

РОЗПОДІЛ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ СЕРЕД КОМПОНЕНТІВ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ (ОГЛЯД)

Н. Л. Колесник, kolesnik.natalia@mail.ru, Інститут рибного господарства НААН, м. Київ

Мета. Дослідити наукові джерела щодо розподілу важких металів серед компонентів прісноводних екосистем.

Результати. Огляд багатьох наукових праць показав, що важкі метали широко розповсюджені в біотичних та абіотичних компонентах прісноводних екосистем. У статті висвітлено розподіл важких металів у воді, донних відкладах, організмах природної кормової бази, в органах і тканинах представників іхтіофауни. Показано що? внаслідок глобального забруднення екосистеми, більшість річок України відносяться до забруднених і дуже забруднених. Особливу актуальність має визначення розподілу важких металів у фітопланктоні, зоопланктоні та зообентосі, тому що ці ланки мають певне становище у трофічному ланцюзі риб. Наявність важких металів у природній кормовій базі показала, що, з одного боку, вона може у великих кількостях акумулювати важкі метали, таким чином очищуючи воду; з іншого, важкі метали можуть переміщуватися трофічним ланцюгом та забруднювати рибу. Одними з об'єктів, вивченню яких надається велике значення при оцінці токсикологічного забруднення, є водяні рослини, особливо фітопланктон. Дослідженнями встановлено, що накопичення важких металів рослинами проходить, перш за все, шляхом їх адсорбції на клітинній стінці. Саме цим і пояснюється максимальне поглинання важких металів рослинами відразу ж після внесення цих елементів металів в їх культуру. У харчових ланцюгах водойм риби, як правило, займають одне з останніх місць. Вони активно переміщуються у водному просторі і, накопичуючи важкі метали, одночасно дають найбільш інтегровану і точну оцінку забруднення середовища. Аналізуючи розподіл важких металів у органах і тканинах риб, залежно від здатності їх накопичувати, можна відмітити, що найбільшими депо важких металів є такі органи як зябра, печінка та нирки. Зазвичай найменший їх вміст спостерігається у м'язах, що має неабияке значення для споживчих характеристик людини, тому що вони є основним їстівним компонентом в рибі. Встановлено, що серед всіх досліджених компонентів екосистем водойм найбільшими акумуляторами є фітопланктон та донні відклади.

Практична значимість. Масив узагальненої інформації буде важливим для науковців, які досліджують екосистеми прісноводних водойм, тому що дані про вміст важких металів у компонентах водних гідроекосистем є основою екологічного моніторингу за оцінкою, контролем і прогнозом їх стану.

Ключові слова: важкі метали, прісноводні екосистеми, накопичення у компонентах гідроекосистем.

ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМИ. МЕТА РОБОТИ

Ефективне регулювання якості навколишнього природного середовища базується на адекватній інформації про забруднення та зміни стану екосистем під впливом техногенних викидів. Зокрема, накопичення важких металів (ВМ) у компонентах водних екосистем є одним з показників екологічного стану території. Тому отримання об'єктивних результатів про вміст важких металів у їх компонентах є основою екологічного моніторингу щодо оцінки, контролю і прогнозу стану гідроекосистем [1].

Метою даної роботи було дослідження масиву інформації щодо розподілу важких металів у компонентах прісноводних екосистем.



АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ. ВИДІЛЕННЯ НЕВИРІШЕНИХ РАНІШЕ ЧАСТИН ЗАГАЛЬНОЇ ПРОБЛЕМИ

Водні об'єкти України забруднені, головним чином, сполуками азоту, нафтопродуктами та ВМ [2]. Винятком є гірські річки Криму і Карпат, які знаходяться в задовільному стані. За результатами екологічної оцінки поверхневих вод в Україні понад 13% водних об'єктів за концентрацією у них Pb і майже 60% за вмістом Zn ідентифіковані за класом якості як «забруднені», «брудні» та «дуже брудні». Токсичне забруднення поверхневих вод Cu відносить 43% водойм до «забруднених», а 28% – до «брудних» і «дуже брудних». Близько 80% водойм за вмістом Cd у поверхневих водах характеризуються як «забруднені», «брудні» і «дуже брудні», причому вода чверті з них відноситься до класу «дуже брудних». Екстремум Zn зафіксований у водоймі заплави середньої частини Ужа [3], найбільш потенційна токсичність води за Cu виявлена у водоймах витоків та середньої течії р. Жерева, середнього Ужа, понизь правобережного водозбору р. Горинь, середньої частини р. Случ, правобережного водозбору нижньої ділянки р. Стохід та середньої частини р. Уборть.

Басейн річки Південний Буг, біля міст Хмельницький і Первомайськ, забруднений сполуками купруму, цинку, марганцю й шестивалентного хрому. Середні їх концентрації, як правило, не перевищують 10 значень ГДК. Дніпро і його притоки в межах України забруднені сполуками ВМ і фенолами. В окремих випадках вміст шести валентного хрому сягав 18 ГДК, цинку – 24 ГДК. Найбільш високий рівень забруднення ВМ спостерігався на річках Горинь, Устя, Тетерів, Унава, Десна, Рось, Самара, Інгулець, Уж, Гнилоп'ять, де в окремих випадках концентрація ВМ у воді сягала рівня 100 ГДК. У 1998 році на притоках Дніпра спостерігалось 210 випадків високого забруднення. З них 193 випадки забруднень ВМ. Всього по каскаду дніпровських водосховищ в 1998 році відмічено 192 випадки високого забруднення (понад 10 рівнів ГДК), з них 189 випадків – ВМ [4].

За результатами досліджень водойм ВАТ «Сумирибгосп», розміщених у північно-східній частині Українського Полісся, найбільші перевищення ГДК таких металів як Zn, Mn, Cu, Ni, Co та Pb було відмічено навесні; влітку – Zn, Mn, Cu та Ni; а восени – Mn та Cu. Аналізуючи помітне перевищення концентрацій деяких ВМ у ставах різних категорій, можна рипустити, що їх токсичний тиск може впливати на продуктивність природної кормової бази досліджуваних ставів. Слід відзначити, що вищезазначені концентрації ВМ не вплинули на вихід риби, високу середню масу виловлених особин та рибопродуктивність. За зниженням концентрації ВМ у воді можна розмістити в такий ряд: Fe → Mn → Zn → Cu → Ni → Pb → Co → Cd [1].

Детально розглянуто питання про вміст і динаміку ВМ у дніпровських водосховищах, досліджено проблему циркуляції ВМ у системі вода-донні відклади [5]. Визначено рівень антропогенного забруднення ВМ донних відкладів Каховського водосховища [6].

У фаховій літературі є результати досліджень стосовно концентрації ВМ у воді ставів в залежності від хімічного складу води і форми металу. Так, у Тернопільському ставу, за величини рН 7,6, метали (Cu, Pb) виступають як активні комплексоутворювачі з органічними речовинами, утворюючи добре розчинні у воді хелати [7].



Вміст ВМ у донних відкладах рибицьких ставів є важливим показником їх забруднення. Накопичення ВМ у донних відкладах супроводжується, в більшості випадків, зниженням їх токсичності чи повним її нівелюванням, що слід розглядати як позитивний чинник у функціонуванні водних екосистем. Визначну роль у цьому процесі відіграє ступінь зв'язування ВМ з твердими субстратами донних відкладів. Остання зростає від обмінної фракції до залишкової.

Згідно з результатами досліджень, наявних у фаховій літературі, досить велика частка ВМ знаходиться в донних відкладах, де їх середня концентрація часто переважає фонову. Акумуляція ВМ донними відкладами, перш за все, зумовлена низькою розчинністю у воді більшості їх хімічних форм, а також тенденцією вступати у реакції комплексоутворення та адсорбцією на твердих фазах. Глинисті, мулові частинки, гумінові речовини, гідроксиди полівалентних металів (наприклад, Mn) донних відкладів, завдяки своєму поверхневому електричному заряду, притягують до себе йони та дипольні молекули, зворотно зв'язуючи їх. Ці реакції залежать від рН середовища, окиснювального потенціалу, вмісту органічних речовин (ОР) та інших чинників [1].

Накопичення основної кількості хімічних елементів спричинене механічним складом підстилаючих ґрунтів, що і формують склад донних відкладів конкретного ставу.

Основна частина забруднюючих речовин в екосистемах мігрує з води в донні відклади, в результаті чого ґрунти часто містять високі рівні забруднюючих речовин, тоді як їх концентрація у воді може і не бути підвищеною. У донних відкладах ВМ містяться у вигляді карбонатів, сульфідів і в зв'язаному з органічними осадами стані. Важлива роль у концентруванні ртуті, цинку, мангану, феруму, арсену у водних екосистемах відводиться детриту [8]. У донних відкладах концентрується 97-99,8% ВМ від маси досліджуваних елементів наявних в екосистемі [9].

