



Project funded by
EUROPEAN UNION



Спільні кордони. Спільні рішення

МЕТОДИЧНИЙ ПОСІБНИК З МОНІТОРИНГУ ВПЛИВУ ГІДРОЕНЕРГЕТИКИ НА ТРАНСКОРАДОННІ РІЧКОВІ ЕКОСИСТЕМИ

Проект BSB165 HydroEcoNex

Одеса, 2021



Project funded by
EUROPEAN UNION



МЕТОДИЧНИЙ ПОСІБНИК З МОНІТОРИНГУ ВПЛИВУ ГІДРОЕНЕРГЕТИКИ НА ТРАНСКОРАДОННІ РІЧКОВІ ЕКОСИСТЕМИ

Одеса, 2021

Книга рекомендована до друку Вченою радою Інституту зоології Міністерства освіти і досліджень республіки Молдова 26 липня 2021 року.

Методичний посібник розроблено в рамках проекту BSB 165 *Створення системи інноваційного транскордонного моніторингу трансформації екосистем річок Чорного моря під впливом розвитку гідроенергетики та зміни клімату* — HydroEcoNex (Спільна операційна програма Чорноморського басейну на 2014-2020 роки, що фінансується Європейським Союзом). Також, були використані деякі результати досліджень, які були отримані як у рамках завершеного міжнародного проекту MIS ETC 1150 (2012-2015), національного проекту AQUASYS (2015-2019), так і поточних проектів BSB 27 (2018-2021) та AQUABIO (2020-2023).

Книга ознайомить дослідників, спеціалістів з водної екології, гідрології, молодь (студентів усіх рівнів вищих навчальних закладів) та всіх інших зацікавлених осіб з теоретичними та прикладними аспектами моніторингу впливу роботи гідроенергетичного комплексу та зміни клімату на екологічний стан та функціонування водних екосистем, включаючи процеси, що відбуваються на їх водозборах.

Проект BSB 165 HydroEcoNex

Редактори:

Олена Зубков, член-кореспондент Академії наук Молдови, доктор біологічних наук,
професор-дослідник;

Лучія Білетьки, доктор біологічних наук, доцент

Вступ	4
Розділ I. Модифікація водних екосистем і екологічних показників для моніторингу впливу гідроенергетичних комплексів на транскордонні водні екосистеми	6
Загальні міркування про гідроенергетичні комплекси в гідрографічних басейнах річок Дністер та Прут	6
Методологічні аспекти	11
Стан водних екосистем та показники екологічного моніторингу	11
Висновки та рекомендації	18
Бібліографія	19
Розділ II. Гідрологічний моніторинг річкових екосистем	21
Періодичні щоденні спостереження за рівнем води	21
Моніторинг вод річок під впливом гідроенергетичних споруд	23
Температура річкових вод	25
Каламутність річкових вод	25
Прозорість	26
Колір води	27
Бібліографія	27
Розділ III. Моніторинг фітопланктону та ідентифікація його ролі у функціонуванні водних екосистем	28
Структурно-функціональні характеристики угруповання фітопланктону	30
Бібліографія	31
Розділ IV. Моніторинг планктонічних безхребетних та рекомендації щодо їх ідентифікації	32
Структурно-функціональні характеристики угруповання зоопланктону	35
Бібліографія	35
Розділ V. Рекомендації для моніторингу та ідентифікації бентосу	37
Структурно-функціональні характеристики угруповання зообентосу	37
Бібліографія	42
Розділ VI. Іхтіофауна в умовах впливу гідротехнічних споруд на річкові екосистеми	43
Аналітичні екологічні показники	51
Синтетичні екологічні показники	52
Бібліографія	56
Розділ VII. Методологія та економічна оцінка екосистемних послуг та їх втрат	57
Вступ	57
Методологія	57
Огляд поточного стану	59
Економічна оцінка екосистемних послуг та їх втрати	63
Економічна оцінка наданих послуг	64
Економічна оцінка регуляції екосистемних послуг	66
Економічна оцінка послуг оселищ (середовища життя)	67
Економічна оцінка культурних екосистемних послуг	68
Бібліографія	68
Розділ VIII. Методологія оцінки фактору зміни клімату у дослідженнях впливу гідроенергетики	70
Вступ	70
Зміст дослідження зміни клімату	73
Бібліографія	78

Перш ніж представити зміни у транскордонних водних екосистемах під впливом гідроенергетичних комплексів, слід зазначити, що ці комплекси протягом тривалого часу були включені до переліку компаній з одержання так званої “зеленої енергії”, що вірно, якщо зробити порівняння з впливом теплових електростанцій. Проте, у кількох регіонах вже було доведено, що гідроенергетичні комплекси або електростанції, дамби яких були побудовані на руслах річок, хоча і не є джерелами забруднення, руйнують працюючі локальні екосистеми. Суспільний інтерес до цієї теми також демонструє той факт, що щорічні звіти Всесвітньої комісії з гребель за 2000-2021 роки, які відображають широкий спектр інтересів усіх, хто бере участь у дискусії з питань річкових гребель, досить наочні ([Dams and development: a new methodological framework for decision making, 2009](#)). Ці дані дозволяють нам стверджувати, що гідроенергетика не може бути у списку “зеленої енергії”. Запрудження транскордонних річок не тільки викликає екологічні та економічні проблеми, а й призводить до різних конфліктів ([Field, 2021; Water conflicts and resistance issues and challenges in South Asia, 2021](#)).

В даний час кількість і якість внутрішніх вод вже визнані головною глобальною прямою загрозою для здоров'я людини, будучи однією з найактуальніших проблем людства, в тому числі з точки зору права людини на безпечну питну воду. Європейські директиви ([Directive 2000/60/EC](#)) закладають декілька екологічних проблем, але більшість населення та органи влади різного рівня зосереджуються, насамперед, на проблемі забруднення. Додатки та положення кількох

директив містять граничні значення вмісту важких металів, нафтових речовин, пестицидів, миючих засобів та інших отруйних та небезпечних речовин, які потрапляють у навколишнє середовище у процесі людської діяльності, менше — питання збереження біорізноманіття та дуже мало — функціонування лотичних та лентичних екосистем.

Наступні визначення наведені у Рамковій директиві з водних ресурсів ([Directive 2000/60/EC](#)): “річка” означає “водойма внутрішніх вод, що протікає більшою частиною на поверхні суші, але може протікати під землею протягом частини свого русла”; “басейн річки” означає “ділянку суші, з якої весь поверхневий стік протікає через послідовність потоків, річок і, можливо, озер в море в єдиному гирлі річки, лимані або дельті”.

Далі можна прочитати: “сильно змінений водний об'єкт” означає “поверхневі води, які внаслідок фізичних змін, спричинених діяльністю людини, суттєво змінюються за характером... (швидкість течії, стік, суспензії тощо)”.

Це означає, що програма моніторингу річки, як проточного водоймища, стосується, зокрема, оцінки об'єму та рівня або стоку води, швидкості потоку води, кількості завислих речовин та алювію, оскільки дані важливі для оцінки екологічного, хімічного стану річки. Вони визначають баланс у системі “водяні суспензії-мули” та екологічний потенціал річки.

У деяких випадках, як і у випадку з річкою Дністер, вплив греблі доповнюється ефектом термічного забруднення або зміною теплового режиму, що тісно пов'язане з газовим режимом, процесами розвитку

та розмноження водних організмів та очевидно, з процесами продукції-деструкції та інтенсивності кругообігу та міграції хімікатів. Розшифровка та оцінка цих процесів означає не тільки пошук того чи іншого показника якості води чи кількості деяких груп гідробіонтів, але й встановлення характерних зв'язків для лотичної екосистеми між хімічними чи біологічними компонентами, співвідношення між різними гідрологічними, гідрохімічними, гідробіологічними та екотоксикологічними факторами.

Вплив будівництва гребель на річки для гідроенергетичних цілей і регулювання стоку води нижче гребель тільки на підставі потреб гідроенергетики посилюється зміною клімату.

Дослідження, проведені бенефіціарами (Інститут зоології, Міжнародна екологічна асоціація охоронців річок Еко-Тірас, Університет Дунарея де Жос у Галаці, Український науковий центр екології моря, Гідрометеорологічний центр Чорного та

Азовського морів) проекту BSB 165 HydroEcoNex — *Створення системи інноваційного транскордонного моніторингу трансформації екосистем річок Чорного моря під впливом розвитку гідроенергетики та зміни клімату*, що фінансується Європейським Союзом у рамках Спільної операційної програми Чорноморського басейну на 2014-2020 роки, насправді показало, що річки Дністер та Прут є екосистемами, *сильно зміненими* гідротехнічними спорудами.

Мета та завдання проекту є надзвичайно актуальними та мають великий резонанс. Серед аргументів на користь цієї заяви може бути запрошення Комітету з питань міграції, біженців та переміщених осіб Парламентської Асамблеї Ради Європи на засіданні у березні 2021 року, щоб представити наше бачення впливу Дністровського гідроенергетичного комплексу (ДГК) на екосистеми річки Дністер.

МОДИФІКАЦІЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ І ЕКОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ ВПЛИВУ ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНИХ КОМПЛЕКСІВ НА ТРАНСКОРДОННІ ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

Зубков Олена¹, Унгуряну Лауренція¹, Білетські Лучія¹, Багрін Ніна¹,
Андрєєв Надія¹, Зубков Наталя¹, Ене Антоанета², Журмінська Ольга¹,
Чорня Віктор¹, Шубернецький Ігор¹

¹Інститут зоології, ²Університет “Дунареа де Жос” у Галаці

Загальні міркування про гідроенергетичні комплекси в гідрографічних басейнах річок Дністер та Прут

Річка Дністер це не тільки водопровід для Молдови, оскільки вона є основним джерелом постачання питної води, води для зрошення та для економіки в цілому. Багато років Дністер був судноплавним. Річка була місцем проживання цінних видів риб (осетрові, лососеві, коропа тощо), а береги річки були найбільш густонаселеними територіями.

Дністер починається в північно-західній частині Східних Карпат, на схилі гори Розлуч. Довжина річки дорівнює 1352 км, площа гідрографічного басейну — 72100 км², у тому числі в межах Молдови довжина — 657 км і відповідно 19000 км². До 2000-х років середній багаторічний стік становив близько 10 км³. У верхній течії (Карпатський гірський район) річка має глибоку долину та кам'янисте русло, а на берегах видно шари вапняку та пісковика. Подекуди уламки гірських порід перекривають русло річки (так звані пороги). У нижній течії це типова рівнинна річка з широкою долиною та низькими схилами.

Дністер перетинає територію України, потім територію Республіки Молдова від Наславців до Паланки і впадає в Дністровський лиман Чорного моря, на південний захід від Одеси. Басейн річки Дністер розташований на території трьох країн — України, Молдови та Польщі. З території останнього лише невеликий струмок вливає свої води в річку (рис. 1.1).

У 1954 році в нижній частині середньої течії Дністра, між містами Каменка та Дубоссари, було побудовано Дубоссарське водосховище. Його довжина дорівнює 128 км, ширина — від 200 до 1800 м (в середньому — 528 м), поверхня води становить 6570 га, середня глибина — близько 7 м, а повний об'єм — 485,5 млн. м³.

