого спектру їхньої токсичної дії на організм риб. В сучасній науковій літературі питанню впливу важких металів, зокрема ртуті та миш'яку, на організм риб, приділяється багато уваги. Разом з тим, дослідження у вказаному напрямі проводяться в основному на карпових рибах, в той час як фізіолого-біохімічні механізми впливу важких металів на організм лососевих риб вивчені меншою мірою. У зв'язку з цим, важливе науково-практичне значення мають роботи, що висвітлюють джерела надходження важких металів у водні екосистеми, особливості їхньої дії в організмі лососевих риб на субклітинному, клітинному, та органо-тканинному рівнях, а також вікові та видові особливості їхнього впливу. Метою даної роботи було узагальнення згаданих вище питань.

Результати. У роботі висвітлено вплив ртуті та миш'яку на організм лососевих риб на молекулярно-генетичному, клітинному та органо-тканинному рівнях. Стаття містить характеристику умов, за яких в експерименті було досягнуто токсичної або летальної дії вказаних ксенобіотиків на різні види лососевих риб.

Наукова новизна. У статті узагальнено наявні у літературі дані стосовно впливу ртуті і миш'яку на організм лососевих риб. Акцентовано увагу на джерелах потрапляння вказаних політантів у поверхневі води, фізіолого-біохімічних механізмах їхнього впливу на організм лососевих риб, а також чинниках, що визначають ступінь їхньої токсичності. Наведено летальні концентрації ртуті та миш'яку для лососевих риб залежно від тривалості досліду, видових та вікових особливостей.

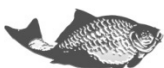
Практична значимість. Представлені в огляді дані можуть бути використані для розкриття та пояснення фізіолого-біохімічних механізмів адаптації лососевих риб до забруднення водойм важкими металами, діагностики патології лососевих риб, обумовленої токсичним впливом ртуті і миш'яку, а також комплексної оцінки чинників, що впливають на ступінь токсичності вказаних політантів у природних умовах.

Ключові слова: водні екосистеми, ртуть, миш'як, лососеві риби, токсичність, біомагніфікація, метаболізм.

ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМИ ТА АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

У переліку ксенобіотиків, які можуть надходити з навколишнього середовища в організм гідробіонтів, одними з найнебезпечніших є важкі метали.

© І. І. Грициняк, Д. О. Янович, В. В. Бех, 2015



Серед 84 металів перелік важких, за різними критеріями, становить понад 40. Окремі з них, такі як хром, цинк, мідь та залізо, у фізіологічних концентраціях є життєво необхідними для здійснення регуляторних функцій в організмі риб, передусім як складові елементи ферментів [1, 2]. Загалом, близько 25 елементів визначені як есенціальні, тобто необхідні для нормального перебігу фізіолого-біохімічних процесів. Разом з тим, перелік важких металів включає в себе елементи, біологічна роль яких для живих організмів не встановлена, і які здійснюють токсичний вплив на організм навіть у незначних концентраціях. Сюди належать: кадмій, ртуть, срібло і свинець — високотоксичні метали, що відносяться до неесенціальних елементів. Група неесенціальних елементів включає також миш'як та алюміній.

Ртуть

Загальна характеристика. Перехідний метал, який у природних водах присутній у вигляді елементарного Hg^0 , Hg^+ і Hg^{2+} , утворює сполуки з неорганічними і органічними лігандами, комплексні сполуки з хлором і гідроксидом, сильні ковалентні комплекси з сірковмісними амінокислотами та оксикарбоновими кислотами, а також інтенсивно зв'язується з твердими завислими частинками. Ртуть входить до складу специфічних металоорганічних сполук, проявляючи амфіфільні та ліпофільні властивості. У водні екосистеми забруднювач надходить переважно у формі метилртуті [3–5].

Джерела надходження ртуті у водне середовище. Серед природних джерел надходження ртуті в атмосферне повітря переважаюча роль належить процесам дегазації у земній корі (зокрема в зонах ртутної мінералізації) і випаровування з океанів. Деяко менше значення мають вулканічна діяльність, вітрова ерозія ґрунтів або утворення летких сполук в різних середовищах за дії мікроорганізмів. З атмосферним повітрям ртуть може мігрувати на значні відстані, потрапляючи у водойми з атмосферними опадами. Крім того, в прісній водоймі ртуть надходить з материнських порід, внаслідок вилуговування з ґрунтів, розкладання рослинності і водних організмів, що її містять, а також зі стічними водами різних підприємств [4, 6, 7].

Вплив ртуті на організм лососевих риб. Ртуть є небезпечною як через свій прямий токсичний вплив, так і внаслідок здатності акумулюватися в живих організмах у значних концентраціях, які зростають у трофічному ланцюзі, а також через віддалені гонадо-, нейротоксичні і канцерогенні наслідки [4, 8–10]. У водному середовищі Hg^{2+} трансформується мікроорганізмами у високотоксичну метилртуть ($\text{Hg}(\text{CHO}_2)$), яка, потрапляючи в організм риб аліментарним шляхом та через зябра під час дихання, інтенсивно поглинається тканинами і накопичується в жирових клітинах. Крім того, метилювання неорганічної ртуті може відбуватися у печінці та кишківнику риб. Водночас, лише 6% неорганічної ртуті, що міститься в кормі, може бути абсорбовано рибою [11].

Понад 90% токсиканта міститься в організмі риб у формі метилртуті [10, 12]. Період напіввиведення метилртуті з організму риб є найбільш тривалим серед усіх відомих металів; крім того, риба є чи не єдиним джерелом надходження метилртуті в організм людини [4].



Надійшовши в організм риб у складі розчинних сполук, ртуть проникає через цитоплазматичні мембрани і розподіляється по субклітинних структурах, акумулюючись у мембранах, матриксі і клітинній рідині. У крові токсикант циркулює в комплексі з амінокислотами та жирними кислотами, внаслідок чого знижується кількість еритроцитів, лейкоцитів та рівень гемоглобіну [5, 11–13].