При вивченні донних відкладів рибицьких ставів зони Полісся, накопичення досліджуваних ВМ у донних відкладах від весни до осені не спостерігалось. Максимальний вміст Zn, Mn та Cu був навесні, а Pb – влітку. При цьому на підвищення вмісту ВМ навесні у донних відкладах могло вплинути формування комплексів ВМ з ОР природного походження – залишками рослин, що сформувались ще у зимовий період. Вміст Fe, Ni, Co та Cd протягом всіх трьох сезонів знаходився на одному рівні і змінювався в незначних межах. На мінімальний вміст Zn і Cu влітку та Mn і Pb восени могла вплинути їх акумуляція водяною рослинністю. За зниженням вмісту ВМ у донних відкладах їх можна представити в наступний ряд: Fe → Mn → Zn → Pb → Ni → Cu → Co → Cd [1].

Дослідження різних прісних водойм показали неоднорідність мікроелементного режиму водних екосистем, розташованих в різних суб регіонах. Вміст мікроелементів в планктоні, бентосі і макрофітах визначається біогеохімічною ситуацією і залежить від геохімічних чинників середовища, виду та його фізіологічного стану, сезону року, гідрологічного та гідрохімічного режиму водойми. Між мікроелементним складом ґрунтів, які оточують водойми, донними відкладами і гідробіотів існують корелятивні зв'язки. Однак, вони в багатьох випадках можуть не виявлятися у комплексному вигляді, а проявляються між окремими компонентами водних екосистем (ґрунт – донні відклади; ґрунт –



вода; вода – планктон; ґрунт – молюски; макрофіти – риба і т.д.), що залежить від багатьох причин [10].

Встановлено, що донні відклади поглинають до 90% всіх хімічних речовин, що вносяться у стави за період рибницького процесу. Це, перш за все, корми, які не повністю з'їдаються рибою і розкладаються, мінералізуються у воді та утворюють донні відклади. Вапно теж не все розчиняється у воді (через вміст у ньому кальцію), і тому також певною мірою входить до складу донних відкладів та бере участь у процесах мінералізації органічної речовини. Азотні добрива добре розчиняються у воді та активно беруть участь у формуванні та активізації розвитку природної кормової бази, але певна частина їх потрапляє на дно ставу. Суперфосфат взагалі погано розчиняється у воді, незважаючи на те, що його застосовують у вигляді суспензії. Всі ці чинники впливають на накопичення хімічних елементів у донних відкладах, на поверхні яких існує окислювально-відновна плівка, завдяки якій підтримується рухлива рівновага між водою і ґрунтом. Але бувають випадки, за яких порушується ця рівновага, серед них – сильні вітри при невисокому наповненні ставів та висихання в суху погоду. В рибницьких водоймах цьому сприяє ще і вирощувана риба: короп, який веде пошук зообентосу у донних відкладах, порушує цілісність вищезгаданої плівки, що може сприяти переходу важких металів у воду ставу. Крім зообентосу, короп і товстолобик можуть руйнувати цю плівку шляхом поїдання комбікорму з дна ставу [1].

Аналізуючи перерозподіл ВМ за ланками природної кормової бази, слід відмітити, що особливу актуальність має закономірність розподілу ВМ у фітопланктоні, зоопланктоні та зообентосі, тому що ці ланки мають визначене розгашування у трофічному ланцюзі. ВМ, що мігрують ланками екосистем ставів, в кінцевому результаті поглинаються рибою. В даному випадку ВМ потрапляють у воду ставів, потім у донні відклади. З води ВМ мігрують у фітопланктон, а з води та фітопланктону потрапляють у зоопланктон. В свою чергу у зообентос ВМ надходять з води, донних відкладів та кормових організмів. І, як відомо, у складі фітопланктону ВМ можуть споживатися товстолобиком, а зоопланктон і зообентос можуть бути джерелом забруднення ВМ організму коропа. Тому знання закономірностей розподілу ВМ в природній кормовій базі має важливе значення при вирощуванні товарної риби як за пасовищної, так і за інтенсивної технології [1].

Планктонні організми слід розглядати як найбільш важливі ланки у харчових ланцюгах водойм, які відіграють величезну роль у концентрації та біогенній міграції металів [11].

Одним з об'єктів, вивченню якого надається велике значення при оцінці токсикологічного забруднення, є водні рослини – продуценти органічної речовини і кисню у водоймі. Власне рослини і є основними продуцентами: вуглеводів, білків, жирів, органічних кислот, вільних амінокислот, вітамінів та фізіологічно активних речовин, які частково виділяються у воду і є лігандами для ВМ. Зокрема, синьозелені та хлорококові водорості багаті на білки, діатомові – жири, а зелені нитчасті водорості – вуглеводи. Фотосинтетична діяльність рослин проявляється в тому, що вони засвоюють CO₂, шкідливий для мешканців водойм, а іншу частину цього газу переводять у бікарбонатні та карбонатні йони, як результат підлужування води. Підлужування води та збагачення її O₂ приводять до окиснення ВМ (Cd, Co, Cu, Pb та ін.) до гідроксидів, які разом з карбонатами



осідають на дно. Це значно очищує воду. Інтенсивність надходження ВМ у клітини рослин різноманітна і залежить від багатьох чинників, у тому числі і особливостей металу та виду рослин [1].

У фаховій науковій літературі описано три основних механізми утилізації металів із водної товщі. Це фізико-хімічна адсорбція, утворення і наступна седиментація та акумуляція важкорозчинних форм металів, а також адсорбція гідробіонтами (біологічне накопичення). Результати досліджень Гуменюк Г. Б. свідчать про те, що рослини (зокрема водорості) беруть активну участь у двох з цих процесів. Так, про їх роль як біоаккумуляторів можна судити за наявного вмісту ВМ в їх організмах [12].

Накопичення металів рослинами проходить, перш за все, шляхом їх адсорбції на клітинній стінці, що відмічено, наприклад, для *Chlorella stigmatofora* і *Ch.vulgaris* [13]. Саме цим і пояснюється максимальне поглинання ВМ рослинами відразу ж після внесення металів в їх культуру. Відмічено, наприклад, швидке зв'язування купруму, кадмію і кобальту синьозеленими водоростями, за якого 90% металу зв'язувалося у першу хвилину. Наступний етап накопичення ВМ – проникнення їх всередину клітини – проходить повільно і складається з пасивної дифузії і метаболічно залежного поглинання.

Дослідженнями виявлено, що фітопланктон, в тому числі синьозелені водорості, забезпечують очищення водного середовища і пасивну міграцію ВМ у донні відклади [14]. Значну роль в процесах самоочищення водойм відіграють і хлорококові водорості [15]. Основою нормального функціонування водних екосистем є життєдіяльність зелених фотосинтезуючих організмів. Здатність водоростей активно концентрувати ВМ може мати істотний екологічний наслідок: збільшується небезпека накопичення токсикантів в клітинах фотосинтетиків і перехід їх харчовими ланцюгами в мікроорганізми [16].

Зростання концентрацій ВМ у водоймах рибогосподарського призначення перетворює їх з необхідних водоростям мікроелементів в токсиканти, що істотно позначається на величині первинної продукції. Проведені досліді з вивчення процесів взаємодії цинку, кобальту, кадмію із хлорококовими водоростями показали, що поглинання металів їх клітинами найбільш інтенсивно відбувається в перші години від початку їх контакту. Позитивний ефект очищення води від металів за рахунок сорбційних процесів на поверхні клітин і метаболічно зумовленого поглинання, супроводжується різким зниженням ефективності первинних процесів фотосинтезу [17].

Серед досліджених ВМ найбільшу токсичність для водоростей мають цинк і мідь. Присутність у воді органічних речовин і комплексних сполук металів різко знижує їх токсичність [18].

Встановлено прояв генотоксичності ВМ у клітинах водоростей і інфузорій. Автори наголошують, що різний генотоксичний ефект, виявлений на клітинах водоростей і інфузорій, вказує на те, що збільшення металів у водному середовищі буде призводити не тільки до зменшення чисельності, а й до зміни співвідношень між видами організмів водних екосистем [19].

Досліджено вплив металів на річковий фітопланктон, зокрема: вплив цинку за умов короткотривалих токсичних дій на мікропланктон (водорості й бактерії), вплив купруму на водорості, проаналізовано розподіл різних видів діатомових водоростей у забрудненій металами річці [20–23].