У 1981 році Дністровське водосховище було побудовано на річковому секторі від села Ожеве Дністровського району Чернівецької області до села Устя Чортківського району Тернопільської області. Довжина водойми становить 214 км, ширина коливається від 200 до 3750 м, а глибина — від 3 до 56 м (у нижньому секторі) (рис. 1.2).

Пізніше, починаючи з 1983 року, дністровська вода скидалася вниз за течією цієї греблі з глибини, через турбіни ГЕС-1, з постійною температурою близько 9 °С, що спричинило дуже великі зміни теплового режиму Дністра (рис. 1.3).



Рис. 1.1. Карта гідрографічного басейну річки Дністер.

Джерело: https://unece.org/sites/default/files/2021-04/Dniester_English_web.pdf



Рис. 1.2. Дністровськ (Україна): водосховище та гідроелектростанція 1 (ГЕС-1) Дністровського каскаду ГЕС або гідроенергетичного комплексу (ДГК), яка побудована на руслі річки.

Джерело: <https://uges.com.ua/ru/content/dnestrovskaya-gaes>

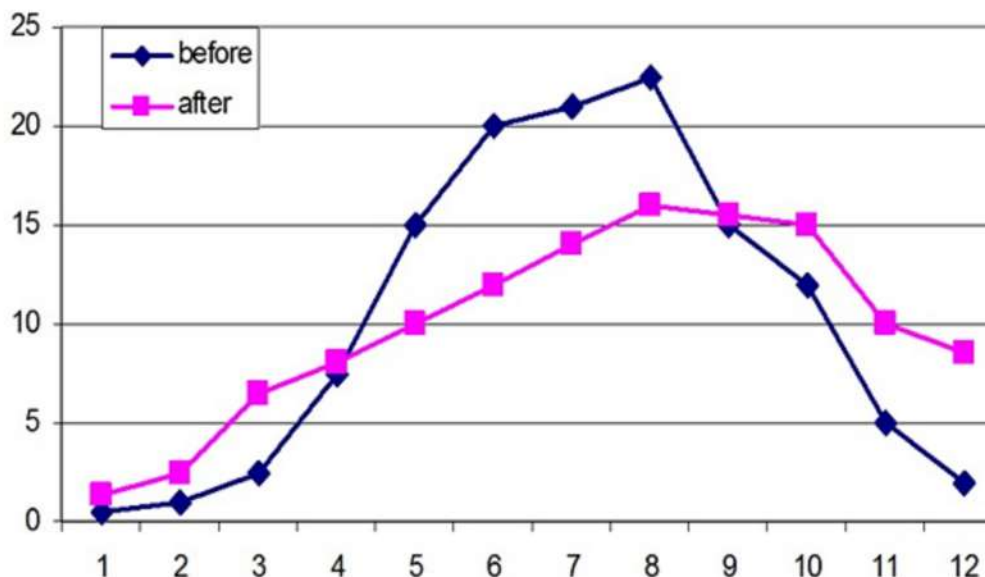


Рис. 1.3 Температура води нижче за течією станції Наславча на вході в річку Дністер на території Республіки Молдова (Zubcov, 2007)

В результаті Дністер не замерз навіть однієї зими на 20-кілометровій ділянці річки між Дністровськом та Наславчею з 1983 року навіть при температурі повітря мінус 26 °С.

Для цієї території туман став нормою в осінньо-зимово-весняний період, отже, спостерігається місцевий вплив ДГК на кліматичні параметри. Відомо, що тепловий режим водних екосистем також впливає на газовий режим, біохімічну та хімічну потребу в кисні, на розмноження водних організмів, у тому числі риб (Zubcov, 2007).

Виходячи з режиму роботи ГЕС-1, нижче за течією від греблі ЧЕ-1, рівень води у Дністрі може різко підвищитися або знизитися — до 1,5-2,0 м/год. Іноді за 15 хвилин рівень води різко підвищується на 1 м.

У 80-90-х роках минулого століття в рамках програми екологічних, економічних та соціальних досліджень у гідрографічних басейнах річок Дніпра, Прип'яті та Дністра Інститут зоології розпочав дослідження з метою оцінки впливу ГЕС-1 на середній та нижній Дністер. Інститут також брав участь, як експертна організація, у деталізації першого регламенту експлуатації ГЕС-1, який визначав важливість цього комплексу

для постачання питної води, зрошення, виробництва гідроелектроенергії та пом'якшення негативних наслідків повеней та посух, характерний для Дністровського гідрографічного басейну.

Для того, щоб пом'якшити підвищення рівня води та температури, вище за течією села Наславча була споруджена гребля. Таким чином, на відстані 20 км між дамбою ГЕС-1 та греблею Наславча було побудовано буферний резервуар.

Нажаль, Україна встановила три гідроенергетичні турбіни на цій греблі між 1991 та 1992 роками — це був початок будівництва ГЕС-2 (рис. 1.4). Таким чином, цей резервуар втратив свою початкову функцію.

Будівництво вищезгаданих водосховищ та експлуатація цих двох гідроелектростанцій істотно вплинули на гідрологічний, гідрохімічний та гідробіологічний режими річки Дністер, але будівництво Дністровської гідроакумуючої електростанції (ГАЕС) та водосховища цієї станції праворуч сторона буферного резервуара повністю зруйнує Дністер (рис. 1.5). Наразі буферний резервуар вже перетворений у технологічний резервуар ГАЕС.



Рис. 1.4. Гідроелектростанція 2 (ГЕС-2) з водосховищем ДГК, що побудована на руслі річки вище за течією від с. Наславча.

Джерело: <https://uges.com.ua/ru/content/dnistrovskaya-gaes>



Рис. 1.5. ГАЕС з найбільшим водосховищем, побудованим на карстовому березі Дністра поблизу міста Окниця; водосховище живиться з річки Дністер.

Джерело: <https://uges.com.ua/ru/content/dnistrovskaya-gaes>

Слід зазначити, що будівництво цього комплексу становить дуже велику небезпеку не тільки для річки Дністер, але й принаймні для однієї третини території Республіки Молдова. Тут вже працюють чотири турбіни. Кожна турбіна потребує 260-280 м³/с води — а саме, це була витрата води у Дністрі на вході на територію Республіки Молдова до будівництва ГАЕС.

У 2005-2006 рр. дослідники Інституту зоології, отримавши інформацію від колег з Інституту гідробіології (м. Київ, Україна) про початок будівництва ГАЕС, відвідали територію будівництва, де на той час тривали роботи щодо розширення та поглиблення буферного водосховища та будівництво водосховища на карстовому березі Дністра.

За підтримки Президії Академії наук Молдови (АНМ) Інститут зоології разом з громадською організацією “Еко-Тірас” організували круглий стіл в АНМ, після чого відкриті листи були надіслані до Уряду та Парламенту обох країн, науковому співтовариству та світовим організаціям. Було проведено кілька дискусій на різних рівнях, які отримали підтримку багатьох органів, зокрема Президії Національної академії наук України на чолі з академіком Борисом Патonom. Також у цей період була створена комісія для ведення переговорів на рівні уряду. На жаль, припущення дослідників того періоду вже стали реальністю: Дністер як річка деградує з кожним днем.

Для зменшення стрибка електроенергії в електроенергетиці ГАЕС перекачує воду з Дністра у свою водойму за допомогою електроенергії. Потім турбіни, які розміщені глибоко під землею безпосередньо на правому березі Дністра, живляться водою з водойми для виробництва електроенергії. Під час відвідування цього комплексу у 2019 році головний інженер розповів, що 2 турбіни працюють цілодобово, а одна — 12 годин. Цього року введено в дію четверту турбіну і планують встановити ще 3 турбіни.

Не будучи інженерами на місцях, ми можемо припустити, що ГАЕС вже працює

над тим, щоб отримувати енергію дешевшу, ніж та, що виробляється звичайними ГЕС, тому екологічні проблеми Дністра за течією ГАЕС не турбують працівників та власників цього комплексу. Виходячи з інформації, розміщеної на веб-сайтах гідроелектростанцій, ГАЕС вже перевищила заплановані обсяги виробництва електроенергії з початкового проекту, розробленого у 80-х роках минулого століття.

Прут — друга за величиною річка Молдови. Вона витікає на найвищій вершині (гора Говерла) Українських Карпат, поблизу села Ворохта. Довжина річки 898 км, у межах Молдови — 695 км, площа гідрографічного басейну — 27500 км². Для басейну річки Прут характерна наявність великої кількості дрібних приток та відсутність великих. Прут впадає в Дунай на відстані 174 км від його дельти та являє собою останню велику ліву притоку однієї з найбільших річок Європи.

За характером водопостачання та гідрологічним режимом річка Прут нагадує річку Дністер, але, очевидно, має меншу витрату води — близько 2,9 км³. Прут має V-подібну долину шириною 3 км у гірській місцевості, трапецієподібну форму від міста Липкани і вниз по річці, шириною від 3-7 км до 12 км у дельті. Основним джерелом живлення річки є атмосферні опади.

У 1978 році на відстані 560 км від гирла річки Прут було побудовано водосховище Костешти-Стинка, довжиною 60-90 км, середньою шириною — 1 км, площею — 59 км², глибиною біля греблі — 41,5 м, середня глибина — 12,5 м, повний об'єм — 735 млн м³. Водосховище має сезонне регулювання, і його вода міняється повністю кожні 4 місяці. У водосховищі багато заток, уздовж берегів є численні джерела. Гідроелектростанція Костешти-Стинка є спільною електростанцією Румунії та Республіки Молдова, екологічні аспекти річки Прут нижче за течією після греблі вирішуються спільно. Гідрологічні зміни помітно менші, ніж у Дністровському гідрографічному басейні. Отже, характерні властивості лотичних екосистем збереглися в річці Прут.

Методологічні аспекти

Розробка наукових основ моніторингу, оцінки функціонування водних екосистем з метою зменшення техногенного впливу на водне середовище тепер стала глобальним пріоритетом у дослідженнях навколишнього середовища. Інноваційні інструменти моніторингу та отримання глибоких знань про стан та процеси, що відбуваються у водному середовищі, можуть бути забезпечені завдяки правильному використанню методів та прийомів, встановленням різних закономірностей фізико-хімічних та біологічних процесів у досліджуваних екосистемах.

У процесі реалізації проекту були здійснені експедиції для проведення комплексних досліджень водних екосистем у гідрографічних басейнах річок Дністер та Прут, включаючи спільні експедиції з партнерами. Були проведені польові дослідження та лабораторне моделювання. Систематизовано також багаторічні матеріали Інституту зоології, які розпочалися у 1940-х роках.

Був проведений відбір проб води, суспензій та мулів, збір біологічних зразків, лабораторний аналіз фізико-хімічних параметрів, хіміко-аналітичні визначення макро- та мікрокомпонентів у воді, різноманітні польові та лабораторні моделювання, оцінка та визначення якості досліджуваної води відповідно до стандартів ISO, адаптованих до національних та узагальнених у двох нещодавно розроблених та опублікованих посібниках ([Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015](#); [Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Систематизація інформації про стан та функціонування екосистем здійснюється за допомогою програм Статистика-10, Excel-10, Парадокс, дисперсійного аналізу ANOVA тощо.

