

ISSN: 2306-9716 (Print)
ISSN: 2664-6110 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2(53)



Видавничий дім
«Гельветика»
2024

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. – К. :
Видавничий дім «Гельветика», 2024. – № 2(53). – 278 с.

Головний редактор: Бондар О.І., доктор біологічних наук

Заступник головного редактора: Нагорнева Н.А.

Науковий редактор: Машков О.А., доктор технічних наук

Відповідальний редактор: Сікачина В.Г.

Редакційна колегія:

Гандзюра В.П., доктор біологічних наук

Єрмаков В.М., доктор технічних наук

Захматов В.Д., доктор технічних наук

Іващенко Т.Г., кандидат технічних наук

Коніщук В.В., доктор біологічних наук

Лукаш О.В., доктор біологічних наук

Машков В.А., доктор технічних наук

Михайленко Л.Є., доктор біологічних наук

Нецветов М.В., доктор біологічних наук

Ольшевський С.В., доктор технічних наук

Риженко Н.О., доктор біологічних наук

Рудько Г.І., доктор геолого-мінералогічних наук,

доктор географічних наук, доктор технічних наук

Улицький О.А., доктор геологічних наук

Фінін Г.С., доктор фізико-математичних наук

Шматков Г.Г., доктор біологічних наук

На підставі Наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1) журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б») у галузі біологічних наук (091 – Біологія), природничих наук (101 – Екологія, 103 – Науки про Землю) та технічних наук (183 – Технології захисту навколишнього середовища).

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук.

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl.

*Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus International
(Республіка Польща)*

БЛАГОУСТРІЙ ВОДОЙМ МІСТА КИЄВА ДЛЯ ПІДТРИМКИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМ

Атаєв С.В.¹, Нестер А.А.²

¹Відкритий міжнародний університет розвитку людини «Україна»
вул. Шевченка, 14, 35600, м. Дубно, Рівненська область

²Хмельницький національний університет
вул. Інститутська, 11, 29000, м. Хмельницький
atajev@ukr.net, nesteranatol111@gmail.com

Розглядаються екологічні наслідки благоустрою прибережних захисних смуг та акваторій міських водойм Києва, які активно використовуються для потреб рекреації. Аналізуються тимчасові та постійні (незворотні у часі) зміни природних об'єктів, процесів та явищ в районі розташування озер Буревісник-Корольок та Синє, ставків Пущі-Водиці на р. Котурка, заплавної озера р. Почайна на фоні будівництва нових та реконструкції існуючих об'єктів благоустрою у прибережній зоні водойм, розчищення акваторій від зайвої рослинності та нашарувань мулу, зведення берегоукріплювальних споруд, зміни режиму живлення та морфометричних характеристик водойм. Встановлено, що до деградації екосистем міських водойм призводять зміни гідрогеологічних процесів, втрата водності та порушення режиму живлення водойм, кліматичні фактори, загибель гідробіонтів внаслідок кисневого голодування та порушення зв'язків у ланцюгах живлення. Відсутність раціонально обгрунтованого втручання у стан міських водойм, для яких характерні ознаки деградаційних процесів, може призвести до постійних (незворотних у часі) негативних змін у екосистемах, заболочування, висихання або поступового зникнення водойм. Найбільший вплив на перебіг процесів у системах «прибережна смуга-водойма» серед ефектів антропогенного втручання у стан міських водойм має розчищення та днопоглиблення. Окрім прямого механічного втручання у середовище існування, міграції та розмноження гідробіонтів, зменшення кількості та щільності їх популяцій, благоустрій міських водойм викликає тимчасові зміни мутності води. Розчищення та днопоглиблення водойм викликають короткострокові негативні зміни якості води та умов існування живих організмів, морфометричних параметрів, режиму живлення тощо, при цьому наступні довгострокові зміни сприяють наближенню процесів у екосистемах водойм до природних. *Ключові слова:* водойма, прибережна смуга, акваторія, днопоглиблення, мутність води, морфометричні характеристики, втрати біоресурсів.

Improvement of water bodies in Kyiv to support the functioning of ecosystems. Atayev S., Nester A.

The article considers the environmental consequences of the improvement of coastal protective strips and water areas of Kyiv's urban water bodies, which are actively used for recreation. The paper analyzes temporary and permanent (irreversible in time) changes of natural objects, processes and phenomena in the area of Burevisnyk-Korolyok and Syne lakes, Pushcha-Vodytsia ponds on the Koturka River, floodplain lakes on the Pochayna River against the background of construction of new and reconstruction of existing facilities in the coastal zone of water bodies, removal of excessive vegetation and silt layers, construction of coastal protection structures, changes in the nutrient regime and morphometric characteristics of water bodies. It has been established that the degradation of urban water ecosystems is caused by changes in hydrogeological processes, loss of water content and disruption of the water supply regime, climatic factors, death of aquatic organisms due to oxygen starvation, and disruption of links in the food chain. The lack of rationally justified intervention in the state of urban water bodies characterized by signs of degradation processes may lead to permanent (irreversible in time) negative changes in ecosystems, waterlogging, drying up or gradual disappearance of water bodies. Among the effects of anthropogenic interventions in urban water bodies, clearing and dredging have the greatest impact on the course of processes in the coastal strip-water body system. Clearing and dredging of water bodies causes short-term negative changes in water quality and living conditions, morphometric parameters, nutrition, etc., while subsequent long-term changes help to bring processes in water body ecosystems closer to natural ones. *Key words:* water body, coastline, water area, dredging, water turbidity, morphometric characteristics, loss of biological resources.

Постановка проблеми. Об'єкти поверхневих вод в межах території населених пунктів є невід'ємною складовою урбоекосистеми, слугують важливим рекреаційним ресурсом для населення, виконують роль резервату біотичного різноманіття, приймають дощові стоки із прилеглих територій, які акумулюють більшість забруднень із поверхні водозбору, а у окремих випадках – господарсько-побутові стічні води, що переобтяжені органікою. На фоні процесів

урбанізації водні об'єкти можуть втрачати нормальний стан.

