

Біологія

УДК 594.2.3:591.5

А.П. Стадниченко

д. б. н.

А.М. Богачова

аспірант

Ю.В. Шубрат

аспірант

Житомирський державний університет імені Івана Франка

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НА СТАН ПРІСНОВОДНОЇ МАЛАКОФАУНИ УКРАЇНИ

Досліджено якісні і кількісні зрушення прісноводної малакофауни України, зумовлені антропогенним забрудненням середовища поліютантами і глобальним потеплінням клімату Землі за останні 5 десятиліть. Наразі якісне різноманіття її скоротилося на 4 види. Аутокологічними дослідженнями засвідчено наявність у більшості видів морфо-фізіологічних і біологічних зрушень. Демекологічними дослідженнями відзначено зменшення загальної кількості популяцій молюсків, їх абсолютної чисельності і щільності населення.

Постановка проблеми

Друга половина 20-го і початок 21-го століть ознаменувалися наростанням антропогенного пресингу на усі середовища життя і значною їх трансформацією. До 70-их років минулого століття він носив локальний характер, надалі стає все більш глобальним. Для прісноводних молюсків найуразливішими компонентами антропогенного впливу на середовище виявилися забруднення водойм поліютантами і зміни погодної карти України, зумовлені глобальним потеплінням клімату Землі.

Завдання нашого дослідження – виявлення тих змін, яких зазнала прісноводна малакофауна України протягом останніх п'яти десятиліть. Такі відомості необхідні для моделювання подальших можливих змін у прісноводних гідроекосистемах.

Аналіз останніх досліджень

Щодо антропогенної трансформації водного середовища в Україні, то за останні 25–35 років опубліковано чимало повідомлень, де йдеться про забруднення водойм різними поліютантами небезпечними для гідробіонтів і про морфо-фізіологічні і біохімічні реакції на них цих тварин. Більшість цих публікацій уривчаста, а зведення монографічного характеру серед них поки що поодинокі [5,6,18]. Аналіз останніх досліджень свідчить про те, що інтенсивність забруднення водойм поліютантами в Україні є високою і неоднаковою у різних її регіонах як за її рівнем, так і за природою

токсикантів. З кожним роком кількість водойм, які підпали антропогенному тиску, зростає.

Глобальне потепління клімату Землі, котре ресструється починаючи з 60–70-их років минулого століття, не обминуло і Європу. За звітом міжнародної групи вчених (IPCC), які досліджують зміни клімату Землі, 11 з останніх 12-ти років (1995–2006) були зафіксовані [7] як найтепліші з початку ведення спостережень за температурним режимом на Землі (1850 р.). Торкнулося потепління і України. За відомостями, оприлюдненими Укрінформ [10], колектив незалежних українських експертів з питань дослідження кліматичних змін у нашій країні повідомив результати щодо вивчення впливу глобального потепління на погодну карту України. У 2006–2007 рр. середньостатистична температура повітря в країні (за період з грудня до лютого) перевищила звичайну для цього регіону норму на 0,7°C. У Європі середньорічна температура збільшилася на 0,95°C (літня – на 0,7°, зимова – на 1,1°). Отже, у наш час глобальне потепління Землі порівняно з останньою чвертю 20-го століття швидко прогресує. І вітчизняні, і зарубіжні дослідники вважають, що у подальшому така тенденція буде зберігатися. Збувається те, про що близько 30-ти років назад йшлося у різних наукових прогнозах, у тому числі і тих, які стосувалися теренів колишнього СРСР, тобто і України. Ними передбачалося, що глобальне потепління спричиниться до різких і нерідких перепадів атмосферного тиску. А вони нестимуть із собою такі екстремальні природні явища як буревії, частота і сила яких значно зростуть. До того ж вони будуть нерідко спостерігатися і на „незвичних” для них територіях. Збільшиться кількість опадів, тому зросте вірогідність виникнення літніх і зимових повеней, що викличе затоплення багатьох прибережних місцевостей. У південних регіонах України почастишають посухи.

Біологи чим далі, тим більше висловлюють занепокоєння можливими негативними біологічними наслідками антропогенної трансформації середовища і впливом їх на біоту [4,22]. Адже це не може не відбитися як на водних, так і на наземних екосистемах.

Загальновідомо, що прісноводні молюски ведуть малорухомий (Gastropoda), майже сидячий (Unionidae, Sphaeriidae) або сидячий, прикріплений (Dreissenidae) спосіб життя. За виникнення несприятливих умов для їх існування мігрувати на сприятливіші для них ділянки середовища вони не можуть. Отже, ці тварини повинні або пристосовуватися до нових умов, або загинути. Збіднів видовий склад деяких систематичних груп молюсків, особливо двостулкових, і, у першу чергу, – роду *Batavusiana* і підродина *Pseudanodontinae* [8,21]. З червононогих молюсків усе рідше і рідше трапляються деякі види *Lymnaea* і *Planorbis* [19]. Випало чимало видів із складу малакофауни Шацьких озер [20]. За період з 1995 по 2000–2005 рр. з оз. Пісочного щезли *Theodoxus fluviatilis*, *Planorbis planorbis*, *Anisus vortex*, а з оз. Лука – *Th. fluviatilis*, *Viviparus viviparus*,

Lymnaea auricularia, *L. peregra*. У Дністрі під впливом техногенних чинників (робота гідровузлів) змінилася [17] структурна організація популяцій *Th. fluviatilis*.

Матеріали і методи досліджень

Матеріалом слугували власні збори і спостереження авторів (1964–2007 рр.) здійснені у межах 25 областей України і АР Крим. Опрацьовано також конхіологічні колекції зі зборами з України: Центрального природознавчого музею НАНУ (Київ), Природознавчого музею НАНУ (Львів), зоологічного музею ЛНУ ім. І. Франка, Зоологічного музею РАН (Санкт-Петербург), Зоологічного музею МГУ (Москва). Визначення молюсків здійснено за дослідженнями українських і зарубіжних вчених [1–3,9,11–13,15,16].

Результати досліджень

За останні пів століття прісноводна малакофауна України зазнала значних змін. Різко скоротилася загальна кількість популяцій багатьох видів молюсків. Обстеження тих біотопів, де густонаселені популяції цих тварин були зареєстровані ще 20–30 років тому, тепер у 70–75% випадків пошуки їх виявилися безрезультатними. Тому чимало видів, яких раніше зараховували до категорії звичайних, тепер опинилися у категорії видів рідкісних, зникаючих. Останнім часом дуже зменшилася кількість популяцій *Unionidae*. Особливо це стосується *Pseudanodonta complanata*, частота трапляння якої стає все меншою і меншою. Подібне відбувається також з *Anodonta cygnaea* і видами *Batavusiana*. Усі вони ще 25–30 років тому утворювали чимало популяцій у межах Українського Полісся і Лісостепової зони зі щільністю поселення 23–76 екз./м². Зараз у більшості біотопів, де їх знаходили раніше, ці тварини взагалі відсутні. Ті ж популяції, що збереглися до сьогодення, відзначаються низькими значеннями щільності населення [14]. Отже, такі види як *Batavusiana igrjensis*, *B. pana*, *A. cygnaea*, *P. complanata* трапляються тепер рідко і у незначних кількостях.

Зменшення кількості популяцій річкових видів *Unionidae* зумовлене, швидше всього, забрудненням водного середовища. Що ж стосується стагнофільних *A. cygnaea* і схильних до стагнофільності *P. complanata*, то тут основною причиною є опосередкована дія на них потепління клімату України. Адже воно сприяє евтрофікації водойм. У них накопичується багато органіки, яка у значних кількостях осідає на дно, де розкладається, призводячи до дефіциту кисню і підвищення концентрації у воді аміака і сірководню. Вираженість змін, які відбуваються у ценозах *Unionidae*, залежить від рівня оксигенації води і концентрації у ній сірководню і аміака.

