

УДК 57.045:574.64

В.З. КУРАНТ, В.О. ХОМЕНЧУК, В.Я. БИЯК

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка  
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

## **ШЛЯХИ ПРОНИКНЕННЯ ТА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ (ОГЛЯД)**

Проаналізовано відомості про шляхи надходження та акумулювання важких металів у організмі риб. Показано залежність їх проникнення та накопичення від живлення, інтенсивності обміну речовин, властивостей іонів металів та органно-тканинної і субклітинної спорідненості до важких металів.

*Ключові слова: важкі метали, акумулювання, проникнення, риби*

Відомо, що токсичність водного середовища формується за рахунок надходження шкідливих речовин техногенного походження, нагромадження значних їх кількостей та порушення під впливом останніх природних геохімічних циклів колообігу речовин [12].

Серед найбільш поширених високотоксичних речовини у прісних водоймах одне з провідних місць займають важкі метали. Характерною особливістю їх іонів є те, що вони не руйнуються в природних умовах, а лише змінюють форму знаходження, поступово накопичуючись в різних компонентах екосистеми. У зв'язку з цим особливого значення набуває вивчення накопичення цих токсикантів гідробіонтами та вплив їх іонів на метаболізм у риб. Останні, як відомо, є вищими, часто кінцевими ланками трофічних ланцюгів у водних екосистемах, і тому слід чекати значного накопичення в їх органах і тканинах іонів важких металів. Враховуючи те, що риби є досить поширеним харчовим продуктом, існує висока ймовірність попадання вказаних металів і в організм людини.

Виходячи з зазначеного варто зупинитися на характеристиці шляхів проникнення та акумулювання важких металів в тканинах риб, а також їх впливу на метаболічні процеси.

Поглинання речовин, згідно законів сорбції, залежить від фізико-хімічних умов середовища та поверхні адсорбента. Надзвичайна варіабельність складу, структури водних організмів та умов їх існування ставить під сумнів виявлення загальних рис сорбційних процесів. Однак, в найбільш загальному випадку такий показник як питома поверхня водних організмів, тобто відношення поверхні до одиниці маси чи об'єму, робить можливим порівняльний аналіз вивчення біологічної трансформації елементів. Якщо розмістити водні організми за зменшенням питомої поверхні то буде отримано такий ряд: бактерії – одноклітинні – ракоподібні – риби – ссавці [14]. Існує точка зору, що при ускладненні морфо-фізіологічної будови і збільшення розмірів гідробіонтів їх сорбційна здатність, віднесена до одиниці маси, знижується, а значення ланцюгів живлення в накопиченні речовин зростає [11]. Разом з тим сорбція залежить не лише від природи твердої фази, але і від властивостей сполук самого елемента. В цілому, для металів з збільшенням атомної маси зростають гідролітичні та адсорбційні процеси, збільшується схильність до гідролізу та накопичення в твердій фазі. При збільшенні порядкового номера елемента більшою мірою прослідковується зв'язок між ступенем акумулювання металу і розмірами гідро біонтів: з зменшенням питомої поверхні коефіцієнти накопичення будуть, як правило, знижуватися, і навпаки. Однак при дослідженні накопичення стронцію та цезію виявлено, що їх інтенсивність мало залежать від розмірів гідробіонтів. В цьому випадку ступінь розвитку поверхні не відіграє визначальної ролі в процесах проникнення. Цей висновок справедливий і для решти найбільш поширених металів перших двох груп [11]. Аналогічна ситуація спостерігається для рачків *Idotea metallica*, в яких прослідковується чітка обернена залежність між їх масою та коефіцієнтами накопичення заліза, марганцю і кобальту [8]. Отже, біосорбція як початковий етап біологічного концентрування

металів визначається не лише складом і ступенем розвитку поверхневих оболонок і структур, але й низкою параметрів водного середовища та природи металу.

Оскільки, гідробіонти своєю зовнішньою частиною і такими важливими органами як зябра повністю занурені у воду, то дія розчинених речовин на мембранну проникність є показником початкового ступеня дії речовин. Крім токсикантів в природних водах присутні розчинні нетоксичні речовини, що можуть зменшувати або збільшувати токсичність інших речовин шляхом зміни мембранної проникності [19, 20].