Актуальність дослідження. Розташування водойм в межах території великих міст, зокрема м. Києва, регулярно супроводжується втратою якості води та погіршенням умов існування живих організмів [1, 2]. Історичне розташування м. Києва на місцевості із складним рельєфом, значні площі незручних для забудови територій, особливості міського

планування сприяли збереженню у складі урбоєкосистеми природних ландшафтів із водоймами. Але, останнім часом, водойми руйнуються внаслідок забудови, а ті водойми, які вдається зберегти, потерпають від рекреаційного тиску. На фоні людського фактору до деградації екосистем водойм призводять зміни гідрогеологічних процесів, втрата водності та порушення режиму живлення водойм, кліматичні фактори, загибель гідробіонтів внаслідок кисневого голодування тощо. У такій ситуації важливо підтримувати функціонування водойм в умовах, наближених до природних.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Покращення санітарного стану міських водойм є важливим кроком для їх збереження, а поліпшення умов благоустрою в межах санкціонованих територій для відпочинку людей являється одним із механізмів підтримки гомеостазу екосистем. Відповідно до ДБН Б.2.2-5:2011 «Благоустрій територій» [3] до об'єктів благоустрою, які потребують періодичної підтримки нормального стану, відносяться прибережні захисні смуги водойм. В залежності від того, в якому стані перебуває прибережна зона водойми, як вона використовується населенням, можна робити висновки про стан її акваторії. Оцінюючи та прогножуючи стан водойми, необхідно розуміти, що водні об'єкти разом з їх водозбірними басейнами – складні взаємопов'язані системи. Зміни на водозборі неодмінно призведуть до змін у водоймі. У випадку розташування водойми в межах урбоєкосистеми саме функціонування міста (інфраструктура, населення, промисловість тощо) формує її стан, впливає на природні процеси та явища.

Роботи по благоустрою міських водойм згідно ДБН Б.2.2-5:2011 «Благоустрій територій» [3] спрямовані і на поліпшення стану їх акваторій. У системі «прибережна смуга- водойма» важливо підтримувати нормальний стан прибережної зони, формувати доступ населення до водного об'єкту та

реалізувати його санітарні потреби під час відпочинку. Безпечне перебування людей в районі водойм залежить від гідрологічних процесів, якості води, наявності нормальних умов водообміну, допустимих умов існування гідробіонтів і т.д. Покращуючи санітарний стан водойми, яка використовується для потреб рекреації, впливаючи на її гідрологічні процеси, стан екосистеми, ми можемо сприяти не лише безпечному перебуванню людей, але і підтримувати здатність водойми протистояти зовнішнім факторам із урахуванням рекреаційного тиску.

Практика показує, що відсутність раціонально обгрунтованого та вчасного втручання у стан міських водойм може викликати їх поступову деградацію.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Відповідно до Водної стратегії м. Києва 2018–2025 рр., що розроблена КП «Плесо» [4], на території міста налічується близько п'ятисот водойм. Одним із водних об'єктів, що являється об'єктом благоустрою на території м. Києва у Подільському районі, є озеро природного походження – оз. Синє (рис. 1). Озеро Синє льодяникового походження, а тому його збереження має і наукове значення. Озеро активно використовується для рекреації. За останні 40 років озеро сильно обміліло. Основними природними причинами розвитку таких деградаційних процесів, на думку спеціалістів [4], є підвищення середньорічної температури повітря, що сприяє збільшенню випаровування, та замулення підземних джерел живлення. Антропогенним чинником розвитку деградаційних процесів у водоймі слід вважати водопониження прилеглих (буферних) територій для потреб житлової забудови та автомобільних доріг. Стан водойми, особливо у літній період, за рахунок зменшення концентрації розчиненого кисню потребує меліоративного втручання, збереження унікальної екосистеми та благоустрою прибережної смуги.

Задача поліпшення санітарного стану оз. Буревісник-Корольок (рис. 2) була окреслена як одна із задач охорони і раціонального використання вод-



Рис. 1. Район розташування оз. Синє у Подільському районі м. Києва



Рис. 2. Район розташування оз. Буревісник-Корольок у Дарницькому районі м. Києва

них ресурсів м. Києва відповідно до Комплексної міської цільової програми екологічного благоулуччя міста Києва на 2019–2021 рр. Довжина водойми 380 м, ширина 95 м, площа по урізу води 31442 м². Озеро має рекреаційний характер використання хоча і межує із виробничою інфраструктурою. Враховуючи існуючий рівень заболоченості акваторії, падіння середньої глибини водойми під час ретроспективної забудови територій, виникла потреба у розчищенні водойми та реалізації робіт із благоустрою прибережної захисної смуги. Захисту від руйнування потребувала берегова лінія із облаштуванням габіонних конструкцій.

До об'єктів благоустрою у Оболонському районі м. Києва відносять каскад штучних водойм (ставків) на річці Котурка, яка протікає по території парку Пуща-Водиця. Роботи по покращенню гідрологічного стану ставків Миський та Горащиха шляхом розчищення та днопоглиблення, благоустрою прибережної території виконувалися відповідно до Розпорядження Київської міської державної адміністрації від 11.07.2018 № 1215. Благоустрій ставків Миський та Горащиха окрім розчищення водойм передбачав капітальний ремонт водоскидів (рис. 3 та 4). Роботи із капітального ремонту підпирних захисних стінок ставків та конструкцій шахтних водоскидів земляних дамб були пов'язані, у першу чергу, із старінням гідроспоруд та втратою надійності регулювання рівнів води. При заміні конструкцій водоскидів планувалося часткове спорознення ставків, що, у свою чергу, вплинуло на стан їх екосистем, основні функції гомеостазу.

Площа прибережної захисної смуги ставка Миський становить 1,32 га, площа водного плеса – 2,29 га. Довжина акваторії ставка Горащиха складає 1100 м, ширина – до 110 м. Площа водного плеса ставка Горащиха становить 5 га, а площа прибережних територій, що охоплені захисною смугою – до

10 га. В районі ставка Горащиха розташовується місце масового відпочинку населення – пляж Пуща-Водиці (рис. 4), що відзначений «блакитним прапором».

Одними із унікальних водних об'єктів у Оболонському районі м. Києва є система водойм (озер) на р. Опечень. Трансформація однієї із приток р. Дніпро, а саме, р. Опечень, тривала довгий період та призвела до руйнування гідромережі дніпровської заплави. Тепер тут тягнеться система озер Опечень – залишки старичних заплавних озер. Озера Йорданське та Кирилівське, що входять до складу системи озер Опечень, розділяє дамба (рис. 5). Довжина оз. Кирилівське становить 760 м, найбільша ширина – 380 м, площа водного дзеркала – 19 га, об'єм – 2,28 млн. м³, середня глибина – 12 м. Площа оз. Йорданського – 14,9 га, довжина і ширина 700 і 60–200 м. Його глибина досягає 14–17 м.