У фаховій літературі відмічається тенденція щодо зменшення концентрації металів у планктоні ставів у такому порядку: ферум → цинк → манган → купрум → кобальт. Авторами наголошується, що на кінець вирощування молоді риб планктон містить набагато менше мангану, цинку та купруму, ніж на початку вегетаційного періоду [24]. Інтенсивний розвиток фітопланктону в екосистемах вирощувальних ставів призводив до зменшення маси біологічно доступних форм металів у воді та переведення їх в осади [25].

На прикладі рибогосподарських ставів було досліджено вміст ВМ у фітопланктоні [1]. За сезонами спостерігалось накопичення до літа у фітопланктоні Fe, Zn, Mn та Ni, а до осені – Cu, Co та Cd. Максимальний вміст Pb фіксувався навесні. Найнижчим навесні зафіксовано вміст Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, восени – Pb та навесні і влітку – Cd. За зниженням вмісту ВМ у фітопланктоні їх можна розмістити у такий ряд: Mn → Zn → Fe → Pb → Ni → Cu → Co → Cd.

Про роль безхребетних як біоаккумуляторів можна робити висновки за наявним вмістом ВМ в їх організмі [1]. Поглинання ВМ може проходити з водою, їжею чи обома шляхами одночасно. Поглинання, в цілому, залежить від часу і інтенсивності дії та присутності в розчині хелатоутворювачів.

Реагування зоопланктону на вплив токсичних речовин істотно відрізняється від реагування планктонних водоростей, оскільки токсикологічні закономірності у тваринних організмів виявляються інакше, ніж у рослинних [26]. Найпоширенішим тест-об'єктом у цих дослідженнях виявилася *Daphnia magna* [27]. Багато авторів вважають, що зоопланктон є накопичувачем токсикантів, наслідком чого є зменшення інтенсивності відтворення в ряду зоопланктонних поколінь [28–30].

Згідно власних досліджень Н. Л. Колесник за сезонами фіксувалося накопичення у зоопланктоні до літа Zn, Ni, та Cd, а до осені – Co. Максимальні рівні Fe, Mn, Cu і Pb були відмічені навесні. Мінімальний вміст Fe, Zn, Mn, Cu, Ni та Cd зафіксовано у зоопланктоні восени, Pb – влітку та восени, Co – навесні. Високі концентрації ВМ у воді та фітопланктоні сприяли переходу їх харчовим ланцюгом у зоопланктон досліджуваних ставів, в якому також фіксувався достатньо високий вміст ВМ. Така висока акумуляція ВМ організмами зоопланктону у свою чергу могла спричинити не тільки низьку його продуктивність, але й забезпечити перехід ВМ у органи та тканини товстолобика та молоді коропа, що вирощувалися у досліджуваних ставах. За зниженням вмісту ВМ у зоопланктоні можна представити наступний ряд: Fe → Zn → Mn → Cu → Ni → Co → Pb → Cd [1].

З. А. Виноградовою та Г. М. Коган були встановлені коефіцієнти накопичення (КН) низки ВМ гідробіонтами [33]. Автори вважають, що КН металів схильні до сезонних змін, що пов'язано зі змінами температури і освітленості водного середовища, фізико-хімічного стану елементів, концентрації хімічних елементів у гідрологічно активних районах. Відзначалося збільшення вмісту феруму, марганцю і купруму в дрібних веслоногих рачках за період від весни до літа.

За даними Н. В. Брень в кожній контрольованій водній екосистемі необхідно виявляти види гідробіонтів, які в першу чергу реагують на зміну рівня забруднення середовища ВМ [34]. При цьому слід враховувати й існуючі між



ними трофічні зв'язки. Ці питання мало вивчені відносно прісноводних екосистем і зовсім не досліджені в Україні.

Відомо, що організми зообентосу мають різну здатність до акумуляції важких металів, яка визначається видовою приналежністю, сезоном року, а також концентрацією в абіотичних компонентах водної екосистеми [31–32].

Зообентос, поряд з фітопланктоном та зоопланктоном, відіграє також роль біоакумулятора, про що свідчать високі рівні в ньому ВМ. Темпи поглинання ВМ бентосними видами залежать, головним чином, від вмісту їх у донних відкладах. Накопичення ВМ бентосом може відбуватися з води, осадів та з їжі, чи всіма шляхами одночасно. Поглинання, в цілому, залежить від часу і інтенсивності дії та присутності у воді та донних відкладах хелатоутворювачів.

Аналіз фахової літератури щодо вмісту ВМ у донних відкладах з результатами експериментальних досліджень показав, що безхребетні достатньо адекватно реагують на зміну рівня металів у довкіллі. Це дозволяє використовувати організми бентосу у якості моніторів поліметалічного забруднення, особливо в зонах водосховищ з найбільшим антропогенним впливом (нижче таких промислових міст як Запоріжжя, Марганець, Нікополь).

Так, у ставах ВАТ «Сумирибгосп» у зообентосі спостерігалось накопичення до літа майже всіх досліджуваних металів (Fe, Zn, Cu, Ni, Co, Cd). Вміст Pb у зообентосі за сезонами змінювався в незначних межах. Виняток становив вміст Mn, який був максимальним навесні. Висока концентрація ВМ у донних відкладах зумовила і високий їх вміст у зообентосі. Це могло вплинути на низьку середньосезонну біомасу зообентосу у досліджуваних вирощувальних ставах. Зазначений вміст ВМ також впливав на міграцію харчовим ланцюгом та акумуляцію їх органами і тканинами коропа, який є бентофагом і основним споживачем зообентосу у рибницьких ставах. За зниженням концентрацій ВМ у зообентосі можна скласти наступний ряд: Fe → Zn → Ni → Mn → Cu → Co → Pb → Cd [1].

Зростання концентрації ВМ в екосистемі Каховського водосховища призводить до зменшення видового різноманіття безхребетних. Чисельність таких груп як кумові, мізиди, гамариди істотно знижується, а за особливо високих рівнів забруднення вони і зовсім зникають із складу біоценозів. Результати факторного аналізу показали достовірну залежність рівня вмісту ВМ в організмі гідробіонтів ділянки водосховища, де вони мешкають. При цьому вплив забруднюючих речовин зумовлений таксономічною належністю бентонтів і хімічною природою металу. В найбільш забруднених ділянках водосховища домінували личинки хірономід і олігохети, яких можна розглядати як моніторів поліметалічного забруднення водного середовища. Аналогічну роль виконують молюски, накопичення ВМ у тканинах яких достовірно відображає ступінь забруднення окремих ділянок водойми [35].

Відомості про вміст ВМ в організмі риб, як і розподіл їх в органах і тканинах, необхідні для цілої низки практичних і наукових завдань. Найважливіші з них – моніторинг хімічного та біологічного стану навколишнього середовища і контроль якості рибної продукції. Вибір риб як об'єкта біомоніторингу забруднення водних екосистем ВМ зумовлений низкою причин. У харчових ланцюгах водойм риби займають, як правило, одне з останніх місць. Вони активно переміщуються у водному просторі і, накопичуючи ВМ, одночасно



дають найбільш інтегровану і точну оцінку забруднення середовища, оскільки не залежать від екологічних особливостей окремих ділянок екосистем.

Розподіл ВМ в організмі риби залежить від середовища існування, функціонального стану організму і характеру харчових ланцюгів водойми [36].

Накопичуються ВМ в органах і тканинах різних видів риби нерівномірно. Вважається, що риби-бентофаги концентрують токсичні елементи в більшій мірі, ніж хижаки [37].

Т. С. Шарамок досліджувались особливості накопичення і розподілу ВМ в організмі молоді коропових риби та їх міграції в екосистемах вирощувальних ставів Дніпропетровської області, джерелами водопостачання яких були річки (рр. Дніпро, Самара, Оріль) з різним антропогенним навантаженням [38].

Досліджено рівні забруднення ВМ кормів і їх поглинання рибами, в довготривалих експериментах з'ясовано вплив важких металів на тканини риби у зв'язку з травленням, абсорбцією і екскрецією.

Дослідження вмісту ВМ у організмі риби межиріччя р. Прип'яті та р. Стоходу показали перевищення вмісту кадмію в 1,5-2 рази у щуки, пічкура, окуна та гірчака в обох річках. Риби з р. Стохід порівняно з рибами р. Прип'яті характеризувалися дещо вищим рівнем кадмію, плюмбуму, купруму, цинку, марганцю, феруму, кобальту і ніколу. Аналізом вмісту ВМ у воді цих річок виявлено перевищення рибогосподарських значень ГДК для цинку та купруму [39].

