

introduction. *Chemosphere*. 2011 Aug. 84(6):735-6.

3. Wang Z, Guo Q, Tian L. Tracing phosphorus cycle in global watershed using phosphate oxygen isotopes. *Sci Total Environ*. 2022. Jul 10. 829:154611.

УДК [571.5(28):591.521.11](285.3)

**РОЛЬ РІЗНИХ ПРОЯВІВ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ
НА ПРОСТОРОВО-ЧАСОВУ ДИНАМІКУ
МАКРОЗООБЕНТОСУ МЕТАУГРУПОВАНЬ
РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

Воліков Ю. М., Старосила Є. В., Рибка Т. С.

Інститут гідробиології НАН України

E-mail: voprogram@ukr.net

У довоєнні роки із основних чинників, які впливали на розвиток угруповань макрзообентосу та інших біотичних складових більшості досліджених локалітетів був імпульсно-стабілізований водневий режим, обумовлений роботою Київської ГЕС. Скиди води, характеризувалися певними, екологічно обґрунтованими рівнями, що підтримували сприятливі для розвитку угруповань макробезхребетних параметри гідрохімічного режиму, зокрема, вмісту кисню у воді.

Дослідження проводилися у період 2022-2024 рр. на акваторії шести вибраних локалітетів: два з яких знаходилися на русловій ділянці р. Дніпро («Русло, нижче затоки Собаче гирло»; «Канівське водосховище, парк «Наталка»), на двох станціях затоки Собаче гирло («Собаче гирло, застійна зона»; «Собаче гирло, човнова станція»), поруч розташований малий водоймі («Ізольована водойма, біля затоки Собаче гирло») та станції на оз. Вербне («оз. Вербне, точка нижня»).

З весни 2023 р. внаслідок ведення воєнних дій усталений гідрологічний режим Канівського водосховища було порушено. Весняні рівні води піднімалися до 6,5 м. [1]. У 2024 р. високі рівні також межувалися з різкими їх спадами.

Аномально висока амплітуда їх коливань мала вкрай негативні наслідки для мешканців донних біотопів. Послідовність процесів, що тут відбувалися і механізми їх впливу були неоднаковими в різних локалітетах. У тих із них, що мали

контакт з русловою ділянкою, в результаті підйому рівня, з водою, що прибуває із глибинних мулистих біотопів у літоральні піщані біотопи, пасивно чи активно мігрували форми організмів макрозообентосу та їх ювенільні стадії. Коли, зі спадом рівня, вода відходила, ділянки літоралі на невизначений час оголювалися, міліли і значні їх площі пересихали. Така різка зміна умов мешкання вкрай негативно впливала на спільноти організмів, що починали формуватися. Наступний підйом води знову покращував якісні та кількісні показники угруповань макрозообентосу, але уже на суттєво нижчому їх рівні, оскільки значна частка макробезхребетних гинула від зневоднення. Повторення таких циклів акумулювало негативні зміни в угрупованнях, які фіксувалися як у сезонному так і в річних аспектах.

Однією з особливостей структури популяцій цього періоду досліджень донних безхребетних було зафіксоване зростання кількості молодих особин та ювенільних стадій різних груп макрозообентосу (*Gammaridae*, *Chironomidae*, *Trichoptera*, *Oligochaeta* та ін.). Причина цього явища бачиться одночасно як наслідком загального потепління клімату, що викликає передумови для зростання кількості річних генерацій організмів та їх репродуктивних циклів. Одночасно, можливий відгук популяцій на різке погіршення умов середовища, коли міняється сама стратегія виживання водних тварин. Але в перехідній стадії ця стратегія проявляє себе не ефективно. Подальше невідворотне зниження температур, хоча і з затримкою, все ж здійснює свій рушійний вплив і більшість молодих особин були не в змозі йому протидіяти.

Цілком реальним видається розвиток подій коли після аномальних перепадів рівня води і періодів майже повного зневоднення літоралі, угруповання, із затримкою, починають тільки оговтуватися від перенесеного стресу. При цьому, необхідного часу для проходження повного циклу розвитку організмам влітку не вистачає. Цей період зміщується охоплюючи початок і середину осіннього сезону, коли достатньо високі температури і відносна стабілізація гідрологічного режиму ще дозволяють функціонувати. У такому випадку значна чисельність молодих стадій гідробіонтів є лише слідом від

нормальних часових меж сталого розвитку угруповань. При цьому сценарії, для отримання об'єктивних результатів еколого-санітарного стану угруповань макробезхребетних, очевидно, потрібно порівнювати не літні сезони досліджень а, наприклад, літній 2023 з осіннім 2024 року.