Для польових досліджень був використаний автомобіль Volkswagen Caravelle, який оснащений холодильником, системами фільтрації та кількома аксесуарами для відбору проб.

Лабораторні дослідження проводилися за допомогою ефективного обладнання, включаючи: оптично-емісійний спектрометр із індуктивно зв'язаною плазмою (ICP OES)-ICAP 6000, атомно-абсорбційний спектрофотометр AAS Analyst-400, спектрофотометр Specord 230, три газові хроматографи-Clarus 500, Agilent-MS та UHPLC Flexar FX 20, pH-метри, газометри, цифрові спектрометри Sartorius PB 11-P11, система розкладання Berghof SPEEDWAVE, кислотно-дистильційна система Berghof, центрифуга Hettich Rotina 420, піч Nabertherm CV3/11/B170, автоматичні бюретки, аналітичні ваги, термостати, мікроскоп MICMED/2 (LOMO), мікроскоп Axio Imager A.2 (Zeiss), мікроскоп Axio Imager A.2 для епіфлуоресценції (Zeiss), біокуляр Stereo Discovery.V8 (Zeiss), біокуляр Minimed-502. Усе обладнання та мікроскопи комп'ютеризовані, що зменшує можливі помилки дослідників.

Стан водних екосистем та показники екологічного моніторингу

Фізико-географічні чинники (склад та стан ґрунтів та гірських порід, зміни ландшафту, характер опадів, стан ґрунтових вод), зокрема зміна клімату в гідрографічних басейнах річок, відіграють домінуючу роль у функціонуванні лотичних екосистем. Слід зазначити, що зменшення площі річкових охоронних зон та погане їх підтримання, зменшення площі лісів у водозбірних басейнах водних екосистем, запрудження річок, у тому числі з гідроенергетичним

призначенням, є чинниками, що впливають на формування скиду стічних вод та, як наслідок, посилення гідрологічної посухи та масштабів повеней, викликаних діяльністю людини. Нарешті, слід згадати вплив скиду промислових та побутових стічних вод, стоків із сільськогосподарських полів та урбанізованих територій на функціонування водних екосистем (Zubcov et al., 2020).

Існують різні методи аналізу та оцінки гідрологічних даних, більшість з них згруповані за різними показниками протягом тривалого періоду. Реальні дані, починаючи з 1976 року (7 років до введення в експлуатацію ГЕС-1) і до 2017 року, тобто період у 41 рік, представлені на рис. 1.6.

Можна помітити, що за ці 7 років до будівництва ГЕС-1 скид води коливався в межах 324-610 м³/с, складаючи в середньому 422 м³/с; за 34 роки після введення в експлуатацію ГЕС-1 середня величина становила 218 м³/с і лише за 1 рік — більше 400 м³/с, за 2 роки — понад 300 м³/с, за

17 років — більше понад 200 м³/с і через 14 років — більше 100 м³/с. У Каменці та Могильові ці значення ще менші, але ми не маємо даних за всі роки. Таким чином, вплив ДГК цілком помітний.

У більшості оцінок, зроблених іншими спеціалістами, виключаються роки, коли ГЕС-1 була введена в експлуатацію, або проводиться порівняння з даними, отриманими на посту Залещики, що знаходяться за 200 км вище за течією від греблі ГЕС-1, без аналізу обсягу приток, що впадають у водойму. У деяких аналізах період 1980-х-1990-х років або роки, під час яких проводилося встановлення турбін ГАЕС, не враховуються, або середні значення розраховуються окремо за роки з підвищеним потоком та за роки посухи. Ми вважаємо, що останні дані надзвичайно важливі для аналізу кліматичних процесів.

Показником стану Дністра є також об'єм річкового стоку на посту Маяки (рис. 1.7).



Рис. 1.6. Стік води річки Дністер на гідрологічному посту Бендери, середньорічний, м³/с.
Джерело: Гідрометслужба СРСР (1976-1992 рр.), ст. Бендери (1992-2016 рр.)

Маяки, км³/рік

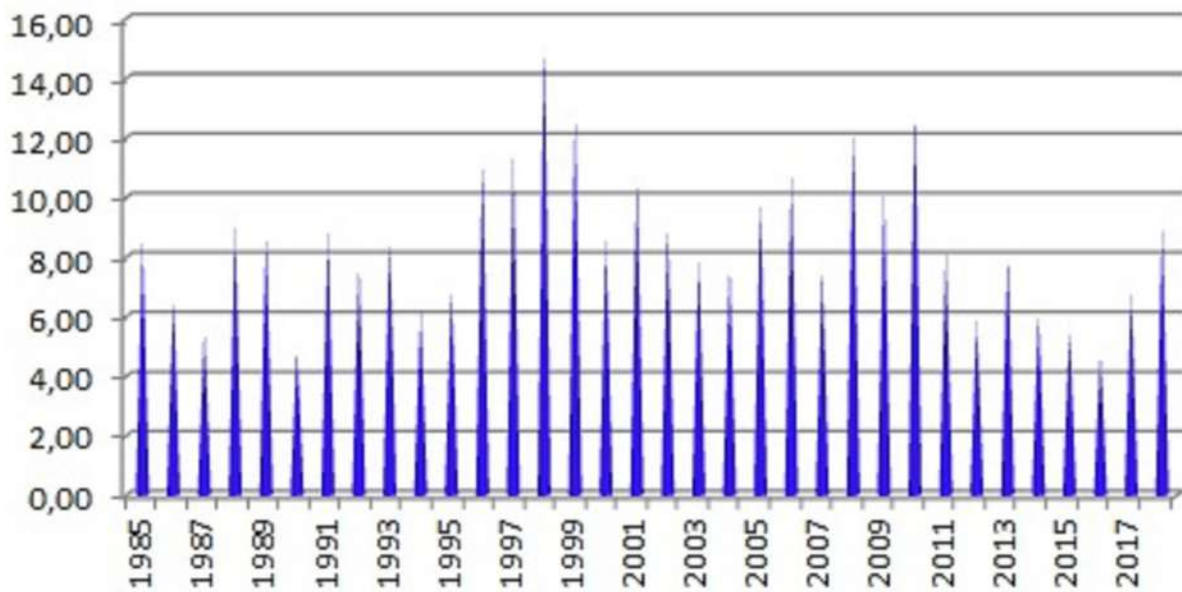


Рис. 1.7. Річний стік Дністра у Маяках, км³/рік.

Джерело: Дані, розраховані партнерами з проекту HydroEcoNex та Гідрометеорологічного центру Чорного та Азовського морів (ГМЦ ЧАМ)

На жаль, офіційних багаторічних даних про швидкість води вздовж річок немає. Однак, перебуваючи майже щомісяця в експедиціях, ми неодноразово, особливо в середньому секторі річки, помічали надзвичайно низьку швидкість течії води. Те ж саме регулярно реєструється в районі с. Паланка, але на цій станції спостерігається підйом води з нижнього сектора річки, особливо під час маловоддя. Протягом тривалого періоду Інститут зоології мав серед своїх наукових співробітників гідрологів, які проводили всі гідрологічні вимірювання під час збору гідрохімічних зразків, систематизували результати Hydrometeo, які щорічно публікувалися у реєстрах обмеженого використання, доступних для дослідників у наукових бібліотеках.

Рівень води, швидкість, скид — необхідні цільові показники для оцінки впливу гідроенергетичних комплексів на стан запрудених працюючих екосистем. Очевидно, необхідні гідрологічні вимірювання нижче за течіями після гребель. Беручи до уваги проблеми, з якими ми стикаємось сьогодні

при оцінці екологічної ситуації у Дністрі, дуже важливо мати гідрологічну станцію, яка б працювала в режимі он-лайн, у будь-якому районі нижче за течією ДГК, але вище за водосховище Дубоссари. Гідрологічні дані (швидкість води, рівень, скид і температура) є частиною категорії основних даних, обов'язкових для моніторингу та оцінки впливу ДГК на стан нижнього та середнього Дністра. Відомо, що зміна цих показників може спричинити серйозні та часто незворотні зміни в проточній воді.

У природних річкових екосистемах, які не зазнають антропогенної трансформації (еталонні екосистеми), існує баланс між фізико-хімічними, хімічними та біологічними параметрами, точніше, існує система “вода - суспензії - донні відкладення - гідробіоти”, яка є дуже рухливою, але, водночас, специфічною та стабільною для кожного водоймища. А саме цей баланс визначає процеси функціонування водних екосистем. Останні слугують підставою для моніторингу процесів, які також відбуваються у гідрографічному басейні.

Швидкість потоку води, походження завислих твердих часток та алювію, розмір цих часток, мінералогічний та хімічний склад були раніше і залишаються необхідними параметрами для оцінки циклу та міграційної здатності хімічних речовин у працюючих екосистемах та процесів ерозії-денудації гідрографічного басейну.

Наприклад, залежність концентрації металів у воді та у суспензіях від кількості суспензій у воді (S , мг/л) та скиду води (Q , м³/с) була встановлена для цілого ряду металів (Al, Cu, Zn, Ni, Pb, Ti, Sn, Fe, Mn тощо). У випадку міді ця залежність описується рівнянням (Zubcov, Zubcov, 2013; Zubcov et al., 2016):

$$Cu = 0,069 \cdot S + 0,099 \cdot Q - 16,4, \quad R = 0,88$$

У 1990-х рр. значення коефіцієнта кореляції зменшилися до значень, що свідчать про слабку кореляцію (0,5), але за останні 20 років таких кореляцій більше не існує. Крім того, концентрації більшості досліджуваних металів у фільтрованій воді через мембранні фільтри з розміром пір 45 мкм перевищують їх концентрацію у суспензіях (Zubcov, 2007). Це демонструє докорінну зміну циклів міграції, в даному випадку металів, зменшення процесів осадження, самоочищення тощо в річці Дністер.

Раніше оцінка потоку твердих частинок була одним із фундаментальних критеріїв оцінки стану річкового гідрографічного басейну та самої річки. Завдяки своїй природі сорбентів, суспендовані речовини мають роль фільтрів для водних екосистем. Процеси самоочищення, буферна здатність водних екосистем, інтенсивність процесів виробництва та руйнування, вторинне забруднення екосистем та утворення донних відкладів значною мірою залежать від адсорбційного потенціалу, складу та структури суспензій та донних відкладів.

В даний час в екосистемах Дністра спостерігається дисбаланс процесів “адсорбція-осадження-десорбція”, що, у свою чергу, визначає процеси самоочищення та вторинного забруднення у водних екосистемах. На жаль, ці виміри не включені до жодного нормативного акту, який регулює оцінку стану водних екосистем.

Зменшення кількості суспензій у Дністрі безпосередньо викликано роботою Дністровських ГЕС. Якщо до будівництва Дубоссарської греблі потік суспензій у нижньому Дністрі коливався між 4000 і 5500 т/рік, то після його будівництва він зменшився до 2600-2800 т/рік. Потік суспензії склав лише 700 тонн на рік після введення в експлуатацію Дністровської ГЕС в 1983 році. Він зменшився до 267-403 тонн на рік у 1986-1987 роках і досяг лише 50-70 тонн на рік у 2015-2019 роках, тобто десятки разів менше, ніж до введення в експлуатацію ДГК (Zubcov et al., 2019a).