Встановлено рівні накопичення ВМ у тілі риби Київського водосховища. Показано, що в органах, які контактують з водою (зябра, шкіра) вміст ніколу був вищим за нормативні значення, досягаючи у плітки 0,66 та 0,69 мг/кг, що вище нормативних показників у 1,3 рази, у ляща – 0,93-1,65, що вище нормативних концентрацій у 1,8-3,3 рази, у плоскирки – 0,99 мг/кг, у карася – 0,61-0,68. Високий вміст ніколу відмічено у печінці (0,79 мг/кг) і нирках (0,68 мг/кг) ляща. КН ніколу в органах і тканинах риби (плітки, ляща, плоскирки та карася) становив: у зябрах 48,4-1330,9; в шкірі 28,6-73,8. КН кадмію відповідно був найбільшим у зябрах (109,2-127,8) і шкірі (207,4-666,7). У ляща КН ніколу у зябрах становив 130,9, у печінці – 62,7, нирках – 50,8, шкірі – 73,8, що могло стати причиною захворювання риби та їх загибелі [40].

Було встановлено рівні важких металів в органах і тканинах сига і райдужної форелі та виявлено закономірності їх накопичення. Нікол у сирій речовині печінки, нирок, зябер, шлунка і шкіри сигів знаходився в межах від 0,3 до 0,6 мг/кг, в кісткових тканинах – 1,3-1,7 мг/кг. Вміст купруму в печінці перебував на рівні 4 мг/кг, в інших тканинах організму – не більше 0,7 мг/кг, цинку – у м'язах – 5,6 мг/кг, в інших органах і тканинах – від 30 до 100 мг/кг. У райдужної форелі вміст ніколу в печінці, нирках, зябрах, шлунку, шкірі і м'язах становив 0,5-1 мг/кг, в кісткових тканинах – 1,0-1,5 мг/кг; купруму – в печінці – 20, в інших системах – 0,5-1,2 мг/кг; цинку в м'язах – 5,7, в шлунку – 200, в інших органах і тканинах – 20-30 мг/кг. Відзначено, що забруднення водного середовища веде до накопичення кадмію, кобальту, ніколу, купруму, цинку та плюмбуму в організмі риби. У сигів нікол у найбільших кількостях акумулюється в нирках, шкірі, шлунку, зябрах і лусці. В організмі райдужної форелі нікол, кобальт, плюмбум та кадмій найбільшою мірою акумулюється в кісткових тканинах, меншою – в зябрах та нирках. Купрум накопичується в дуже високих кількостях у печінці. У



процесі росту риб заростає вміст у їх організмі кадмію і цинку. Кількість ніколу, купруму і кобальту відображає ступінь забруднення водного середовища [41].

Т.Г. Литвиною та А.П. Мельником (2001) досліджувалось накопичення ніколу та кадмію в екосистемі Канівського водосховища [42]. Було встановлено, що наявність ВМ у воді сприяє їх накопиченню в органах і тканинах риб. Особливо значна кількість ніколу та кадмію концентрується в зябрах, що є причиною розвитку асфіксії і викликає загибель риб. Крім того, йони ніколу та кадмію накопичуються в печінці та нирках, що призводить до порушення їх життєдіяльності, також викликаючи загибель риби.

Проведеними дослідженнями розподілу ртуті, кадмію, арсену, купруму, цинку, п्लюмбуму, ніколу, кобальту, хрому і мангану у ставах української ділянки басейну р. Дунаю встановлено, що всі вікові групи коропа і білого товстолобика містили кадмій, п्लюмбум, нікол, хром у м'язовій тканині в кількостях, що перевищують допустимі рівні в 2 і більше разів. Вищі, порівняно з м'язами, показники вмісту п्लюмбуму, ніколу, хрому відзначено у печінці (товстолобик) і мозку (короп). Акумуляція кадмію спостерігалася в скелеті. Максимальні концентрації цих елементів відмічені в тканинах і органах плідників. Зазначалося, що комплексне забруднення ставів сприяє масовому ураженню риб краснухою [43].

Вивченням вмісту і розподілу ВМ у організмі риб ставів ВАТ «Дніпрорибгосп» встановлено, що всі промислові види риб забруднені ВМ. Пріоритетними забруднювачами були такі токсичні елементи як п्लюмбум, кадмій, нікол і хром [44].

Дослідженнями рівнів вмісту ВМ у органах і тканинах риб тепловодних ставків Ладижинської ГРЕС встановлено істотну забрудненість води ВМ, що значною мірою позначилося на рівні їх тканинного накопичення у коропа, білого амура та білого товстолобика [45].

Дослідження концентрацій цинку, алюмінію, феруму, мангану, ніколу, купруму та хрому у м'язах карася і окуня, вирощуваних у ставі Бугач показали, що вміст всіх досліджуваних металів за винятком цинку не перевищував допустимих рівнів у м'язах риб. У м'язах карася його кількісний вміст становив 160 мг/кг [46].

Токсикологічний аналіз рівня накопичення ВМ у товарній рибній продукції, вирощеній у 2001 році в ставових господарствах Дніпропетровської області (Самарському, Петриківському, Таромському, Криничанському і Новомосковському) за пасовищної технології показав, що пріоритетними забруднювачами товарного коропа і білого товстолобика були нікол, кадмій та ферум [47].

Дослідженнями тканин риб Кременчуцького водосховища встановлено закономірності накопичення і розподілу ВМ в органах і тканинах ляща і плітки, що пов'язано з типом живлення цих риб і швидкістю обмінних процесів в організмі [37]. За здатністю до накопичення ВМ внутрішні органи розташовувалися в такий ряд: скелет > гонади > печінка > нирки > селезінка > кишечник > мозок > м'язи. Загальний аналіз розподілу ВМ у організмі риб показав, що у всіх їх органах і тканинах вміст феруму та цинку був максимальним (380-20 мг/кг і 70-20 мг/кг відповідно), а кадмію – мінімальний, змінюючись в межах від 0,1 до 3 мг/кг.



Результати досліджень багатьох авторів показали, що метали розподіляються нерівномірно в різних за функціями та морфологічною структурою тканинах [48]. Багато дослідників підкреслюють, що печінка риб є функціональним депо низки ВМ, особливо купруму. Дослідження концентрацій ВМ у воді і накопичення токсикантів рибами в умовах індустріального вирощування показали, що максимальний вміст купруму зафіксовано у печінці, а мінімальний – у мозку та м'язах коропа. Манган більше накопичується в тканинах, багатих кальцієм – лусці, плавцях, кістках, а менша його кількість знаходиться в м'язах і селезінці коропа. Купрум в організмі риб розподілений більш рівномірно, ніж манган. Автори вважають, що зміна концентрації токсикантів може бути пов'язана і з віком риб.

Багатьма авторами встановлено залежність між вмістом ВМ у воді і органах риб, що межують з навколишнім середовищем (зябра, луска, плавці) [49]. Високий вміст елементів, необхідних для фізіологічних процесів (ферум, манган і цинк), виявлено в більш активних у функціональному відношенні органах (печінка, нирки, селезінка, гонади) у порівнянні з м'язовою тканиною. Отже, поглинальна здатність тканин неоднакова з огляду на функціональні і морфологічні особливості органів і тканин, а також різні фізико-хімічні властивості самих металів.

Розподіл купруму в організмі сига, окуня і щуки подібний: печінка > нирки > зябра > скелет > м'язи. Вміст купруму в скелеті і зябрах може змінюватися у різних видів і в одного виду з різних водойм. Найбільші концентрації купруму відзначені у печінці (142-4,1 мг/кг сухої маси), найменші – в м'язах (1,2-4,9 мг/кг сухої маси). Прямої залежності між накопиченням купруму в організмі риб і навантаженням на водойму не простежувалося. Авторами відзначається, що цинк накопичується у великих кількостях в порівнянні з іншими металами, незважаючи на відносно низькі концентрації його у воді. Найбільш високий вміст цинку виявлено в зябрах (1141,9-82,3 мг/кг), нирках (478-168,6 мг/кг) і печінці (263,8-78,9 мг/кг), причому їх співвідношення дуже сильно відрізняються у різних видів і в одного виду з різних водойм. Найменший вміст цинку був виявлений у м'язах: – 63,2-15,9 мг/кг [50].

Встановлено, що сезонна динаміка вмісту ВМ в органах і тканинах риб зумовлена циклом генеративного і пластичного обміну, а концентрація металів у різних органах пов'язана і з морфологічними змінами їх протягом річного циклу. З'ясовано сезонно-вікову динаміку накопичення ніколу, плюмбуму і хрому в організмі каналного сома в умовах індустріального вирощування. У концентруванні металів в м'язах каналного сома проглядалася чітка сезонна динаміка [51].