Розподіл неорганічної ртуті у органах і тканинах риб не залежить від їх виду і характеризується наступною залежністю (у міру зменшення концентрації): м'язи – печінка – кишківник – селезінка – мозок – гонади [12]; метилртуті: селезінка – печінка – нирки – кишківник – зябра – м'язи – мозок (за концентрації токсиканта в кормах 0,031 мг/г, маси риби 3–6 г, температури води 12°C і тривалості досліду 14 діб) [14], або: задній відділ кишківника – нирки – кров – селезінка – печінка – м'язи – мозок – зябра (за надходження токсиканта з кормом у кількості 0,0087 мг/добу, маси риби 40 г, температури води 10°C і тривалості досліду 30 діб) [15].

Поведінкові зміни риб на фоні ртутного отруєння включають в себе розосередження зграй та опускання риб на дно. Початкові клінічні ознаки ртутної інтоксикації виражаються у збільшенні інтенсивності дихання і розвитку фази збудження, що передує пригніченню. Пізніше спостерігаються втрата рівноваги та різке пригнічення частоти дихання. В подальшому розвивається асфіксія та настає загибель риб внаслідок руйнування респіраторного епітелію зябер. Тіло риб покривається білуватим нальотом [5].

За аліментарного надходження токсиканта спостерігаються регургітація і ушкодження шлунково-кишкового тракту, набрякання епітелію навколо гломерулярної капсули і підвищення активності меланомacroфагів у нирках. Разом з тим, значного ураження зябер і підвищеного слизовиділення не спостерігається, що показали досліди з райдужною фореллю, якій згодовували токсикант у кількості 10 г/кг сухої маси корму протягом 42 діб [11].

Накопичення ртуті в організмі лососевих риб порушує перебіг біохімічних процесів, внаслідок витіснення мікроелементів з активних центрів ферментів або блокування їх SH-груп [5, 16].

На субклітинному рівні токсикант пригнічує активність ферментів і їх синтез у печінці, нирках і головному мозку, спричинює незворотні структурні зміни білків та нуклеїнових кислот, індукує вільнорадикальне і перекисне окиснення ліпідів за одночасного зниження активності ферментів антиоксидантного захисту, внаслідок чого змінюється швидкість метаболічних процесів, виникають мутації [5, 12, 13, 20, 21].

Крім того, хронічний вплив ртуті та її сполук негативно позначається на здатності риб до виживання і відтворення, внаслідок погіршення зору, нюху, дихання, осморегуляції, зміни епідермального слизу риб, пригнічення життєздатності сперматозоїдів, порушення ембріогенезу і зниження показника виживання мальків другого покоління [4].

У водному середовищі концентрація ртуті 0,005–0,010 мг/дм³ і вище призводить до виникнення патологій у риб на ранніх стадіях розвитку, зниження



швидкості їхнього росту, порушення клітинного дихання в зябрах і пригнічення ферментативної активності печінки [10].

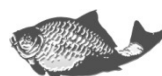
Летальні концентрації токсиканта для деяких видів лососевих риб наведені в таблиці 1 [16, 17–19].

Таблиця 1. Летальні концентрації (LC₅₀) неорганічної та органічної ртуті для лососевих риб

Вид риб: стадія розвитку	Розмір риби, мм, або вік	Концентрація ртуті, мг/дм ³	Тривалість досліду, год.	Температура, °С
<i>Неорганічна ртуть (HgCl₂)</i>				
Райдужна форель:				
сформована молодь	40–60	0,9	24	10
ембріони–личинки	–	0,047 (статичний тест)	672	12–14
ембріони–личинки	–	менше 0,0001 (тест у потоці)	672	13–14
молодь	80	0,3	168	14–16
<i>Органічна ртуть (MeHgCl)</i>				
Райдужна форель:				
мальки	2–7 доба після вильову	0,024 (статичний тест-24)	96	10
сформована молодь	40–60	0,042 (статичний тест-24)	96	10
Американська паляя:				
молодь	–	0,084 (тест у потоці)	96	12
однорічки	–	0,065 (тест у потоці)	96	12

На генетичному рівні під впливом метилртуті в концентраціях, подібних до тих, що мають місце в природних умовах, спостерігаються зміни експресії генів, пов'язаних з мітохондріальним метаболізмом, зокрема, гену цитохромоксидази. Також відмічалися зміни активності генів, які мають відношення до синтезу білку, запобігання оксидативному стресу, регуляції мітозу і клітинного метаболізму, здійснення процесів детоксикації, а також регуляції апоптозу. Крім того, зафіксовано супресію генів, що відповідають за імунну реакцію [16, 22]. У гострому досліді найбільші зміни стосувалися експресії генів, пов'язаних з синтезом білку в печінці [16].

Причиною збоїв в ендокринній системі за ртутного токсикозу виявилися генетичні зміни, що спричинили порушення синтезу гонадотропіну і функціонування гіпоталамо-гіпофізарної і гонадної систем [16, 22].



Чинники, що впливають на накопичення і ступінь токсичності ртуті:

1. Форма токсиканта. Органічні сполуки ртуті більш токсичні для риб, ніж неорганічні. Наприклад, LC_{50} (24 год.) хлориду метилртуті для мальків райдужної форелі становила $0,084 \text{ мг/дм}^3$, а хлориду ртуті — $0,90 \text{ мг/дм}^3$ [9, 10].

2. Вік, тип живлення риби, належність до певної екологічної групи. LC_{50} неорганічної ртуті для личинок нерки знаходилася на рівні $0,004 \text{ мг/дм}^3$, в той час як для мальків і смолтів цей показник становив $0,18\text{--}0,22 \text{ мг/дм}^3$. Ікра, що розвивається, менш чутлива, ніж личинки [5, 12, 23].

3. Пристосувальні реакції. За даними Кочаряна А. Г. та ін., слабші ікра та личинки кети і кижуча гинули за умов підвищених концентрацій ртуті у воді, однак у особин, які вижили, спостерігалася підвищена опірність до токсиканта [12]. За високого вмісту ртуті у риб спрацьовує механізм уникнення локально високих її концентрацій.