Основна кількість іонів, які потрапляють до організму риб, проникає через зябра (до 70%), дещо менше через шкіру (до 20%), а решта – через органи травлення [33]. Разом з тим, акумуляція свинцю активніше проходила, коли метал надходив через кишково-шлунковий тракт [28]. Всмоктування свинцю в травному тракті деяких видів риб показало наявність високої швидкості цього процесу вже при концентрації  $1,8 \cdot 10^{-4} - 1,8 \cdot 10^{-3}$  М [1]. Характер всмоктування при цьому мав лінійну залежність і був максимальним у середньому, найбільш активному в процесах перетравлення, відділі кишківника. У зв'язку з цим важкі метали особливо інтенсивно накопичуються бентосними рибами [15].

Вивчаючи транспорт речовин через біомембрани, було встановлено декілька механізмів подолання мембранного бар'єру. Найпростіший і не специфічний механізм переносу – дифузія. Таким шляхом клітина обмінюється з навколишнім середовищем киснем, діоксидом вуглецю, водою. Особливо легко проникають у цитоплазму гідрофобні молекули, що досить легко входять у фосфоліпідний матрикс мембрани. Механізм надходження металів є швидким і ефективним. Відомо, що співвідношення концентрацій металу в організмі і в зовнішньому середовищі (концентраційний фактор) становить  $10^3 - 10^4$  [20].

Механізм дифузії полярних гідрофільних груп через гідрофобний бар'єр бішару нинні пояснюють з позиції динамічної структури біомембран [9]. Фосфоліпіди організовані в мембранах у динамічні утворення – кластери, що відрізняються орієнтацією молекул і щільнішою упаковкою. Кластери постійно розпадаються і знову утворюються, рухаючись у бішарі. Невеликі гідрофільні молекули можуть дифундувати через ці лабільні структури.

Швидкість дифузії різних молекул через мембрану визначається двома чинниками: різницею концентрацій речовин, що переносяться, по обидва боки мембрани та їх здатністю розчинятись у сполуках, що складають мембрану. При переміщенні іонів значний вплив на процес дифузії має різниця електричних потенціалів, що виникає при надлишковому накопиченні заряджених часток [9]. Разом з тим, у більшості досліджень з вивчення проникності іонів металів в організм риб зябровим шляхом автори базуються на припущенні, що транспорт металів у гідробіонтів здійснюється активним шляхом через іонні канали, бо висока здатність до гідратації обумовлює низьку проникну здатність через гідрофобні структури мембран. Про функціонування класичного механізму активного транспорту іонів у риб йдеться в дослідженнях [19, 20]. В літературі описано достатньо токсикокінетичних моделей, які меншою чи більшою мірою враховують можливі фактори, що можуть впливати на накопичення і виведення токсикантів організмом гідробіонтів [16, 24, 27, 35, 44].

У процесі проникнення важких металів в організм гідробіонтів можна виділити щонайменше два етапи. На першому проходить досить швидко (від декількох хвилин до декількох годин в залежності від систематичної приналежності гідробіонта) поглинання елемента з водного середовища в результаті сорбційних процесів чи іонообмінних або хімічних взаємодій з поверхневими структурами. Характер, швидкість та фізико-хімічні особливості першого етапу надходження важких металів вивчені недостатньо. Однак, у всіх випадках можна стверджувати, що він визначається ємністю поверхневих структур, тобто питомою поверхнею поглинання організму гідробіонта, кількістю та активністю хімічних груп, здатних зв'язувати метал. З насиченням цієї ємності процес накопичення починає лімітуватися іншими факторами, такими як проникнення металу через мембранні структури, обміном речовин в самому організмі, швидкістю екскреції та інші, які й обумовлюють другий етап. При певній концентрації металу в організмі, настає динамічна рівновага між надходженням та виведенням [12].

Окрім вищезазначених відмітимо фізіолого-біохімічні особливості. В першу чергу накопичуються метали, що беруть активну участь в метаболічних процесах. Активніше накопичуються метали, які здатні реагувати з білковими чи іншими групами організму, що легко і швидко засвоюються водними організмами з води чи їжею та включаються в метаболічні процеси. Наявність у воді хелатуючих агентів різко знижує інтенсивність накопичення металів. Так, при додаванні у воду ЕДТА спостерігається зменшення накопичення міді в зябрах, що пояснюється утворенням комплексу [32].

