

О. Б. Мехед

Черниговский национальный педуниверситет им. Т.Г.Шевченко

СОДЕРЖАНИЕ НУКЛЕИНОВЫХ КИСЛОТ В ОРГАНАХ И ТКАНЯХ КАРПА В ЗАВИСИМОСТИ ОТ УСЛОВИЙ СОДЕРЖАНИЯ

Представлены результаты о содержании нуклеиновых кислот различных органов и тканей сеголетки и двухлетки карпа чешуйчатого под действием гербицидов и ионов меди.

Ключевые слова: карп чешуйчатый, зенкор, 2,4-Д, ионы меди, нуклеиновые кислоты, нуклеазы

О. В. Mekhed

Chernihiv National Pedagogical University named after Taras Shevchenko

CONTENT NUCLEIC ACIDS IN ORGANS AND TISSUES OF CARP DEPENDING ON THE MAINTENANCE

The results of numerical range of nucleic acids of various organs and tissues and tsohorichky dvohrichky carp flake that held for the action of herbicides and copper ions

Keywords: carp scaly, zenkor, 2,4-D, cuprum ions, nucleic acid, nucleases

Рекомендує до друку

Надійшла 20.06.2013

В.В. Грубінко

УДК 504.4.054 +614.777

О.І. ПРОКОПЧУК, В.В. ГРУБІНКО

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

ФОСФАТИ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Здійснено аналіз інформації щодо джерел та інтенсивності надходження, вмісту, перетворення і впливу фосфатів на водні організми та гідроекосистеми. Встановлено, що біологічний ефект фосфатів щодо водних організмів та гідроекосистем визначається їх кількістю у воді (допорогові рівні – корисні, поза порогові – викликають патології організмів та “цвітіння” води), гідрохімічними умовами водойм та фізіологічною чутливістю окремих організмів.

Ключові слова: сполуки фосфору, водойми, евтрофікація, токсичність

Фосфор знаходиться у природних і стічних водах переважно у формі фосфат-іонів. Останні класифікують на ортофосфати, конденсовані фосфати (піро-, мета- та інші поліфосфати), а також органічно зв'язані фосфати. Вони зустрічаються в розчинах, частково, або в детритах, або у складі водних організмів.

Фосфор необхідний для росту організмів і є поживним ресурсом, що визначає первинну продуктивність водойми. У водоймах, де фосфати обмежують продукцію, викид необроблених або забруднених стічних вод, сільськогосподарський стік або води промислових підприємств сприяють росту фотосинтезуючих водних мікро- та макроорганізмів у небажаних кількостях. Фосфати також зустрічаються на дні водойм або в біологічних болотах, в обох випадках як осажені неорганічні форми, так і включені в органічні сполуки [16].

Слід відмітити подвійну роль сполук фосфору. З одного боку, вони відіграють визначальну роль в процесі фотосинтезу і є матеріалом, що необхідний для побудови клітин фітопланктону, з іншого – надлишок сполук фосфору призводить до розвитку евтрофікації у водоймах [2].

Шляхи надходження фосфатів у водойми. Автори роботи [13] поділяють джерела надходження фосфатів у поверхневі води на дві категорії: точкові джерела (наприклад, промислові підприємства, очисні споруди підприємств житлово-комунального господарства) і дифузні джерела (наприклад, стоки із сільськогосподарських угідь). Разом з тим у роботах [2, 3] зазначається, що основними джерелами надходження сполук фосфору у водойми є: атмосферні опади, поверхневий стік із забудованих територій, річковий стік, ерозія ґрунту, абразія (руйнування берега), донні відклади, дренажні води зрошувальних систем, притік фосфору із глибинних вод моря, а також в результаті азотфіксації і фотосинтезу гідробіонтів. Окрім того, вважають джерелами надходження фосфатів континентальне вивітрювання, добрива, тваринні відходи і пряме захоронення фосфатів [17].

Автори [13] показали, що основні джерела надходження фосфору у водойми територій країн Європейського Союзу (по 12 країнах, включаючи Великобританію) такі: добрива – 16%, промисловість – 7%, фонові джерела – 9%, людські і побутові відходи – 24%, детергенти – 10%, стічні води – 34% (мал. 1).