Проведені токсикологічні дослідження органів та тканин коропових риб у ставах ВАТ «Сумирибгосп» виявили вміст всіх досліджуваних ВМ (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd). Аналізуючи розподіл важких металів у органах і тканинах коропових риб залежно від здатності накопичувати важкі метали, у порядку зменшення концентрацій органи та тканини риб можна розмістити у наступні ряди:

- Fe – зябра → нирки → шкіра → печінка → м'язи;
- Zn – зябра → печінка → нирки → шкіра → м'язи;



- Mn – печінка → зябра → нирки → шкіра → м'язи;
- Cu – печінка → шкіра → нирки → зябра → м'язи;
- Ni – нирки → шкіра → зябра → печінка → м'язи;
- Co – зябра → нирки → шкіра → печінка → м'язи;
- Pb – зябра → печінка → шкіра → м'язи → нирки;
- Cd – шкіра → зябра → нирки → печінка → м'язи.

У результаті вивчення рядів накопичення важких металів в органах і тканинах коропових риб, встановлено, що найвищий вміст Fe, Zn, Co та Pb був характерним для зябер риб, Mn та Cu – для їх печінки, Ni – для нирок та Cd – для шкіри. Найнижчий вміст майже всіх досліджуваних металів спостерігався у м'язах, що має неабияке значення для споживчих характеристик, оскільки вони є основним їстівним компонентом в рибі. Винятком був вміст Pb, в ряду накопичення якого останнє місце після м'язів займали нирки. Крім гігієнічного аналізу м'язів риби як харчового продукту, було проведено аналіз шкіри коропових риб, як їстівної частини, що також може споживатися людиною. За результатами аналізу було відмічено перевищення нормованих значень у шкірі коропових риб Zn, та в поодиноких випадках – Pb та Cd. Найбільший вміст Zn спостерігався у шкірі цьоголіток та однорічок риб. Товарна риба (трілітки коропа та товстолобика) мала у шкірі вміст Zn, який незначно перевищував ГДК відповідно у 1,1 та 1,4 рази. Однак у шкірі тріліток коропа спостерігалось перевищення нормованих значень за максимальним вмістом Cd (у 4,6 рази). Слід відмітити, що шкіра товстолобика накопичувала Zn більше, ніж шкіра коропа. Перевищення рівня Pb та Cd мали поодинокий характер, а вміст Zn мав тенденцію перевищення нормованих значень майже у всіх різновікових групах коропа та товстолобика. Подібні явища можуть бути причиною передачі важких металів харчовим ланцюгом та акумуляції у людському організмі, що знижує харчову цінність риби [1].

Вивченням розподілу важких металів у гідроекосистемі прісної водойми, (на прикладі Тернопільського ставу), було встановлено ступінь накопичення та особливості сезонного перерозподілу Co, Cu, Pb, Cd у складових компонентах водної екосистеми: вода→прибережний мул→прибережні ґрунти→водорості [7].

В результаті досліджень міграції ВМ у водних екосистемах (на прикладі річки Замчисько) отримано дані про сезонний перерозподіл ВМ у складових компонентах природної та модельної прісноводних гідроекосистем (вода, прибережний мул, водорості, молюски) закритих водойм та запропонована методика прогнозування вмісту ВМ у ланцюгах живлення водних екосистем [52].

ВИСНОВКИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПОДАЛЬШОГО РОЗВИТКУ

Таким чином, вищенаведене підтверджує актуальність досліджень розподілу ВМ у компонентах водних екосистем.

Через відсутність матеріалів щодо комплексного вмісту ВМ у біотичних і абіотичних складових компонентах різних гідроекосистем, тим більше щодо їх систематизації та аналізу, необхідно проводити комплексні дослідження з розподілу ВМ у складових компонентах водних екосистем для подальшої розробки методів прогнозування їх вмісту.



Актуальним питанням є відсутність на сьогодні в Україні нормованих величин, що лімітують вміст ВМ як у природній кормовій базі риби так і в донних відкладах.

Різде погіршення екологічної ситуації практично у всіх регіонах, пов'язане з господарською діяльністю людини, вплинуло на якісний склад споживаної їжі, зокрема риби, яка повинна підлягати контролю за вмістом токсичних елементів. Але на теперішній час з важких металів у рибі лімітуються лише плумбум, кадмій, купрум та цинк. Для гарантування безпеки і якості продовольчої сировини та харчових продуктів, що є одним із основних завдань сучасного суспільства, потрібно створювати або змінювати законодавчі документи. В одному випадку – це перегляд існуючих нормативів, які розроблялися дуже давно і не враховували особливості різних регіонів та екосистем; в іншому – потрібне розроблення нормованих величин нових токсичних елементів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Колесник Н. Л. Важкі метали в екосистемі ставів та їх вплив на рибопродуктивність і харчову цінність риби в умовах інтенсивного вирощування : дис. ... кандидата с.-г. наук : 06.02.03 / Колесник Наталія Леонідівна. — К., 2012. — 191 с.
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні / Наук. Еколог. Центр України. — К., 1993. — 320 с.
3. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2000 р. / [під. ред. М. Біляшівського]. — К. : Преса України, 2001. — 184 с.
4. Брагинский Л. П. Современные проблемы водной токсикологии / Л. П. Брагинский, С. А. Патин // Тр. ВГБО. — 1989. — С. 37—46.
5. Белоконов В. Н. Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра / В. Н. Белоконов, Е. П. Нахшина // Гидробиол. журн. — 1990. — Т. 26, № 2. — С. 83—89.
6. Гідроекологічний стан Каховського водосховища / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т. С. Шарамок [та ін.] // Питання біоіндикації та екології. — 2010. — Вип. 15, № 2. — С. 214—222.
7. Гуменюк Г. Б. Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу) : дис. канд. біол. наук : 03.00.16 / Гуменюк Г. Б. — Чернівці, 2003. — 131 с.
8. Зигель Х. Некоторые особенности токсичности металлов / Х. Зигель, А. Зигель. — М. : Мир, 1993. — 368 с.
9. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками / Драчев С. М. — М.-Л. : Наука, 1964. — 273 с.
10. Львович М. И. Проблемы воды и предотвращение качественного истощения водных ресурсов / М. И. Львович, П. Л. Россолимо // Человек, общество и окружающая среда. — М. : Мысль, 1973. — С. 217—251.
11. Муратов С. Р. Тяжелые металлы в водной экосистеме Куйбышевского водохранилища : дис. канд. биол. наук / С. Р. Муратов — Екатеринбург, 1992. — 22 с.
12. Гуменюк Г. Б. Вміст і міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу / Г. Б. Гуменюк // Наукові записки Тернопільського



- пед. університету ім. В. Гнатюка. — 2001. — № 3(14). — С. 191—193. — (Серія: Біологія. Спецвипуск: Гідроекологія).
13. Сафонова Т. А. Накопления ртути и других тяжёлых металлов водоростями и водными растениями / Т. А. Сафонова // Поведения ртути и других тяжёлых металлов в экосистемах. — Новосибирск, 1989. — С. 64—100.
 14. Горюнова С. В. К исследованию совместного воздействия некоторых тяжелых металлов на зеленые водоросли / С. В. Горюнова // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : мат. Т. 1. — Санкт-Петербург, 1991. — С. 131.
 15. Лысенко Н. Л. Динамика численности фитопланктона в модельных водоемах при внесении хлорида меди (II) / Н. Л. Лысенко // Физиология и токсикология гидробионтов. — Ярославль, 1990. — С. 74—78.
 16. Плеханов С. Е. Функциональная диагностика влияния тяжелых металлов на зеленые водоросли / С. Е. Плеханов, Ю. К. Чемерис // Первая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии, декабрь, 1988 г. : мат. ч. 2 — Рига, 1989. — С. 74—75.
 17. Брагинский Л. П. Пресноводный планктон в токсической среде / Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. — К. : Наук. думка, 1987. — 178 с.
 18. Божков А. И. Проявление генотоксичности тяжелых металлов в клетках водорослей и инфузорий / А. И. Божков, Е. В. Усенко // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : мат. Т. 1. — СПб., 1991. — Т. 1. — С. 54—55.
 19. Константинов А. С. Общая гидробиология: учебник для биологических специальностей университетов / Константинов А. С. — М. : Высшая школа, 1979. — 480 с.
 20. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов / Винберг Г. Г.. — Минск, 1960. — 202 с.
 21. Оценка качества воды эвтрофированного водохранилища по гидрохимическим показателям / Н. И. Варенко, Ю. К. Гайдаш, А. В. Мисюра [и др.] // Изучение процессов формирования химического состава природных вод в условиях антропогенного воздействия : XXVIII Всес. гидрохимическое совещание, май 1984 г. : мат. — Москва, 1984. — С. 23.
 22. Костяев В. Я. Синезеленые водоросли и эволюция эукариотных организмов / Костяев В. Я. — М. : Наука, 2001. — 126 с.
 23. Рябчиков А. М. Изменения природной среды в результате производственной деятельности / А. М. Рябчиков // Метеорология и гидрология. — 1974. — № 3. — С. 9—16.
 24. Зоммер Е. А. Проблема выбора лимитирующего показателя вредности веществ в связи с видовыми и возрастными различиями тест-объектов / Е. А. Зоммер, Л. А. Королева, А. Н. Доржиева // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : мат. Т. 1. — СПб., 1991. — С. 226—227.
 25. Лузгин В. К. Динамика численности популяций дафний на разных фазах развития к воздействию токсикантов / В. К. Лузгин // Физиология и токсикология гидробионтов. — Ярославль, 1990. — С. 64—68.
 26. Божков А. И. Проявление генотоксичности тяжелых металлов в клетках водорослей и инфузорий / А. И. Божков, Е. В. Усенко // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : мат. Т. 1. — СПб., 1991. — С. 54—55.