Біологічна активність металів часто корелює з їх здатністю до метилювання, яке проходить під впливом відновних процесів з участю бактерій [30]. Відмічено значне зростання інтенсивності накопичення метилртуті порівняно з її іонними формами, як при засвоєнні ртуті з води, так і з їжею [30]. Іншим прикладом залежності накопичення металів від форм знаходження в воді може бути різке зростання коефіцієнта трансформації кобальту в вигляді вітаміну В<sub>12</sub> порівняно з його мінеральними формами [6].

Відомо, що для водних тварин існують складні механізми регуляції вмісту важких металів. При цьому існують певні межі толерантності підтримання постійності концентрації металу в організмі, які можуть змінюватися в досить широких межах. Так для *Fundulus heteroclitus* накопичення кадмію при його концентрації в воді менше 100 мкг/л не відбувається, тобто здійснюється фізіологічна регуляція рівня металу [29].

Проведений вище аналіз процесів біологічної трансформації важких металів в організмі водних тварин показує їх складність, багатогранність та мінливість, повний механізм яких потребує уточнень.

Щодо вмісту важких металів в організмі гідробіонтів, то добре відомою є органно-тканинна та субклітинна специфічність накопичення важких металів. Висока мінливість вмісту важких металів у гідробіонтів обумовлена гідрохімічними умовами, формами знаходження елементів в середовищі, умовами живлення, сезонними факторами, забрудненням, розмірами тварин, метаболічними потребами, умовами живлення, інтенсивністю обміну та рядом інших факторів [10]. Для водних тварин відмічають досить високі коефіцієнти накопичення металів. Так, для молюсків він складає величини порядку  $10^3$ – $10^6$ . Дещо менший коефіцієнт характерний для ракоподібних (може сягати величин до  $10^4$ ), що свідчить про досить високу толерантність цих тварин щодо металів [29]. В літературі описані випадки, коли устриці накопичували мідь до таких концентрацій, що їх м'ясо набувало характерного зеленуватого відтінку і неприємного металевого присмаку, але це не приводило до їх загибелі [43]. Для багатьох видів водних тварин відмічають сезонні особливості накопичення. Встановлено, що в тілі райдужної форелі вміст мікроелементів змінюється сезонно: взимку організм втрачає мікроелементи, а влітку отримує їх з оточуючого середовища [10]. Встановлено, що рівень Hg, Cd та Al змінюється також протягом коротших термінів. Їх максимальну кількість виявлено в липні. Серед причин авторами називаються як зовнішні чинники, так і особливості метаболізму [18].

Значною мірою інтенсивність накопичення важких металів може змінюватися в одних і тих самих видів в різних вікових групах [23, 36]. Встановлено кореляцію між концентраціями цинку і міді в печінці та довжиною кефалі [42].

Помітний вплив на вміст важких металів може здійснювати антропогенне забруднення. Наприклад, в місцях промислових та міських стоків часто відмічаються аномально високі рівні важких металів [21].

Цікавою є залежності накопичення важких металів від наявності та концентрації інших металів у водному середовищі. При цьому може мати місце посилення сорбційних процесів, чи їх послаблення. Так, при спільній дії міді та цинку на кларієвого сома *Clarias lozera* було відмічено, що акумуляція одного з них зменшується в присутності іншого [25]. Це пояснюється насамперед складними механізмами взаємодії трансмембранного проникнення важких металів. Для ряду інших металів може спостерігатись протилежна ситуація. Наприклад, встановлено позитивну кореляцію в парі залізо-марганець [12]. Це може трактуватися як їх спільною роллю в метаболічних процесах з одного боку, так і існуванням складних механізмів регуляції їх співвідношення з іншого. У *Syprinus carpio* було виявлено, що кадмій збільшує вміст свинцю у

всіх органах, а свинець зменшує концентрацію кадмію в печінці, нирках та скелеті, але збільшує в мозку. Тобто після проникнення важких металів в організм в комбінації проходить їх перерозподіл. При цьому, органи-мішені можуть бути різними [40].

Вміст та розподіл важких металів у промислових риб має низку закономірностей. Концентрація більшості мікроелементів зростає в ряді: океанічні < морські < напівпрохідні < прісноводні, що показує залежність рівня накопичення металів від катіонного та аніонного складу, а отже від іонної сили середовища [12].

Рівень металу в організмі значно залежить від способу життя та характеру живлення гідробіонтів. Так, найвищий вміст міді і цинку виявили у планктонних риб. У бентосних риб і хижаків вміст цих металів був удвічі меншим. Рівень кадмію та свинцю не залежить від способу живлення риб [34].