Особливість озер полягає в тому, що у прибутковій частині їх водного балансу помітну роль відіграють поверхневі дощові та талі стічні води [2]. Озера системи Опечень не мають прямого гідравлічного зв'язку з р. Дніпро, проте їхній гідрологічний режим змінюється залежно від коливання водності Дніпра внаслідок зміни рівня ґрунтових вод на всій заплавної терасі. Ланцюг озер Опечень – це своєрідний колектор. Пройшовши систему озер, вода з Йорданського озера потрапляє до Канівського водосховища. Сумарне надходження зливових та природних вод до водосховища за оцінками спеціалістів [2] сягає до 13,2 млн. м³/рік. У озерах відбуваються процеси природного доочищення дощових вод із прилеглих територій, а тому їх збереження важливе для стійкості екосистеми Дніпра. Благоустрій прибережних смуг та акваторій оз. Йорданське та Кирилівське окрім зміни морфометричних параметрів водойм за рахунок днопоглиблення та розчищення передбачав забір води для поливу паркової зони, експлуатацію



Рис. 3. Район розташування ставка Миський у Оболонському районі м. Києва (фото дамби із транспортним проїздом)



Рис. 4. Район розташування ставка Горащиха у Оболонському районі м. Києва (фото пляжної зони)



Рис. 5. Аерофотознімок панорами озер Йорданське та Кирилівське у Оболонському районі м. Києва

поверхневого водозабору та насосної станції технічного водопостачання.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Антропогенне втручання у стан міських водойм завжди перебуває у зоні підвищеної уваги зі сторони громадськості. Частково це пов'язано із намаганням зберегти природні об'єкти на теренах міської агломерації, частково із поточним негативним станом водойм, пересуванням будівельної техніки у береговій зоні, роботою землесосного і землерийного обладнання на поверхні акваторій. Благоустрій водойм може поліпшувати стан екосистем, але і одночасно наносити шкоду водним біоресурсам, змінювати режим живлення та конфігурацію водойм. Відсутність раціонально обгрунтованого втручання у стан міських водойм, для яких характерні деградаційні процеси, може призвести до постійних (незворотних у часі) негативних змін у екосистемах, заболочування, висихання або поступового зникнення водойм.

Новизна. На основі оцінки наслідків благоустрою озер Буревісник-Корольок та Синє, ставків Пущі-Водиці, заплавної озера р. Почайна, для яких у тій чи іншій мірі були характерні деградаційні процеси, виділено тимчасові та постійні (незворотні у часі) зміни природних об'єктів, процесів та явищ. Найбільший вплив на перебіг процесів у системах «прибережна смуга-водойма» серед ефектів антропогенного втручання у стан міських водойм має розчищення та днопоглиблення. Такі втручання у стан водойм викликають короткострокові негативні зміни якості води та умов існування живих організмів, морфометричних параметрів, режиму живлення тощо, при цьому наступні довгострокові зміни сприяють наближенню процесів у екосистемах водойм до природних.

Методологічне або загальнонаукове значення. Практика антропогенного цілеспрямованого втручання у стан міських водойм може бути одним із

напрямків збереження гідрологічної мережі на селітебних територіях із високим рівнем урбанізації. Питання благоустрою водойм населених пунктів необхідно розглядати із урахуванням взаємозв'язку короткотривалих змін природних об'єктів, процесів та явищ, як правило, негативного характеру, із довгоочікуваними позитивними змінами у системі «прибережна смуга-водойма».

Викладення основного матеріалу. Обрані як модельні для досліджень водойми Києва, озера Буревісник-Корольок та Синє, ставки Пущі-Водиці на р. Котурка, заплавні озера р. Почайна, є типовими міськими водоймами, де обладнано рекреаційні зони, розташовано стихійні неорганізовані пляжі, наявне аматорське рибальство. Усі вони зазнають антропогенного впливу, що визначає структурні особливості гідроекосистем та якість води у них. Основними джерелами забруднення водойм є поверхневий стік (у т.ч. від розташованих поряд автострад та промислових об'єктів). Більшість забруднень надходять з ґрунтовими та зливовими водами житлових масивів. Водойми розташовані в межах міста, у безпосередній близькості до житлових кварталів, що обумовлює відповідні вимоги до їх санітарно-біологічного стану, а також до стану їх прибережних зон. Для таких водних об'єктів, як показує практика [1, 2], лише природоохоронних заходів для збереження їх екосистем недостатньо, тому необхідні інженерно-меліоративні заходи, спрямовані на періодичне відновлення їх стану.

Важливим етапом відновлення екосистем міських водойм є оцінка рівня їх деградації. Висновки з такого оцінювання стають підґрунтям для формування заходів по благоустрою водних об'єктів. Втручання у водойму, яка перебуває у нормальному стані за більшістю екологічних показників, може викликати невинуваті втрати водних біоресурсів, порушити структурну організацію та функціонування гідробіонтів різних трофічних рівнів, призвести до зміни популяцій домінуючих видів живих організмів та появи нових видів, які здатні краще адаптуватися до змін у екосистемі [5]. Відновлення водойм після реалізації робіт із благоустрою, що були виконані без науково-інженерних обгрунтованих підстав, може тривати на багато більше порівняно із водоймами, втручання у стан яких було виконано вчасно і з необхідним об'ємом меліоративних заходів.

Початкові зміни у екосистемах міських водойм можуть проявлятися не відразу. Загалом спеціалісти при антропогенній деградації водойм виділяють 6 фаз [6]: рівноважну, антропогенно напружену, кризову, катастрофічну, фазу розвитку надзвичайної екологічної ситуації та екологічний колапс. Відновлення екосистем водойм, які перебувають у 4-й та 5-й фазах, потребує значних зусиль. Водойма, яка досягнула 6-ї фази, відновленню не підлягає. При деградації екосистем міських водойм відбуваються зміни, які виходять за рамки стабіль-

ного сукцесійного процесу. Для запобігання постійних (незворотних у часі) змін у екосистемах водойм необхідно вчасно виявити рівень їх деградації.

Основною передумовою для необхідності антропогенного втручання у стан міських водойм є негативна динаміка основних показників якості води. Перше, що змушує звернути увагу на стан водойми, є постійне погіршення якості води, що викликає ряд небажаних процесів та явищ.

Регулярний відбір проб води на міських водоймах Києва для визначення необхідності антропогенного втручання у їх стан виконувався як у холодний, так і у теплий період року, у прибережній та центральній частинах акваторій.