Значним джерелом надходження сполук фосфору у водойми є атмосферні опади, включаючи атмосферний пил. Кресин В.С. і співав. [2] дослідили різні шляхи надходження фосфатів у водойми прибережної зони Чорного моря. Встановлено, що потоки фосфатів у Чорне море оцінювались величиною 67,4 тис. т/рік (атмосферні опади і атмосферний пил). За той самий період надходження фосфатів у Чорне море з атмосферними опадами оцінювалось величиною 436 т/рік. Середнє значення надходження фосфатів складає 33,9 тис. т/рік. Використовуючи значення площі територіальних вод України, розраховано, що в прибережні води України з атмосферними опадами щорічно надходить 1,56 тис. т. фосфору [2].

Джерелами надходження фосфатів з урбанізованої території в основному є побутові стічні води. Згідно з будівельними нормами і правилами, в СРСР в побутових джерелах води середній вміст фосфору на одну людину за добу становив 3,3 г [4], а згідно з даними Кульського Л.А. [3], від 0,75 до 5,0 г фосфору. Близькі значення встановлені зарубіжними дослідниками. Закордонні дослідники приводять також значення викидів фосфорних сполук з побутовими стоками у розрахунку на одного жителя 2-5 г., яке за використання детергентів збільшується в 2,5 рази в стічних водах у США та на 85% у Англії [4].



Мал. 1. Основні джерела надходження фосфору у водойми [13].

Надходження сполук фосфору зі стічними водами точкових джерел, дренажними водами зрошувальних систем суттєво впливає на якість води в районі викиду стічних вод. Якщо в 1995 році в Чорне море скидалось 55,2 т мінерального фосфору, то в 2005 році – 382,1 т [2], що

викликано збільшенням надходження речовин, які містять фосфор на очисні споруди і зниження рівня очистки. Окрім того, надмірне використання фосфатів при виробництві синтетичних миючих засобів призвело до збільшення умісту фосфору у побутових стічних водах у 2-3 рази, а в промислових – у 100 разів [2]. Отже, більша частина водойм, яка отримує стічні води, надзвичайно збагачена фосфором порівняно з іншими біогенними елементами. Таке збагачення не може не викликати стресового впливу на екосистеми [12]. У дощових водах, які стікають з міста, вміст фосфору може сягати до $1,5 \text{ мг/дм}^3$, а вже протягом першої години дощу із водозабору вулиць площею 5670 га змивається 200 кг фосфору [4]. Порівняльний аналіз згаданих даних свідчить про те, що з 1996 до 2006 року порівняно з 90-ми роками помітна тенденція до зростання кількості загального фосфору зі стоком головних рік України. Так, суттєво збільшилось надходження загального фосфору зі стоком р. Дніпро. Це, можливо, пов'язано зі збільшенням складових фосфору за рахунок використання миючих і чистячих засобів промисловістю і населенням, а також з погіршенням очистки побутових стічних вод від фосфатів на очисних спорудах комунального господарства і несанкціонованими викидами неочищених стічних вод в басейн р. Дніпро [2]. Надходження фосфатів за рахунок абразії берегів північно-західної частини Чорного моря оцінювалось величинами від 5,01 до 42,0 т/рік [2]. Притік із глибинних вод моря сполук фосфору з морськими водами із глибинної зони у північно-західну частину Чорного моря складає 96 тис. т/рік [2]. Не менш важливим джерелом насичення води біогенними елементами, зокрема фосфором, є донні відкладення. Наприклад, під час шторму за добу з 1 м^2 дна Кременчуцького водосховища у воду потрапляє 1-9 мг мінерального фосфору [3]. Із розвитком сучасної агротехніки до 2% фосфорних добрив, які вносяться в ґрунт (а при неправильному і неакуратному використанні – ще більше), змивається у водойми ґрунтовими, дощовими і талими водами [3]. За довготривалого застосування великих доз добрив виніс фосфору із ґрунту з поверхневим стоком може збільшуватись внаслідок накопичення цього елемента у верхньому шарі ґрунту. За матеріалами різних країн виніс фосфору може досягати 20-50 кг/га. В Швейцарії кількість фосфору і азоту, які попадають в ріки з поверхневим стоком, дорівнює загальній кількості забруднень, які вносяться усіма стічними водами з населених міст і промислових підприємств [7].