Якщо у 2023 р. багаті видами літні таксономічні склади локалітетів мали більшість значимих зв'язків подібності та біорізноманіття з осінніми видовими складами, то у 2024 р. макрозообентос літнього і осінніх сезонів мав схожі риси уже з бідними по складу весняними угрупованнями [2, 3]. Це свідчило про спрощення структур донних угруповань.

Аномальні амплітуди коливання рівня води здійснюють негативний вплив на донних мешканців також опосередковано, через трансформацію самих біотопів. Поруч з осушенням літоралі низький рівень призводить до посилення вітрового-хвильового перемішування раніше глибинних ділянок мулистих біотопів. В результаті підняті із замуленого дна, мілкодисперсні фракції донних відкладів та рослинного детриту, при підвищенні рівня, осідають на розташовані вище ділянки піщаної літоралі або ж переносяться течією в інші літоральні біотопи. Про трансформацію, що відбувається свідчить поява і збільшення частки пелофільних видів в таксономічних складах донних угруповань.

Отже, на даний час угруповання макробезхребетних досліджених локалітетів, вочевидь, знаходяться на стадії коли підвищення температури і подовження терміну теплого періоду стимулює їх до збільшення кількості річних генерацій та репродукційних циклів. Але, хоча і з затримкою, низькі осінні температури негативно впливають на розвиток, ще не достатньо сформованих організмів. Відбувається трансформація самих біотопів, що підтверджує ріст чисельності пелофільних видів, раніше не зустрінutih в наших дослідженнях.

Таким чином, нестабільний та аномальний режими роботи каскаду водосховищ та непрогнозований водообмін заплавлених водойм Дніпра, викликані воєнними діями, супроводжуються різними механізмами трансформації біотопів і мають негативний вплив на угруповання макробезхребетних.

Список літератури

1. <http://cgo-sreznevskyi.kyiv.ua/uk/diialnist/hidrolohichna?id=152>
2. Афанасьєв С.О., Юришинець В.І., Воліков Ю.М., Усов О.Є., Ляшенко А.В. Прикладні програми для обробки гідробиологічних даних. Методичний посібник. – Київ, 2019. – 28 с.
3. <http://hydrobio.kiev.ua>

УДК 504.53:502.58:591.5(597)

**ВПЛИВ ВІЙНИ НА СТАН ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ:
ОБҐРУНТУВАННЯ ПРІОРИТЕТНИХ МЕТАЛІВ ДЛЯ
МОНІТОРИНГУ**

Гладчук М. М., Горин О. І., Прокоп'як М. З., Боднар О. І.

Тернопільський національний педагогічний університет
імені Володимира Гнатюка

E-mail: gladchuk@tnpu.edu.ua

Сучасні військові конфлікти супроводжуються не лише соціальними й економічними втратами, але й серйозними змінами у структурі та функціонуванні природних екосистем. Порушується рівновага в біогеохімічних циклах, знижується здатність екосистем до самовідновлення. Особливе занепокоєння викликає вплив бойових дій на водні об'єкти – річки, озера, ґрунтові й поверхневі води, які можуть зазнавати як прямого, так і опосередкованого забруднення. Внаслідок згоряння пального, руйнування техніки, використання боєприпасів та вибухових речовин до водойм потрапляє широкий спектр забруднювальних компонентів, серед яких чільне місце посідають важкі метали та їх сполуки. Забруднення посилюється через вторинну міграцію токсикантів із ґрунтів під час злив, ерозійних процесів або підземного стоку, що створює тривалий і складний для прогнозування екологічний вплив [1, 2].

Проаналізувавши сучасні наукові джерела, можна виокремити низку металів, які найчастіше надходять у водне середовище з військової техніки та озброєння. Серед них – залізо (Fe), алюміній (Al), марганець (Mn), хром (Cr), ртуть (Hg), свинець (Pb), мідь (Cu), цинк (Zn) і кадмій (Cd). Ці елементи