З точки зору рекреаційного використання водойм більш важливою є інформація про динаміку показників якості води саме у теплий період року. При збільшених температурах повітря та води активно починають проявлятися деградаційні процеси, які можна спостерігати і візуально. На початковій стадії розвитку синьо-зелені водорості відіграють позитивну роль у екосистемі водойми. Наростання їхньої біомаси супроводжується споживанням з води поживних органічних і мінеральних речовин. Водорості в процесі фотосинтезу виділяють кисень, що забезпечує процеси дихання живих організмів і покращує якість води. Але їх масовий розвиток спричиняє так званий «біологічний вибух». Сприятливі умови – світло і тепло забезпечують бурхливий розвиток синьо-зелених водоростей, кількість яких збільшується й утворює «плями цвітіння».

Масове розмноження синьо-зелених водоростей може викликати пригнічування вищої водної рослинності, втрату прозорості води та появу запахів, загибель гідробіонтів у прибережній зоні водойм, все це може свідчити про те, що водойма з тих чи інших причин тяжіє до деградації [1, 2, 6]. Синьо-зелені водорості в результаті своєї життєдіяльності виділяють токсини (алкалоїди, низькомолекулярні пептиди та ін.), які становлять небезпеку для живих організмів.

Визначення складу водоростей на досліджуваних водоймах Києва проводили шляхом гідробіологічного аналізу. Основний метод полягав у концентрації фітопланктону на мембранних фільтрах і подальшому підрахунку кількості у камері Горяєва [5]. Виявлено, що процесам цвітіння у водоймах сприяють термофікація води та обмежений водообмін. Серед екологічних факторів, що інтенсифікують «цвітіння» водойм [2]: зниження водообміну і проточності води, поява застійних зон, досить висока (до 26–28°C) температура води протягом травня-вересня, накопичення біогенних елементів і органічних речовин, наявність необхідних для протікання фотосинтезу макро- і мікроелементів. Основним збудником «цвітіння» води у досліджуваних міських водоймах Києва є комплекс трьох видів синьо-зелених водоростей: *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon*

flos-aquae, *Anabaena flos-aquae*. Основним поштовхом до їх розвитку є первинна евтрофікація за рахунок вимивання органічних речовин із прибережної зони водойм, пізніше до неї додається антропогенна евтрофікація.

Дослідженнями вмісту у воді розчиненого кисню за сезонами року виявлено чітке зниження цього показника у період, коли розпочинається саме масове збільшення кількості синьо-зелених водоростей. Для цього періоду (квітень-вересень) є характерним також незначне зменшення кількості діатомових і збільшення зелених водоростей. Отримані дані свідчать про те, що саме синьо-зелені водорості є причиною забруднення міських водойм влітку. Для досліджуваних водойм такі показники якості води, як біохімічна потреба кисню (БПК), хімічне споживання кисню (ХСК) та азот амонійний (NH₄), перевищували регламентовану норму у 5–6 разів в холодний період року та у 15–20 разів у теплий період року. Візуально по усіх водоймах у період масового розмноження синьо-зелених водоростей спостерігали пригнічення вищої водної рослинності. Одним із факторів незадовільного стану водойм було зменшення кількості виловлених представників окремих видів іхтіофауни, зокрема, окуня звичайного (*Perca fluviatilis*), карася сріблястого (*Carassius gibelio*), що свідчило про зменшення чисельності їх популяцій. При цьому чисельність популяцій таких небажаних для міських водойм видів іхтіофауни, як сонячний окунь (*Lepomis gibbosus*) та амурський чебачок (*Pseudorasbora parva*) (рис. 6), зростала із року в рік.



Рис. 6. Види іхтіофауни, масове розмноження яких свідчило про розвиток деградаційних процесів

Загалом під час дослідження деградаційних процесів у водоймах були виявлені такі закономірності.

1. Підвищення вмісту біогенних елементів у верхніх горизонтах водойм викликає бурхливий розвиток планктонних водоростей та збільшення чисельності зоопланктону, що харчується фітопланктоном. Прозорість води різко знижується, глибина проникнення сонячних променів зменшується, що призводить до поступової загибелі донних рослин від нестачі світла. Після загибелі донних рослин

відбувається деградація популяцій організмів, чий життєвий цикл був з ними пов'язаний.

2. Водорості та бактерії, що масово розмножилися у верхніх горизонтах водойм, мають набагато більшу сумарну поверхню тіла та біомасу, а ніж нормальний рослинний комплекс при сталому рівні евтрофікації водойми. При цьому вночі фотосинтез в цих рослинних угрупованнях сповільнюється, а процес дихання продовжується, що потребує затрат розчиненого кисню. В результаті зранку, особливо в теплі дні, кисень у верхніх горизонтах водойм опиняється майже вичерпаним, виникає загибель організмів, що мешкають у верхніх горизонтах водойм, від нестачі кисню (так званий «літній замор»).

3. Значна кількість відмерлих організмів із верхніх горизонтів водойм опускається на дно, де проходить їхнє розкладання. Але, як згадували вище, донна рослинність гине на ранніх стадіях евтрофікації, і виробництво кисню тут майже не відбувається. Якщо ж взяти до уваги, що біопродуктивність водойми завдяки евтрофікації збільшується, між виробництвом та споживанням кисню в придонних горизонтах спостерігається дисбаланс, кисень тут стрімко витрачається, і все це призводить до загибелі бентосних організмів, навіть не пов'язаних з придонною рослинністю (так званий «зимовий замор»).

4. У донному фунті, позбавленого кисню, проходить анаеробне розкладання відмерлих організмів з утворенням таких небезпечних речовин, як феноли (C_6H_5OH) та сірководень (H_2S), які призводять до отруєння організмів у водоймах, що спричинює ще більш масоване відмирання, як наслідок – додаткове збільшення споживання розчиненого кисню при розкладенні органіки. Мулові нашарування, які регулярно накопичуються на дні водойм, формують джерело систематичного погіршення якості води, викликають деградацію екосистем.

До комплексу інженерно-меліоративних заходів на міських водоймах Києва, які наближали їх стан до природного, входили заходи із очищення від замулення та днопоглиблення, поліпшення санітарно-епідеміологічного стану прибережних захисних смуг, берегоукріплення, очищення та регулювання поверхневого стоку, захисту від підтоплення шляхом регулювання рівнів води.