Велике значення має забруднення вод детергентами (синтетичними миючими засобами, до складу яких входять солі неорганічних кислот, фосфати). Детергенти покривають поверхню водойм шаром поверхневої плівки. Вона зменшує випаровування, що викликає підвищений прогрів поверхні води. Утворення плівки перешкоджає надходженню кисню у воду і виділенню вуглекислого газу із води у повітря протягом тривалого часу. Детергенти також поглинають частину ультрафіолетового проміння. Вони практично не окисляються і знижують співвідношення біологічної потреби кисню, у зв'язку з чим є сильною отрутою для біоти. Так, в концентраціях вище $0,5-25 \text{ мг/дм}^3$ детергенти викликають загибель бокоплавів і багатьох риб [6].

Перетворення фосфатів. У будь-якій водоймі, яка існує тривалий час за таких умов, що в ній відбувається “цвітіння” водоростей, останні гинуть, осідають і розкладаються. В результаті цього біогенні елементи знову надходять у поверхневі шари води. При цьому велике значення має не тільки їх концентрація, а також і співвідношення N/P (азот/фосфор). Згідно з концепцією надмірного поглинання водоростями, які ростуть в умовах надлишку фосфору, вони запасують значну кількість цього елемента понад свої справжні потреби. Після загибелі клітин, відкладений фосфор швидко вивільняється, що обумовлює низьке співвідношення N/P при поверненні у середовище цих біогенних елементів. Встановлено, що безперервне надходження фосфату в озеро не викликає пропорційного збільшення концентрації фосфат-іонів у водах озера, отже частина фосфату випадає в осад [12]. Оскільки в озерних водах часто спостерігається високий вміст кальцію, можна припустити, що одним із шляхів видалення фосфатів є їх випадання у вигляді фосфатів кальцію.

Вплив фосфатів на рослинний і тваринний світ. Відомо, що фосфор є необхідним біогенним елементом для росту і розвитку водоростей. Для оптимального росту водоростей різних видів потрібна різна кількість фосфору. Наприклад, результати попередніх дослідів з використанням культури *Pteromonas varians* показали, що для цієї водорості необхідний

високий вміст фосфору порівняно з іншими біогенними елементами [12]. Різні види *Chara* мають дуже низьку потребу у фосфаті: найкраще ця водорість росте за концентрації фосфату нижче 20 мг/дм³ [12]. Встановлено, що для підтримання максимального росту фітопланктону в природному озері достатньо 20 мг фосфату на 1 дм³ води. Однак, у водоймах, які містять не більше 10 мг/дм³ розчинених фосфатів у верхньому шарі води приблизно 10 м, спостерігається принаймні одне цвітіння в рік. У морській воді фосфор зазвичай міститься у невеликих кількостях і часто слугує фактором, який обмежує ріст фітопланктону. Виходячи з принципу лімітуючих факторів, рівень фосфору у воді буде регулювати ріст лише до того часу, поки кількість фосфору обмежена. Якщо вміст фосфору спочатку був обмеженим, а потім став підвищуватися, то швидкість росту також буде пропорційно збільшуватись до того моменту, коли який-небудь інший фактор не стане лімітуючим. В цьому випадку надмірний вміст фосфору уже не буде викликати відповідної стимулюючої дії [12].