В дослідженнях М.Ю. Євтушенка та співавт. [4] показано, що порівняно з хижаками, активніше метали накопичують бентофаги, що пояснюється типом живлення. Ця особливість якісно відрізняє важкі метали від органічних токсикантів, для яких характерна тенденція накопичення в ланцюгу живлення [39].

Ця закономірність проявляється не для всіх металів. Так рівень ртутів тунцях, акулах та інших великих хижих рибках, які замикають ланцюги живлення, іноді на порядок вищий, ніж у планктоїдних риб [31, 37]. Вважають, що така закономірність не є наслідком забруднення, а є процесом незворотного акумуляування ртуті в харчовому ланцюзі [41]. Це підтверджується даними про метилювання і стійке фіксування ртуті шляхом її зв'язування з білками в органах і тканинах риб [38].

Якщо розглянути тканинний та органний розподіл важких металів в організмі гідробіонтів в цілому, то можна також виявити низку закономірностей. Для водних організмів характерне активніше акумуляування важких металів у органах та тканинах, які контактують із водним середовищем, органах, що беруть участь в зв'язуванні та виведенні більшості шкідливих речовин організму (печінка та нирки), а також в низці інших внутрішніх органах з високим рівнем метаболізму. Рядом авторів показано, що досить активно важкі метали акумуляуються в гонадах, що пояснюється активним накопиченням в них білкових та ліпідних резервів, в той час як процеси екскреції в них сповільнені [3, 4]. Найзначніше накопичення важких металів, як правило, відбувається в поверхневих тканинах. Наприклад, найвищий вміст свинцю виявлено в плавцях, лусці та шкірі риб [2]. Серед риб короп відзначається як найінтенсивніший накопичувач [5]. Високий рівень металів відмічено в поверхневому слизі, що вкриває тіло риб [29].

При вивченні розподілу свинцю та кадмію в організмі дзеркального коропа було відмічено, що 21-32% введеного кадмію міститься в печінці, 11-16 % в нирках, 0,08-0,12% в мозку. Найбільший вміст свинцю виявлено в кістках, 1,1-2,1% в печінці, 0,4-0,6 % в нирках, 0,1-0,3% в мозку [40].

В дослідженнях С.А. Петухова та співавт. [13] показано, що у всіх органах і тканинах риб концентрація заліза і цинку максимальні, а кобальту, ртуті і кадмію мінімальні. В зовнішніх органах і тканинах переважають метали групи заліза. За здатністю концентрувати метали (за винятком ртуті, яка найбільше накопичується в м'язовій тканині) органи і тканини можна розмістити в такому порядку – внутрішні: скелет > печінка, селезінка, нирки > кишківник, мозок, гонади, серце > червоні м'язи > білі м'язи; зовнішні – слиз > луска > шкіра > зябра. Основна частина абсолютного запасу металу локалізована в м'язовій тканині і скелеті. Концентрація металу в ліпідній і білковій фракціях приблизно рівна [13].

Відмічено, що при екомониторингу навколишнього середовища потрібно враховувати те, який метал відслідковується. Так, для *Salmo trutta* и *Rutilus rutilus*, виловлених в водах Південного Уельсу, було встановлено, що найбільш вдалим об'єктом для накопичення Zn, Cu і Pb виявились зябра, печінка та шкіра, а для Fe і Ni – нирки [26].

При дослідженні розподілу важких металів у риб Кременчуцького водосховища було встановлено, що після надходження важких металів в організм риб проходить їх перерозподіл. Показано, що кількість в організмі риб цинку та заліза є максимальною, а хрому, стронцію та кадмію – мінімальною. За здатністю до накопичення металів тканини розташовуються в ряду:

скелет>гонади>печінка>нирки>селезінка>кишківник>мозок>м'язи, що за винятком скелету узгоджується з рівнем інтенсивності метаболізму [4, 42]. Для свинцю було встановлено такий ряд зниження концентрації в тканинах риб: кишковий тракт>кістки і луска>печінка і зябри>м'язи>жир. При цьому не виявлено кореляції між вмістом металу та розміром і віком риб [22].