27. Методики биологических исследований по водной токсикологии / [под ред. Н. С. Строганова, Л. П. Брагинского, С. П. Федя]. — М. : Наука, 1971. — 290 с.
28. Becker C. D. Toxicity of power plant chemicals to aquatic life / C. D. Becker, T. O. Thatcher. — Washington, U.S. Atom. Energy Commission. 1973. — 134 p.
29. Брагинский Л. П. Пестициды и жизнь водоемов / Брагинский Л. П. — К. : Наукова думка, 1972. — 226 с.
30. Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана / Патин С. А.. — М. : Пищ. пром-сть, 1979. — 303 с.
31. Варенко Н. И. Роль зообентоса в миграции микроэлементов в Запорожском водохранилище / Н. И. Варенко, Н. И. Загубиженко, Ю. К. Гайдаш // Гидробиол. журн. — 1991. — Т. 27, № 1. — С. 78—82.
32. Горкин И. Н. Эколого-физиологические аспекты биоконцентрирования микроэлементов гидробионтами в природных условиях / И. Н. Горкин // Эколого-физиологические и токсикологические аспекты и методы рыбохозяйственных исследований: Сб. науч. тр. ВНИРО. — М. : Б.и., 1990. — С. 20—34.
33. Виноградова З. А. Микроэлементы в планктоне и воде различных районов Черного моря / З. А. Виноградова, Г. М. Коган // Биология моря. — 1971. — Вып. 22. — С. 16—47.
34. Брень Н. В. Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами / Н. В. Брень // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, № 4. — С. 75—85.
35. Дніпровський каскад [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://www.ukrainereferat.org/uaref-248-1.html>.
36. Берман Ш. А. Распределение микроэлементов марганца, железа, меди и цинка в органах и тканях пресноводных промысловых рыб / Ш. А. Берман, А. Э. Илзиль // Микроэлементы в организме рыб и птиц. — Рига : Зинатне, 1968. — С. 5—18.
37. Евтушенко Н. Ю. Особенности накопления тяжелых металлов в тканях рыб Кременчугского водохранилища / Н. Ю. Евтушенко, О. В. Данилко // Гидробиол. журн. — Т. 32, № 4. — С. 58—66.
38. Шарамок Т. С. Особенности накопления тяжелых металлов молодью карповых рыб в прудах с различными источниками питания: дис. ... канд. с.-х. наук: 06.02.03 / Шарамок Т. С. — К., 2004. — 175 с.
39. Малі річки України. Річка Стугна. Сучасний стан. Перспективи на майбутнє / [Мальцев В. І. та ін.]; — Інститут екології (ІНЕКО), Комітет захисту Стугни. — Київ, 1997. — 52 с.
40. Зубенко И. Б. Содержание тяжёлых металлов в водохранилищах Днепра и их ПДК для рыбного хозяйства / И. Б. Зубенко, Л. А. Машновская // Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ : междунар. конф., Киев, 6-8 сент. 1995 г. : мат. — К, 1995 — С. 172.
41. Моисеенко Т. И. Закономерности накопления тяжелых металлов в организме сигов и радужной форели // Т. И. Моисеенко, Л. П. Кудрявцева // Первая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии, Рига, дек. 1988 г. : мат. Ч. 2. — Рига, 1989. — Ч. 2. — С. 40—42.
42. Накоплення іонів нікелю та кадмію у екосистемі Канівського водосховища / Т. Г. Литвинова, А. П. Мельник, Н. М. Власова [та ін.] // Проблеми іхтіопатології. — К., 2001. — С. 74—77.



43. Назаренко М. Ф. Тяжелые металлы в экосистеме рыбоводных прудов Советского участка Дуная / М. Ф. Назаренко // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : — СПб., нояб. 1991 г. — мат. Т. 1. — С. 64—65.
44. Сытник Ю. М. Гигиеническая оценка промысловых видов рыб в водохранилищах Днепра по степени накопления тяжелых металлов / Ю. М. Сытник // Проблемы производства и переработки рыбы и других гидробионтов : науч.-практ. конф., 24-25 нояб. 1993 г. : мат. [под ред. Н. В. Гринжевского, С. А. Филя, Л. А. Филь] — К., 1993. — С. 88—89.
45. Сытник Ю. М. Гигиеническая оценка товарной рыбной продукции (на примере тяжелых металлов) при тепловодном выращивании рыбы // Ю. М. Сытник, Н. Н. Осадчая // Проблемы производства и переработки рыбы и других гидробионтов : науч.-практ. конф., 24-25 нояб. 1993 г. : мат. — К., 1993. — С. 90—91.
46. Содержание металлов в экосистеме и окрестностях рекреационного и рыбоводного пруда Бугач // М. И. Гладышев, И. В. Грибовская, Е. А. Иванова [и др.] // Водные ресурсы. — 2001. — Т. 28, № 3. — С. 320—328.
47. Киблык В. С. О содержании тяжелых металлов в тканях рыб из прудовых хозяйств Днепропетровской области / В. С. Киблык, Н. И. Бескровная, А. И. Дворецкий // Проблемы аквакультуры и функционирования водных экосистем : междунар. науч.-практ. конф. молодых ученых, 25-28 февр. 2002 г. : мат. — К., 2002. — С. 151—153.
48. Евтушенко Н. Ю. Формы нахождения тяжелых металлов в воде и накопление их рыбами в условиях тепловодного выращивания / Н. Ю. Евтушенко, Ю. М. Сытник, Н. Н. Осадчая // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : мат. Т. 1. — СПб., 1991. — С. 178.
49. Крючкова В. Н. Патологические изменения внутренних органов карпа в зависимости от содержания тяжелых металлов / В. Н. Крючкова, Л. А. Антонова // Вопросы генетического и экологического мониторинга объектов рыбоводства. — М., 1992. — С. 88—93.
50. Зубкова Е. И. Металлы в органах и тканях промысловых видов рыб Дубоссарского водохранилища / Е. И. Зубкова, С. А. Бирюкова // Вторая всесоюз. конф. по рыбохозяйственной токсикологии : мат. Т. 1. — СПб., 1991. — С. 227—228.
51. Ситник Ю. М. Важкі метали в органах і тканинах каналного сома (*Ictalurus punctatus*) Ташлицької водойми-охолоджувача Південно-Української АЕС [Електронний ресурс] / Ю. М. Ситник, П. Г. Шевченко, Н. В. Олексієнко // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах : IV Міжнар. наук. конф. : мат. — Дніпропетровськ : Вид-во ДНУ, 2007. — С. 170—171. — Режим доступу : http://www.zoology.dp.ua/z_07_096.html.
52. Бедункова О. О. Міграція важких металів у водних екосистемах (на прикладі річки Замчисько): дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 / О. О. Бедункова. — Рівне, 2006. — 223 с.

REFERENCES

1. Kolesnyk, N. L. (2012). Vazhki metaly v ekosystemi staviv ta yikh vplyv na ryboproduktyvnist i kharchovu tsinnist ryby v umovakh intensyvnogo vyroshchuvannia. *Candidate's thesis*. Kyiv.