Найчастіше внаслідок «цвітіння» води найінтенсивніше розвиваються синьозелені водорості, які займають домінуюче положення у гідробіоценозах. По-перше, синьозелені водорості володіють колосальним потенціалом розмноження: за вегетаційний період (приблизно 70 днів) одна клітина може дати 10²⁰ потомків, в той час серед жителів фауни водойми практично немає тварин (безхребетних, риб), які б активно споживали синьозелені водорості і сприяли регулюванню їх чисельності. По-друге, клітини синьозелених водоростей виробили протягом багатомільйонної еволюції високу стійкість до впливу несприятливих факторів навколишнього середовища – різких перепадів температури і освітленості, зневоднення, наявності різних хімічних сполук і т. д. Однією з адаптацій, що захищає клітини, є слиз, який покриває їх чохлам і захищає від шкідливих впливів. По-третє, до найбільш сприятливих умов для розмноження синьозелених водоростей належить низький вміст кисню. Не пригнічує синьозелені водорості і висока концентрація у воді органічних сполук. Вони чудово себе почувають у цьому “бульйоні”, оскільки для них характерний міксотрофізм, або змішаний тип живлення [3].

У водяних рослин (мікро-, макроводоростей і макрофітів) найбільш наочною реакцією на токсичні впливи, зокрема надмірної кількості фосфору у воді, є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу. Найбільші зміни виявляються у надзвичайно швидкому рості водоростей у поверхневих водах. Планктонні водорості викликають помутніння води і появу плавучих плівок. Прибережні водорості призводять до замулення, дуже часто до утворення плавучих плівок і до пошкодження очерету. Розкладання цих водоростей обумовлює зниження вмісту кисню в глибинних шарах і в поверхневих водах біля берега [12]. Під впливом інгібіторів фотосинтезу у водяних рослин можливі два типи реакцій: а) пригнічення фотосинтезу і зростання інтенсивності дихання як прояв деструкційних процесів; б) повне пригнічення як дихання, так і фотосинтезу, внаслідок чого рослина гине. При цьому у водоймах виникає дефіцит кисню і гинуть тварини. Вищі водяні рослини проходять певні стадії відмирання: спочатку змінюється забарвлення листя, із зеленого на жовте, буре або коричневе, потім листя в’яне, втрачається тургор, а його маса поступово розкладається. Одноклітинні водорості зазнають лізису, а продукти їх розкладу розчиняються у воді [9].

Фосфорвмісні гербіциди в певних концентраціях також впливають на інтенсивність фотосинтезу в клітинах водоростей. Пригнічення цієї фізіологічної функції виявлялося при вмісті цих гербіцидів у середовищі 0,1 мг/дм³, а концентрації розчинених у воді гербіцидів в межах 1-10 мг/дм³ стимулювали інтенсивність фотосинтезу водоростей [11]. Малі концентрації цих токсикантів на перших етапах дії можуть виявляти стимулюючий вплив на гідробіонтів: у водоростей і вищих водяних рослин посилюється фотосинтез, у безхребетних прискорюється рухливість, може навіть зростати плодючість, риби виявляють ознаки збудження. Однак такі явища тимчасові і вони швидко змінюються патологічними ознаками. Присутність у водоймах високих концентрацій детергентів може викликати отруєння риб. Особливо вони небезпечні для мальків риб, ікринок, мікроорганізмів водойм. Показано, що смертельною дозою синтетично-миючих засобів для мальків риб являється концентрація 3,5-18,0 мг/дм³ [10]. Крім того, детергенти викликають надмірне піноутворення, що погіршує кисневий режим у водоймах і негативно впливає на рослинність прибережних районів [7].

Надкевич Л.І. та Надкевич А.Л. [8] виявили, що унаслідок уживання кроликами води із вмістом детергентів, у них знизився рівень гемоглобіну та порушилися білковий, жировий і вуглеводневий обміни. Це викликало порушення ферментативної та неферментативної антиоксидантної системи. У печінці всіх вікових груп 100 мишей посилювалося пероксидне окислення ліпідів, також посилювався антиоксидантний захист організму.

Серед гербіцидів, які використовують у сільському господарстві, все частіше застосовують препарати, що мають у своєму складі гліфосат. Внесені в ґрунт, вони частково можуть поступати у водойми, сприяючи зміні функціональної активності гідробіонтів: водоростей, безхребетних риб. Впливаючи на гіллястовусих рачків, спостерігали всі фази патологічного процесу: гіперзбудження, порушення координації рухів, пригнічення функції дихання і серцевого ритму, параліч і смерть [11]. Вміст у водному середовищі раундапу 0,004 мг/дм³ призводить до неоднозначних реакцій в органах карпа: найменші зміни проходять в мозку і зябрах, незначні – в кишечнику, найбільші – в м'язах і печінці, при чому останні є найбільш чутливими [11].