Знаючи, де найбільш активно відбувається акумулювання металів в тих чи інших видів гідробіонтів, можна проводити цілеспрямоване спостереження за станом водного середовища. Наприклад, було встановлено, що рівень цинку в хвостовому плавці достовірно відображає його кількість в кормі [17]. Аналогічні дослідження було проведено і для коропових. У них мідь концентрується, в основному, в печінці, ртуть в м'язах та нирках. Концентрація свинцю в м'язах, заліза в зябрах, ртуті в м'язах та нирках добре корелює з їх вмістом в воді [7].

### Висновки

Іони важких металів проникають з оточуючого середовища в організм гідробіонтів і, накопичуються в органах і тканинах. Ступінь тканинного акумулювання металів визначається їх концентрацією у воді, тривалістю дії, а також метаболічними потребами організму в тому чи іншому елементі. Підвищені концентрації іонів важких металів у воді призводять до посилення катаболічних процесів, які ведуть до патологічних змін в організмі гідробіонтів.

Загалом, можна зазначити, що накопичення рибами важких металів є активним і регульованим тканинноспецифічним процесом, інтенсивність якого залежить як від фізико-хімічних особливостей водного середовища, так і від фізіолого-біохімічної активності організму гідробіонтів.

1. *Андрушайте Р. Е.* Всасывание свинца в пищеварительном тракте рыб / Р. Е. Андрушайте, Ш. А. Берман, В. А. Линючев [и др.] // Трансп. и обмен. процессы в кишечнике животных. – Рига, 1984. – С.16–26.
2. *Берман Ш. А.* Проникновение свинца в организм рыб / Ш. А. Берман, В. А. Линючев, Р. Е. Андрушайте // Эксперим. водн. токсикол. – 1985. – № 10. – С. 47–54.
3. *Горкин И. Н.* Эколого-физиологические аспекты биоконцентрирования МЭ гидробионтами в природных условиях. Эколого-токсикологические аспекты и методы рыбохозяйственных исследований / И. Н. Горкин // Сб. науч. трудов ВНИРО. – М. : Б.и., 1990. – С. 20–34.
4. *Евтушенко Н. Ю.* Особенности накопления тяжелых металлов в тканях рыб Кременчугского водохранилища / Н.Ю. Евтушенко, О.В. Данилко // Гидробиологический журнал. – 1996. – Т. 32, № 4. – С. 58–66.
5. *Евтушенко Н. Ю.* Содержание тяжелых металлов в рыбах водоема охладителя Ладыжинской ГРЭС / Н. Ю. Евтушенко, Ю. М. Сытник // Всес. совещ. по рыбхоз. исполъз. тепл. вод : тез. докл. – М., 1990. – С. 237–238.
6. *Зайцев Ю. П.* Экологические процессы в критических зонах Черного моря (синтез результатов двух направленных исследований с середины XX до начала XXI веков) / Ю. П. Зайцев, Г. Г. Поликарпов // Морський екологічний журнал. – 2002. – Т. 1, № 1. – С. 33–55.
7. *Козырева Г. Ф.* Гидробионты как биоиндикаторы загрязнения водоемов тяжелыми металлами / Г. Ф. Козырева, В. А. Малиновский, М. А. Риш [и др.] Гидробионты как биоиндикаторы загрязнения водоемов тяжелыми металлами // 11 Всес. конф. “Микроэлементы в биологии и их применение в с.х. и мед.” : тез. докл. - Самарканд, 1990. – С. 43–44.
8. *Кулебакина Л. Г.* Зависимость накопления стронция-90 в гидробионтах от зольности / Л. Г. Кулебакина // Радиобиология. – 1969. – Т. IX, Вып. 5. – С. 776–777.
9. *Лишко В. К.* Мембраны и жизнь клетки / В. К. Лишко, М. И. Шевченко. – Киев : Наукова думка, 1987. – 104 с.
10. *Микроэлементы* в организме рыб и птиц / [под ред. Ш.А. Берман]. – Рига : Зинатне. – 1968. – 153 с.
11. *Патин С. А.* К вопросу об универсальной физико-химической закономерности дифференциации нуклидов в экосистеме океана / С. А. Патин // Вопросы морской экологии. – Калининград, 1971. – С. 45–63.
12. *Патин С. А.* Микроэлементы в морских организмах и экосистемах / С. А. Патин, Н. П. Морозов. – М. : Легкая и пищевая пром-сть. – 1981. – 152 с.
13. *Петухов С. А.* Распределение микроэлементов группы железа и переходных металлов в органах и тканях рыб / С. А. Петухов, Н. П. Морозов, М. С. Добрусин // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. – М. : 1983. - С. 41–47.