Аналіз довгострокових результатів динаміки вмісту та потоку суспендованих речовин показує, що така динаміка характерна для стоячих водойм, але не для лотичних екосистем. У цьому випадку практично немає сезонної динаміки та зв'язку між витратою води та фізико-хімічними параметрами.

Адсорбційна здатність води Дністра для алогенних хімікатів близька до нуля, отже є різке зниження процесів самоочищення та збільшення ролі вторинного забруднення річки. Ці фактори також є основоположними у зміні річкових гідробіоценозів, зменшенні буферної ємності екосистеми та переносимості водних організмів.

Таким чином, зменшення кількості твердих часток у річкових суспензіях викликає:

- зменшення процесів поглинання та осадження хімічних речовин (ці процеси є домінуючими в міграції та циклі хімічних речовин,

у збільшенні самоочищення та зменшенні вторинного забруднення екосистеми);

- зміна структури та складу донних відкладів — вже багато ділянок річки з піщаним дном замінені сірими або сіро-чорними мулами, які не характерні для річок, але більш характерні для стоячих вод та боліт;
- підвищення прозорості — призводить до рясного розвитку водних вищих рослин і впливає на газовий режим та структуру річкового гідробіоценозу.

Аналіз кількості та складу щонайменше мінеральних і органічних компонентів у суспензіях, також важливий для оцінки змін

лотичних екосистем під впливом гідроенергетичних систем та зменшення кількості суспензій за течіями нижче гребель більш ніж у два рази, та може служити показником докорінної зміни річкової води.

Співвідношення між динамікою вмісту суспензії та динамікою концентрації кисню у водах річки Прут є класичним для керування водними екосистемами в географічній зоні Молдови, коли збільшення вмісту суспензій викликає зменшення розчиненого кисню (рис. 1.8). У водах Дністра, на жаль, такого співвідношення більше немає (рис. 1.9).

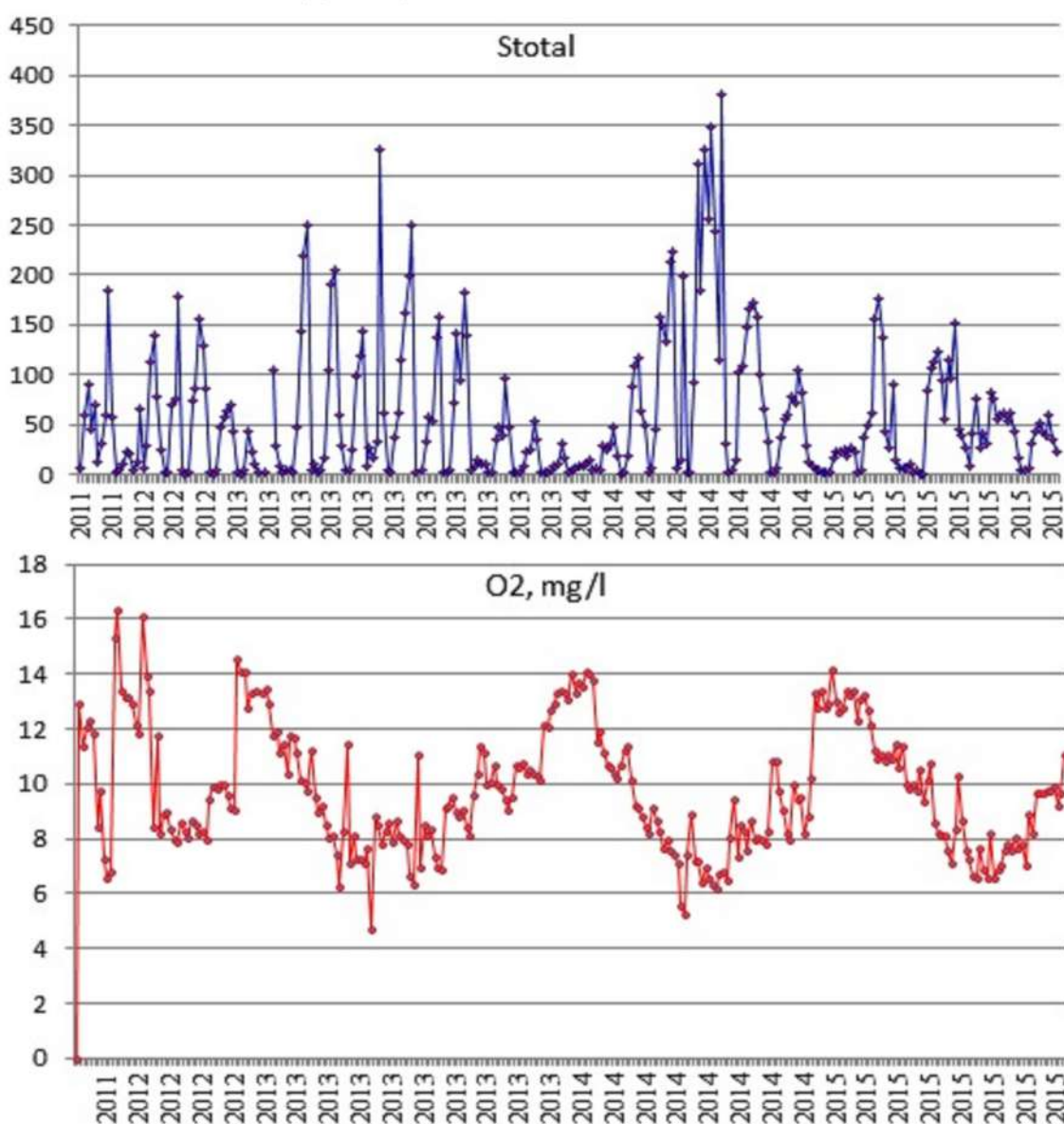


Рис. 1.8. Динаміка суспензій (Stotal, мг/л) та розчиненого кисню (O_2 , мг/л) у водах р. Прут (Zubcov et al., 2020)

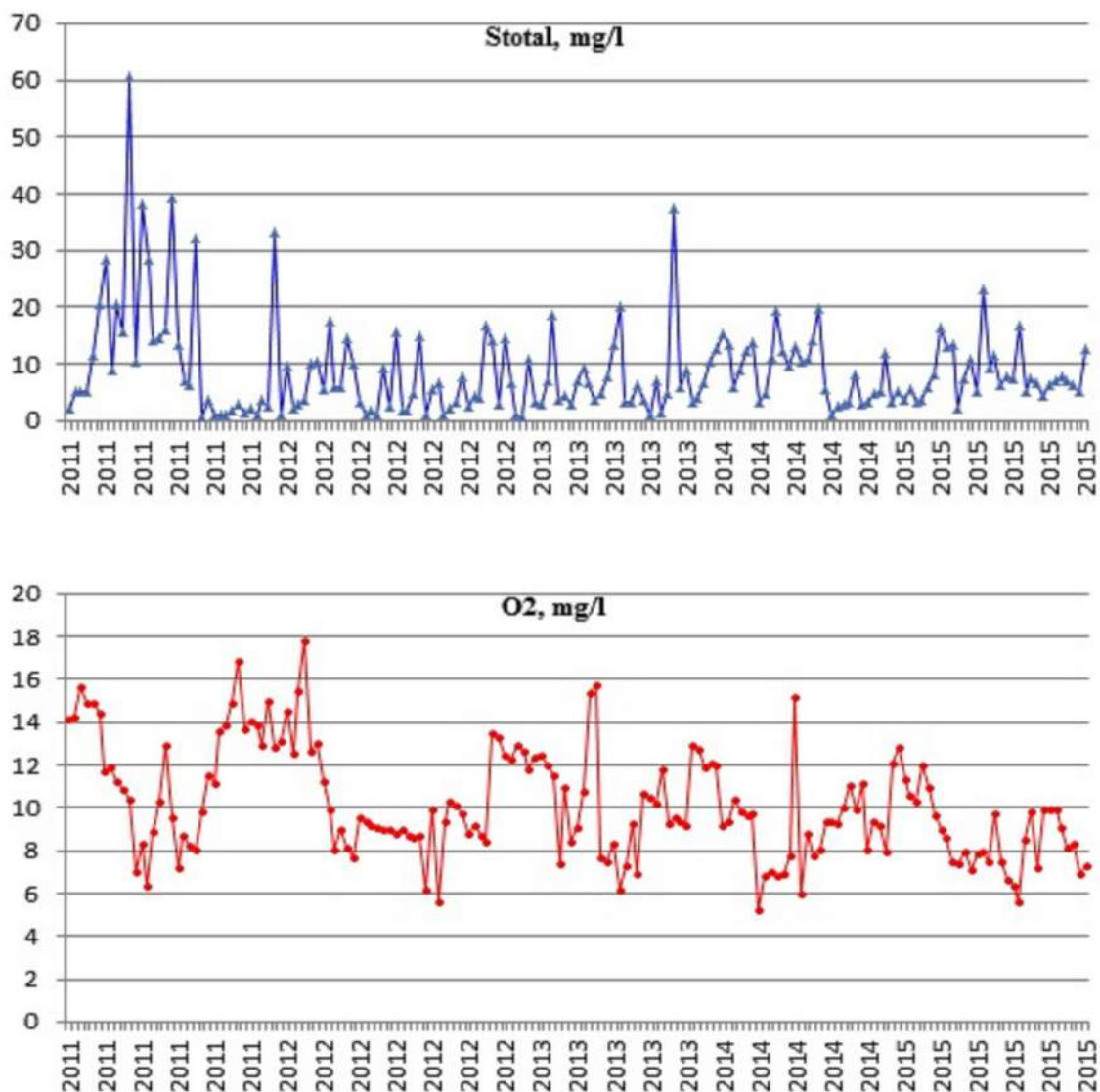


Рис. 1.9. Динаміка суспензій (Stotal, мг/л) та розчиненого кисню (O_2 , мг/л) у водах р. Дністер (Zubcov et al., 2020)

Обидві річки розташовані в одному фізико-географічному районі та мають джерела в одному регіоні Карпатських гір. Той факт, що в річці Прут збереглися властивості екосистеми, що працює, але річка Дністер перетворюється на екосистему зі стоячою водою, дозволяє встановити вплив роботи ДГК та необхідність вирішення цієї проблеми між двома сусідніми країнами, шляхом збалансованого управління з метою збереження екосистем Дністра нижче за течією греблі Наславча.

Газовий режим, а також біохімічна та хімічна потреба в кисні багато в чому залежать від теплового режиму та вмісту суспензій

(Jurminskaia et al., 2020). На станції Наславча, вниз за течією після греблі, очевидна тенденція до зменшення насиченості води розчиненим киснем — до 58-62 %. Загиблі гідробіоти неодноразово спостерігалися в місцях з інтенсивним розвитком макрофітів. На станції Унгри зафіксовано надзвичайно низький рівень кисню (40 % насичення) та наявність сірководню (H_2S) у шарах води. У минулому таких випадків не було на Дністрі навіть у районах скиду стічних вод.

Зміна теплового режиму (навесні та восени температура води на 5-7 °C вище, але влітку-значно нижче (рис. 1.3) і не перевищує

16 °C у секторі Наславча-Унгри навіть при температурі повітря 37 °C) впливає не тільки на газовий режим, а й на процеси продукції-деструкції, продукційний потенціал угруповань гідробіонтів. Встановлено, що до 50-60 % самок цінних видів риб втратили репродуктивну здатність за змінених умов життя (Bulat, 2017).