2. *Natsionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha v Ukraini / Nauk. Ekoloh. Tsentr Ukrainy.* (1993). Kyiv.
3. Biliashivskiy, M. (Ed.). (2001). *Natsionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha v Ukraini u 2000 r.* Kyiv: Presa Ukrainy.
4. Braginskiy, L. P., & Patin, S. A. (1989). *Sovremennye problemy vodnoy toksikologii. Tr. VGBO, 37-46.*
5. Belokon', V. N., & Nakhshina, E. P. (1990). *Formy nakhozheniya tyazhelykh metallov v donnykh otlozheniyakh vodokhranilishch Dnepra. Gidrobiol. zhurn. 26(2), 83-89.*
6. Fedonenko, O. V., Yesipova, N. B., Sharamok, T. S. et al. (2010). *Hydroekologichnyi stan Kakhovskoho vodokhovyscha. Pytannia bioindykatsii ta ekolohii, 15(2), 214-222.*
7. Humeniuk, H. B. (2003). *Rozpodil vazhkykh metaliv u hidroekosystemi prisnoi vodoimy (na prykladi Ternopil'skoho stavu. Candidate's thesis. Chernivtsi.*
8. Zigel', Kh., & Zigel' A. (1993). *Nekotorye osobennosti toksichnosti metallov. Moskva: Mir.*
9. Drachev, S. M. (1964). *Bor'ba s zagryazneniem rek, ozer i vodokhranilishch promyshlennymi i bytovymi stokami. Moskva-Leningrad: Nauka.*
10. L'vovich, M. I., & Rossolimo, P. L. (1973). *Problemy vody i predotvrashchenie kachestvennogo istoshcheniya vodnykh resursov. Chelovek, obshchestvo i okruzhayushchaya sreda. Moskva: Mysl', 217-251.*
11. Muratov, S. R. (1992). *Tyazhelye metally v vodnoy ekosisteme Kuybyshevskogo vodokhranilishcha. Candidate's thesis. Ekaterinburg.*
12. Humeniuk, H. B. (2001). *Vmist i mihratsiia midi, kobaltu, kadmiu ta svyntsiu v ekosystemi Ternopil'skoho stavu. Naukovi zapysky Ternopil'skoho ped. universytetu im. V. Hnatiuka. Seriya: biolohiia. Spetsvyпуск: Hidroekolohiia, 3(14), 191-193.*
13. Safonova, T. A. (1989). *Nakopleniya rtuti i drugikh tyazhelykh metallov vodorostyami i vodnymi rasteniyami. Povedeniya rtuti i drugikh tyazhelykh metallov v ekosistemakh, 64-100.*
14. Goryunova, S. V. (1991). *K issledovaniyu sovместnogo vozdeystviya nekotorykh tyazhelykh metallov na zelenye vodorosli. Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii, 1. Sankt-Peterburg, 131.*
15. Lysenko, N. L. (1990). *Dinamika chislennosti fitoplanktona v model'nykh vodoemakh pri vnesenii khlorida medi (I). Fiziologiya i toksikologiya gidrobiontov, 74-78.*
16. Plekhanov, S. E., & Chemeris, Yu. K. (1989). *Funktional'naya diagnostika vliyaniya tyazhelykh metallov na zelenye vodorosli. Pervaya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii, 2. Riga, 74-75.*
17. Braginskiy, L. P., Velichko, I. M., & Shcherban', E. P. (1987). *Presnovodnyy plankton v toksicheskoy srede. Kyiv: Nauk. dumka.*
18. Bozhkov, A. I., & Usenko, E. V. (1991). *Proyavlenie genotoksichnosti tyazhelykh metallov v kletkakh vodorosley i infuzoriy. Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii, 1. Sankt-Peterburg, 54-55.*
19. Konstantinov, A. S. (1979). *Obshchaya gidrobiologiya. Uchebnik dlya biologicheskikh spetsial'nostey universitetov. Moskva: Vysshaya shkola.*
20. Vinberg, G. G. (1960). *Pervichnaya produktsiya vodoemov. Minsk.*
21. Varenko, N. I., Gaydash, Yu. K., Misyura, A. B., & Emets, G. P. (1984). *Otsenka kachestva vody evtrofirovannogo vodokhranilishcha po gidrokhimicheskimi pokazatelyam. Izuchenie protsesov formirovaniya khimicheskogo sostava*



- prirodnykh vod v usloviyakh antropogennogo vozdeystviya. XXVIII Vsesoyuznoe gidrokhimicheskoe soveshchanie, may 1984 g.* Moskva.
22. Kostyaev, V. Ya. (2001). *Sinezelenye vodorosli i evolyutsiya eukariotnykh organizmov.* Moskva: Nauka.
 23. Ryabchikov, A. M. (1974). Izmeneniya prirodnoy sredy v rezul'tate proizvodstvennoy deyatel'nosti. *Meteorologiya i gidrologiya*, 3, 9-16.
 24. Zommer, E. A., Koroleva, L. A., & Dorzhieva, A. N. (1991). Problema vybora limitiruyushchego pokazatelya vrednosti veshchestv v svyazi s vidovymi i vozrastnymi razlichiyami test-ob'ektov. *Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii, 1.* Sankt-Peterburg, 226-227.
 25. Luzgin, V. K. (1990). Dinamika chislennosti populyatsiy dafniy na raznykh fazakh razvitiya k vozdeystviyu toksikantov. *Fiziologiya i toksikologiya gidrobiontov.* Yaroslavl', 64-68.
 26. Bozhkov, A. I., & Usenko, E. V. (1991). Proyavlenie genotoksichnosti tyazhelykh metallov v kletkakh vodorosley i infuzoriy. *Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii, 1.* Sankt-Peterburg, 54-55.
 27. Stroganov, N. S., Braginskiy, L. P., & Fed', S. P. (Eds.), (1971). *Metodiki biologicheskikh issledovaniy po vodnoy toksikologii.* Moskva: Nauka.
 28. Becker, C. D., & Thatcher, T. O. (1973). Toxicity of power plant chemicals to aquatic life. Washngton: U.S. Atom. Energy Commission.
 29. Braginskiy, L. P. (1972). *Pestitsidi i zhizn' vodoemov.* Kiev: Naukova dumka.
 30. Patin, S. A. (1979). *Vliyanie zagryazneniya na biologicheskie resursy i produktivnost' mirovogo okeana.* Moskva: Pishch. prom-st'.
 31. Varenko, N. I. Zagubizhenko, N. I., & Gaydash, Yu. K. (1991). Rol' zoobentosa v migratsii mikroelementov v Zaporozhskom vodokhranilishche. *Gidrobiol. zhurn.*, 27(1), 78-82.
 32. Gorkin, I. N. (1990). Ekologo-fiziologicheskie aspekty biokontsentrirvaniya mikroelementov gidrobiontami v prirodnykh usloviyakh. *Ekologo-fiziologicheskie i toksikologicheskie aspekty i metody rybokhozyaystvennykh issledovaniy. Sb. nauch. tr. VNIRO*, 20-34.
 33. Vinogradova, Z. A., & Kogan, G. M. (1971). Mikroelementy v planktone i vode razlichnykh rayonov Chernogo morya. *Biologiya morya*, 22, 16-47.
 34. Bren', N. V. (1999). Ispol'zovanie bespozvonochnykh dlya monitoringa zagryazneniya vodnykh ekosistem tyazhelymi metallami. *Gidrobiol. zhurn.*, 35(4), 75-85.
 35. Dniprovskiy kaskad. (n. d.). *ukrainereferat.org*. Retrieved from <http://www.ukrainereferat.org/uaref-248-1.html>.
 36. Berman, Sh. A., & Ilzin', A. E. (1968). Raspredelenie mikroelementov margantsa, zheleza, medi i tsinka v organakh i tkanyakh presnovodnykh promyslovykh ryb. *Mikroelementy v organizme ryb i ptits.* Riga: Zinatne, 5-18.
 37. Evtushenko, N. Yu., & Danilko, O. V. (n. d.). Osobennosti nakopleniya tyazhelykh metallov v tkanyakh ryb Kremenchugskogo vodokhranilishcha. *Gidrobiol. zhurn.*, 32(4), 58-66.
 38. Sharamok, T. S. (2004). Osobennosti nakopleniya tyazhelykh metallov molod'yu karpovykh ryb v prudakh s razlichnymi istochnikami pitaniya. *Candidate's thesis.* Kyiv.
 39. Maltsev, B. I. et al. (1997). *Mali richky Ukrainy. Richka Stuhna. Suchasnyi stan. Perspektyvy na maibutnie.* Kyiv: Instytut ekolohii (INEKO), Komitet zakhystu Stuhny.