Вплив сполук фосфору на екосистемні процеси. Реакція біоценозів водойм на забруднення виявляється як у змінах видового складу гідробіонтів, що входили до складу біоценозу перед забрудненням водойми, так і у змінах чисельності та біомаси окремих видів [9]. На відміну від органічного забруднення, надходження у водойму токсичних речовин майже завжди приносить на екосистему різко негативний, стресовий вплив, який призводить до погіршення його стану, тобто до відхилення від оптимального і переходу до екстремального екологічного стану. Після надходження у водні екосистеми токсичні речовини, зокрема фосфати, в першу чергу взаємодіють з планктонними організмами. В організмі ракоподібних-фільтраторів вони накопичуються в особливо великій кількості. Тому фільтратори є своєрідним першим буфером, що приймає основний токсичний прес на себе, зменшуючи тим самим негативний вплив на організми інших популяцій. Унаслідок цього вони першими випадають із складу планктону, що веде до зміни домінантних видів у ньому.

За рахунок токсифікації значні зміни відбуваються і в кількісній структурі. Серед таксономічних груп домінування переходить від гіллястовусих ракоподібних до більш резистентних до токсикантів коловерток і веслоногих. Коловертки можуть переносити таке забруднення завдяки високим темпам розмноження і здатності відкладати латентні яйця, які добре захищені товстими оболонками від несприятливого впливу. Із веслоногих, особинами, які стійкі до дії отрут, характеризуються циклопоїди завдяки наявності у них щільного хітинового покриву, хижацькому способу живлення і статевому розмноженню. На відміну від цих груп більш уразливими є гіллястовусі і каланоїди з фільтраційним способом живлення, які можуть швидко і в великій кількості поглинати і накопичувати розчинені і зважені отруйні речовини [9, 14]. Внаслідок цього серед трофічних груп замість миролюбних починають переважати всеїдні і хижі консументи.

Зниження інтенсивності споживання планктонних водоростей зоопланктоном призводить до їх більш інтенсивного розвитку, аж до виникнення "цвітіння" води. Організми зоопланктону взагалі чутливіші до дії багатьох токсикантів, ніж водорості, тому первинна продукція в умовах невисокого токсичного забруднення може навіть зростати внаслідок зниження пресу зоопланктону на фітопланктон. Одночасно з цим зростає і розкладання (деструкція) фітопланктону, що прискорює самозабруднення водойм.

З появою у воді отруйних речовин зменшується загальна кількість видів зоопланктону і його кількісна різноманітність. Зменшення видового багатства відбувається, головним чином, за рахунок спеціалізованих стенобіонтних ендемічних і реліктових видів, а також видів з особинами великого розміру і довгим життєвим циклом. Одночасно кількість універсальних еврибіонтних видів-космополітів, а також видів малого розміру і короткоциклових збільшується [9, 11, 12] Одним із наслідків цього є зменшення середньої індивідуальної маси особин, а невеликі представники, як відомо, володіють великою швидкістю метаболізму і високим репродуктивним потенціалом, забезпечуючи цим самим прискорений обмін речовин та енергії в екосистемі.