У великих водоймах ці молюски, коли їм загрожує загибель від задухи або внаслідок отруєння метаболітами інтенсивно вегетуючих водоростей (у першу чергу – синьозелених), намагаються перебратися на менші глибини,

де вміст кисню є достатнім для забезпечення їхньої життєдіяльності, а отруйні для молюсків аміак і сірководень наявні лише у безпечних для цих тварин (слідових) кількостях або взагалі відсутні. Щодо червоногих молюсків, то для них концентрація аміака і сірководню у водоймах є лімітуючим чинником. Оксигенація ж води відіграє таку роль лише для *Restinibranchia*, котрі для дихання використовують розчинений у воді кисень. Для *Pulmonata* в евтрофікованих водоймах цей чинник не має значення, оскільки вони дихають атмосферним повітрям. Натомість на зміни вмісту у воді (і у донних відкладеннях) аміака і сірководню ці тварини реагують досить швидко, мігруючи на менш глибокі ділянки водойм. За високого ступеня забруднення органікою водойм, особливо невеликих і неглибоких, дефіцит кисню і високі концентрації аміака і сірководню виявляються летальними як для крупних двостулкових, так і для гребінчастозябрових червоногих молюсків. А відтак на місці колишніх малакоценозів лишаються лише танатоценози. Сьогодні чимало їх можна віднайти по усій Україні.

Що стосується дрібних двостулкових молюсків (*Cycladidae*) з крупних евтрофікованих водойм, то мігрувати з небезпечної профундалі до сприятливішої для них літоралі вони нездатні: ці невеличкі тварини не у змозі подолати такий довгий для них відтинок бенталі. Тому-то у цих водоймах і спостерігається масова загибель дрібних *Cycladidae*, котра наростає від весни до осені. Потужний танатоценоз *Euglesa milium* виявлено нами у профундалі евтрофікованого озера (Глинна-Наварія Львівської обл.). У водоймі такого ж типу (Хочине Житомирської обл.), що у басейні Прип'яті, у пробах донних відкладень, добутих із профундалі, спостерігалися лише порожні черепашки *E. nitida*, *E. subtruncata*, *E. rotunditrigona*. У літоралі ж озера на площі 20 м² було віднайдено усього лише два живих екземпляри *E. nitida*, інших видів виявлено не було.

Рідшими стають знаходження в Україні і деяких видів червоногих молюсків. Так, у Шацьких озерах (Чорне, Люцимер, Згоранське, Пісочне, Лука) протягом останнього десятиліття ні нам, ні іншим дослідникам жодного разу не трапились *Th. fluviatilis* і *V. viviparus*, які 30–40 років тому тут зустрічалися. У наші дні лише зрідка (і тільки поодинокими екземплярами) трапляється *L. glutinosa*. Різко скоротився ареал *Fagotia acicularis* і *F. esperi*, які зникли з Дністра (Журавне Львівської обл.) і його правобережних допливів (Смотрич, Мурафа), де чимало їх було ще 25–30 років тому.

Із складу прісноводної малакофауни України випала низка видів *Gastropoda*. Так, *Codiella leachi*, яка років 45–50 тому хоча рідко і поодинокими екземплярами, але все ж таки траплялася у басейні Західного Буга (Рава-Руська і Белз Львівської обл.), тепер тут відсутня. Подібне відбулося і з двома видами ставковиків – *Lymnaea doriana* і *L. clavata*. Перший з них траплявся в Україні спорадично (відомий у Закарпатті і Рівненщині), другий – у Західному Бузі (Кам'янка-Бузька Львівської обл.).

За останні 40 років ці популяції зникли, а *L. clavata* останній раз був відзначений [13] у 1999 р. (поблизу Овруча Житомирської обл.). Витушка *Planorbium stenostoma* ще в середині 90-х років минулого століття зустрічалася скрізь в Україні, правда, нечасто і ніколи – у великих кількостях, у 21-ому столітті жодного разу відзначена не була. Отже, у нас поступово, але неухильно відбувається процес збіднення якісного складу прісноводної малакофауни і зумовлене ним зменшення біологічного різноманіття малакоценозів. У результаті колись багаті на моллюски біоценози перетворюються, у ліпшому випадку, на мономалакоценози, представлені одним, але досить витривалим видом моллюсків, а у гіршому – перетворюються на малакотанатоценози.

У наш час у крупних і доволі глибоких водоймах змінилася амплітуда глибин, заселених двостулковими моллюсками: якщо раніше (25–30 років тому) вони траплялися на глибинах 1–2,5 м, то тепер діапазон глибин їхніх місцеперебувань становить 0,2–1 м.

На півдні і південному сході України через зростання посушливості клімату потерпають дрібні види як червоногих, так і двостулкових моллюсків, приурочені до невеличких тимчасових водойм. В особливо спекотні роки (такими виявилися 1999, 2003, 2007) ці водойми пересихають наприкінці весни – на початку літа. У цей час масово гинуть як кладки *Gastropoda*, так і особини, що недавно вилупилися з них. Статевозрілі червоногі моллюски і дрібні двостулкові (*Cycladidae*) закопується у донні відкладення і зберігають життєздатність (перебуваючи у станні літньої сплячки) доти, доки вони залишаються більш-менш вологими. За таких умов через 2–2,5 місяці смертність *Valvata cristata*, *Opisthorchophorus inflata*, *Aplexa hypnorum*, *Anisus vortex*, *A. dazuri*, *A. leucostoma*, багатьох видів *Cycladidae* сягає 73–96%. Саме через це у 2003–2007 рр. з половини червня і до кінця літа на територіях Одеської, Миколаївської і Херсонської областей наші пошуки моллюсків роду *Opisthorchophorus* виявилися безрезультатними. Не було виявлено жодного живого екземпляра, лише де-не-де у пересихаючих водоймах траплялися нечисленні порожні черепашки. Отже, загальна чисельність популяцій моллюсків з тимчасових водойм, абсолютна чисельність особин у кожній з популяцій і щільність населення останніх у межах означеного вище регіону різко скоротилися.

Наприкінці 20-го століття польські малакологи [23] помітили, що середньоарифметичні розміри черепашок сучасних їм *Unionidae* значно менші ніж ті, які було зібрано кількома десятиліттями раніше. Карликовість *Unionidae* спостерігається і в Україні. Вона торкається як реофільних, так і стагнофільних перлівницевих. Причиною її є погіршення умов середовища. У моллюсків виникають різні фізіолого-біохімічні зрушення, які гальмують темпи росту. Нещодавно з'ясовано, що карликовості підпадають і червоногі моллюски [14]. Це стосується дрібних

видів Lymnaeidae, Planorbidae, Valvatidae з невеличких тимчасових водойм Степової зони України. Короткочасність існування останніх, часто-густо нестача звичайних для цих тварин об'єктів живлення спонукають до зниження їх трофологічних показників і темпів росту. Більш схильними до карликовості є гребінчастозяброві черевоногі молюски порівняно з легеневими. Притаманне останнім з них дихання атмосферним повітрям робить їх незалежними від рівня оксигенації води, що позитивно позначається на темпі росту цих тварин.

Потепління клімату України вплинуло на перебіг розмноження молюсків. Зараз поки що не повсюдно, а спорадично, проте, у межах усіх ландшафтно-кліматичних її зон зростає тривалість періодів репродуктивної активності багатьох видів. Ці тварини останнім часом значно раніше пробуджуються від зимової сплячки і раніше (на 1–4 тижні) приступають до розмноження. У *Lymnaea*, *Planorbarius*, *Bithynia* в 1999, 2003, 2007 рр. це мало місце навіть на півночі України. За таких умов раніше звичайних для цього строків зростає чисельність популяцій, зумовлена відродженням молоді. Відхід молюсків на зимівлю у теплі роки тепер затримується (на 1–2 місяці). У життєвих циклах деяких видів зимова сплячка часом відсутня: взимку 1999 і 2003 рр. *Th. fluviatilis* з р. Тетерів (Житомир) вели активний спосіб життя. А у ті ж роки ці ж молюски з мілководних ділянок дельти Дунаю і Дністра, які добре прогрівалися сонцем, вийшовши з кладок рано навесні, вже наприкінці осені досягали статевозрілості і відкладали кладки. Отже, у життєвому циклі їх відбувався перехід від моно- до біциклічності. У цих популяціях, однак, не спостерігалось інтенсивного зростання щільності попри те, що розмноження здійснювалося особинами двох вікових груп – минулорічної генерації і цьогорітків. Адже у тих водоймах, де у *Th. fluviatilis* спостерігається біциклічність, у літню спеку зменшується рівень стояння води. А відтак субстрат, на якому вони перебувають і до якого прикріплюють свої кладки, частково або повністю опиняється поза водою. Ембріони за цих обставин гинуть.