Той факт, що мінералізація води у річці навесні стала вищою, ніж у літньо-осінній період (рис. 1.10), свідчить про те, що у басейні Дністра відбуваються незворотні та непередбачувані процеси як для функціонування водної екосистеми, так і для всього річкового басейну, що може спричинити його інтенсивне спустошення (Zubcov et al., 2019b). Зворотної кореляції між показниками мінералізації та витратою та рівнем води в річці Дністер більше не спостерігається. В останні роки найбільші значення мінералізації зафіксовані навесні (Zubcov et al., 2019b).

Співвідношення між основними іонами змінюється — було встановлено заміщення іонів кальцію іонами калію без збільшення загальної мінералізації, це явище свідчить про зміну хімічного складу, особливо співвідношення між основними іонами — компонентами мінералізації в дністровській воді. Зміни типу води Дністра свідчать про те, що *сток води в середньому та нижньому секторі річки в основному формується за рахунок місцевих джерел* (приток та підземні води). Нині, коли обсяг води має очевидну тенденцію до зменшення нижче за течією від ДГК, ці процеси можуть визначити виникнення процесів спустошення в басейні річки, особливо в його нижній частині.

Ці зміни впливають на біорізноманіття, популяцію та процеси продукції гідробіоценозів. Спостерігається заміна реофільних видів лімнофільними, поширення інвазивних видів гідробіонтів (Lebedenco et al., 2021; Munjiu, Andreev, 2021). Існують очевидні зміни

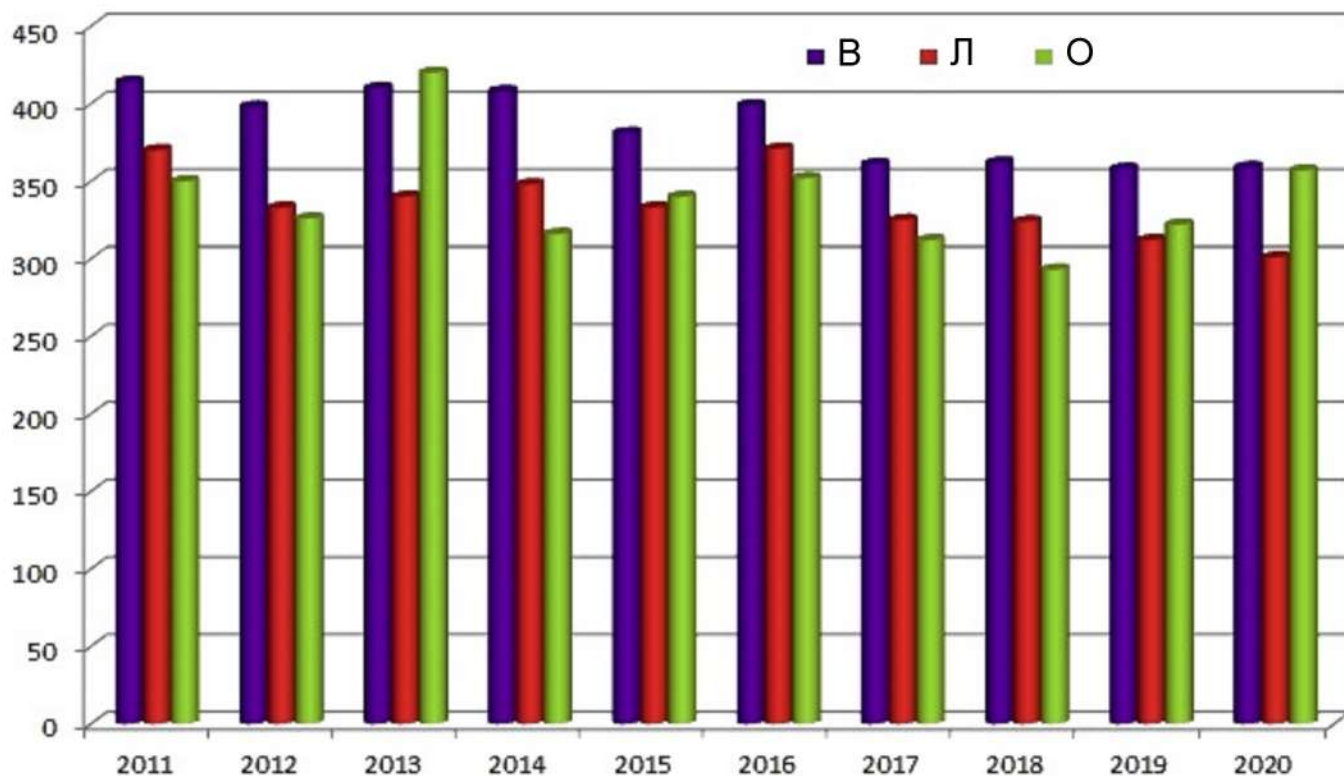


Рис. 1.10. Динаміка мінералізації води Дністра у 2011-2020 рр., мг/л
(В — весна, Л — літо, О — осінь)

в іхтіоценозах середнього Дністра та водосховища Дубоссари, де повністю домінують дрібні та економічно нецінні види (Bulat et al., 2020).

Поверхня, покрита макрофітами, до спорудження ДГК становила 0,7-1 %, у 1980-х роках — 10-15 %, останніми роками — близько 85% вод (рис. 1.11). На річці Дністер нижче за течією греблі Наславча реофільні види рослин замінюються типовими для боліт і стоячих вод: *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*,

Potamogeton lucens, *P. crispus*, *P. pectinatus*, *Najas marina*, *Salvinia natans*, *Polygonum amphibium*, *P. submersum* та ін. Реєструється збільшення чисельності планктонних водоростей, що належать до *Cyanophyta* (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria lacustris*, *Microcystis aeruginosa*), *Dinophyta* (*Ceratium hirundinella*) та *Euglenophyta* (*Euglena polymorpha*, *Trachelomonas hispida*), які є більш характерними для стоячих вод (Zubcov et al., 2019b).



Рис. 1.11. Макрофіти в середньому Дністрі. Фото: Зубков Олена

Висновки та рекомендації

Гідрологічний режим Дністра нижче за течією від ДГК відрізняється різкими добовими коливаннями та зниженням рівня води до оголення дна річки, дисбалансом теплового та газового режиму. Обсяг потоку води має очевидну тенденцію до зниження нижче за течією від Наславчі.

Зменшення вмісту суспензій гірського походження спричинило посилення процесів заболочування або обмеження Дністра

вздовж усього течії вниз за течією від греблі Наславча, спричинене постійною відсутністю скиду води з природною швидкістю та у необхідному обсязі нижче за течією від ГЕС-2. Це змінило кругообіг та процеси міграції хімічних речовин у річці Дністер та інтенсивність їх міграції у гідрографічному басейні річки.

Антропогенний вплив і, перш за все, функціонування каскаду водосховищ, побудованих за останні 20 років на річці Дністер, спричинили значні зміни в

гідрологічному та гідрохімічному режимі, ступені евтрофікації, органічного забруднення тощо, які значно вплинули стан біорізноманіття та кількісну структуру основних угруповань гідробіонтів. В останні роки угруповання реофільних гідробіонтів були замінені лімнофільними гідробіонтами.

Комплексні багаторічні дослідження дозволяють запропонувати виключення гідроенергетичних комплексів, зокрема, насосних сховищ, зі списку так званих "зелених підприємств", оскільки вони руйнують функціонування річкових екосистем. Будівництво гідроакумуючих електростанцій (ГАЕС) на великих річках, які є джерелом питної води та використовуються для вирощування риби, слід заборонити, оскільки вони знищують все живе у проточній воді та пошкоджують функціонування лотичних водних екосистем.

Ми пропонуємо такі показники для оцінки впливу гідроенергетичних комплексів та зміни клімату на працюючі водні екосистеми:

- гідрологічні (скид води, швидкість, температура в річкових екосистемах, кількість, склад та розподіл суспензій та алювію, гідроморфологічні модифікації гідрографічного басейну, кількісна оцінка річкових вод, що вплили з атмосферних опадів, у тому числі танення снігу в горах, та з ґрунтових вод, особливо за течією гребель ГЕС);
- гідрохімічний (газовий режим (O_2 , CO_2 , COD_{Mn} , COD_{Cr} , BOD), співвідношення між основними іонами та їх кореляція з гідрологічними параметрами, процеси міграції хімічних речовин у водно-суспензійно-муловій системі);
- гідробіологічні (показники біорізноманіття, чисельності та продукції планктонних та бентосних організмів (бактерії, водорості, безхребетні), стан іхтіофауни,

їх репродуктивний потенціал, біологічне забруднення);

- екотоксикологічні та функціонування екосистеми (рівень толерантності гідробіонтів, буферний потенціал екосистеми, її трофічна структура та сапробність, рівень евтрофікації, інтенсивність процесів самоочищення та вторинного забруднення, процеси продукції-деструкції та розмноження водних організмів, у тому числі іхтіофауни).

Ці показники також повинні базуватись на оцінці впливу та, навпаки, соціально-економічних переваг ГЕС.

Бібліографія

- Dams and Development: a New Methodological Framework for Decision Making. Report of the World Commission on Dams. M.: World Wildlife Fund (WWF), 2009, 200 p. (in Russian)
- Field B. C. Absolute Essentials of Environmental Economics. Published August 20, 2021 by Routledge, 114 p.
- Water Conflicts and Resistance Issues and Challenges in South Asia. Edited by Venkatesh Dutta. Published July 30, 2021 by Routledge India, 314 p.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council establishing a framework for Community action in the field of water policy; OJ:L327, Dec 22, 2000, 1-73
- Zubcov E. Influence of hydroconstruction on the ecological state of the Dniester river. Akademos. Science, Innovation, Culture and Art Journal, no.2-3 (7), 2007, pp. 23-29 (in Russian)
- Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance. Ed.: Toderas I. et al. Chisinau: S.n., 2015 (Publishing house "Elan Poligraf"), 64 p.

- Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems. Editors: Biletschi Lucia, Zubcov Elena. Chisinau: S.n, 2020 (I. S. F.E.-P. "Tipografia Centrala"), 92 p.
- Zubcov E., Andreev N., Bulat D. Determining the changes of the aquatic environment, assessing the migration and impact of pollutants, establishing the regularities of the functioning of hydrobiocenoses and preventing adverse consequences on ecosystems (approaches, opportunities, achievements). In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp.4-9 (in Romanian)
- Zubcov E., Zubcov N. The dynamics of the content and migration of trace metals in aquatic ecosystems of Moldova. E3S Web of Conferences, 1, 32009. Proceedings of the 16th International Conference on Heavy Metals in the Environment, Rome, Italy. Published online: 23 April 2013. DOI: 10.1051/e3sconf/201301320097.
- Zubcov E., Toderas I., Zubcov N., Biletschi L. Chapter IV. Distribution, migration and role of metals in surface waters. In: Microelements in the components of the biosphere and their application in agriculture and medicine. Collective monograph. Coordinator Simion Toma. Publ.House Pontos, 2016, pp.78-107
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Zubcov N., Borodin N. Impact of hydropower construction on the Dniester flow of suspended solids. In: Hydropower impact on river ecosystem functioning. Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, 8-9 October 2019a, pp. 135-139 (in Russian)
- Jurminskaia O., Bagrin N., Zubcov E. Assessment of changes in chemical composition and water quality in the Dniester river basin. In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp.10-16 (in Romanian)
- Bulat Dm. Ichthyofauna of the Republic of Moldova: threats, trends and recommendations of rehabilitation. Chisinau: Foxtrod, 2017, 343 p. (in Romanian)
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Biletschi L., Zubcov N. Long-term dynamics of mineralization and main ions in the Dniester water. In: Proceedings of the International Conference "Hydropower impact on river ecosystem functioning", Moldova, 8-9 October 2019b, pp. 130-134 (in Russian)
- Lebedenco L., Nabokyn M., Andreev N. The state of zooplankton communities in the lower Dniester area under the conditions of river regulation and actual climatic changes. Proceedings of the 10th International Conference of Zoologists "Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change", Chisinau, 16-17 September 2021
- Munjiu O., Andreev N. Zoobenthos of the Dniester river on the territory of the Republic of Moldova for the period 2018-2021. Proceedings of the 10th International Conference of Zoologists "Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change", Chisinau, 16-17 September 2021
- Bulat Dn., Bulat Dm., Usatii M., Crepis O., Saptefrati N., Dadu A., Usatii A., Cebanu A. Ichthyofauna of Dubasari and Costesti-Stanca reservoirs in 2020. In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp.50-55 (in Romanian)

Необхідність організації повного моніторингу окремих гідрологічних параметрів річкових систем в умовах антропогенного впливу та зміни клімату визначається екологічними, рекреаційними, біологічними та водними аспектами, які передбачені як директивами ЄС, так і національними нормативними актами ([Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978](#); [Methodical recommendations on hydrometeorological monitoring of surface water masses of the category "Rivers", 2019](#); [Monitoring Protocol for assessment of the impact of hydropower on river ecosystem functioning, 2020](#); [Regulation on environmental quality requirements for surface waters, 2013](#)).

Спостереження повинні відображати всі основні фази гідрологічного режиму. Обсяг спостережень має бути достатнім для визначення статистичних зв'язків між рівнем води та скидом води та такими параметрами, як каламутність, солоність, температура, прозорість, колір (кольоровість води) тощо.

Періодичні щоденні спостереження за рівнем води

Стандартні гідрологічні спостереження проводяться на гідрологічних вимірювальних станціях (г/с) двічі на день — о 08:00 та 20:00. На річці Дністер, нижче за течією від греблі Дністровської ГЕС-1, є вимірювальні станції Могилів-Подільський, Бендери, Дубоссари та Маяки, де проводяться періодичні стандартні спостереження, такі як: вимірювання рівня (скиду води), потоку зважених речовин (каламутність), реєстрація температури води й повітря та облік опадів.

Під час весняних паводків та повеней, коли рівень води різко підвищується, спостереження за рівнем проводяться частіше, ніж у разі стандартних гідрологічних спостережень, через рівні проміжки часу: через кожні 1, 2 або 4 години ([Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978](#)).

На автоматичних вимірювальних станціях спостереження проводяться безперервно, а дані передаються через інтернет-канал з 1-годинною дискретністю. Ці вимірювальні станції розташовані нижче за течією від ГЕС -2 на річці Дністер у межах Республіки Молдова: Наславча — 658 км, Сороки — 545 км, Вадул-луй-Воде — 286 км від злиття річки з Дністровським лиманом. Дані можна знайти на веб-сайті: http://nistru.meteo.gov.ua/en/autoposts_operational_data/.

Основними гідрологічними характеристиками річкового стоку є:

- витрата води (Q), зазвичай виражається в $\text{м}^3/\text{с}$ або в $\text{л}/\text{с}$ — для невеликих потоків;
- об'єм потоку (W) — у км^3 або м^3 ;
- модуль стоку (q), $\text{л}/(\text{с} \cdot \text{км}^2)$ для великих річок або $\text{м}^3/(\text{с} \cdot \text{км}^2)$ — для малих річок та струмків з невеликою водозбірною площею;
- дренажний шар (h), мм;
- рівень води (H), см.

Часові ряди даних цих гідрологічних характеристики зазвичай використовуються для опису особливостей динаміки стоку річки за різні періоди часу (інтервали). Гідрометричні ряди даних достатньої тривалості дають можливість визначати номінальні гідрологічні характеристики за допомогою аналітичних та емпіричних

функцій розподілу ймовірності перевищення (ймовірнісні криві). Основні закономірності розподілу гідрологічних величин були виявлені на основі численних досліджень у галузі гідрологічних розрахунків. Побудова емпіричної кривої ймовірності для гідрологічної характеристики передуює розрахунку ймовірності кожного члена рангового ряду.

Для оцінки гідрологічних даних щодо статистичної однорідності в основному використовуються такі критерії:

- критерії різко відхиляються екстремальних значень в емпіричному розподілі (критерії Смирнова-Груббса та Діксона);
- критерії однорідності дисперсій вибірки (тест Фішера);
- критерій перевірки значущості різниці середніх значень двох вибірок даних (тест Стюдента).

1. Емпірична ймовірність перевищення номінальної гідрологічної характеристики P_m (%) визначається за формулою:

$$P_{m,\%} = \frac{m}{n+1} 100 \quad (\%), \quad (1)$$

де: m — порядковий номер членів ряду гідрологічних характеристик, розташованих у порядку спадання; n — загальна кількість членів ряду даних.

Крива ймовірностей, побудована за формулою (1), дозволяє визначити значення номінальної гідрологічної характеристики необхідної ймовірності перевищення. Зокрема, значення рівня (Н) з 1%-ю ймовірністю вказує на можливість його появи раз на 100 років.

Емпіричні криві річних значень розподілу ймовірностей можуть бути створені за допомогою спеціальних імовірнісних паперів, або емпіричні криві можна створити за допомогою спеціального сучасного програмного забезпечення. Тип імовірнісних паперів вибирається відповідно до прийнятої (обраної) аналітичної функції розподілу ймовірностей

та отриманого відношення коефіцієнта асиметрії C_s до коефіцієнта варіації C_v .

Якщо ряд гідрометричних даних виявляється неоднорідним (що, насамперед, може вказувати на різні генетичні умови формування стоку через різні проміжки часу), дозволяється використовувати усічені та складені криві розподілу ймовірностей щорічного перевищення.

2. Параметрами аналітичних кривих розподілу є: 1) середнє багаторічне значення розрахункової гідрологічної характеристики, наприклад, скиду $\bar{Q}$; 2) коефіцієнт варіації C_v ; 3) відношення коефіцієнта асиметрії до коефіцієнта варіації C_s/C_v , які встановлюються з гідрометричних рядів спостережень розглянутої розрахункової гідрологічної характеристики методом максимальної вірогідності або методом моментів.

Коефіцієнт варіації C_v та коефіцієнт асиметрії C_s для трипараметричного гамма-розподілу Крицького-Менкеля можна визначити методом максимальної ймовірності, залежно від статистики λ_2 та λ_3 , які розраховуються за формулами:

$$\lambda_2 = \left(\sum_{i=1}^n \lg k_i \right) / (n-1) \quad (2)$$

$$\lambda_3 = \left(\sum_{i=1}^n k_i \lg k_i \right) / (n-1) , \quad (3)$$

де: k_i — модульний коефіцієнт розглянутої гідрологічної характеристики (у даному прикладі — Q), визначений із співвідношення

$$k_i = \frac{Q_i}{\bar{Q}} , \quad (4)$$

де: Q_i — середньорічна витрата води за окремий i -й рік; $\bar{Q}$ — середнє арифметичне скиду води за період спостереження:

$$\bar{Q} = \sum_{i=1}^n Q_i / n . \quad (5)$$

За отриманими значеннями статистики λ_2 та λ_3 , коефіцієнти варіації та асиметрії визначаються за спеціальними номограмами.

Розраховані коефіцієнти варіації також можна визначити методом моментів за формулами:

$$\tilde{C}_v = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (k_i - 1)^2}{n-1}} ; \quad (6)$$

$$\tilde{C}_s = \frac{\left[\sum_{i=1}^n (k_i - 1)^3 \right]}{\left[\tilde{C}_v^3 (n-1)(n-2) \right]} . \quad (7)$$

Коефіцієнт варіації (мінливість) $\tilde{C}_v$ (6) характеризує інтенсивність коливань номінальної гідрологічної характеристики щодо середнього значення. Більше $\tilde{C}_v$, більша амплітуда коливання $\tilde{C}_s$ (7), що характеризує ступінь асиметрії розподілу. Наприклад, якщо позитивні відхилення від середнього довгострокового значення (багатоводні роки) повторюються рідше, ніж негативні відхилення (маловодні роки), але в той же час мають більш значний діапазон, то асиметрія вважається позитивною.

Моніторинг вод річок під впливом гідроенергетичних споруд

Нинішня мережа спостережень за гідрологічним режимом та показниками якості води, а також система проведення спостережень за деякими водними об'єктами не можуть повністю забезпечити отримання точних даних, які згодом обробляються та аналізуються. Причина — рідкісний та нерегулярний збір зразків, а також недостатня кількість пунктів спостереження. В принципі, цю проблему можна вирішити лише шляхом організації належного моніторингу.

Річний гідрограф середньомісячних значень стоку на основі середньодобових значень дозволяє:

- оцінити час виникнення та кількісні характеристики найбільших та найнижчих значень стоку під час багатоводдя, маловоддя, повені;
- порівняти зміну річного стоку до та після регулювання водотоку, щоб визначити

ефективність перерозподілу стоку за сезонами;

- оцінити ефективність екологічних скидів Дністровського каскаду ГЕС, які покликані підтримувати екологічні умови на сприятливому рівні для життя водних організмів.

У разі детальних досліджень явищ коротшої тривалості (повені, танення снігу, раптовий вилучення великої кількості води з річки тощо), необхідно розглянути гідрограф на основі середніх значень за періоди за 10-5 днів або протягом 24 годин.

З одного боку, греблі гідроелектростанцій (ГЕС) регулюють обсяг стоку, запобігаючи катастрофічним паводкам, а з іншого боку, вони зобов'язані забезпечити нормальне життя річкової екосистеми по всій її довжині. У зв'язку з цим спостереження за рівнем (стоком) у важливих ділянках річки слід аналізувати з інтервалом від 1 до 24 годин, залежно від динаміки змін рівня, викликані хвилею повені або екологічним скидом.

Індикатор “вплив щоденних змін потоку” описує вплив штучних споруд (гребель) або водозабору на різноманітність типів водних потоків ([Methodical recommendations on hydrometeorological monitoring of surface water masses of the category “Rivers”, 2019](#)).

Часті щоденні зміни потоку зазвичай відбуваються нижче за течією від ГЕС, де робота турбіни змінюється часто (майже щодня). Різке підвищення рівня води може бути результатом:

- скидів води, які можуть збільшити або зменшити рівень більш ніж на 5 см/годину;
- експлуатація ГЕС (щоденні зміни скидів), коли зміни можуть відбуватися поступово, а рівень води підвищується або падає зі швидкістю менше 5 см/год.