Із урахуванням рівня деградації досліджуваних водойм роботи із відновлення та поліпшення їх стану здійснювалися у 3 етапи: перший етап – роботи в зоні акваторій водойм із розчищення та днопоглиблення, що дозволяло у перспективі ліквідувати основне джерело систематичного забруднення води, відновити баланс розчиненого кисню у придонних горизонтах водойм, збільшити рівень біорізноманіття у екосистемах шляхом відновлення популяцій гідробіонтів, які тривалий період були пригнічені; в окремих випадках послуговувалися фітомеліораціями шляхом висадження та формування нових рослинних прибережних угруповань; другий етап – роботи

у прибережній зоні водойм по закріпленню берегової лінії габіонними конструкціями та відновлення регулюючих гідроспоруд, що зменшувало інтенсивність абразії берегової лінії та змив частинок ґрунту у водне середовище; благоустрій прибережних територій та відновлення рослинних угруповань, висадження нових порід дерев, облаштування газонів багаторічних трав та їх захист від розмиву; реконструкція наявних та облаштування нових рекреаційних зон; третій етап – інженерно-меліоративне облаштування місць площинного змиву із прилеглої транспортної інфраструктури, перехоплення та спрямована міграція зливових вод, що зменшувало вміст завислих речовин, органіки та нафтопродуктів у водоймах; інженерно-меліоративне облаштування інфраструктури водоохоронних територій, що було пов'язано із відновленням або новим облаштуванням дорожньо-стежкової мережі навколо водойм, будівництвом сходів та оглядових майданчиків з метою зменшення рекреаційного навантаження на берегову лінію.

Усі перелічені види робіт із благоустрою міських водойм, для яких у тій чи іншій мірі були характерні деградаційні процеси, виконувалися за комплексним принципом, але починалися вони із акваторії та завершувалися на прилеглих (буферних) водоохоронних територіях. Оцінити роль кожного інженерно-меліоративного заходу у системі «прибережна смуга-водойма», ефект у відновленні екосистем міських водойм і подальшому їх використанні для потреб рекреації складно, але пріоритет ставили саме на роботах в акваторії.

Розчищення та днопоглиблення не в усіх випадках покращує стан водойм, але може запустити природні процеси, які були пригнічені тривалий період, призвести до поліпшення гідрохімічного та гідрбіологічного режимів водойм.

Якщо питання благоустрою міських водойм рекреаційного призначення стоїть у покращенні гідрологічного, і як наслідок, санітарного стану водойм, то їх розчищення в окремих ділянках (локаціях) акваторій від зайвих мулових нашарувань та днопоглиблення є одним із раціонально обґрунтованих видів антропогенного втручання у стан екосистем. Такі втручання викликають відновлення режиму живлення водойм, підвищення вмісту концентрації розчиненого кисню, поліпшення інших показників якості води, зокрема, зменшення біохімічної потреби кисню (БПК), хімічного споживання кисню (ХСК) [5]. Через певний період часу, як показує досвід благоустрою озер Буревісник-Корольок та Синє, ставків Пущі-Водиці, заплавних озер р. Почайна, спостерігається загальне покращення якості води, що тягне за собою супутні процеси поліпшення умов існування, міграції та розмноження гідробіонтів різних трофічних рівнів.

Очищення міських водойм процес складний і трудомісткий – їх повна і якісна очистка може

бути проведена виключно з використанням спецтехніки. При цьому важливо не забувати, що природні, штучні і рекреаційні водойми – це складні, населені певними організмами екосистеми, які дуже чутливі до механічного втручання. Перш ніж приступити до робіт по розчищенню та днопоглибленню, необхідно врахувати характер забруднень (товщина мулових нашарувань, листя і гілки дерев, пні, корчі, будівельне сміття, побутові забруднення, коренева система водної рослинності тощо); площу (об'єм) і глибину ділянок (локацій) акваторій, які очищаються; наявність (відсутність) берегових підступів і площ для пересування спецтехніки. Очищення дна вимагає правильної організації процесу з урахуванням всіх перерахованих вище факторів при мінімально можливому перебуванні спецтехніки в районі прибережних захисних смуг водойм, на поверхні акваторій. Від процесу організації будівельного комплексу залежить тривалість відновлення екосистем водойм та збереження окремих популяцій гідробіонтів, які тривалий період були пригнічені до благоустрою.

Для уточнення ділянок (локацій) акваторій досліджуваних водойм Києва, де є можливість та необхідність розчищення та днопоглиблення, виконувалися деталізовані дослідження дна, вивчали морфометрію водойм, відбиралися проби мулу для визначення його консистенції, фізичних властивостей, хімічного складу та наявності токсичних компонентів. Так, під час благоустрою оз. Синє при обстеженні дна було пробурено всього 26 досліджуваних свердловин із забором проб мулових нашарувань, а при розчищенні оз. Кирилівське – всього 15 досліджуваних свердловин. При цьому площа акваторії оз. Кирилівське становить 19 га, а площа оз. Синє – 4,6 га, середня глибина оз. Кирилівське становить 14 м, а глибина оз. Синє – 0,8 м, для відновлення оз. Кирилівське планувалося видалення мулу об'ємом до 6902 м³ на площі акваторії 8628 м², а для відновлення оз. Синє – видалення мулу об'ємом 17332 м³ на площі акваторії 20411 м².

Оскільки накопичення мулу найчастіше утворюють мілини, що перешкоджають нормальному водообміну, під час очищення водойм рекомендується одночасно провести роботи з поглиблення дна. Так, у визначених ділянках (локаціях) акваторії оз. Буревісник-Корольок глибина видалення мулових нашарувань разом із ґрунтами, що складають корінне дно, складала від 0,46 до 1,75 м, у ставку Миський – від 0,35 до 0,75 м. Якщо локації розчищення та днопоглиблення на акваторіях оз. Кирилівське, ставків Миський та Горащиха тяжіли до прибережної зони, то для озер Синє та Буревісник-Корольок основні об'єми вийнятої суміші мулу і земляних мас локалізувалися у центральній частині.

Вибір техніки для очищення та днопоглиблення досліджуваних водойм, в першу чергу, залежав від віддаленості забрудненої ділянки від лінії берега, глибини водойми, наявності підступу до ділянки

(локації) акваторії, яка очищається, її площі та прогнозованого об'єму вийнятих земляних мас.

На практиці існує кілька способів очищення та благоустрою природних водойм [4, 7]: механічний ручний (ручна очистка дна від великих предметів різного походження, а також видалення великих скупчень донних і плаваючих видів водних рослин); гідромеханічний (для здійснення даного способу використовується міні-земснаряд); механізований (очищення проводиться гусеничним екскаватором з подовженою стрілою або екскаватором типу драглайн).