4. Умови навколишнього середовища — температура, присутність розчиненої органічної речовини, активна реакція середовища, гідрохімічний режим. Доведено, зокрема, що селен перешкоджає накопиченню ртуті [12]. Присутність у воді хелатів, здатних утворювати міцні комплексні сполуки з металами, різко знижує накопичення токсиканта в організмі [5]. Водночас, кисле середовище сприяє підвищенню акумулювання ртуті у тканинах риб [12]. Присутність у воді невисоких концентрацій металів (кадмію) і поверхнево-активних речовин може посилити гостротоксичну дію ртуті, а за її спільної дії з міддю спостерігається адитивний ефект [24]. Наявність хлористого натрію у воді, забрудненій ртуттю, підвищуючи клітинну проникність, прискорює загибель риб [25].

Деяка частина токсиканта, що надійшла з їжею, виходить з жовчю. Ймовірно, цей шлях ескреції є основним, оскільки еманация ртуті нирками обмежена з огляду на виникнення їх патологій на фоні ртутної інтоксикації. Спостереження за райдужною фореллю за аліментарного надходження ртуті дали підстави припустити також існування механізму бранхіальної детоксикації, оскільки зафіксоване накопичення політанта в зябрах не провокувало виникнення патологічних змін у зазначеному органі. Ще одним шляхом детоксикації є виведення металу зі слизом [11].

Основним механізмом захисту організму риб від дії ртуті є синтез металотіонеїнів — білків, здатних зв'язувати токсикант [16, 26].

Миш'як

Загальна характеристика. Напівметал, сполуки якого у природних водах знаходяться в розчиненому і завислому станах, співвідношення між якими визначається хімічним складом і значеннями рН води. У розчиненому вигляді миш'як трапляється в три- і п'ятивалентній формах (H_2AsO_3 , H_3AsO_4), головним чином аніонній, у вигляді солей — арсенітів і арсенатів, а також у зв'язаній з органічними лігандами формі.



Джерела надходження миш'яку у водне середовище. Джерела забруднення водного середовища миш'яком включають в себе стічні води збагачувальних фабрик, шкіряних заводів, підприємств, що виробляють пестициди, відходи металургійних підприємств, скиди рудницьких відходів, а також змиви з сільськогосподарських угідь, на яких застосовуються пестициди. Співвідношення природних і техногенних джерел забруднення цим елементом складають 1 : 3 [4, 10, 27].

Поглинання рибами миш'яку з води здійснюється через зябра і кишківник [28].

Вплив миш'яку на організм лососевих риб. Миш'як — отрута резорбтивної дії. Гостра токсичність його сполук є меншою, у порівнянні з іншими металами. Виявляється вона порівняно повільно: вплив медіанної летальної концентрації на американську палію спостерігається лише на 11 добу експозиції [29–31]. Значення LC_{50} тривалентного миш'яку для різних видів лососевих наведено в таблиці 2 [4, 28, 30–33].

Таблиця 2. Медіанні летальні концентрації миш'яку (III) для лососевих риб (LC_{50} за 96-годинної експозиції)

Вид риб	Концентрація миш'яку, мг/дм ³
Американська палія	25,8
Арктичний харіус	13,7
Глибоководний сиг	17,0
Райдужна форель	16,0–23,0
Чавича	25,1

Піддані дії токсиканта риби стають апатичними; загибелі передують стан підвищеної збудженості, що супроводжується сильними судомами [25].

Ефективна концентрація розчиненого у воді неорганічного тривалентного токсиканта для молоді райдужної форелі становить 4,9 мг/дм³ [34]. За вмісту As^{3+} на рівні 1,0 мг/дм³ спостерігається скорочення темпу росту райдужної форелі через 21 добу [35]. Токсикант провокує зниження апетиту у лососевих риб вже в першу добу після надходження в організм. Крім того, в результаті тривалих експозицій, у багатьох риб спостерігалися значні ерозійні ураження в щелепній і нюховій зонах, що, імовірно, призводило до порушення хеморецепції. Зниження росту риб за впливу 18 мг/дм³ п'ятивалентного миш'яку супроводжувалося також значним виснаженням запасів глікогену в печінці райдужної форелі, негативно позначаючись на енергетичному статусі риб [36]. Механізм та симптоми токсичного впливу миш'яку на ріст лососевих риб за його надходження з кормом та з водою є подібними. Згодовування молоді райдужної форелі арсеніту натрію в кількості 10–20 мг/кг сирової маси корму протягом 8 тижнів призводило до 25%-вого пригнічення темпу росту риб [37].

За споживання молоддю райдужної форелі протягом 12–24 тижнів арсенату натрію гептагідрату, в якому миш'як набуває п'ятивалентної форми, з кормом, ознаки токсичної дії — 13%-ве скорочення темпу росту — спостерігалися за



вмісту полютанта на рівні 33 мг/кг сирової маси корму; та ж сполука в кількості 44 мг/кг викликала 42%-ве зниження темпу росту і зменшення споживання їжі. Подібні результати були отримані в досліді з озерним сигом [28, 38–40].

Забруднення водного середовища неорганічним водорозчинним миш'яком значною мірою впливає на плодючість риб. Це проявляється, зокрема, у зниженні кількості викиданої ікри і скороченні чисельності пар плідників, яких використовують у нересті. За впливу токсиканта в 1,5 рази знижується рівень транскрипторів печінкового вітелогеніну, відбуваються порушення функціонування гіпоталамо-гіпофізарної системи та проліферації спермій [28, 41].

Токсикант пригнічує експресію генів, які мають відношення до функціонування імунної системи, внаслідок чого знижується опірність організму риб до дії патогенів [28]. Експериментально встановлена можливість переносу токсиканта від материнського організму до молоді райдужної форелі, вирощеної протягом 6 місяців після однієї мікроін'єкції з дозою в 0,2 мг/кг миш'яку в жовтковий мішок. У результаті в молоді форелі спостерігалась імуносупресія, відмічалися гістопатологічні зміни в печінці і нирках, зниження загального числа лімфоцитів і лейкоцитів, поява атипових лейкоцитів [42]. Крім того, за дії токсиканта у риб розвивається оксидативний стрес [28].