Токсиканти у водних екосистемах розподіляються між компонентами планктону нерівномірно і це призводить до докорінної перебудови структури планктонних угруповань. Як правило, такі перебудови здійснюються в три етапи. На першому істотно коливаються показники чисельності і біомаси планктонних популяцій, що характеризується як етап “розкачування” системи. На другому відбувається зміна домінантних форм, яка проявляється в тому, що види-домінанти і субдомінанти переходять на другий план або зовсім зникають, а домінантами стають види, які раніше були другорядними. Такі зміни найчастіше мають стрибкоподібний характер і виявляються при досягненні певних критичних значень концентрації токсиканта. Третій етап характеризується повною зміною структури гідробіоценозів: зникає домінування окремих планктонних видів, чисельність і біомаса яких весь час змінюється при загальній тенденції до падіння. У випадку тривалого впливу токсикантів може повністю зникати фітопланктон, внаслідок чого призупиняється фотосинтез, порушуються трофічні ланцюги, і екосистема відмирає. При переважанні водної екосистеми токсичними речовинами, які пригнічують її енергетичний потенціал та порушують екологічні зв'язки, на певному етапі розпочинаються “коливальні” процеси, услід за якими настає корінна перебудова екосистеми, що призводить до дезорганізації її структури, а в подальшому – до її повної загибелі.

У донних відкладеннях такі процеси виражені менш чітко, незважаючи на те, що токсиканти до них надходять у складі завислих частинок та відмерлого планктону. Донний мул інтенсивно адсорбує токсиканти, тут вони зв'язуються у складні нетоксичні сполуки. У зв'язку з цим прямий вплив токсикантів на бентос можна і не виявити. Нестійкі органічні токсиканти руйнуються мікроорганізмами донних відкладень і частково засвоюються мікро- і мезо-бентосними організмами, які живляться мулом (нематоди, олігохети, личинки хірономід). Акумуляція токсикантів з донних відкладень здійснюється по трофічних ланцюгах: мул – донні мікроорганізми – бентосні безхребетні – риби-бентофаги (лящ, сазан, лин, сом та інші). Такі риби хворіють. При тривалому накопиченні токсикантів мул стає токсичним [9].

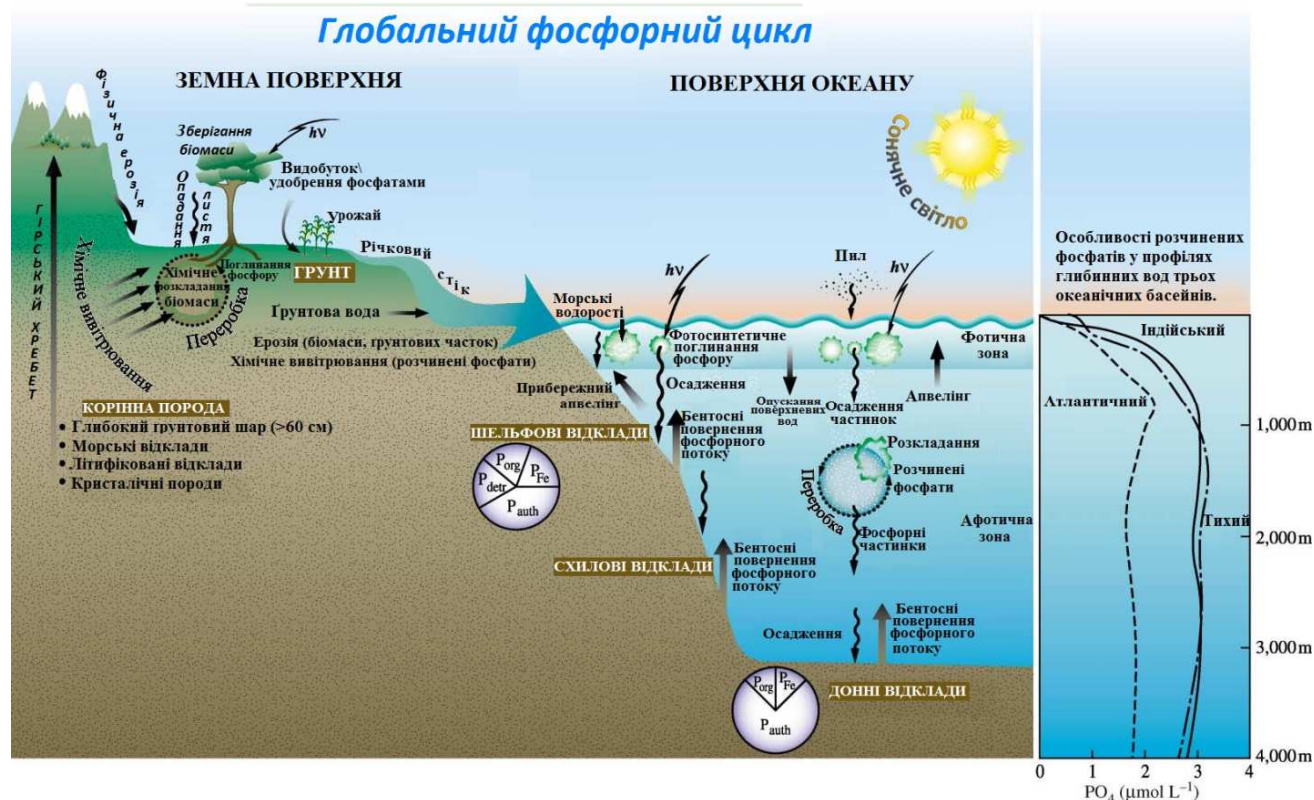
Як і в інших екстремальних екологічних умовах при токсичному забрудненні зменшується інформаційна різноманітність (індекс Шеннона) і спрощується кількісна структура угруповання. В процесі токсифікації значно знижуються темпи відтворення зоопланктону за рахунок зменшення плодючості і швидкості продукційних процесів – добові Р/В-коефіцієнти зменшуються в середньому з 0,22 до 0,14. Окрім того, більша частина особливо чутливого до шкідливого впливу молодняка гине, абортуються або народжуються потворами [11, 12, 14].