В залежності від масштабу і специфіки розчищення та днопоглиблення міських водойм Києва користувалися відразу трьома способами або їхніми комбінаціями. Механічне ручне очищення дна використовувалося з метою подальшої нормальної роботи міні-земснаряда. Міні-земснаряд представляє собою модульний понтон (рис. 7), з встановленим на ньому насосним обладнанням та системою трубопроводів для розмиву і забору мулових нашарувань із подальшим транспортуванням по пульпопроводу на значні відстані. З його допомогою очищали невеликі площі, досить глибокі і важкодоступні ділянки (локації) акваторій, а також виконували поглиблення дна. Міні-земснаряд ідеально підходить для очищення дна водойм від мулу і дрібних твердих частинок ґрунту.

Складування наносів після розчищення оз. Синє, ставка Миський здійснювалося на карту наміву в межах прибережної захисної смуги. Висушений та зневоднений мул відвантажувався на транспортні засоби та вивозився у місця постійного захоронення твердих побутових відходів (ТПВ). За більшістю показників та результатами дослідження фізико-хімічних властивостей вийняті земляні маси мулової консистенції ідентифікували як «безпечні» відходи, але їх повторне використання у різних галузях народногосподарського комплексу потребувало додаткових досліджень. Висушування та зневоднення суміші земляних та мулових мас після розчищення оз. Буревісник-Корольок, ставка Горащиха та озер Йорданське та Кирилівське виконували у геотубах (рис. 8).

За класифікацією геотуби (рис. 8) можна віднести до підкласу «Геосинтетичні оболонки» класу «Геосинтетичні матеріали»: вони являють собою полімерні тканини зшивні геосинтетичні замкнуті фільтруючі оболонки технічного призначення. Використання геотуб є ефективним варіантом зневоднення депонованих мулових мас безпосередньо в районі водойм [7]. Геотуби виконуються із поліпропіленових ниток, розроблених спеціально для зневоднення. Завдяки геосинтетичним оболонкам зневоднений мул не схильний до повторного обводнення, стійкий до розмиву, осипання та вітрової ерозії. Поєднання процесів зневоднення, кондиціонування і складування мулових нашарувань в районі



Рис. 7. Фотофіксація міні-земснаряду на акваторії ставка Миський у Оболонському районі м. Києва



Рис. 8. Фотофіксація геотуб у прибережній зоні ставка Горащиха, де здійснювали зневоднення та висушування суміші земляних та мулових мас

берегової лінії міських водойм Києва дозволило не лише отримати велику партію однорідного за складом матеріалу, але і не допустити погіршення якості води. Геотуби здатні видаляти нафтопродукти з води шляхом їх накопичення у стінках, геосинтетичні матеріали завдяки своїй текстурі і способу виробництва виступають свого роду фільтром, хімічно стійким до нафтопродуктів [7].

Механізований спосіб очищення досліджуваних водойм за допомогою екскаватора типу драглайн застосовувався на ділянках (локаціях) акваторій оз. Йорданське та Кирилівське, наближених до берегової лінії. Драглайн використовувався для очищення прибережних ділянок від кореневої системи осоки (*Carex*), очерету (*Phragmites*), латаття (*Nymphaea*) та іншої водної рослинності.

Оцінити прямі (незворотні у часі) втрати водних біоресурсів при розчищенні та днопоглибленні міських водойм у економічному еквіваленті на практиці досить складно через відсутність необхідної нормативно-правової бази та можливості чіткої ідентифікації кількості гідробіонтів, що постраждали, відмерли або були перенесені водою із ділянки (локації) акваторії, яка очищається.

Наявність виїнятих мулових нашарувань надає можливість виконати наближену оцінку втрат бентосу порівняно із станом дна водойми до благоустрою, але така оцінка через епізодичні та локальні механічні втручання у дно водойм не може бути репрезентативною для гідроекосистеми в цілому. Що стосується вищої водної рослинності, то за критерій її трансформації можна використати площу покриття акваторії до та після благоустрою водойм [8]. При цьому зменшення концентрації макрофітів після розчищення та днопоглиблення водойм не завжди виступає негативним ефектом благоустрою, оскільки така водна рослинність здатна відносно швидко відновитися. Практика відновлення міських водойм Києва показала, що площа покриття прибережною рослинністю акваторій ставків Миський та Горащиха

після благоустрою зростає, порівняно до антропогенного втручання. Це можна пояснити різними причинами, в тому числі і активізацією природних процесів, які сприяли поліпшенню зростання макрофітів за рахунок раціонально обгрунтованого антропогенного втручання.

Окрім прямого механічного втручання у середовище існування, міграції та розмноження гідробіонтів, зменшення кількості та щільності їх популяцій, благоустрій міських водойм викликає тимчасові зміни мутності води.

Мутність води формується в результаті складної взаємодії між берегом, водою та наносами. Вона постійно змінюється у просторі і часі, залежить від режиму та розмиваючої здатності хвиль. Течії у водоймах є несталими і просторово неоднорідними, вони здатні переносити тверді частинки (наноси) та змінювати свої межі, що призводить до постійної динаміки мутності води. У випадку міських водойм до природних чинників зміни мутності додається поверхневий стік, пересування спеціальної техніки у прибережній зоні та робота міні-земснарядів.

Оцінка зміни мутності води у визначених ділянках (локаціях) розчищення та днопоглиблення міських водойм полягала у визначенні наступних характеристик: час осідання твердих частинок у воді, T , с; відстань, на яку будуть винесені тверді частинки, L , м; радіус «хмари» мутності води, K_2 , м; площа замулення води у ділянці (локації) акваторії, S , м²; об'єм води у акваторії із підвищеною мутністю V , м³.

На рис. 9 наведено приклад схематичного розташування ділянок (локацій) розчищення та днопоглиблення в районі ставка Горащиха.