Хронічний ефект дії токсиканта пов'язаний з його накопиченням в тканинах риб. Для молоді райдужної форелі прояв токсичної дії три- і п'ятивалентного миш'яку спостерігається за акумуляції його в тканинах на рівні 2–4 і 4–6 мг/кг сирової маси відповідно. Оцінка критичних для функціонування організму риб рівнів токсиканта проводиться за його вмістом в печінці та нирках — органах, найбільш тісно пов'язаних з аліментарним надходженням миш'яку [28, 43–45].

Ступінь акумулювання елемента в організмі риб залежить від його концентрації та форми знаходження у водному середовищі, трофічного рівня, виду риб і споживаної їжі. Зокрема, у морських риб він є вищим. Пряме поглинання водорозчинного неорганічного миш'яку зябрами призводить до його дозозалежного акумулювання (у порядку зменшення) в печінці, нирках, зябрах і м'язах [28, 43]. В тілі риб миш'як зазвичай не накопичується в значних кількостях. Крім того, токсичні неорганічні сполуки миш'яку швидко переходять в органічні, які є малотоксичними і швидко виводяться з організму. Введення радіоактивного миш'яку в тіло райдужної форелі показувало накопичення його в різних тканинах у високих концентраціях, після чого спостерігалось поступове зниження його вмісту [46].

Явище біомагніфікації елемента у водних екосистемах не спостерігається. Разом з тим, має місце біодимінуція — зменшення концентрації токсиканта з підвищенням трофічного рівня [28, 43–45].

Токсичність миш'яку залежить від віку риб: молодь на ранніх етапах розвитку більш чутлива до впливу неорганічної форми токсиканта, ніж та, що знаходиться на стадії ендогенного живлення. Велике значення має також форма перебування елемента у воді. Так, отруйність тривалентного миш'яку є в 7 разів



вищою, ніж п'ятивалентного, який швидше виводиться з організму риб. У свою чергу, неорганічні сполуки більш токсичні в порівнянні з органічними (метильованими). На відміну від деяких металів, на токсичність миш'яку не чинять впливу гідрохімічні чинники середовища — твердість води, водневий показник, вміст розчиненої органічної речовини. Вплив температури простежувався лише у випадку з As^{5+} : середня LC_{50} полютанта у результаті 144-годинного витримування молоді форелі за $5^{\circ}C$ була майже вдвічі меншою, ніж за температури $15^{\circ}C$ — 114 і 58 mg/dm^3 відповідно [10, 28, 30, 31, 47]. Разом з тим, сполуки миш'яку виявляють антагоністичний характер дії стосовно неорганічних селенвмісних солей, значно знижуючи їхню токсичність [48].

Екскреція миш'яку проходить повільно — менше ніж 0,2% дози за годину через 48 год. після закінчення експозиції. Уринарний і жовчний шляхи відіграють другорядну роль, в порівнянні із зябрами, які, ймовірно, є основним органом еманації токсиканта. Виняток становлять риби, які живуть у солоній воді (наприклад, атлантичний лосось), що споживають миш'як з їжею, і виводять його з сечею [46, 49, 50].

Як повідомляють деякі автори, механізм детоксикації миш'яку в організмі лососевих риб включає індукцію синтезу металотіонеїнів і активних молекулярних сполук. Pedlar R. M. із співавторами показали збільшення As -індукованих металотіонеїнів в печінці озерного сига під впливом згодованого токсиканта в кількості 1–10 mg/kg [39].

ВИСНОВКИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПОДАЛЬШОГО РОЗВИТКУ

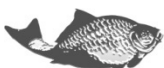
Таким чином, токсичний вплив ртуті та миш'яку на організм лососевих риб проявляється на різних рівнях організації живої речовини — від молекулярно-генетичного до популяційного, та залежить як від форми сполук у водних екосистемах та її концентрацій, так і від дії чинників водного середовища, віку та виду риб. Узагальнення даних щодо впливу ксенобіотиків на організм риб дозволяє розширити та систематизувати уявлення стосовно фізіолого-біохімічних механізмів їх адаптації до дії несприятливих чинників, та конкретизувати особливості токсичної та летальної дії ртуті та миш'яку залежно від умов середовища, вікових та видових особливостей риб.

ЛІТЕРАТУРА

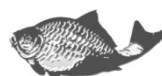
1. Воробьев В. И. Биогеохимия и рыбоводство / Воробьев В. И. — Саратов : Литера, 1993. — 224 с.
2. Остроумова И. Н. Биологические основы кормления рыб / Остроумова И. Н. — [2 изд., испр. и доп.]. — СПб. : ГосНИОРХ, 2012. — 564 с.
3. Комаровский Ф. Я. Ртуть и другие тяжелые металлы в водной среде: миграции, накопление, токсичность для гидробионтов (Обзор) / Ф. Я. Комаровский, Л. Р. Полищук // Гидробиологический журнал. — 1981. — № 5. — С. 71—82.
4. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах / Дж. Мур, В. Рамамурти. — М., 1987. — 285 с.
5. Коновалов Ю. Д. Ртуть в организме рыб (Обзор) / Ю. Д. Коновалов // Гидробиологический журнал. — 1999. — № 2. — С. 74—89.