Несприятливими для молюсків є повені, частота виникнення яких і ступінь вираженості останнім часом в Україні зростають. За них популяції дрібних річкових видів (*Borysthenia*, *Fagotia*, *Bithynia*) нерідко „вимиваються” з біотопів. Коли ж вода спадає, молюски залишаються там, куди їх принесла течія. Зазвичай це невеличкі і неглибокі тимчасові водойми, які, коли повинь спадає, швидко пересихають, а молюски гинуть. За дуже потужних повеней течія підхоплює і несе не тільки дрібних (*Cycladidae*), але і крупних двостулкових молюсків (*Unionidae*). У водоймах із кам'янистими донними відкладеннями значна частина особин з тонкостінними черепашками розбивається об субстрат. Найбільше ушкоджуються у такий спосіб види *Lymnaea*, *Physa*, *Cincinna*, *Cyclas*, *Sphaerium*.

Несприятливим для молюсків, насамперед, фітофільних видів черевоногих, є посилення вітрової діяльності. У водоймах з великими об'ємами води (водосховища Дніпропетровського каскада) хвилеподібний рух її у вітряну погоду зростає. При цьому хвилебій руйнує фітоценози. Обривки водної рослинності вкупі з молюсками, які селяться у фітолиторалі, викидаються на берег, де масово гинуть. Не уникають цього часом і ті види, які ведуть прикріпленій спосіб життя, наприклад молюски родини Dreissenidae. По берегах водосховищ у періоди інтенсивного хвилебою можна часом побачити друзи дрейсен, відірвані хвилями від субстрату.

Висновки

1. Антропогенна трансформація навколишнього середовища, викликана глобальним потеплінням клімату Землі і забрудненням біосфери різними поллютантами, спричиняє морфо-фізіологічні і біологічні аутоекологічні зрушення у прісноводних молюсків України.

2. Зміни демекологічних характеристик прісноводних молюсків України полягають у зменшенні їх загальної кількості, абсолютної чисельності і щільності населення популяцій. Якісне різноманіття малакофауни України зменшилося: за останні 5 десятиліть із її складу випали 4 види.

Перспективи подальших досліджень

Дослідженнями встановлено, що аутоекологічні і демекологічні зрушення у сучасній прісноводній малакофауні України викликані сумісною дією глобального потепління клімату Землі і забрудненням водотоків і водойм України, – це відображення найперших із тих змін, які свідчать про порушення гомеостазу як особин і популяцій цих тварин, так і тих гідроекосистем, складовою частиною яких вони є. Оскільки гарантій того, що глобальне потепління клімату Землі, як і забруднення середовища різними поллютантами, найближчим часом вдасться зупинити або, принаймі, загальмувати, немає, то щодо молюсків слід очікувати поглиблення зареєстрованих на сьогодні у них аутоекологічних і популяційних змін, а також появу нових, наразі ще не зареєстрованих. Отже, обговорювана проблема потребує подальших всебічних глибоких досліджень.

Література

1. *Анистратенко В.В.* Определитель гребнежаберных моллюсков (Gastropoda, Pectinibranchia) фауны Украины // Вестн. зоологии. – 1998. Отд. вып., № 8. – С. 67–125.
2. *Анистратенко В.В., Анистратенко О.Ю.* Класс Панцирные, или Хитоны, Класс Брюхоногие – Cyclobranchia, Scutibranchia и Pectinibranchia (часть). – Киев: Велес, 2001. – 240 с.

3. *Анистратенко В.В., Стадниченко А.П.* Литторинообразные, рессоидобразные. – Киев: Наук. думка, 1994. – 175 с.
4. *Байдашиников А.А., Титар В.М.* Ареал видов рода *Hesse*, 1916 (*Gastropoda*, *Pulmonata*, *Clausiliidae*) в Украине: современное состояние и прогноз на будущее / Эколого-функціон. та фауніст. аспекти досліджен. молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишн. середовища. – Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І.Франка, 2006. – С. 11–14.
5. *Биргер Т.И.* Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. – Киев: Наук. думка, 1979. – 190 с.
6. Влияние фенолов на гидробиотов / Под. ред. *М.М. Камшилова*. – Л.: Наука, 1973. – 224 с.
7. Клімат змінюється! Час діяти! – Дніпропетровськ: НУО, 2007. – 23 с.
8. *Мельниченко Р.К., Янович Л.Н., Корнюшин А.В.* Особенности экологии и морфологии *Pseudanodonta* (*Bivalvia*, *Unionidae*) фауны Укураины // Вестн. зоологии. – Т. 35, вып. 3. – С. 61–70.
9. Моллюски / *Я.И. Старобогатов, Л.А. Прозорова, В.В. Богатов, Е.М. Саенко* / Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – С-Пб.: Наука, 2004. – Т. 6. – С. 9–492.
10. Следствия глобального потепления для Украины. – «Меркурий», 2007. – №40(261). – С. 3.
11. *Стадниченко А.П. Перлівницеві.* Кулькові (*Unionidae*, *Cycladidae*). – К.: Наук. думка, 1984. – 375 с.
12. *Стадниченко А.П.* Прудовиковые (пузырчиковые, витушковыые, катушковыые). – Киев: Наук. думка. 1990. – 290 с.
13. *Стадниченко А.П., Богачова А.М., Шубрат Ю.В.* Малакологічні і паразитарні наслідки глобальних змін клімату Землі / Еколого-фауністичні особливості водних та наземних екосистем. – Львів: Вид-во ЛНУ ім. І. Франка, 2007. – С. 159 – 162.
14. *Стадниченко А.П., Вискушенко А.П., Гарбар О.В. та ін.* Рідкісні і зникаючі види тварин Житомирщини. – Житомир: Волинь, 2002. – 175 с.
15. *Старобогатов Я.И.* Класс Брюхоногие моллюски – *Gastropoda* / Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 152 – 174.
16. *Уваєва О.І., Чабаненко Ю.А.* Моллюски підродини *Planorbinae* України. – Черкаси: 2007. – 210 с.
17. *Шевцова Л.В., Цыбульский А.И.* Распространение моллюсков *Theodoxus fluviatilis* L. в р. Днестр и влияние на их структурную организацию работы гидроузлов // Гидробиол. журн., 2006. – Т. 42, №3. – С. 12 – 26.
18. *Шкорбатов Г.Л.* Эколого-физиологические аспекты микроэволюции водных животных. – Харьков: Изд-во Харьков. гос. ун-та, 1973. – 200 с.
19. *Яворський І.П.* Прісноводні моллюски околиць міста Сокаля та заплави річки Західний Буг / Там же. – С. 212 – 214.

20. Яворський І.П. Зміни у складі малакофауни водойм Шацького національн. природн. парку / Стан і біорізноманіття Шацького національного природного парку. – Львів: СПОЛОМ, 2007. – С. 125 – 127.
21. Янович Л.М, Мельниченко Р.К., Білоус Л.А. Рідкісні та вразливі види перлівницевих (Mollusca: Bivalvia, Unionidae) фауни Житомирського Полісся / Еколого-фауністичні особливості водних та наземних екосистем. – Львів: Вид-во ЛНУ ім. І. Франка, 2008. – С. 214 – 217.
22. Parmesan C., Root T.L., Willing M.R. Impact of extreme weather and climate on terrestrial biota // Bull. Amer. Meteorolog. Soc., 2000. – Vol. 81, №3, – P. 443–450.
23. Piechocki A., Dyduch–Falniowska A. Mięczaki. Malże. – Warszawa: Wyd. naukowe PWN, 1993. – 204 s.