40. Zubenko, I. B., & Mashnovskaya, L. A. (1995). Soderzhanie tyazhelykh metallov v vodokhranilishchakh Dnepra i ikh PDK dlya rybnogo khozyaystva. *Problemy ratsional'nogo ispol'zovaniya bioresursov vodokhranilishch. Mezhdunarodnaya konferentsiya*, Kiev, 6-8 sentyabrya, 1995 g. Kiev.
41. Moiseenko, T. I., & Kudryavtseva, L. P. (1989). Zakonomernosti nakopleniya tyazhelykh metallov v organizme sigov i raduzhnoy foreli. *Pervaya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii*, 2. Riga, dekabr' 1988 g., 40-42.
42. Lytvynova, T. H., Melnyk, A. P., Vlasova, N. M. et al. (2001). Nakopychennia ioniv nikeliu ta kadmiiu u ekosystemi Kanivskoho vodoshkovyshcha. *Problemy ikhtiopatologii*. Kyiv, 74-77.
43. Nazarenko, M. F. (1991). Tyazhelye metally v ekosisteme rybovodnykh prudov Sovetskogo uchastka Dunaya. *Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii*, 1. Sankt-Peterburg, noyabr', 1991 g., 64-65.
44. Sytnik, Yu. M. (1993). Gigienicheskaya otsenka promyslovykh vidov ryb v vodokhranilishchakh Dnepra po stepeni nakopleniya tyazhelykh metallov. Nauchno-prakt. konf. *Problemy proizvodstva i pererabotki ryby i drugikh gidrobiontov*, 24-25 noyabrya 1993 g. Grinzhevskiy, N. V., Fil', S. A., & Fil', L. A. (Eds.). Kiev, 88-89.
45. Sytnik, Yu. M., & Osadchaya, H. H. (1993). Gigienicheskaya otsenka tovarnoy rybnoy produktsii (na primere tyazhelykh metallov) pri teplovodnom vyrashchivaniy ryby. *Materialy nauchno-prakt. konf. Problemy proizvodstva i perebotki ryby i drugikh gidrobiontov*, 24-25 noyabrya 1993 g. Grinzhevskiy, N. V., Fil', S. A., Fil', L. A. (Eds.). Kiev. 90-91.
46. Gladyshev, M. I., Gribovskaya, I. V., Ivanova, E. A. et al. (2001). Soderzhanie metallov v ekosisteme i okrestnostyakh rekreatsionnogo i rybovodnogo pruda Bugach. *Vodnye resursy*, 28 (3), 320-328.
47. Kiblyk, B. C., Beskrovnaya, N. I., & Dvoretzkiy, A. I. (2002). O sodержanii tyazhelykh metallov v tkanyakh ryb iz prudovykh khozyaystv Dnepropetrovskoy oblasti. *Problemy akvakul'tury i funktsionirovaniya vodnykh ekosistem. Mezhdunar. nauchno-prakt. konf. molodykh uchenykh 25-28 fevralya 2002 g.* Kiev, 151-153.
48. Evtushenko, N. Yu., Sytnik, Yu. M., & Osadchaya, H. H. (1991). Formy nakhozhdeniya tyazhelykh metallov v vode i nakoplenie ikh rybami v usloviyakh teplovodnogo vyrashchivaniya. *Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii*, 1. Sankt-Peterburg, 178.
49. Kryuchkova, V. N., & Antonova, L. A. (1992). Patologicheskies izmeneniya vnutrennikh organov karpa v zavisimosti ot sodержaniya tyazhelykh metallov. *Voprosy geneticheskogo i ekologicheskogo monitoringa ob"ektov rybovodstva*. Moskva, 88-93.
50. Zubkova, E. I., & Biryukova, S. A. (1991). Metally v organakh i tkanyakh promyslovykh vidov ryb Dubesarskogo vodokhranilishcha. *Vtoraya vsesoyuznaya konferentsiya po rybokhozyaystvennoy toksikologii*, 1. Sankt-Peterburg, 227-228.
51. Sytnyk, Yu. M., Shevchenko, P. H., & Oleksienko, N. V. (2007). Vazhki metaly v orhanakh i tkanynakh kanalnoho soma (*Ictalurus punctatus*) Tashlytskoi vodoimyo-kholodzhuvacha Pivdenno-Ukrainskoi AES. *zoology.dp.ua*. Bioriznomanittia ta rol tvaryn v ekosystemakh. IV Mizhnar. nauk. konf. Dnipropetrovsk. Retrived from http://www.zoology.dp.ua/z_07_096.html.
52. Biedunkova, O. O. (2006). Mihratsiia vazhkykh metaliv u vodnykh ekosystemakh (na prykladi richky Zamchysko). *Candidate's thesis*. Rivne.



РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ СРЕДИ КОМПОНЕНТОВ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ (ОБЗОР)

Н. Л. Колесник, kolesnik_natalia@mail.ru, Институт рыбного хозяйства НААН,
г. Киев

Цель. Исследовать научные источники по распределению тяжелых металлов среди компонентов пресноводных экосистем.

Результаты. Обзор многих научных работ показал, что тяжелые металлы широко распространены в биотических и абиотических компонентах пресноводных экосистем. В статье освещено распределение тяжелых металлов в воде, донных отложениях, организмах естественной кормовой базы рыб, в органах и тканях представителей ихтиофауны. Показано, что в результате глобального загрязнения экосистемы большинство рек Украины относятся к загрязненным и очень загрязненным. Особую актуальность имеет изучение распределения тяжелых металлов в фитопланктоне, зоопланктоне и зообентосе, так как эти звенья имеют занимают важное положение в трофической цепи. Наличие тяжелых металлов в естественной кормовой базе показало, что, с одной стороны, она может в больших количествах аккумулировать тяжелые металлы, таким образом очищая воду; с другой стороны, тяжелые металлы могут перемещаться по трофической цепи и загрязнять рыбу. Одними из объектов, изучению которых придается большое значение при оценке токсикологического загрязнения, являются водные растения, особенно фитопланктон. Исследованиями установлено, что накопление тяжелых металлов растениями проходит, прежде всего, путем их адсорбции на клеточной стенке. Именно этим и объясняется максимальное поглощение тяжелых металлов растениями сразу же после внесения этих элементов в их культуру. В пищевых цепях водоемов рыбы, как правило, занимают одно из конечных звеньев. Они активно перемещаются в водном пространстве и, накапливая тяжелые металлы, одновременно дают наиболее интегрированную и точную оценку загрязнения среды. Анализируя распределение тяжелых металлов в органах и тканях рыб в зависимости от способности их накапливать, можно отметить, что больше всего их накопление приходится на такие органы как жабры, печень и почки. Обычно наименьшее их содержание наблюдается в мышцах, что имеет большое значение для жизнедеятельности человека, так как они являются основным пищевым компонентом в рыбе. Установлено, что среди всех исследованных составляющих экосистем водоемов крупнейшими аккумуляторами являются фитопланктон и донные отложения.

Практическая значимость. Массив обобщенной информации будет важным для ученых, исследующих экосистемы пресноводных водоемов, поскольку данные о содержании тяжелых металлов в компонентах гидроэкосистем являются основой экологического мониторинга по оценке, контролю и прогнозу их состояния.

Ключевые слова: тяжелые металлы, пресноводные экосистемы, накопление в компонентах гидроэкосистем.

DISTRIBUTION OF HEAVY METALS AMONG THE COMPONENTS OF FRESHWATER ECOSYSTEMS (REVIEW)

N. Kolesnyk, kolesnik_natalia@mail.ru, Institute of Fisheries NAAS, Kyiv

Purpose. To review scientific sources on the distribution of heavy metals among the components of freshwater ecosystems.

Findings. The review of the works of many scientists showed that heavy metals are widespread in the biotic and abiotic components of freshwater ecosystems. The article highlights the distribution of heavy metals in water, bottom sediments, natural food base, fish organs and tissues. It has been shown that as a result of global pollution of the ecosystem, the majority of Ukrainian rivers belong to polluted and very polluted. Of special interest are the studies of the distribution of heavy metals in phytoplankton, zooplankton, and zoobenthos because these components occupy a certain position in



fish food chain. The presence of heavy metals in the natural food base showed that, on one hand, it could accumulate heavy metals in large amounts in such a way cleaning the water; and on the other hand, the heavy metals could migrate in the food web and contaminate fish. Ones of objects, which should be given attention when assessing toxicologic pollution, are aquatic plants, in particular phytoplankton. Studies showed that the accumulation of heavy metals in plants occurred first of all by their adsorption on the cellular wall. It explains the maximum adsorption of heavy metals by plants immediately after introduction of heavy metals into their culture. Fish as a rule occupy in the food web of water bodies one of the last places. They actively move in the aquatic environment and accumulating heavy metals at the same time they provide the most integrated and precise estimate of environmental pollution. By analyzing the distribution of heavy metals in fish organs and tissues, depending on their ability to accumulate them, it can be noted that the accumulation is the most intensive in such organs as gills, liver, and kidneys. Usually, their lowest content is observed in muscles that is important for human life because they are the main food component in fish. It was found that among all studied components of aquatic ecosystems, the largest accumulator is phytoplankton and bottom sediments.

Practical value. *The array of the summarized information will be important for scientists who study freshwater ecosystems because the data on heavy metal contents in the components of aquatic ecosystems are the foundation of environmental monitoring on the assessment, control, and forecast of the state of hydroecosystems*

Keywords: *heavy metals, freshwater ecosystems, accumulation in hydroecosystem components.*