Негативні наслідки забруднення проявляються не лише в токсичній дії на організми, яка призводить до деградації, ослаблення життєздатності, раннього старіння та елімінації окремих особин, але й у віддалених ефектах, що позначаються на стані потомства і спричиняють зміни генетичного статусу популяції [5].

Висновки

Розглянуті результати досліджень дають змогу стверджувати, що фосфати, потрапивши у водне середовище, негативно впливають як на окремих представників біоти, так і гідроекосистемному рівні (мал. 2).

Найнебезпечнішим явищем є евтрофікація. Помірна евтрофікація в цілому позитивно впливає на біологічні показники водойм, зокрема на рибопродуктивність. При забрудненні природних вод поверхнево-активними речовинами та іншими сполуками, зокрема фосфатами, біологічна продуктивність водойм, як правило, падає, знижується життєдіяльність багатьох організмів, зникають окремі рівні трофічних ланцюгів, і в кінцевому результаті відмирають цілі екосистеми [3].



Мал. 2. Цикл перетворень сполук фосфору у екосистемах (за [15])

1. Кривовязов Е.Л. Неорганические полимерные фосфаты / Е.Л. Кривовязов. — М.: Знание, 1978. — 59 с.
2. Кресин В.С. Динамика поступления соединений фосфора в украинские прибрежные воды Черного моря и комплекс водоохраных мероприятий / В.С. Кресин, Е.В. Еременко, М.А. Захарченко, А.И. Юрченко // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. — 2008. — № 5. — С. 28—33.
3. Кульський Л.А. Фитопланктон и вода / Л.А. Кульський, Л.А. Сиренко, З.Н. Шкавро. — К.: Наукова думка, 1986. — 136 с.
4. Куприянов В.В. Гидрологические аспекты урбанизации / В.В. Куприянов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 184 с.
5. Куцоконь Н. Рослинні тест-системи для визначення генотоксичності / Н. Куцоконь // Вісник НАН України. — 2010. — № 4. — С. 48—52.
6. Лукьянова Т.С. Влияние загрязнения на распределение биологических ресурсов Мирового океана / Т.С. Лукьянова. — М.: Изд-во "Знание" РСФСР, 1991. — 48 с.
7. Львович А.И. Защита вод от загрязнения. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 168 с.
8. Надкевич Л.І. Інновації комбінованого впливу агрохімікатів, нафтопродуктів і детергентів на організм тварин, здоров'я людини та воду водоймищ Тернопільщини / Л.І. Надкевич, А.Л. Надкевич // Безпека життєдіяльності. — Вид-во "Основа", 2007. — № 10. — С. 25.
9. Романенко В.Д. Основи гідроекології: підруч. для студ. еколог. і біолог. спец. / В.Д. Романенко. — К.: Обереги, 2001. — 728 с.
10. Третиник В.Ю. Особенности состава синтетических моющих средств и методы их дезактивации / В.Ю. Третиник, В.А. Яременко // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. — 2008. — № 5. — С. 77—78.
11. Усенко О.М. Влияние фосфорсодержащих гербицидов на функциональную активность водорослей / О.М. Усенко, О.В. Мантурова, А.И. Сакевич // Гидробиол. журн. — 2010. — Т. 46, № 1. — С. 75—87.
12. Фосфор в окружающей среде / Ред. Э. Гриффит, А. Битон, Дж. Спенсер, Д. Митчел. — М.: Мир, 1977. — 760 с.
13. Dils R. Phosphorus in the environment – why should recovery be a policy issue? / R. Dils, S. Leaf, R. Robinson, N. Sweet / Environment Agency. CEEP 12-13 March 2001. <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/projects/phosphate-recovery/Nordwijkerhout/Sweet0204.doc>.