УДК 594.141:574.64

Д.А. Вискушенко

к.б.н.

Т.В. Єрмошина

к.б.н.

Житомирський державний університет ім. І. Франка

ПАТОЛОГІЧНІ ЗМІНИ В ОРГАНІЗМІ МОЛЮСКІВ ЗА ДІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

*Досліджено вплив йонів важких металів на клітини миготливого епітелію, гепато-панкреаса, статевої залози *Lymnaea stagnalis* та миготливого епітелію *Batavusiana musiva*. Витримування *L. stagnalis* у воді з цими токсикантами призводить до відторгнення та злущення епітеліального шару, деструкції підстиляючих його тканин, дегенерації сполучної тканини травної та статевої залоз. У *B. musiva* за наявності йонів важких металів розвивається патологічний процес, який має фазний характер.*

Постановка проблеми

Небезпечність важких металів для гідробіонтів пов'язана з багаторічним збереженням їх у водних екосистемах і біологічною активністю багатьох із них. Після надходження у організм гідробіонтів важкі метали зв'язуються з реактивними групами білкових макромолекул та інших біологічно активних речовин (ферментів, гормонів). Через це вказані токсиканти впливають на обмін фізіологічно важливих речовин. Накопичуючи важкі метали, молюски потерпають від них навіть тоді, коли концентрація їх у воді незначна (нижче порогової). Крім того, концентруючи у собі отруйні речовини, гідробіонти самі стають токсично небезпечними.

Аналіз попередніх досліджень

Щороку з атмосфери на поверхню Світового океану випадає $2 \cdot 10^5$ – $2 \cdot 10^6$ т свинцю, $2 \cdot 10^3$ – $3 \cdot 10^3$ т ртуті, $5 \cdot 10^2$ – $1,4 \cdot 10^4$ т кадмію і 10^3 – $3 \cdot 10^4$ т

миш'яку [7]. У донних відкладах – акумуляторах важких металів (Zn, Cu, Pb, Ni, Mo, Va, Ti) – концентрація останніх у 2–6 разів вища за таку у ґрунті [2].

У моллюсків щодо дії на них важких металів існують певні захисні механізми, які спричиняють адаптацію тварин до низьких концентрацій токсиканта та зумовлюють стійкість їх до його токсичного впливу. У клітинах моллюсків є металозв'язуючі білки, багаті на цистеїн та насичені SH-лігандами, через які утворюються комплекси з Hg^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{3+} [4, 13]. Так, устриці здатні акумулювати великі концентрації міді та цинку без будь-яких видимих токсичних ефектів [12]. Проте вже за наявності у водному середовищі 5 мг/л Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ag^{+} спостерігаються запальні процеси у зябрах двостулкових моллюсків: спочатку відбувається набрякання постлатеральних клітин, потім – міграція в епітелій гранулярних гемоцитів. Мідь викликає ендотеліальний набряк і деформацію частин зябрових філаментів, свинець – втрату війок латеральних клітин або відторгнення цих клітин, срібло – вакуолізацію ендотеліальних клітин [14].

Наявні у літературі відомості щодо впливу важких металів на організм прісноводних моллюсків стосуються дуже невеликої кількості видів і є уривчастими та неповними, що спонукало нас до проведення токсикологічних досліджень.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом служили 288 екз. ставковика озерного *Lymnaea stagnalis* L., зібраного в басейні р. Тетерів у період з 1997 по 2001 рр., та 110 екз. перлівниці *Batavusiana musiva gontieri* Bourguignat, 1881, зібраної в басейні р. Уж у період з січня по травень 2002 р.

Для виготовлення гістологічних зрізів матеріал фіксували рідиною Буена [5]. Серійні зрізи товщиною 5–10 мкм виготовляли за загально-відомою методикою [1]. Фарбування зрізів здійснювали гематоксиліном Гейденгайна – еозином [6]. Для просвітлення їх використано гвоздичне масло. Зрізи поміщали у канадський бальзам. Вимірювання досліджуваних структур здійснювали на постійних гістологічних препаратах за допомогою окуляр-мікрометра, відкаліброваного за різних збільшень мікроскопу МБИ-6 ($\times 20$, $\times 40$, $\times 90$). Гістологічні зрізи фотографували з-під мікроскопа МБИ-6 із мікрофотонасадкою МФН-3, використовуючи при цьому фотокамеру “Зеніт” з об’єктивом “Геліос”.

Об’єктом дослідження впливу важких металів на перлівницевих були ізольовані препарати миготливого епітелію зябер і переднього краю ноги цих моллюсків. У токсикологічних дослідах використано хлориди хрому, кадмію і цинку. Дослід проведено за описаною раніше методикою [8]. За допомогою мікроскопу БІОЛАМ Р–15 ($\times 203$) встановлювали час повного пригнічення активності війок миготливого епітелію, який позначили як показник тривалості їх биття.

Результати досліджень

При перебуванні піддослідних тварин у концентраціях сульфату міді, нижчих за $0,1 \text{ мг/дм}^3$, протягом 48 год. ніяких морфологічних змін у гістологічній структурі голови, ноги та гепатопанкреаса не відмічено.

За 1 мг/дм^3 токсиканту у воді вже через 24 год. після початку досліду спостерігається набрякання циліндричного миготливого епітелію голови та ноги. Форма його клітин зазнає значних змін, а саме – вони стають майже кубічними. При цьому епітеліальний шар починає потроху відставати від базальної мембрани. Однак цей процес носить локальний характер і спостерігається не у всіх особин, а приблизно лише у 30% ставковиків. За нашими спостереженнями, вплив сульфату міді на епітелій голови та ноги можна поділити на декілька фаз (табл. 1), а вищеописана картина гістологічних зрушень при цьому якраз і відповідає першій з них. При цій же концентрації токсиканту за 48-годинної експозиції у молюсків відбувається злуцвання та відторгнення епітелію. Цей процес охоплює до 25% загальної поверхні тіла ставковиків і супроводжується руйнуванням міжклітинного цементу. Такий рівень ушкодження відповідає гістологічній картині другої фази впливу токсиканту на покриви тіла та вистилки порожнини легень.

Таблиця 1. Відторгнення покривного епітелію у *L. stagnalis* за дії сульфату міді

Час, год.	Концентрація, мг/дм^3				
	10000	1000	100	10	1
1					
3	4	4	3		
6		4	4		
12				1	
24				2	1
36				4	1
48					2

Примітка: “1–4” – фази ушкодження.

За 10 мг/дм^3 сульфату міді у воді чітко фіксуються перша та друга фази перебігу патологічного процесу (12 та 24 год. від початку експозиції відповідно), а за 100 мг/дм^3 через 6 год. від початку досліду спостерігається наступна (третя) його фаза. На ній патологічний процес заходить іще далі, а злуцвання епітелію відбувається на ділянках, що становлять від 25 до 50% загальної поверхні тіла ставковика. Іноді ж спостерігається і інтенсивний цитоліз покривного епітелію. Через 12 год. від початку досліду з концентрацією полютанту у воді 100 мг/дм^3 зафіксовано четверту (останню) фазу дегенерації епітелію голови та ноги. Вона відрізняється від попередньої, перш за все, ступенем ушкодження покривів тіла (епітелій злуцується на ділянках, що охоплюють понад 50% поверхні тіла тварин). Крім того, тут досить часто реєструються цитоліз та каріолізис.

Йони важких металів, проникаючи у сполучнотканинний та м'язевий шари, викликають тут деструктивні процеси, котрі призводять в решті рещт до руйнування значних ділянок цих тканин.