14. Численко Л. Л. О размерной структуре пелагиали Мирового океана / Л. Л. Численко // Журнал общей биологии. – 1968. – Т. 29, № 5. – С. 529–540.
15. Bragin B. I. Ecological aspects of pollution with heavy metals of Kazakhstan reservoirs / B.I. Bragin // Dev. Ecol. Abstr. – Yokohama, 1990. – P. 420.
16. Carbonell G. Toxicokinetics of copper in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / G. Carbonell, J. V. Tarazona // Aquat. Toxicol. – 1994. – Vol. 29, № 3–4. – P. 213–221.
17. Clearwater S. J. Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish / S. J. Clearwater, A. M. Farag, J. S. Meyer // Comparative Biochem. and Physiol. Part C: Toxicology & Pharmacology – 2002. – Vol. 132, № 3. – P. 269–313.
18. Çoğun H. Y. Accumulation of Copper and Cadmium in Small and Large Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* / H. Y. Çoğun, T. A. Yüzereroğlu, F. Kargin // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. – 2003. – Vol. 71, № 6. – P. 1265–1271.
19. Di Giulio R. The Toxicology of Fishes // R. Di Giulio, D. Hinton. – CRC Press, 2008. – 1096 p.
20. Eichenberger E. The interrelation between essentiality and toxicity of metals in the aquatic ecosystem / E. Eichenberger // Metal ions in biological systems. – New-York and Basel, 1982. – Vol. 20. – P. 67–100.
21. Eisler R. Compendium of Trace Metals and Marine Biota, Volume 2: Vertebrates / R. Eisler. – Elsevier Science, 2009. – 522 p.
22. Eisler R. Handbook of Chemical Risk Assessment : Health Hazards to Humans, Plants, and Animals / R. Eisler – CRC Press, 2000. – Vol. 1: Metals. – 41 p.
23. Hamed M. A. Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea / M. A. Hamed, A. M. Emara // Journal of Marine Systems. – 2006. – Vol. 60, № 3–4. – P. 220–234.
24. Hayton W. L. Rate-limiting barriers to xenobiotic uptake by the gill / W. L. Hayton, M. G. Barron // Environ. Toxicol. Chem. – 1990. – Vol. 9. – P. 151–157.
25. Hilmy A. M. The toxicity to Clarias lozera of copper and zinc applied jointly / A. M. Hilmy, N. A. Domiati, A. J. Daabees [at al.] // Comp. Biochem. and Physiol. – 1987. – Vol. 2. – P. 309–314.
26. Kalay M. Heavy Metal Concentrations in Fish Tissues from the Northeast Mediterranean Sea / M. Kalay, Ö. A. M. Canli // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. – 1999. – Vol. 63, № 5. – P. 673–681.
27. Ke C. Bioaccumulation of Cd, Se, and Zn in an estuarine oyster (*Crassostrea rivularis*) and a coastal oyster (*Saccostrea glomerata*) / C. Ke, W. X. Wang // Aquat. Toxicol. – 2001. – Vol. 56, № 1. – P. 33–55.
28. Krutibas D. Uptake of lead from contaminated medium by *Heteropneustes fossilis* (Bloch) / D. Krutibas, B. Nanda, A. K. Hota // Compar. Physiol. Ekol. – 1985. – Vol. 10, № 3. – P. 145–149.
29. Lawrence A. Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses // A. Lawrence, K. Hemingway. – Wiley-Blackwell, 2003. – 368 p.
30. Mason R. P. Uptake, Toxicity and Trophic Transfer of Mercury in a Coastal Diatom / R. P. Mason, J. R. Reinfelder, F. M. Morel // Environ. Sci. Technol. – 1996. – Vol. 30, № 6. – P. 1835–1845.
31. Monteiro L. R. Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex / L. R. Monteiro, H. D. Lopes // Marine Pollution Bulletin. – 1990. – Vol. 21, № 6. – P. 293–296.
32. Playle R. C. Copper accumulation on gills of fathead minnows: influence of water hardness, complexation and pH of the gill micro – environment / R. C. Playle, R. W. Gensemer, D. G. Dixon // Environ. Toxicol. Chem. – 1992. – Vol. 11, № 3. – P. 381–391.
33. Protasowicki M. Biochumulacja Cd, Pb, Cu, Zn w karpie – *Cyprinus carpio* L. w zależności od stężenia w wodzie i czasu ekspozycji / M. Protasowicki, A. Chodyniecki // Lesz. nauk. ryb. mor. i technol. żywn. – Szczecin, 1988. – Vol. 17. – P. 69–84.
34. Protasowicki M. Metal ciezkie w rybach przemysłowych polawianych w latach 1976-1986. / M. Protasowicki, A. Chodyniecki // Lesz. nauk. ryb. mor. i technol. żywn. – Szczecin, 1983. – Vol. 13. – P. 181–198.
35. Robert R. Survival time modeling of exposure of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to mixtures of aluminum and zinc in soft water at low pH / R. Robert, P. G. C. Campbell // Aquat. Toxicol. – 1995. – Vol. 33, № 2. – P. 155–176.
36. Sanders M. J. The Freshwater River Crab, *Potamonautes warreni*, as a Bioaccumulative Indicator of Iron and Manganese Pollution in Two Aquatic / M. J. Sanders, H. H. Du Preez, J. H. J. Van Vuren // Systems Ecotoxicol. Environ. Safety. – 1998. – Vol. 41, № 2. – P. 203–214.
37. Storelli M. M. Total mercury in muscle of benthic and pelagic fish from the South Adriatic Sea (Italy) / M. M. Storelli, R. G. Stuffer, G. O. Marcotrigiano // Food Additives & Contaminants: Part A: Chemistry, Analysis, Control, Exposure & Risk Assessment. – 1998. – Vol. 15, № 8. – P. 876–883.
38. Storelli M.M. Total Mercury Levels in Muscle Tissue of Swordfish (*Xiphias gladius*) and Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy) / M. M. Storelli, G. O. Marcotrigiano // Journal of Food Protection. – 2001. – Vol. 64, № 7. – P. 1058–1061.