Таблиці 2.1а,б та пояснювальні цифри демонструють кількісні та якісні оцінки добових коливань витрат та рівня води, що характеризують динаміку річкового стоку.

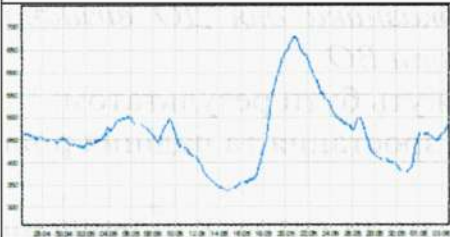
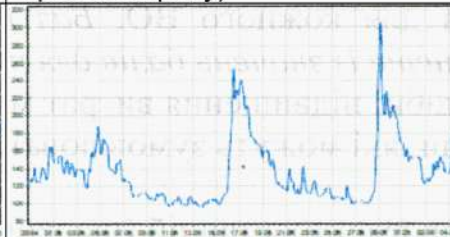
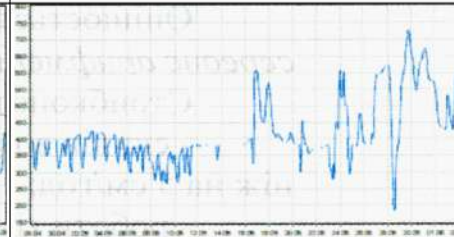
Таблиця 2.1а.

Оцінка показника "Вплив змін добового потоку". Кількісні оцінки

1	2	3	4	5
Не спостерігається щоденних порушень або змін потоку, або вплив гідротехнічних споруд; проявляється змінами потоку, що тривають < 2 % днів на рік (7 днів), що призводить щонайменше до подвійного збільшення або зменшення витрати або зміни рівня води > 5 см/год	Вплив гідротехнічних споруд проявляється через зміни витрати, які тривають від 2 до 5 % часу протягом року, що призводить щонайменше до подвійного збільшення або зменшення витрати або зміни рівня води > 5 см/год	Вплив гідротехнічних споруд проявляється через зміни витрати, які тривають від 5 до 20 % часу протягом року, що призводить щонайменше до подвійного збільшення або зменшення потоку або зміни рівня води > 5 см/год	Вплив гідротехнічних споруд проявляється через зміни витрати, які тривають від 20 до 40 % часу протягом року, що призводить щонайменше до подвійного збільшення або зменшення витрати або зміни рівня води > 5 см/год	Вплив гідротехнічних споруд проявляється у зміні витрати, яка триває > 40 % часу протягом року, що призводить щонайменше до подвійного збільшення або зменшення потоку або зміни рівня води > 5 см/год

Таблиця 2.1б.

Якісні оцінки та вигляд відповідних графіків

1	2	3
Не спостерігається різких коливань потоку (< 5 % часу протягом року)	Раптові коливання потоку спостерігаються рідко (від 5 до 20 % часу протягом року)	Раптові коливання потоку спостерігаються часто (20 % часу протягом року)
		

Окрім стандартних спостережень за рівнем води, для опису впливу гідроенергетичних споруд та зміни клімату на екосистему річки Дністер у програму моніторингу повинні бути включені такі характеристики води: температура води, каламутність, прозорість, колір, швидкість, мінералізація. Ця інформація, на додаток до опису антропогенного та кліматичного впливу

на гідрологічний режим, дозволить координувати обсяг та період потоку води нижче за течією від греблі, виходячи з погодних умов у гідрографічному басейні середнього та нижнього Дністра. Таким чином, це допоможе забезпечити функціональність річкової екосистеми, створивши сприятливі умови для розвитку гідробіонтів та збереження різноманітності річкового гідробіоценозу.

Температура річкових вод

Спостереження за температурою води проводяться щодня в стандартні години. Антропогенне теплове забруднення води та зміна клімату суттєво впливають на кисневий режим та інтенсивність процесів самоочищення в середньому та нижньому Дністрі (Zubcov, 2007; Zubcov, 2012). Внаслідок цього природний баланс Дністра порушується, часто незворотно, і формуються особливі екологічні умови, які негативно впливають, загалом, на процеси функціонування гідробіоценозу (Zubcov, 2020; Zubcov et al., 2019b; Jurminskaia, 2020).

Температура річкових вод, на які не впливає діяльність людини, в цілому залежить від природних умов (Analysis of the impact of the reservoirs of the Dniester HPPs on the state of the Dniester River, 2019). Однак у безпосередній близькості від греблі, де скидається вода, слід розташувати кілька точок спостереження за температурою з метою моніторингу її зміни вздовж русла річки. Причиною є той факт, що влітку вода, що викидається за течією греблі ГЕС-1, має температуру на 8 °C нижче, а взимку — на 6 °C вище, ніж природна сезонна температура води на цьому річковому відрізку (Analysis of the impact of the reservoirs of the Dniester HPPs on the state of the Dniester River, 2019).

Для вимірювання температури води у поверхневому шарі використовуються різні термометри, класичним є термометр ТМ-10 у металевій рамі ОТ-51. Термометр занурюють на глибину 0,4-0,5 м і витримують протягом 5-10 хв. Температура води визначають з точністю 0,1 °C.

Щоб описати щоденну зміну принаймні температури води, вмісту розчиненого кисню, значень рН, каламутності, рівня та швидкості води та інших фізико-хімічних параметрів, необхідно встановити обладнання за течією греблі ГЕС-2, яке могло б надавати інформацію в режимі он-лайн, з дискретизацією від 15 хвилин до 4-6 годин.

Це обладнання дасть можливість висвітлити процеси, що відбуваються в річці Дністер під впливом Дністровського каскаду ГЕС, при цьому наведена інформація необхідна для збереження та сталого використання ресурсів основних транскордонних водних потоків, що мають життєво важливу цінність для Молдови та України.

Слід також зазначити, що Гідрометеорологічний центр Чорного та Азовського морів (5-й бенефіціар проекту), у процесі впровадження проекту BSB165, зміцнив технічний фонд установи для гідрометеорологічних досліджень, у тому числі гідрологічних в Україні.

Каламутність річкових вод

Каламутність води обумовлена наявністю в ній різних видів механічних домішок у суспензії: частинок піску, глини, бруду, органічних та неорганічних речовин у суспензії, планктону та різних мікроорганізмів. Розмір частинок, які визначають каламутність води, становить 0,004-1,0 мм.

На гідрологічних станціях єдині стандартні зразки для визначення каламутності води зазвичай збирають щодня під час гідрологічних спостережень. У разі різних добових коливань рівня води рекомендується проводити спостереження кілька разів протягом 24 годин.

Оптимальний час для спостереження за каламутністю у періоди паводків та повеней обирається на основі вивчення добової її динаміки, що потребує частих спостережень. Під час паводків проводиться щонайменше 8-10 вимірювань, бажано рівномірно розподілених відповідно до амплітуди рівня води та фаз збільшення та зниження великої кількості води. Під час дощової повені на кожному піку рівня води проводиться вимірювання каламутності як при підвищенні, так і при зниженні рівня (Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978).

Регулювання потоку Дністра призвело до раптового зменшення кількості завислих частинок (приблизно в 10 разів) нижче за

течією від греблі, а також до зміни просторової та часової структури каламутності вздовж річки. Як наслідок, інтенсивність процесів самоочищення води знизилася, на склад завислих речовин та донних відкладів був оказаний негативний вплив, що призвело до надмірного зростання макрофітів уздовж річки нижче за течією від Дністровського каскаду ГЕС (Zubcov, 2012; Zubcov et al., 2019a). Тому для оптимального моніторингу каламутності на регульованих ділянках річки необхідно дотримуватися правил вимірювання каламутності при екстремальних значеннях підйому та падіння рівня води (Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978).

При визначенні каламутності в лабораторії кількість зважених частинок (потік суспендованих речовин) вимірюється шляхом фільтрації відомого об'єму зразка води через фільтри з діаметром пор не більше 45 мкм (Monitoring Protocol for assessment of the impact of hydropower on river ecosystem functioning, 2020; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020). Результат вимірювання виражається в мг/дм³. У разі більш детальних класичних гідрохімічних досліджень необхідно визначити кількість мінеральних та органічних суспензій.

В даний час прилади, т.з. нефелометри, використовуються для визначення помутніння, в тому числі *in situ*. Офіційною одиницею вимірювання помутніння є Одиниця Каламутності по Формазіну (FNU). Чисельно, каламутність, виражена у FNU, відрізняється від вимірювання в "одиницях каоліну" — мг/дм³ (1 FNU = 0,58 мг/дм³ каоліну) (EN ISO 7027-1-2016).

Прозорість

Прозорість природних вод обумовлена їх кольором та каламутністю, тобто вмістом різноманітних кольорових та суспендованих органічних та мінеральних речовин. Найпростіші методи визначення оптичних

властивостей води включають визначення глибини зникнення видимості білого диска (диск Секкі) та оцінювання кольору води відповідно до колірної шкали.

При визначенні прозорості безпосередньо у водоймі (*in situ*) використовується білий металевий диск діаметром 300 мм. Спостереження за прозорістю води за допомогою білого диска проводяться з тіньової сторони, тоді як прямі сонячні промені повинні висвітлювати сам диск. Прозорість визначається наступним чином: диск повільно опускається у воду і на межі видимості записується глибина його зникнення, потім, опускаючи його на 0,5-1,0 м, він піднімається і глибина його видимості визначається ще раз. Середнє значення двох глибин є мірою прозорості, тобто висотою стовпа води в см, на якій досі спостерігається білий диск.

Прозорість вимірюється в лабораторних умовах методом Снеллена, суть якого полягає у зчитуванні стандартного шрифту зверху через стовпчик води. Стандартний шрифт поміщають під циліндр висотою 60 см і діаметром 3-3,5 см на відстані 4 см від дна, аналізований зразок виливають у циліндр. Метод кількісного визначення прозорості ґрунтується на визначенні висоти стовпа води, при якому все ще можна візуально розрізнити (читати) чорний шрифт висотою 3,5 мм і шириною рядка 0,35 мм на білому фоні. Використовуваний метод є уніфікованим і відповідає ISO 7027 (EN ISO 7027-1-2016 Water quality; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020). Результати вимірів виражають в сантиметрах (табл. 2.2).

Таблиця 2.2.
Характеристика води відповідно до прозорості

Прозорість	Одиниця виміру, см
Прозора	Понад 30
Трохи каламутна	Більше 25 і до 30
Середня каламутність	Більше 20 і до 25
Каламутна	Більше 10 і до 20
Дуже каламутна	Менше 10

Колір води

Колір природних вод в основному обумовлений присутністю гумінових речовин, сполук заліза та синтетичних барвників. Кількість цих речовин у воді залежить від геологічних умов, особливостей ґрунтів у басейні річки тощо. Промислові стічні води також можуть створювати інтенсивний колір води.