Витримування ставковиків у розчинах, які містять йони важких металів, супроводжується різким гальмуванням ендogenousного дихання у гепатопанкреасі, зниженням цитохромоксидазної активності та змінами окисно-відновного потенціалу [9]. Під дією цих токсикантів відбуваються деструктивно-некротичні зміни травної залози ставковика. Найголовнішими з них є деформація клітин і каріопікноз, каріорексис та каріолізіс клітин печінкової паренхіми, деструкція основної речовини сполучної тканини, тощо. Ми виділяємо такі фази (табл. 2) гістологічних зрушень гепатопанкреаса, які мають місце у перебігу процесу отруєння цих тварин. На першій з них (0,1 мг/дм³; 24–48 год.) спостерігаються незначні деструктивні зміни, які полягають, перш за все, у деформації клітин сполучної тканини.

Таблиця 2. Патологічні зміни гепатопанкреаса *L. Stagnalis* за дії сульфату міді

Час, год.	Концентрація, мг/дм ³					
	10000	1000	100	10	1	0,1
1	2	1				
3	4	3	3			
6		4	4	1		
12				2	1	
24				2	1	1
36				3	2	1
48					2	1

Примітка: "1–4" – фази ушкодження.

Друга фаза (1 мг/дм³; 36–48 год.) характеризується дегенерацією клітин сполучної тканини та клітин стінок ацинусів, з'являються перші ознаки деструкції клітинних елементів сполучної тканини, котра втрачає при цьому свої цементуючі властивості (рис. 1). Іноді спостерігається плазморексис, який відбувається внаслідок втрати тваринами частини тканинної води. Однак усі вищеописані явища на цій фазі отруєння молюсків зачіпають зазвичай лише незначні за площею ділянки залози. За 10 мг/дм³ (36 год. після початку досліду) на третій фазі отруєння процеси ці посилюються, а руйнація охоплює до 40–50% сполучної тканини гепатопанкреаса. Посилюється також процес руйнування вапнякових та печінкових клітин. Звичайним для цієї фази є й ушкодження сполучнотканинної капсули, що оточує травну залозу. Остання – четверта фаза патологічних змін гепатопанкреаса (100 мг/дм³; 6 год. від початку експозиції) – супроводжується подальшим поглибленням усіх цих процесів, а обсяг зруйнованих тканин при цьому, як правило, значно перевищує 50%.

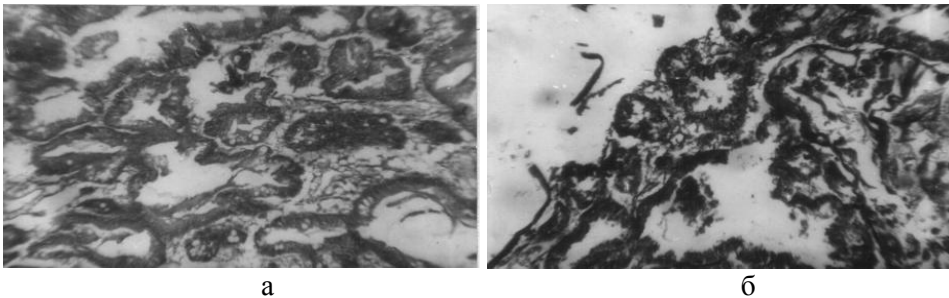


Рис. 1. Гепатопанкреас *L. stagnalis* у нормі (а) та за дії 1 мг/дм³ сульфату міді (експозиція – 36 год) (б) (7×8)

Подібні зрушення відбуваються і у статевій залозі. Зі збільшенням часу експозиції та концентрації токсиканту дегенерації та руйнуванню підпадають сполучна тканина, ацинуси та гермінативні клітини статевої залози ставковиків.

Хлорид цинку, як і сульфат міді, викликає у ставковика дегенеративно-некротичні зрушення в усіх із досліджених нами тканинах та органах. Але патологічні зміни однакового ступеня викликаються, як правило, на порядок більшими концентраціями хлориду цинку (за умови однакової експозиції). Однак це правило не “спрацьовує” при порівнянні зрушень у гістологічній структурі гепатопанкреаса, викликаних цими токсикантами. Так, при перебуванні тварин у низьких концентраціях цих полютантів (0,1–10 мг/дм³) картина зрушень є майже тотожною. Але у більш високих концентраціях цих солей важчі патологічні наслідки швидше настають у воді з сульфатом міді. Але з плином часу, у ставковиків, які перебували у середовищі, що містило таку ж кількість хлориду цинку, спостерігались патологічні зміни того ж рівня, що й у відповідних розчинах сульфату міді.

Гістологічні зрушення у ставковиків, які мають місце під впливом нітрату свинцю, суттєво не відрізняються від таких, що спостерігаються у відповідних концентраціях хлориду цинку. Проте однакові фази ушкодження у значній кількості випадків настають тут трохи раніше порівняно з такими, що мають місце у піддослідних тварин під дією хлориду цинку.

Йони важких металів викликають також зміни у функціонуванні війок миготливого епітелію зябер і ноги перлівницевих, що можна розглядати як один із симптомів патологічного процесу, зумовленого отруєнням молюсків іонами важких металів. Цей процес носить фазний характер (рис. 2). Перша з фаз – це фаза байдужості. Вона зафіксована за дії на молюсків $5 \cdot 10^{-4}$ – $1 \cdot 10^{-3}$ г/дм³ Cr^{3+} , $3 \cdot 10^{-4}$ – $5 \cdot 10^{-4}$ г/дм³ Zn^{2+} , $1 \cdot 10^{-4}$ – $3 \cdot 10^{-4}$ г/дм³ Cd^{2+} у розчині. У межах цих концентрацій не зареєстровано змін у роботі війок миготливого епітелію.

Друга фаза – це фаза підвищення активності. На цьому етапі процесу отруєння мобілізуються захисні властивості організму і активуються відповідні фізіологічні та біохімічні процеси. Концентрації $1 \cdot 10^{-3}$ – $3 \cdot 10^{-2}$ г/дм³ йонів хрому, $5 \cdot 10^{-4}$ – $3 \cdot 10^{-3}$ г/дм³ йонів цинку, $3 \cdot 10^{-4}$ – $5 \cdot 10^{-4}$ г/дм³ йонів кадмію викликають збільшення тривалості биття війок миготливого епітелію на 25.7–41.7% порівняно з контролем.

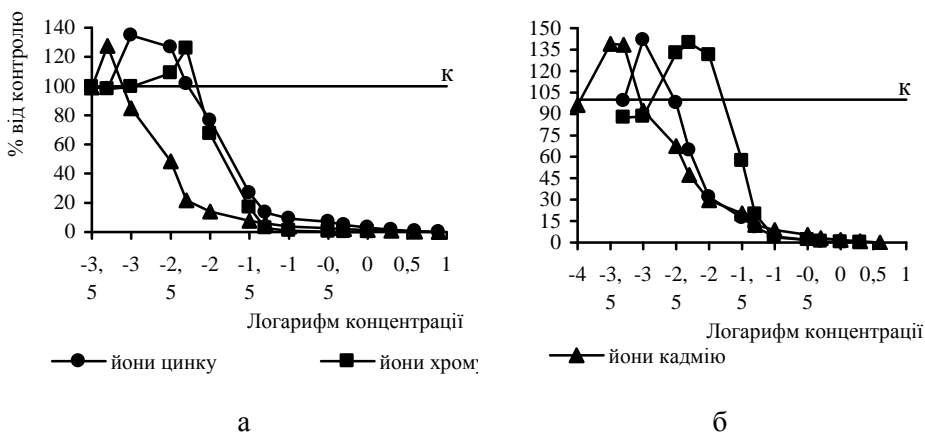


Рис. 2. Залежність тривалості биття війок миготливого епітелію зябер (а) і ноги (б) *B. musiva* (% від контролю) від концентрації йонів важких металів у розчині

Найбільш токсичним із досліджених йонів важких металів для переживаючих клітин миготливого епітелію перлівницевих є кадмій. Концентрації його у середовищі, котрі викликають початкові стадії процесу отруєння, та концентрації йонів кадмію, що спричиняють різке скорочення тривалості биття війок миготливого епітелію, набагато менші, ніж йонів хрому та цинку. Незважаючи на той факт, що цинк вважається найменш токсичним для гідробіонтів серед обраних важких металів, отримані нами відомості свідчать, що миготливий епітелій має до нього вищу чутливість, ніж до хрому.