39. *Tariq J.* Selected trace metal and macronutrient contents of six fish species from the Arabian Sea / J. Tariq, M. Jaffar, M. Ashraf // *Pakistan Toxicological & Environmental Chemistry*. – 1995. – Vol. 50, № 1-4. – P. 207–212.
40. *Tiedemann G.* Interaction of cadmium and lead in fish / G. Tiedemann, M. Kublbeck, J. Rosmanith // *Wiss und Umwelt*. – 1984. – № 3B. – P. 145–154.
41. *Trudel M.* Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective / M. Trudel, J. B. Rasmussen // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. – 2006. – Vol. 63, № 8. – P. 1890–1902.
42. *Venuto C.* Frequency distribution patterns and partitioning of copper, iron and zinc in selected tissues of the black mullet (*Mugil cephalus*) / C. Venuto, J. K. Irefry // *Flo. Sci.* – 1983. – Vol. 46, № 3-4. – P. 346–355.
43. *Waldichuk M.* Some biological concerns in heavy metals pollution / M. Waldichuk // *Pollution and physiology of marine organism*. – New-York – San-Francisco – London : Acad. Press, 1974. – P. 1–58.
44. *Yang R.* A physiological model to predict xenobiotic concentration in fish / R. Yang, V. Thurston, J. Neuman, D. J. Randall // *Aquat. Toxicol.* – 2000. – Vol. 48. – P. 109–117.

*В.З. Курант, В.А. Хоменчук, В.Я. Бияк*

Тернопольський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, Україна

#### ПУТИ ПРОНИКНОВЕННЯ І СОДЕРЖАННЯ ТЯЖЕЛИХ МЕТАЛЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ (ОБЗОР)

Проаналізовані свідчення про шляхи надходження і накопичення важких металів в організмі риб. Показана залежність їх проникнення і накопичення від харчування, інтенсивності обміну речовин, властивостей іонів металів, а також органно-тканевого і субклітинного родства.

*Ключові слова: важкі метали, накопичення, проникнення, риби*

*V.Z. Kurant, V.O. Khomentchuk, V.Ya. Byyak*

Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

#### WAYS OF PENETRATION AND CONTENT OF HEAVY METALS IN FISHES ORGANISMS (REVIEW)

The information on the ways of the income and accumulation of heavy metals in fish organism was analysed. The dependence of their penetration and accumulation in the conditions of supply, intensity of the exchange, properties of elements and also organ-tissue specificity and subcellular accumulation of heavy metals is shown.

*Keywords: heavy metals, accumulation, transfer, fishes*

Рекомендує до друку

Надійшла 16.02.2011

О.Б. Столяр