14. *Markel D.* Phosphorus cycling and phosphorus sources in Lake Kinneret: Tracing by oxygen isotopes in phosphate / D. Markel, Y. Kolodny, B. Luz, A. Nishri // *Israel J. Earth Sci.* — 1994. — Vol. 43. — P. 165—178.
15. *Paytan A.* Tracing the Sources and Biogeochemical Cycling of Phosphorus in Aquatic Systems Using Isotopes of Oxygen in Phosphate / A. Paytan, K. McLaughlin, M. Baskaran (ed.). — *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Advances in Isotope Geochemistry.* — Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. — P. 419—436.
16. *Ruttenberg K.C.* The Global Phosphorus Cycle / K.C. Ruttenberg // *Treatise on Geochemistry.* — 2003. — Vol. 8. — P. 585—633.
17. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* / Ed.: E.W. Rice, R.B. Baird, A.D. Eaton, L.S. Clesceri. — American Water Works Association / American Public Works Association / Water Environment Federation, 2012. — 22nd Ed. — 1360 p.

Е. Прокопчук, В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка

ФОСФОР В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Рассмотрены вопросы о путях поступления соединений фосфора, их преобразование, а также влияние на растительный, животный мир водных экосистем. Проанализирована информация о влиянии фосфатов на водные экосистемы в целом. Рассмотрены результаты исследований позволяют утверждать, что избыток фосфатов в водной среде негативно влияет на всю гидросистему. Опасным явлением является эвтрофикация, которая тесно связана с фосфорным загрязнением. Умеренная эвтрофикация в целом положительно влияет на биологические показатели водоемов, в частности на рыбопродуктивность. При загрязнении природных вод поверхностно-активными веществами и другими соединениями, в частности фосфатами, биологическая продуктивность водоемов, как правило, падает, вымирают трофические цепи, снижается жизнедеятельность многих живых организмов и в конечном итоге отмирают целые экосистемы.

Ключевые слова: соединения фосфора, вода, эвтрофикация, токсичность

O. Prokopchuk, V. Grubinko

Ternopil National Pedagogical University named after Volodymyr Hnatiuk

PHOSPHATE IN AQUATIC ECOSYSTEMS

The analysis available in professional domestic and foreign literature, information on the impact of phosphates on aquatic ecosystems as a whole and its individual components. The questions as to how the flow of phosphates and their conversion, and the impact on flora, fauna and ecosystem organisms.

The results of studies make it possible to assert that the phosphates, hitting the aquatic environment can have a negative impact on the entire ecosystem, and on some of its components. The most dangerous thing is eutrophication, which is closely associated with pollution, but between them there is a fundamental difference. Moderate eutrophication overall positive effect on biological indicators of water, including fish productivity. If contamination of natural waters surfactants and other compounds, such as phosphates, biological productivity of water usually falls entirely extinct food chain, declining livelihoods of many living organisms and eventually die off entire ecosystems.

Keywords: phosphorus, water, eutrophication, toxicity

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 18.04.2013