Третя фаза процесу отруєння – депресія. Вона відповідає концентраціям $3 \cdot 10^{-2}$ – 2 г/дм³ Cr^{3+} , $3 \cdot 10^{-2}$ – 8 г/дм³ Zn^{2+} , $5 \cdot 10^{-4}$ – 8 г/дм³ Cd^{2+} . У межах цих концентрацій відбувається скорочення тривалості биття війок миготливого епітелію порівняно з контролем. Четверта і п'ята фази, які зазвичай швидко йдуть одна за одною, – це сублетальна і летальна. Вони спостерігаються за 2 – 16 г/дм³ Cr^{3+} , 8 – 32 г/дм³ Zn^{2+} , 8 – 64 г/дм³ Cd^{2+} у розчині. На першій з них відбувається миттєве припинення биття війок миготливого епітелію після стикання досліджуваного матеріалу з розчином токсиканту, на другій – воно відсутнє.

Найбільші руйнування клітин миготливого епітелію спостерігаються за дії на молюсків кадмію. Хром і цинк викликають невеликі зміни в

клітинних мембранах [10]. Катіони важких металів у розчині концентруються поблизу поверхні цитоплазматичної мембрани, утворюючи подвійний електричний шар. Вони знижують величину поверхневого потенціалу і підвищують проникність мембрани. Внаслідок цього спостерігається масова втрата клітинами йонів Mg, Ca, K, необхідних для нормальної життєдіяльності [11]. Падіння потенціалу на мембрані призводить до розладнання дихання і фосфорилування [3]. Зменшення метаболічної активності, а саме: зниження дегідрогеназної активності і вмісту АТФ, супроводжується сповільненням биття війок миготливого епітелію.

Порушення йонами важких металів цитоплазматичної мембрани клітин миготливого епітелію зафіксовано також нами. На початкових етапах руйнування цих структур за дії летальних концентрацій вказаних токсикантів спостерігається вихід цитоплазми назовні крізь пошкоджені ділянки клітинних мембран. Цей процес посилюється в умовах тривалої дії високих концентрацій йонів важких металів і ускладнюється поступовим відокремленням клітин одна від одної.

Висновки

Важкі метали викликають у ставковика суттєві дегенеративно-некротичні зрушення. Витримування *L. stagnalis* у воді з цими токсикантами призводить до відторгнення та злушення епітеліального шару, деструкції підстилаючих його тканин, тобто до руйнації всіх покривів їх тіла, дегенерації сполучної тканини травної та статеві залоз, а потім і їх структурних елементів (ацинусів).

Різка зміна середовища, викликана інтенсивним зростанням концентрації йонів важких металів у воді, призводить до порушення біохімічних та фізіологічних процесів у організмі перлівницевих, що згодом неодмінно викличе сповільнення темпів росту та скорочення тривалості життя моллюсків, а надалі – повне зникнення популяції у забрудненій акваторії.

Перспективи подальших досліджень

Подальші дослідження будуть направлені на виявлення впливу важких металів, що найширше розповсюджені у водному середовищі, на інших прісноводних моллюсків класу *Gastropoda* і класу *Bivalvia* з метою установлення видів, найстійкіших щодо дії цих токсикантів та видів, які зазнають найбільших пошкоджень за умов перебування в середовищі з важкими металами.

Література

1. *Захваткін В.О.* Посібник з мікроскопічної техніки. – Львів: Вид-во Львів. держ. ун-ту, 1961. – 77 с.
2. *Зубкова Е. П.* Тяжёлые металлы в донных отложениях р. Днестра и Дубоссаровского водохранилища // Гидробиол. журн. – 1996. – 32, № 4. – С. 94–102.

3. Кагава Ясуо. Биомембраны / Пер. с яп. А. А. Селищевой. – М.: Высш. шк., 1985. – 303 с.
4. Коновалов Ю. Д. Металлосвязывающие белки зрелых яиц рыб // Гидробиол. журн. – 2000. – 36, № 1. – С. 64–75.
5. Пирс Э. Гистохимия. – М.: Иностран. литер., 1962. – С. 751–762
6. Роскин Г.И., Левинсон Л.Б. Микроскопическая техника. – М.: Совет. наука, 1957. – 467 с.
7. Христофорова Н. К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжёлыми металлами. – Л.: Наука, 1989. – 192 с.
8. Черномаз Т. В. Реакция клеток мерцательного эпителия перловицевых моллюсков на действие тяжелых металлов // Гидробиол. журн.– 2003.– 39, № 6.– С. 90–94.
9. Babu G., Ramesh Rao P. Venkateswara. Effect of copper sulphate on respiration, electron transport, and redox potential in the digestive gland of the snail-host, *Lymnaea luteola* // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. – 1985. – 34, №3. – P. 396–402
10. Gabridge M. G., Dougherty E. P., Gladd M. F., Meccoli R. A. Effects of heavy metals on structure, function and metabolism of ciliated respiratory epithelium *in vitro* // In Vitro. – 1982. – 18 (12). – P. 1023–1032.
11. Gadd G., Gadd M., Mowll J. L. The relationship between cadmium uptake potassium release and viability in *Saccharomyces cerevisiae* // FEBS Microbiol. Letteres. – 1983. – № 16. – P. 45–48.
12. Howard A. Y., Nickless G. Heavy-metal complexation in polluted molluscs. II. Oysters (*Ostrea edulis* and *Crassostrea gigas*) // Chem.-Biol. Interact. – 1977. – 17. – P. 157–263.
13. Roesijadi G. Low molecular weight, mercury-binding proteins in the gills of the mussel // Estuaries. – 1981. – 4, N 3. – P. 283.
14. Sunila I. Acute histological responses of the gill of the mussel, *Mytilus edulis*, to exposure by environmental pollutants // J. Invertebr. Pathol. –1988. – 52, N 1. – P. 137–141.

УДК [574.55:581.526.325](282.247.32)

Ю.С. Шелюк

к. б. н.

Житомирський державний університет ім. І. Франка

КІЛЬКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ р. ТЕТЕРІВ

Представлені результати дослідження просторово-часової динаміки чисельності та біомаси фітопланктону різнотипних ділянок р. Тетерів. Наведені відомості щодо домінантного комплексу планктонних угруповань водоростей річки. З'ясовані основні закономірності багаторічної сукцесії кількісних характеристик розвитку фітопланктону у просторі і часі.

© Ю.С. Шелюк

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень

Чисельність та біомаса є одними із найважливіших екологічних характеристик популяцій, угруповань організмів і екосистем. Вивчення просторово-часової динаміки кількісних показників розвитку фітопланктону необхідне для пізнання загальних закономірностей структурно-функціональної організації водних екосистем, оцінки їх структуроутворюючих компонентів. Біомаса фітопланктону є енергетичною основою автотрофного ланцюга, що визначає потік енергії та кругообіг речовин, а отже, може виступати в ролі показника продуктивності водойм [5].

Вивчення чисельності та біомаси фітопланктону р. Тетерів є актуальними, оскільки до початку наших досліджень дані щодо кількісного розвитку альгофлори річки носять фрагментарний характер і стосуються лише окремих станцій відбору проб. До того ж, проведений нами ретроспективний аналіз показав, що дослідження, які раніше проводилися, були спорадичними [6].

Мета роботи – дослідити просторово-часову динаміку чисельності та біомаси фітопланктону різнотипних ділянок р. Тетерів.