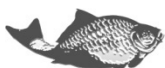
6. Сухенко С. А. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы : аналит. обзор / Сухенко С. А. ; СО РАН. Институт водных и экологических проблем. — Новосибирск, 1995. — 59 с. — (Серия : Экология ; вып. 36).
7. Перевозников М. А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах / М. А. Перевозников, Е. А. Богданова. — СПб., 1999. — 228 с.
8. Hendricks J. D. Adventitious toxins / J. D. Hendricks // Fish nutrition / [eds. J. E. Halver, R. W. Hardy]. — [3-rd edn.]. — San Diego : Academic Press, 2002. — P. 601—649.
9. Gochfeld M. Case of mercury exposure, bioavailability and absorption / M. Gochfeld // Ecotoxicology of Environment Safety. — 2003. — Vol. 56. — P. 174—179.
10. Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология. Теоретические и прикладные аспекты / Моисеенко Т. И. ; Институт водных проблем РАН. — М. : Наука, 2009. — 400 с.
11. Handy R. D. Dietary exposure to toxic metals in fish / R. D. Handy // Toxicology of aquatic pollution: physiological, molecular and cellular approaches / [ed. E. W. Taylor]. — Cambridge : Cambridge University Press, 2009. — P. 29—60.
12. Немова Н. Н. Биохимические эффекты накопления ртути у рыб / Немова Н. Н. — М. : Наука, 2005. — 168 с.
13. Заботкина Е. А. Влияние ртути, содержащейся в кормах, на состояние периферической крови рыб / Е. А. Заботкина, В. Т. Комов, И. К. Степанова // Проблемы охраны здоровья рыб в аквакультуре : науч.-практ. конф. : тезисы. — М. : Россельхозакадемия, 2000. — С. 59—60.
14. Baatrup E. Cytochemical demonstration of mercury deposits in trout liver and kidney following methyl mercury intoxication — differentiation of 2 mercury pools by selenium / E. Baatrup, G. Danscher // Ecotoxicology and Environment Safety. — 1987. — Vol. 14. — P. 129—141.
15. Boudou A. Experimental study of trophic contamination of *Salmo gairdneri* by 2 mercury-compounds — $HgCl_2$ and CH_3HgCl — analysis at the organism and organ levels / A. Boudou, F. Ribeyre // Water Air Soil Pollution. — 1985. — Vol. 26. — P. 137—148.
16. Kidd K. Mercury / K. Kidd, Batchelar K. // Homeostasis and toxicology of non-essential metals / [eds. Wood C. M., Farrell A. P., Brauner C. J.]. — London ; Waltham ; San Diego : Academic Press, 2012. — P. 237—295.
17. Wobeser G. Acute toxicity of methylmercury chloride and mercuric chloride for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings / G. Wobeser // Journal of the Fisheries Research Board of Canada. — 1975. — Vol. 32. — P. 2005—2013.
18. Long-term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution, and elimination / J. M. McKim, G. F. Olson, G. W. Holcombe [et al.] // Journal of the Fisheries Research Board of Canada. — 1976. — Vol. 33. — P. 2726—2739.
19. The effects of mercury on reproduction of fish and amphibians / W. J. Birge, J. A. Black, A. G. Westerman [et al.] // The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Vol. 3 / [ed. J.O Nriagu]. — Amsterdam : Elsevier, 1979. — P. 629—655. — (Environmental Health Series).



20. Быкова А. В. Влияние загрязнения водоемов соединениями ртути на гидробионтов / А. В. Быкова // Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов : обзорная информация. — М. : ЦНИИТЭИРХ, 1974. — 22 с.
21. Gill T. S. Use of the fish enzyme system in monitoring water quality: effects of mercury on tissue enzymes / T. S. Gill, H. Tewari, J. Pande // Comparative Biochemistry and Physiology. — 1990. — Vol. 97C. — P. 287—292.
22. Tissue contaminants and associated transcriptional response in trout liver from high elevation lakes of Washington / P. W. Moran, N. Aluru, R. W. Black [et al.] // Environmental Science and Technology. — 2007. — Vol. 41. — P. 6591—6597.
23. Servizi J. A. Effects of selected heavy metals on early life of sockeye and pink salmon / J. A. Servizi, D. W. Martens // Progress report of International Pacific Salmon Fisheries Commission, № 39. — New Westminster, Canada, 1978.
24. Алабастер Дж. Критерии качества воды для пресноводных рыб / Дж. Алабастер, Р. Ллойд ; [пер. с англ. Ерофеева М. П., Кожин С. В., Кузнецов В. В., Цвылев О. П.]. — М. : Легкая и пищевая промышленность, 1984. — 344 с.
25. Метелев В. В. Водная токсикология / Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. — М. : Колос, 1971. — 248 с.
26. Коновалов Ю. Д. Связывание кадмия и ртути белками и низкомолекулярными тиоловыми соединениями рыб / Ю. Д. Коновалов // Гидробиологический журнал. — 1993. — № 1. — С. 42—51.
27. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы / [ред. Т. В. Гусева]. — М. : ФОРУМ ; ИНФРА-М, 2007. — 192 с.
28. McIntyre D. O. Arsenic / D. O. McIntyre, T. K. Linton // Homeostasis and toxicology of essential metals / [eds. Wood C. M., Farrell A. P., Brauner C. J.]. — London ; Waltham ; San Diego : Academic Press, 2012. — P. 298—348.
29. Spehar R. L. Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species / R. L. Spehar, J. T. Fiandt // Environ. Toxicol. Chem. — 1986. — Vol. 5. — P. 917—931.
30. Buhl K. J. Comparative toxicity of inorganic contaminants released by placer mining to early life stages of salmonids / K. J. Buhl, S. J. Hamilton // Ecotoxicol. and Environ. Saf. — 1990. — Vol. 20. — P. 325—342.
31. Buhl K. J. Relative sensitivity of early life stages of Arctic grayling, coho salmon, and rainbow trout to nine inorganics / K. J. Buhl, S. J. Hamilton // Ecotoxicol. and Environ. Saf. — 1991. — Vol. 22. — P. 184—197.
32. Acute toxicity of selected toxicants to six species of fish / R. D. Cardwell, D. G. Foreman, T. R. Payne [et al.]. — Duluth, MN : United States environmental protection agency, 1976. — (EPA-600/3-76-008).
33. Mayer F. L. J. Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals / F. L. J. Mayer, M. R. Ellersieck. — Washington, DC : United States Department of the Interior, 1986. — (Resource Publication ; № 160).
34. Rankin M. G. Acute and chronic toxicity of waterborne arsenite to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / M. G. Rankin, D. G. Dixon // Can. J. Fish. Aquat. Sci. — 1994. — Vol. 51. — P. 372—380.
35. Speyer K. R. Some effects of combined chronic arsenic and cyanide poisoning on the physiology of rainbow trout : MS thesis / K. R. Speyer. — Montreal : Concordia University, 1974.