Час осідання частинок ґрунту у водному середовищі T , с, [5]:

$$T = \frac{\bar{H}}{W}, \quad (1)$$

де \bar{H} – середня глибина ділянки (локації) акваторії, яка очищається, м; W – середня швидкість осі-

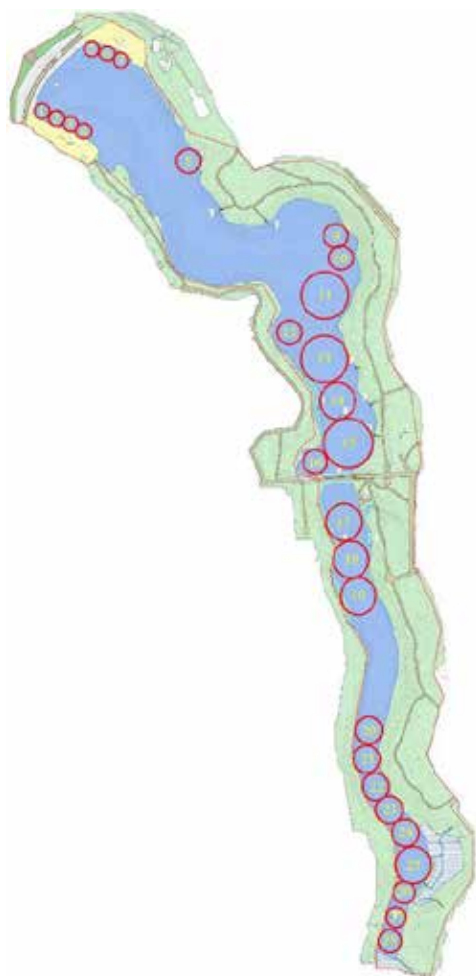


Рис. 9. Нанесення ділянок (локацій) розчищення та днопоглиблення ставка Горащиха

данія твердих частинок у ділянці (локації) акваторії, м/с.

Середня швидкість осідання твердих частинок згідно формули Стокса:

$$W = Kgr^2 \frac{\rho' - \rho}{\mu}, \quad (2)$$

де K – коефіцієнт, що залежить від форми твердої частинки мулових нашарувань; g – прискорення вільного падіння у воді, м/с²; r – середній радіус твердої частинки мулових нашарувань, м; ρ' – середня густина мулових нашарувань, кг/м³; ρ – густина води, кг/м³; μ – коефіцієнт в'язкості води, м²/с.

Час та швидкість осідання твердих частинок у ділянках (локаціях) міських водойм Києва різнився. Так, в районі акваторії ставка Горащиха середня швидкість та час осідання наносів складала, відповідно, $W = 0,0002$ м/с та $T = 1827$ с, при розчищенні ставка Міський – $W = 0,0002$ м/с та $T = 1827$ с. Інша ситуація із днопоглибленням оз. Синє, де середня швидкість та час осідання наносів складала, відповідно, $W = 0,00003$ м/с та $T = 26666$ с. Основним фак-

тором, що формував особливості міграції твердих частинок у воді, була глибина розчищення.

Відстань, на яку будуть винесені частинки ґрунту, L , м, складе [5]:

$$L = v_{cp} \cdot T, \quad (3)$$

де v_{cp} – середня швидкість течій в районі ділянки (локації) акваторії, м/с.

Серед усіх водойм найбільша відстань міграції наносів при роботі міні-земснарядів була характерна для оз. Йорданське і становила $L = 210$ м, найменша відстань – для оз. Буревісник-Корольок величиною $L = 15$ м. Ділянки (локації) акваторій із підвищеною мутністю води для зручності схематично приймали округлою формою (див. рис. 9), хоча у реальному часі чітких меж «хмари» мутності води не мають. Радіус «хмари» мутності води K_2 , м:

$$K_2 = r_0 + 0,1 \cdot L, \quad (4)$$

де r_0 – початковий радіус хмари мутності води, м.

Для гідробіонтів міських водойм при їх розчищенні та днопоглибленні найбільшу загрозу має саме визначений радіус «хмари» мутності води (у практиці також зустрічається термін «шлейф» мутності), оскільки від нього залежить площа та об'єми води із підвищеною мутністю. Навіть короткотривале підвищення мутності води може викликати ускладнені умови для існування та міграції гідробіонтів, призвести до того, що деякі із гідробіонтів не зможуть уникнути наслідків погіршення якості води та адаптуватися до різких змін середовища існування, а тому загинуть [5, 8]. Радіус «хмар» мутності води у визначених ділянках (локаціях) акваторій був найбільшим для оз. Йорданське та склав $K_2 = 56$ м, найменшим для оз. Синє – $K_2 = 12$ м. Після визначення радіусу «хмар» підвищеної мутності води розраховували площу S , м², та об'єми V , м³, води із використанням наступних розрахункових залежностей:

$$S = \pi(K_2/2)^2 \quad V = S \cdot \bar{H} \quad (5)$$

Було встановлено, що при пересуванні будівельно-монтажної техніки, роботі міні-земснарядів та руйнації дна і берегової лінії на площі водного плесо акваторії оз. Йорданське величиною 8628 м² підвищеному замуленню підлягав об'єм води $V = 6902$ м³. При розчищенні оз. Синє на площі водного плесо акваторії величиною всього 480 м² підвищеному замуленню підлягав об'єм води $V = 380$ м³. При розчищенні ставка Міський на площі водного плесо акваторії величиною 4654 м² підвищеному замуленню підлягав об'єм води $V = 16987$ м³. Такі розрізнені отримані дані про площу та об'єм замуленої води при розчищенні та днопоглибленні міських водойм Києва свідчать про складність прогнозування наслідків їх благоустрою, де основними факторами погіршення якості води виступає глибина водойм та процес формування «хмар» мутності, зміна конфі-

гурації дна із механічним втручанням у структуру наносів, тривалість перебування міні-земснарядів та режим їх використання.

Оперуючи даними про прогнозовані об'єми води із підвищеною мутністю при розчищенні та днопоглибленні водойм можна оцінити очікувані втрати водних біоресурсів. Найбільш чутливими до змін мутності води є багатоклітинні водорості та вища водна рослинність біоценозів водойм [8]. Підвищена мутність води помітно знижує проникнення світла та призводить до погіршення умов фотосинтезу занурених макрофітів. Загалом, тривалість дії підвищеної мутності води має вирішальне значення для занурених макрофітів. Зокрема, порогова мутність води для макрофітів у ставках Міський та Горащиха, дія якої може призвести до різкого зниження їх продуктивності, складала 0,01–0,02 кг/м³. Досить чутливим до підвищеної мутності води є фітопланктон. В результаті зростання мутності води при розчищенні та днопоглибленні оз. Буревісник-Корольок тимчасово змінився видовий склад фітопланктону: відбулася заміна домінуючих форм у складі діатомових водоростей (*Bacillariophyta*) (планктонних – бентосними), різке зростання ваги монадних форм із синьо-зелених водоростей (*Cyanobacteria*). Було встановлено, що мутність води вище за 0,81 кг/м³ сприяє різкому зниженню первинної продукції фітопланктону. В районі днопоглиблювальних робіт на акваторії оз. Йорданське була зафіксована середня добова летальна величина мутності води для ракоподібних 6,4 кг/м³, а при мутності води 1,6–3,2 кг/м³ ракоподібні гинули на п'яту добу.