Об'єкт та методика досліджень

Оригінальні дані щодо фітопланктону р. Тетерів отримано у продовж 2003–2006 рр. на стаціонарних станціях, розташованих на Житомирському і Промисловому водосховищах, річковій ділянці 1 та 2 км нижче м. Житомира, де відбір проб проводили подекадно та в сезонних експедиціях 2004–2005 рр. на 54 станціях – від витoku (4 км на південний захід від с. Носівки Чуднівського району Житомирської області) і за течією до впадіння в Київське водосховище (рис. 1). За встановленими нами особливостями розвитку фітопланктону [15], а також з урахуванням гідрологічних та морфометричних ознак [1, 3, 8] річка умовно поділена нами на чотири ділянки: зарегульовану, яка включає штучно створені водосховища (Троцанське, Чуднівське, Денишівське, Відсічне, Житомирське та Промислове), та річкові: верхню (від витoku до створу нижче м. Житомира), середню (від створу нижче м. Житомира до створу нижче м. Радомишля) та нижню (від м. Радомишля до впадіння у Київське водосховище).

Для врахування вертикальної динаміки водоростей і мінімізації похибки, викликані їх міграцією у товщі води, на глибоководних станціях проби відбирали, починаючи з поверхневого горизонту і далі – через кожен метр водної товщі аж до придонного шару. Відібрані проби зливали в один посуд, з якого відбирали інтегровані проби об'ємом 1,0 дм³. На мілководних станціях, глибина яких не перевищувала 2,0 м, аліквоту відбирали з поверхневого горизонту. Всього було відібрано 572 альгологічні проби, які фіксували 40%-м формальдегідом, концентрували осадовим методом. Для обліку чисельності водоростей застосовували камеру Нажотта об'ємом 0,02 см³ та світловий мікроскоп Carl Zeiss [9, 14]. У залежності від кількості організмів прораховували або всю камеру, або

частину її доріжок. Обов'язково робили повторні підрахунки – не менше ніж трьох крапель однієї проби. Визначення систематичного (видового) складу водоростей проводили згідно із загальновідомими правилами за традиційними в альгології вітчизняними визначниками та іноземними посібниками з урахуванням останніх флористичних зведень [11, 13].



Рис. 1. Карта-схема р. Тетерів та розміщення станцій відбору проб на її акваторії

Біомасу фітопланктону визначали лічильно-об'ємним методом, згідно якого біомасу кожного виду вираховували множенням його чисельності в кожній конкретній пробі на об'єм клітини [12]. Домінуючими вважали види, біомаса яких була не меншою 10% щодо загальної біомаси проби. В якості субдомінантів виділяли види, біомаса яких була не меншою 5% від загальної [7].

Результати досліджень

Аналіз розподілу по ділянках річки біомаси та ролі основних відділів, які формують весняний фітопланктон, показав як спільні для всіх ділянок ознаки, так і певну відмінність. Найвища середня біомаса для цього періоду – $1,60 \text{ г/м}^3$ – була відмічена на нижній ділянці річки, найнижча – $0,50 \text{ г/м}^3$ – на середній. Структуруючим відділом навесні для річкової ділянки можна вважати *Vacillariophyta* – до 83% біомаси належало представникам саме цього відділу. Діатомові водорості формували і основу домінуючого комплексу. Така ситуація пояснюється скиданням паводкових вод, за рахунок чого по всій річковій ділянці відмічається певна монотонність фітопланктону. На зарегульованій ділянці у структурі біомаси домінуюча роль належала *Chrysophyta*, за рахунок масової вегетації *Dinobryon behningii* Swir. Їм поступалися діатомові та зелені водорості. Частка *Chlorophyta* у структурі біомаси річкової ділянки складала від 4 до 36%. Суттєвою, особливо для верхньої ділянки р. Тетерів, була і частка *Euglenophyta* (рис. 2а). Біомаса інших відділів була незначною.

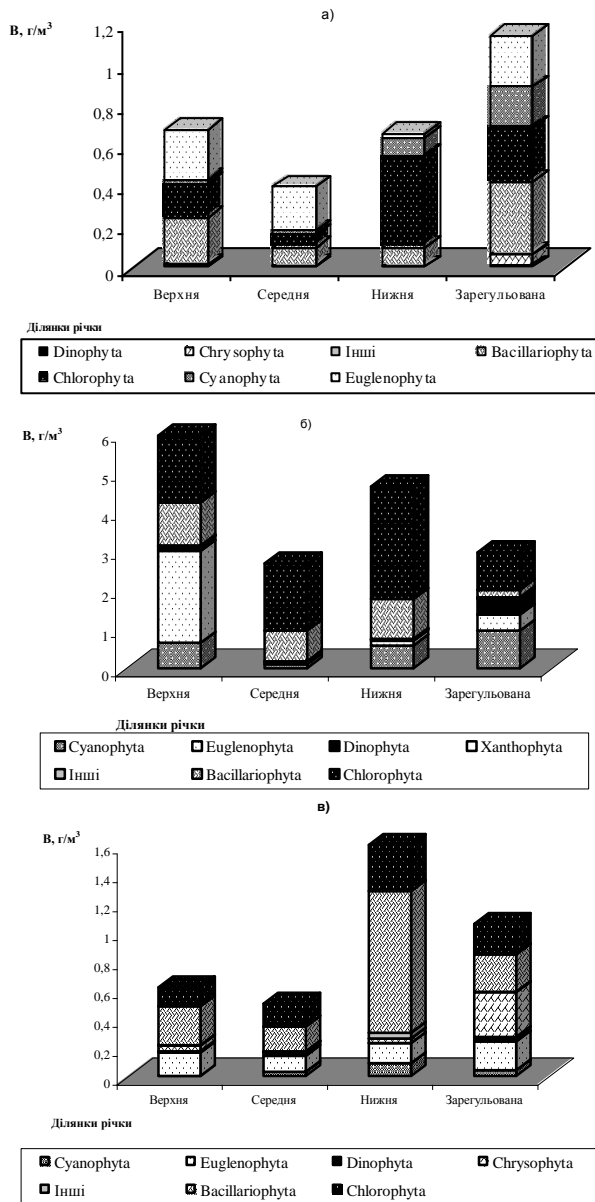


Рис. 2. Структура біомаси фітопланктону р.Тетерів:

а) навесні; б) влітку; в) восени

Примітка. Тут і на рис. 4 у групу «інші» віднесені відділи, біомаса яких не перевищує 2% від її загальної величини.

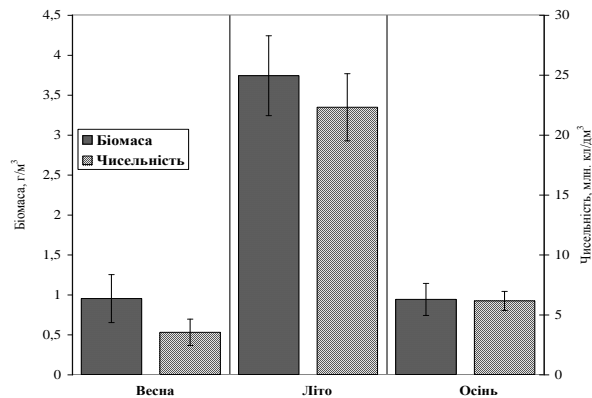


Рис. 3. Динаміка чисельності та біомаси фітопланктону р. Тетерів

Влітку фіксували значну гетерогенність планктонних угруповань досліджуваних ділянок р. Тетерів (рис. 2б). На середній, нижній та зарегульованій ділянках за величиною біомаси на рівні відділів домінували Chlorophyta. На середній та нижній ділянках за ними йшли діатомові та синьозелені водорості, на зарегульованій – синьозелені та евгленові. У структурі біомаси верхньої ділянки, як і навесні, значно переважали евгленові водорості. Найвищу середню біомасу фіксували на верхній ділянці річки (5,95 г/м³), найнижчу – на середній (2,68 г/м³).