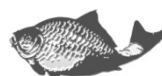


36. McGeachy S. M. Effect of temperature on the chronic toxicity of arsenate to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / S. M. McGeachy, D. G. Dixon // Can. J. Fish. Aquat. Sci. — 1990. — Vol. 47. — P. 2228—2234.
37. Oladimeji A. A. Long-term effects of arsenic accumulation in rainbow trout, *Salmo gairdneri* / A. A. Oladimeji, S. U. Qadri, A. S. W. DeFreitas // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1984. — Vol. 32. — P. 732—741.
38. Cockell K. A. Chronic toxicity of dietary disodium arsenate heptahydrate to juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / K. A. Cockell, J. W. Hilton, W. J. Bettger // Arch. Environ. Contam. Toxicol. — 1991. — Vol. 21. — P. 518—527.
39. Pedlar R. M. Accumulation and distribution of dietary arsenic in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) / R. M. Pedlar, J. F. Klaverkamp // Aquat. Toxicol. — 2002. — Vol. 57. — P. 153—166.
40. Toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) / R. M. Pedlar, M. D. Ptashynski, R. Evans [et al.]. // Aquat. Toxicol. — 2002. — Vol. 57. — P. 167—189.
41. Arsenic as an endocrine disruptor: effects of arsenic on estrogen mediated gene expression *in vivo* and in cell culture / J. C. Davey, J. E. Bodwell, J. A. Gosse [et al.] // Toxicol. Sci. — 2007. — Vol. 98. — P. 75—86.
42. Kotsanis N. Changes in selected haematological parameters at early stages of the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, subjected to metal toxicants: arsenic, cadmium and mercury / N. Kotsanis, J. Iliopoulou-Georgudaki, K. Kapata-Zoumbos // J. Appl. Ichthyol. — 2000. — Vol. 16. — P. 276—278.
43. Arsenic speciation in the River Zenne, Belgium / W. Baeyens, A. De Brauwere, N. Brion [et al.] // Sci. Total Environ. — 2007. — Vol. 38. — P. 409—419.
44. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis / T. Ikemoto, Phuc Cam T. N., N. Okuda [et al.] // Arch. Environ. Contam. Toxicol. — 2008. — Vol. 54. — P. 504—515.
45. Trophic transfer of arsenic and antimony in a freshwater ecosystem: A field study / J.-L. Culioli, A. Fouquiere, S. Calendini [et al.] // Aquat. Toxicol. — 2009. — Vol. 94. — P. 286—293.
46. Metabolism of inorganic arsenic to organoarsenicals in rainbow trout / A. A. Oladimeji, S. U. Quadri, G. K. H. Tam [et al.] // Ecotoxicology and environmental safety. — 1979. — Vol. 3. — P. 394—400.
47. McGeachy S. M. The impact of temperature on the acute toxicity of arsenate and arsenite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) / S. M. McGeachy, D. G. Dixon // Ecotoxicol. Environ. Saf. — 1989. — Vol. 17. — P. 86—93.
48. Gailer J. Arsenic-selenium and mercury-selenium bonds in biology / J. Gailer // Coord. Chem. Rev. — 2007. — Vol. 251. — P. 234—254.
49. Disposition of arsenobetaine in two marine fish species following administration of a single oral dose of [¹⁴C]arsenobetaine / H. Amlund, K. Ingebrigsten, K. Hylland [et al.] // Comp. Biochem. Physiol. — 2006. — Vol. C 143. — P. 171—178.
50. Accumulation and elimination of dietary arsenobetaine in two species of fish, Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) / H. Amlund, K. A. Francesconi, C. Bethune [et al.] // Environ. Toxicol. Chem. — 2006. — Vol. 25. — P. 1787—1794.

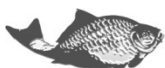


REFERENCES

1. Vorob'ev, V. I. (1993). *Biogeokhimiya i rybovodstvo*. Saratov : Litera.
2. Ostroumova, I. N. (2012). *Biologicheskie osnovy kormleniya ryb*. Sankt-Peterburg : GosNIORKh.
3. Komarovskiy, F. Ya., & Polishchuk, L. R. (1981). Rtut' i drugie tyazhelye metally v vodnoy srede: migratsii, nakoplenie, toksichnost' dlya gidrobiontov (Obzor). *Gidrobiologicheskij zhurnal*, 5, 71-82.
4. Mur, Dzh., & Ramamurti, V. (1987). *Tyazhelye metally v prirodnykh vodakh*. Moskva : Mir.
5. Konovalov, Yu. D. (1999). Rtut' v organizme ryb (Obzor). *Gidrobiologicheskij zhurnal*, 2, 74-89.
6. Sukhenko, S. A. (1995). *Rtut' v vodokhranilishchakh: novyy aspekt antropogennogo zagryazneniya biosfery : analit. obzor*. SO RAN. Institut vodnykh i ekologicheskikh problem.
7. Perevoznikov, M. A., & Bogdanova, E. A. (1999). *Tyazhelye metally v presnovodnykh ekosistemakh*. Sankt-Peterburg : GosNIORKh.
8. Hendricks, J. D. (2002). Adventitious toxins. *Fish nutrition*. San Diego : Academic Press, 601-649.
9. Gochfeld, M. (2003). Case of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicology of Environment Safety*, 56, 174-179.
10. Moiseenko, T. I. (2009). *Vodnaya ekotoksikologiya. Teoreticheskie i prikladnye aspekty*. Moskva : Nauka.
11. Handy, R. D. (2009). Dietary exposure to toxic metals in fish. *Toxicology of aquatic pollution: physiological, molecular and cellular approaches*. Cambridge : Cambridge University Press, 29-60.
12. Nemova, N. N. (2005). *Biokhimicheskie efekty nakopleniya rtuti u ryb*. Moskva : Nauka.
13. Zabotkina, E. A., Komov, V. T., & Stepanova, I. K. (2000). Vliyanie rtuti, soderzhashcheysya v kormakh, na sostoyanie perifericheskoy krovi ryb. *Problemy okhrany zdorov'ya ryb v akvakul'ture: nauchno-prakticheskaya konferentsiya: tezisy*. Moskva : Rossel'khozakademiya, 59-60.
14. Baatrup, E., & Danscher, G. (1987). Cytochemical demonstration of mercury deposits in trout liver and kidney following methyl mercury intoxication – differentiation of 2 mercury pools by selenium. *Ecotoxicology of Environment Safety*, 14, 129-141.
15. Boudou, A., & Ribeyre, F. (1985). Experimental study of trophic contamination of *Salmo gairdneri* by 2 mercury-compounds – HgCl₂ and CH₃HgCl – analysis at the organism and organ levels. *Water Air Soil Pollution*, 26, 137-148.
16. Kidd, K., & Batchelar, K. (2012). Mercury. *Homeostasis and toxicology of non-essential metals*. London ; Waltham ; San Diego : Academic Press, 237-295.
17. Wobeser, G. (1975). Acute toxicity of methylmercury chloride and mercuric chloride for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32, 2005-2013.
18. McKim, J. M., Olson, G. F., & Holcombe, G. W., et al. (1976). Long-term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus*



- fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution, and elimination. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33, 2726-2739.
19. Birge, W. T., Black, J. A., & Westerman, A. G., et al. (1979). The effects of mercury on reproduction of fish and amphibians. *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. Amsterdam : Elsevier, 629-655.
 20. Bykova, A. V. (1974). *Vliyanie zagryazneniya vodoemov soedineniyami rtuti na gidrobiontov*. Moskva : TsNIITEIRKh.
 21. Gill, T. S., Tewari, H., & Pande, J. (1990). Use of the fish enzyme system in monitoring water quality: effects of mercury on tissue enzymes. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 97C, 287-292.
 22. Moran, P. W., Aluru, N., & Black, R. W., et al. (2007). Tissue contaminants and associated transcriptional response in trout liver from high elevation lakes of Washington. *Environmental Science and Technology*, 41, 6591-6597.
 23. Servizi, J. A., & Martens, D. W. (1978). Effects of selected heavy metals on early life of sockeye and pink salmon. *Progress report of International Pacific Salmon Fisheries Commission*, № 39. New Westminster, Canada.
 24. Alabaster, Dzh., & Lloyd, R. (1984). *Kriterii kachestva vody dlya presnovodnykh ryb (Erofeeva, M. P., Kozhin, S. V., Kuznetsov, V. V., & Tsvylev, O. P., Trans.)*. Moskva : Legkaya i pishchevaya promyshlennost'.
 25. Metelev, V. V., Kanaev, A. I., & Dzasokhova, N. G. (1971). *Vodnaya toksikologiya*. Moskva : Kolos.
 26. Konovalov, Yu. D. (1993). Svyazyvanie kadmiya i rtuti belkami i nizkomolekulyarnymi tiolovymi soedineniyami ryb. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1, 42-51.
 27. Guseva, T. V. (Ed.). (2007). *Gidrokhimicheskie pokazateli sostoyaniya okruzhayushchey sredy: spravochnye materialy*. Moskva : FORUM ; INFRA-M.
 28. McIntyre, D. O., & Linton, T. K. (2012). Arsenic. *Homeostasis and toxicology of essential metals*. London ; Waltham ; San Diego : Academic Press, 298-348.
 29. Spehar R. L., & Fiandt, J. T. (1986). Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5, 917-931.
 30. Buhl, K. J., & Hamilton, S. J. (1990). Comparative toxicity of inorganic contaminants released by placer mining to early life stages of salmonids. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 20, 325-342.
 31. Buhl, K. J., & Hamilton, S. J. (1991). Relative sensitivity of early life stages of Arctic grayling, coho salmon, and rainbow trout to nine inorganics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 22, 184-197.
 32. Cardwell, R. D., Foreman, D. G., & Payne, T. R., et al. (1976). *Acute toxicity of selected toxicants to six species of fish*. Duluth, MN : United States environmental protection agency.
 33. Mayer, F. L. J., & Ellersieck, M. R. (1986). *Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals*. Washington, DC : United States Department of the Interior.
 34. Rankin, M. G., & Dixon, D. G. (1994) Acute and chronic toxicity of waterborne arsenite to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 51, 372-380.



35. Speyer, K. R. (1974). Some effects of combined chronic arsenic and cyanide poisoning on the physiology of rainbow trout : *MS thesis*. Montreal : Concordia University.
36. McGeachy, S. M., & Dixon, D. G. (1990). Effect of temperature on the chronic toxicity of arsenate to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 2228-2234.
37. Oladimeji, A. A., Qadri, S. U., & DeFreitas, A. S. W. (1984). Long-term effects of arsenic accumulation in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 32, 732-741.
38. Cockell, K. A., Hilton, J. W., & Bettger, W. J. (1991). Chronic toxicity of dietary disodium arsenate heptahydrate to juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 21, 518-527.
39. Pedlar, R. M., & Klaverkamp, J. F. (2002). Accumulation and distribution of dietary arsenic in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquat. Toxicol*, 57, 153-166.
40. Pedlar, R. M., Ptashynski, M. D., & Evans R., et al. (2002). Toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquat. Toxicol*, 57, 167-189.
41. Davey, J. C., Bodwell, J. E., & Gosse, J. A., et al. (2007). Arsenic as an endocrine disruptor: effects of arsenic on estrogen mediated gene expression *in vivo* and in cell culture. *Toxicol. Sci*, 98, 75-86.
42. Kotsanis, N., Iliopoulou-Georgudaki, J., & Kapata-Zoumbos, K. (2000). Changes in selected haematological parameters at early stages of the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, subjected to metal toxicants: arsenic, cadmium and mercury. *J. Appl. Ichthyol.*, 16, 276-278.
43. Baeyens, W., De Brauwere, A., & Brion, N., et al. (2007). Arsenic speciation in the River Zenne, Belgium. *Sci. Total Environ*, 38, 409-419.
44. Ikemoto, T., Phuc Cam, T. N., & Okuda, N., et al. (2008). Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 54, 504-515.
45. Culioli, J.-L., Fouquoire, A., & Calendini, S., et al. (2009). Trophic transfer of arsenic and antimony in a freshwater ecosystem: A field study. *Aquat. Toxicol*, 94, 286-293.
46. Oladimeji, A. A., Qadri, S. U., & Tam, G. K. H., et al. (1979). Metabolism of inorganic arsenic to organoarsenicals in rainbow trout. *Ecotoxicology and environmental safety*, 3, 394-400.
47. McGeachy, S. M., & Dixon, D. G. (1989). The impact of temperature on the acute toxicity of arsenate and arsenite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 17, 86-93.
48. Gailer, J. (2007). Arsenic-selenium and mercury-selenium bonds in biology. *Coord. Chem. Rev.*, 251, 234-254.
49. Amlund, H., Ingebrigsten, K., & Hylland, K., et al. (2006). Disposition of arsenobetaine in two marine fish species following administration of a single oral dose of [¹⁴C]arsenobetaine. *Comp. Biochem. Physiol.*, C 143, 171-178.
50. Amlund, H., Francesconi, K. A., & Bethune, C., et al. Accumulation and elimination of dietary arsenobetaine in two species of fish, Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Environ. Toxicol. Chem.*, 25, 1787-1794.