По різному реагує на зміни мутності води в районі акваторій міських водойм іхтіофауна. Оптимальним діапазоном мутності води для іхтіофауни фахівці вважають мутність величиною 0,15–0,65 кг/м³ [5, 7, 8]. Мутність води більше за 0,65 кг/м³ може призводити до зниження іхтіомаси, загибелі ікри, ушкодження зябер молоді та порушення функції дихання. Слід зазначити, що на відміну від планктону та бентосу, доросла риба має можливість активно уникати негативного впливу робіт по розчищенню та днопоглибленню міських водойм. При цьому підвищення мутності води у акваторії, що негативно впливає на фітопланктон та бентос і спонукає їх до дрейфу, у випадках, коли воно не пов'язується з негативними змінами хімічного складу води, викликає міграцію представників більшості видів іхтіофауни назустріч «хмарам» мутності, де риба має можливість харчуватися дрейфуючими безхребетними організмами.

Основні наближені втрати іхтіофауни на міських водоймах Києва під час їх благоустрою були пов'язані із загибеллю дорослих особин внаслідок появи «хмар» підвищеної мутності води. Так, загибель іхтіофауни для оз. Йорданське, Буревісник-Корольок та Синє становила, відповідно, 4,68, 2,63 та 2,26 т. Визначальним критерієм втрати водних біоресурсів був спрогнозований вище об'єм замулення води

в районі роботи міні-земснарядів. Іншою не менш чутливою категорією іхтіофауни до підвищеної мутності води є молодь риб, що гине внаслідок загибелі фітопланктону, зоопланктону та при порушенні нерестилищ. Під час оцінки наслідків благоустрою міських водойм Києва було виявлено, що найбільш чутливим видом іхтіофауни до робіт із розчищення та днопоглиблення являється карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio*).

Розраховані втрати рибопродуктивності мають наближений характер, несуть одноразовий збиток для екосистем водойм. Точна реєстрація загиблих особин у реальному часі ускладнена через масу причин, але оптимізація часу перебування землерийної та землесосної техніки в районі акваторій може бути запорукою для уникнення загибелі різних вікових груп іхтіофауни. Чим менший період впливу підвищеної мутності води при механічному втручанні у дно і береги водойм, тим менші втрати іхтіофауни. Прогнозовані втрати іхтіофауни не враховували здатність дорослих особин до адаптації. Як правило, більшість методик мають наближений характер та дозволяють спрогнозувати ймовірність та кількість випадків прямої загибелі різних вікових груп іхтіофауни. Із урахуванням механізмів адаптації кількість загиблих риб зменшується.

Головні висновки. Будівництво нових та реконструкція існуючих об'єктів благоустрою у прибережній зоні водойм, розчищення акваторій від зайвої рослинності та нашарувань мулу, зведення берегоукріплювальних споруд можуть викликати постійні (незворотні у часі) зміни у екосистемах водойм. При цьому тимчасові негативні зміни екосистем водойм через певний період часу завдяки механізмам саморегуляції, здатності води до самоочищення, адаптації гідробіонтів до зміни умов існування, харчування та міграції, нейтралізуються, а тому варто звертати увагу не на тимчасовий характер змін природних об'єктів, процесів та явищ у системі «прибережна смуга-водойма», а на подальші наслідки функціонування екосистем. Так, для ставків Горащиха і Міський стабілізація стану екосистем, на нашу думку, відбулась на протязі шести місяців після виконання робіт із благоустрою. Для досліджуваних водойм, які являються окремими практично ізольованими гідроекосистемами, мова йде про озеро Синє та Буревісник-Корольок, відновлення нормального стану екосистем відбулось на протязі календарного року. Стан заплавлених озер Йорданське та Кирилівське покращився протягом семи місяців після завершення робіт.

Перспективи використання результатів дослідження. Досвід реалізації бажаних меліоративних ефектів для озер Буревісник-Корольок та Синє, ставків Пущі-Водиці на р. Котурка, заплавлених озер р. Почайна може стати прикладом для благоустрою інших водойм, які потерпають від рекреаційного тиску та екосистеми яких з тих чи інших причин

схильні до деградації. Попит територіальних громад на покращення умов благоустрою міських водойм може не лише сприяти залученню інвестицій, розвитку туризму, покращенню умов відпочинку людей, але і реалізувати другорядні ефекти підтримки гоме-

остазу у системах «прибережна смуга-водойма», зберегти природні ландшафти, зелені насадження, досягнути необхідного рівня біорізноманіття та покращити санітарно-епідеміологічну ситуацію у регіонах із високим рівнем урбанізації.

Література

1. Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод / за ред. І.В. Панасюка. Київ: Київський національний університет технологій та дизайну, ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України», 2016. 94 с.
2. Екологічний стан київських водойм / О.А. Афанасьєва та ін. Київ: Фітосоціцентр, 2010. 256 с.
3. ДБН Б.2.2-5:2011. Благоустрій територій. Київ, 2012. 64 с.
4. Водна стратегія міста Києва 2018-2025 / В.І. Вишневський та ін. Київ: КП «Плесо», 2018. 88 с.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан та ін. Київ: Логос, 2006. 408 с.
6. Хамар І.С., Назарук К.М. Зоопланктон як індикатор екологічного стану водойм Шацького національного природного парку. *Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки*. 2009. Розділ II. Тваринний світ. Вип. 2. С. 103–109.
7. Ольховик О.І., Данилюк І.В., Ольховик Б.Є. Зневоднення пульпи при днопоглиблювальних роботах на озері Басів Кут в місті Рівне. *Вісник НУВГП. Серія «Технічні науки»*. 2018. Вип. 2(82). С. 135–146.
8. Атаєв С.В. Зміни мутності води при зведенні берегоукріплювальних споруд як фактор впливу на життєдіяльність гідробіонтів річки. *Екологічна безпека та збалансоване природокористування: науково-техн. журнал / засн. Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу (ІФНТУНГ); гол. ред. Я.О. Адаменко. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2016. № 1 (13). С. 57–69.*