Істотну гетерогенність ділянок річки відмічали і восени (рис. 2в). За біомасою на верхній і середній ділянках домінували Euglenophyta з різним відсотком субдомінування діатомових та зелених водоростей. На нижній ділянці основу біомаси формували зелені, діатомові та синьозелені водорості, а на зарегульованій – діатомові, зелені та евгленові. Найнижча середня біомаса була відмічена на середній ділянці річки (0,40 г/м³), найвища – на зарегульованій (1,18 г/м³). У структурі біомаси зарегульованої ділянки спостерігали зменшення частки евгленових водоростей від Трощанського до останнього у каскаді Промислового водосховища із зростанням ролі синьозелених. В останньому частка Cyanophyta у структурі біомаси та чисельності є найбільшою у порівнянні з іншими водосховищами. Просторово-часові зміни біомаси в основному були аналогічними динаміці чисельності фітопланктону (рис. 3). Проте у структурі чисельності провідна роль належала Cyanophyta, особливо влітку, коли частка синьозелених водоростей сягала 96% від загальної чисельності водоростевих клітин. Значна частка у формуванні чисельності фітопланктону на різних ділянках річки належала Chlorophyta, Bacillariophyta, а навесні на зарегульованій ділянці ще й Chrysophyta.

У часовому аспекті на різних ділянках річки відмічали зростання середньої біомаси та чисельності від весни до літа і їх зниження від літа до осені.

У просторовому аспекті спостерігали локальне зниження біомаси та чисельності водоростей на середній ділянці річки, що обумовлено антропогенним пресом міст Житомира, Радомишля та Коростишева [1, 2, 4].

Домінуючий комплекс. Склад домінуючого комплексу, структура і сукцесія (сезонна та основна) може бути репрезентативним показником стану річкової екосистеми, оскільки саме динаміка видів-домінантів визначає особливості зміни біомаси у цілому [10].

За досліджуваний період у фітопланктоні р. Тетерів було виявлено 66 домінантів та 38 субдомінантів, що складає 30% видового багатства річки. Таким чином, майже третина складу планктонної флори на різних ділянках річки у різні періоди часу виступала в якості структурного організатора угруповань. Основну частку домінуючого комплексу формували зелені, діатомові, евгленові та синьозелені водорості. 19 основних видів-домінантів формували 52% біомаси проб.

Структурність складу структуроутворюючих елементів фітопланктону, вірогідно, характерна для водойм із природно та антропогенно сформованою неоднорідністю умов існування планктонних угруповань. При цьому висока полідомінантність біомаси фітопланктону є енергетичною основою стійкості водної екосистеми до впливу як абіотичних, так і біотичних чинників, оскільки водорості виступають харчовим ресурсом, здатним підтримувати в природних умовах функціонування гідробіонтів вищих трофічних рівнів, включаючи не лише безхребетних, а й іхтіофауну. Значне різноманіття видів-домінантів дозволяє вважати екосистему річки у значній мірі стійкою до антропогенного пресу, оскільки при зниженні вегетації одного виду екологічна ніша може бути заповнена іншим, що не призведе до значного порушення функціонування водної екосистеми.

Аналіз різноманіття видів-домінантів різнотипних ділянок р. Тетерів дозволяє говорити про відносну просторову гетерогенність домінуючого комплексу при збереженні континуальності фітопланктону основних ділянок річки, що мають відмінний гідрологічний режим та різний ступінь антропогенного навантаження (рис. 4).

Основу домінуючого комплексу складає пелагічно-літоральний комплекс (частка планктонних форм становить 71%, літоральних – 23% від загального складу домінуючих видів водоростей), частка бентосних та перифітонних форм найменша (у сумі 6%). Водночас серед домінантних видів переважають одноклітинні, ценобіальні та колоніальні морфологічні структури.

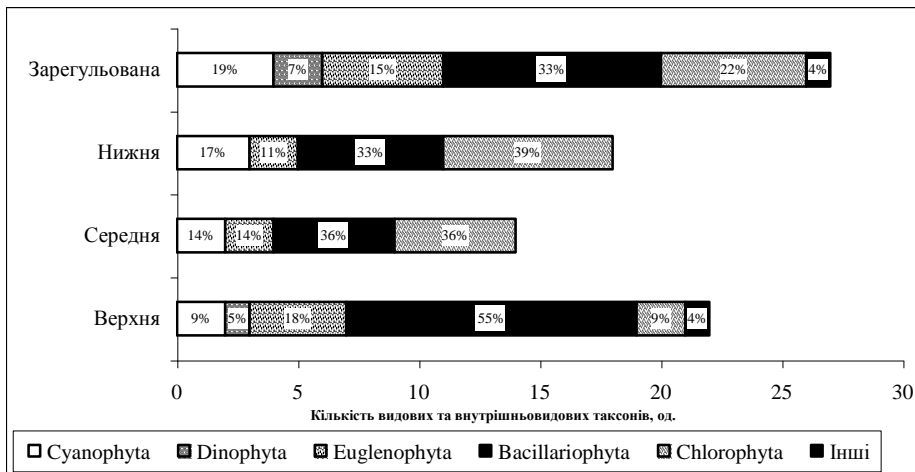


Рис. 4. Структура домінуючого комплексу фітопланктону різнотипних ділянок р. Тетерів

Висновки

1. Кількісні показники розвитку фітопланктону р. Тетерів характеризуються значною просторово-часовою неоднорідністю. У часовому аспекті на різних ділянках річки відмічали зростання середньої біомаси та чисельності від весни до літа і їх зниження від літа до осені. У просторовому відношенні спостерігали локальне зниження біомаси та чисельності водоростей на середній ділянці річки, що обумовлено антропогенним пресом міст Житомира, Радомишля та Коростишева.

2. Домінуючому комплексу фітопланктону р. Тетерів властива відносно висока гетерогенність. Переважну його частку формують зелені, діатомові, евгленові та синьозелені водорості. Серед домінантних видів переважають пелагічно-літоральні форми, частка бентосних та перифітонних форм найменша.

Перспективи подальших досліджень

Наші дослідження будуть направлені на визначення структурно-функціональних характеристик фітопланктону річок та озер Правобережного Полісся.

Література

1. Васенко О.Г., Верніченко Г.А. Комплексне планування та управління водними ресурсами. – К.: Ін-т географії НАН України, 2001. – 367 с.
2. Гідрохімія та радіогеохімія річок і боліт Житомирської області: Монографія / С.І. Сніжко, О.О. Орлов, Д.В. Закревський та ін. – Житомир: Волинь, 2002. – 264 с.

3. *Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши 1988 г. – Ч. 1: Реки и каналы. Бассейн Днепра.* – К., 1989. – С. 82–105.
4. *Екологічна ситуація Житомирщини. Статистичний збірник.* – Житомир-Київ: Вид-во НДІ статистики Держкомстату України, 1998. – 227 с.
5. *Кузьмінчук Ю.С.* Продукція і таксономічний склад фітопланктону середньої притоки Дніпра: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. – К., 2007. – 24 с.
6. *Кузьмінчук Ю.С., Щербак В.І.* Фітопланктон р. Тетерів. Стан вивчення проблеми // Вісн. Житомир. держ. ун-ту ім. Івана Франка. – Житомир, 2004. – Вип. 19. – С. 269–274.
7. *Ляшенко О.А.* Сравнительный анализ планктонных альгофлор озер Неро и Плещево // Ботан. журн. – 2003. – 88, № 3. – С. 30–37.
8. *Малі річки України / За ред. А.В. Ящика.* – К.: Урожай, 1991. – 294 с.
9. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка.* – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
10. *Охапкин А.Г., Старцева Н.А.* Состав и экология массовых видов фитопланктона малых водоемов городских территорий (диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли) // Ботан. журн. – 2003. – 88, № 9. – С. 84–97.
11. *Разнообразие водорослей Украины / Под ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко // Альгология.* – 2000. – 10, № 4. – 309 с.
12. *Топачевский А.В., Масюк Н.П.* Пресноводные водоросли Украинской ССР. – К.: Вища шк., 1984. – 336 с.
13. *Царенко П.М., Петлеванный О.А.* Дополнение к разнообразию водорослей Украины. – К.: Ин-т ботаники им. Холодного НАНУ, 2001. – 130 с.
14. *Щербак В.І.* Методи досліджень фітопланктону // Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – К., 2002. – С. 41–47.
15. *Щербак В.І., Кузьмінчук Ю.С.* Фітопланктон річки Тетерев в умовах неоднородності формування річкового стоку (Україна) // Альгология. – 2006. – 16, № 1. – С. 81–91.