ВЛИЯНИЕ НЕЭССЕНЦИАЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ (РТУТЬ, МЫШЬЯК) НА ОРГАНИЗМ ЛОСОСЕВЫХ (*SALMONIDAE*) РЫБ (ОБЗОР)

И. И. Грициняк, hrytsyniak@if.org.ua, Институт рыбного хозяйства НААН, г. Киев

Д. А. Янович, yandeni@yandex.ru, Львовский национальный университет ветеринарной медицины и биотехнологий имени С.З. Гжицкого, г. Львов

В. В. Бех, bekh@if.org.ua, Институт рыбного хозяйства НААН, г. Киев

Цель. Проблема загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами на протяжении последних лет приобрела значительную актуальность как вследствие их значительного распространения в окружающей среде, так и в результате широкого спектра их токсического действия на организм рыб. В современной научной литературе вопросам влияния тяжелых металлов, в том числе ртути и мышьяка, на организм рыб уделяется много внимания. Вместе с этим, исследования в указанном направлении проводятся в основном на карповых рыбах, в то время как физиолого-биохимические механизмы влияния тяжелых металлов на организм лососевых рыб изучены в меньшей степени. В связи с этим, важное научно-практическое значение имеют работы, освещающие источники поступления тяжелых металлов в водные экосистемы, особенности их действия в организме лососевых рыб на субклеточном, клеточном и органо-тканевом уровне, а также возрастные и видовые особенности их влияния. Целью данной работы было обобщение указанных вопросов.

Результаты. В работе охарактеризовано влияние ртути и мышьяка на организм лососевых рыб на молекулярно-генетическом, клеточном и органо-тканевом уровнях. Статья содержит характеристику условий, при которых в эксперименте наблюдалось токсическое либо летальное действие указанных ксенобиотиков на разные виды лососевых рыб.

Научная новизна. В статье обобщены доступные в литературе данные касательно влияния ртути и мышьяка на организм лососевых рыб. Акцентировано внимание на источниках попадания указанных загрязнителей в поверхностные водоемы, физиолого-биохимических механизмах их влияния на организм лососевых рыб, а также факторах, определяющих степень их токсичности. Приведены летальные концентрации ртути и мышьяка для лососевых рыб в зависимости от длительности эксперимента, видовых и возрастных особенностей.

Практическая значимость. Представленные в обзоре данные могут быть использованы для раскрытия и объяснения физиолого-биохимических механизмов адаптации лососевых рыб к загрязнению водоемов тяжелыми металлами, диагностики патологий лососевых рыб, обусловленной токсическим влиянием ртути и мышьяка, и комплексной оценки факторов, влияющих на степень токсичности указанных загрязнителей в естественных условиях.

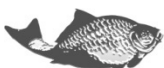
Ключевые слова: водные экосистемы, ртуть, мышьяк, лососевые рыбы, токсичность, биомагнификация, метаболизм.

EFFECT OF NON-ESSENTIAL ELEMENTS (MERCURY. ARSENIC) ON SALMONIDS (*SALMONIDAE*) (REVIEW)

I. Hrytsyniak, hrytsyniak@if.org.ua, Institute of Fisheries NAAS, Kyiv

D. Yanovych, yandeni@yandex.ru, Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnologies named after S. Z. Gzhytskyj, Lviv

V. Bekh, bekh@if.org.ua, Institute of Fisheries NAAS, Kyiv



Purpose. The problem of water ecosystem pollution with heavy metals achieved great actuality during recent years, both because of their significant distribution in environment, and wide spectrum of their toxic effects on fish organism. Much attention in modern scientific literature is given to the problem of the effects of heavy metals, including mercury and arsenic, on fish organism. However, investigations in this field are conducted mainly on cyprinids, while physiological and biochemical mechanisms of the effects of heavy metals on salmonids are less studied. According to this, the studies of the sources of heavy metals in water ecosystems, peculiarities of their action in salmonid organism on subcellular, cellular, tissue and organ levels, species and age-related peculiarities of the effects of heavy metals are of great scientific and practical importance. The purpose of this work is to review the mentioned problems.

Findings. The work characterizes the effects of mercury and arsenic on salmonids on subcellular, cellular, tissue and organ levels. The article contains characteristic of conditions, under which toxic or lethal action of the mentioned xenobiotics on different species of salmonids was observed.

Originality. The paper summarizes literature data concerning the effect of mercury and arsenic on salmonids. Attention is accented on the sources of the mentioned pollutants in surface waters, physiological and biochemical mechanisms of their effects on salmonids, and on factors, which determine the level of their toxicity. Lethal concentrations of mercury and arsenic to salmonids, depending on experiment duration, species and age-related peculiarities are presented.

Practical value. Data presented in the review can be used for the explanation of physiological and biochemical mechanisms of the adaptation of salmonids to surface water pollution with heavy metals, diagnostics of fish pathologies caused by toxic effects of mercury and arsenic, and complex assessment of factors, which influence the toxicity level of the mentioned pollutants in environment.

Keywords: water ecosystems, mercury, arsenic, salmonids, toxicity, biomagnification, metabolism.