Існує стандартна методика візуального порівняння кольору зразка води з кольором стандартних розчинів, кількісний результат виражається в одиницях кольору Хазена (градусах) відповідно до платина-кобальтової шкали ([ISO 2211: 1973 Liquid chemical products](#)). Цей стандарт застосовується до чистих, злегка забарвлених рідин, колір яких відповідає буро-жовтому кольору платино-кобальтової шкали. Методика вимагає досить складної підготовки реагентів та наявності відповідного обладнання. Колір зразка води порівнюється із загальноприйнятою шкалою, яка характеризує колір води. Останнім часом ці дослідження проводяться спектрофотометричними методами. Аналогічно, дослідження *in situ* проводяться за допомогою обладнання на основі спектрофотометрії, шляхом порівняння зразків води із рядом стандартів.

Бібліографія

- Instructions for hydrometeorological stations and posts. Issue 6, part 1. Hydrological work on large and middle rivers. L.: Gidrometeoizdat, 1978, 384 p. (in Russian)
- Methodical recommendations on hydrometeorological monitoring of surface water masses of the category "Rivers". DSNS of Ukraine, Kyiv, 2019, 71 p. (in Ukrainian)
- Analysis of the impact of the reservoirs of the Dniester HPPs on the state of the Dniester River. Report of the Moldovan-Ukrainian expert group. Thematic Supplement to the Transboundary Diagnostic Analysis of the Dniester River Basin. Vienna-Geneva-Kyiv-Chisinau, 2019, 62 p. (in Russian)
- Monitoring Protocol for assessment of the impact of hydropower on river ecosystem functioning. Chisinau, 2020
- EN ISO 7027-1-2016 Water quality - Determination of turbidity - Part 1: Quantitative methods (ISO 7027-1:2016)
- Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems. Editors: Biletschi Lucia, Zubcov Elena. Chisinau: S.n, 2020 (I. S. F.E.-P. "Tipografia Centrala"), 92 p.
- ISO 2211:1973 Liquid chemical products - Measurements of the color in Hazen units (platinum-cobalt scale).
- Regulation on environmental quality requirements for surface waters. Decision of the Government of the Republic of Moldova no. 890 from 12.11.2013. Official Monitor no. 262-267, 22 November 2013 (in Romanian)
- Zubcov E. Influence of hydroconstruction on the ecological state of the Dniester river. Akademos. Science, Innovation, Culture and Art Journal, no.2-3 (7), 2007, pp.23-29 (in Russian)
- Zubcov E. Current state of the Dniester river. Akademos. Science, Innovation, Culture and Art Journal, no. 4 (27), 2012, pp. 99-102 (in Romanian)
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Zubcov N., Borodin N. Impact of hydropower construction on the Dniester flow of suspended solids. In: Hydropower impact on river ecosystem functioning. Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, 8-9 October 2019a, pp. 135-139 (in Russian)
- Zubcov E., Andreev N., Bulat D. Determining the changes of the aquatic environment, assessing the migration and impact of pollutants, establishing the regularities of the functioning of hydrobiocenoses and preventing adverse consequences on ecosystems (approaches, opportunities, achievements). In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp.4-9 (in Romanian)
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Biletschi L., Zubcov N. Long-term dynamics of mineralization and main ions in the Dniester water. In: Proceedings of the International Conference "Hydropower impact on river ecosystem functioning", Moldova, 8-9 October 2019b, pp. 130-134 (in Russian)
- Jurminkaia O., Bagrin N., Zubcov E. Assessment of changes in chemical composition and water quality in the Dniester river basin. In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp.10-16 (in Romanian)



МОНІТОРИНГ ФІТОПЛАНКТОНУ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЯ ЙОГО РОЛІ У ФУНКЦІОНУВАННІ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Унгуряну Лауренція¹, Грандова Марія², Ковалишина Світлана²,
Туманова Дарія¹, Унгуряну Григорій¹

¹Інститут зоології, ²Український науковий центр екології моря

Вивчення закономірностей функціонування водних екосистем, їх продуктивності та якості води мають особливе значення в умовах евтрофікації та безперервного забруднення. Інтерпретація екологічних процесів та прогноз змін водних екосистем неможливі без багатостороннього дослідження механізмів формування та перебудови угруповань планктонних водоростей — основних виробників органічної речовини та важливих факторів якості природної води. Встановлення закономірностей формування та функціонування фітопланктону та доведення впливу факторів навколишнього середовища на цей процес в умовах посилення антропогенного тиску сприяють розробці теорії біологічної продуктивності, методу спрямованого функціонування та сталого використання водних екосистем. Згодом методи дослідження постійно вдосконалювалися, що дозволило альгологам отримати результати на міжнародному рівні (Ungureanu, 2011).

Складність дослідження фітопланктону впливає з безлічі не вирішених питань щодо функціонування угруповань планктонних водоростей у водних екосистемах різних типів (Ungureanu et al., 2018; 2020; 2020a).

З точки зору моніторингу та оцінки впливу гідроенергетики та зміни клімату на угруповання водоростей, важливо поділити види водоростей на дві групи — характерні для проточної води та для стоячої води. Взаємозв'язок між цими групами або домінування однієї з цих груп позначає зміни, викликані річковими греблями, зміну екологічного стану

водних екосистем відповідно до гідрологічних характеристик.

Лимнофільні види водоростей:

Microcystis aeruginosa f. *flos-aquae* (Wittr.) Elenk., *Anabaena spiroides* f. *Woronichiniana* Elenk., *Anabaena verrucosa* B. Peters. f. *verrucosa*, *Oscillatoria granulata* Gardner f. *granulata*, *Navicula lacustris* Greg., *Navicula hungarica* Grun., *Navicula placentula* (Ehr.) Grun. f. *placentula*, *Navicula gastrum* Ehr. var. *gastrum*, *Gyrosigma fasciola* Ehr., *Amphora venata* Kutz. var. *venata*, *Cymbella amphicephala* Nag. var. *amphicephala*, *Gomphonema parvulum* (Kutz.) Grun. var. *parvulum*, *Gomphonema lanceolatum* Ehr. var. *lanceolatum*, *Gomphonema gracile* Ehr. var. *gracile*, *Gomphonema ventricosum* Greg. f. *ventricosum*, *Nitzschia apiculata* (Greg.) Grun., *Nitzschia constricta* (Greg.) Grun. f. *constricta*, *Nitzschia amphibia* Grun var. *amphibia*, *Nitzschia hantzschiana* Rabenh., *Surirella turgida* W.Sm. var. *turgida*, *Surirella robusta* var. *splendida* Ehr., *Goniochloris spinosa* Pasch., *Glenodinium berolinense* (Lemm.) Lind. var. *berolinense*, *Trachelomonas armata* (Ehr.) Stein var. *armata*, *Trachelomonas* Playf. var. *scabra*, *Strombomonas planctonica* (Wolosz.) Popova var. *planctonica*, *Euglena oblonga* Schmitz, *Euglena ehrenbergii* Klebs var. *ehrenbergii*, *Lepocinclis ovum* var. *major* (Hub.-Pestol.) Conr., *Lepocinclis teres* (Schmitz.) France, *Chlamydomonas globosa* Snow., *Chlamydomonas reinhardtii* Dang., *Carteria klebsii* (Dang.) France, *Eudorina elegans* Ehr., *Volvox aureus* Ehr., *Ankyra ancora* f.

issajevii (Kissel), *Pediastrum borianum* var. *longicorne* Reinsch., *Pediastrum duplex* var. *reticulatum* Lagerh., *Dictyosphaerium chlorelloides* (Naum.) Komarek et Perman, *Scenedesmus sempervirens* Chodat., *Closterium braunii* Reinsh., *Closterium acerosum* f. *elongatum* (Breb.) Kossinsk, *Closterium venus* Kutz. var. *venus*, *Cosmarium undulatum* Corda.

Реофільні види водоростей:

Romeria elegans (Wolosz.) Koczw, *Rhizosolenia longiseta* Zacharias, *Navicula cuspidata* f. *primigena* Dipp., *Pinnularia viridis* (Nitzsch.) Ehr., *Surirella robusta* Ehr. var. *robusta*, *Tetradriella spinigera* Skuja, *Tetraplektron acutum* f. *laevis* (Bourr.) Ded.Stscheg., *Ophiocytium lagerheimii* Lemm., *Trachelomonas incerta* var. *punctata* Lemm., *Strombomonas tambowica* (Swir.) Defl., *Strombomonas gibberosa* (Playf.) Defl. var. *gibberosa*, *Euglena fenestrata* Elenk., *Euglena tripteris* var. *major* Swir., *Monomorphina splendens* (Pochm.) Popova, *Desmatractum indutum* (Geitl.) Pasch., *Ankyra ancora* F. *spinosa* (Korsch.) Fott, *Closterium lanceolatum* Kutz., *Staurostrum crenulatum* (Nag.) Delp.

Дослідження фітопланктону, оцінка первинної продукції фітопланктону та руйнування органічних речовин є основою для визначення рівня трофіки, евтрофікації водних об'єктів, знання яких необхідні для оцінки процесів самоочищення та вторинного забруднення (Ungureanu et al., 2019; 2020).

Основні принципи відбору проб та подальшої обробки зразків фітопланктону викладено у відповідних посібниках (Hotzel, Croome, 1999), включаючи ті, що були нещодавно розроблені відповідно до вимог ЄС (Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020).

Зразки фітопланктону слід збирати раз на сезон. Для додаткового моніторингу коротко-

часних наслідків гідроенергетичних споруд зразки слід збирати до великих скидів, під час випуску та щотижня протягом наступного місяця після випуску.

Місця для відбору проб слід вибирати відповідно до загальних принципів, виходячи з поставлених цілей: вгору та вниз за течією від точкового джерела, такого як очисні споруди, водосховища або притоки; вище та вниз за течією джерела серйозного екологічного впливу, такого як водосховище, побудоване з використанням гідроенергетики; та через певні проміжки часу вздовж досліджуваного річкового відрізка, щоб дослідити поздовжній розподіл фітопланктону.

Переважно відбирати проби з основної течії на човні або з моста. Як зазвичай, проби беруть з поверхневого та нижнього шару (за допомогою батометру Ніскіна); якщо глибина менше 3 м, проби можна брати тільки з поверхневого шару. У цьому випадку пробу краще брати в середині потоку на 0,5 м під поверхнею. Якщо човен недоступний, пробу можна взяти з берега або за допомогою пробовідбірника (довжиною більше 3 м), який несе скляну пляшку для зразка на кінці або входячи в річку на відстань не менше 3 м від берега (Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020).

Кращий статистичний результат може бути досягнутий шляхом збору кількох зразків з трохи різних точок на одному місці та підрахунку їх до нижчого рівня точності.

Передовою практикою є одночасний відбір проб фітопланктону разом з гідрохімічними зразками для визначення основних факторів розвитку фітопланктону: розчиненого неорганічного фосфору, розчиненого неорганічного азоту, концентрації кисню, рН, силікатів (Ungureanu et al., 2018; 2020; 2020a).

Для аналізу хлорофілу беруть окрему пробу від 0,5 до 1 л. Живий зразок, взятий планктонною сіткою (розмір вічок від 25 до 35 мкм), на додаток до цільної проби води, може допомогти ідентифікувати більше видів. Бажано використовувати стандартизований аркуш збору проб фітопланктону, щоб переконатися, що всі зразки та вимірювання, зроблені в польових умовах, належним чином записані в польових умовах. Таблиця вибіркового вибірок полегшить також реєстрацію зразків у лабораторії та подальше звітування даних. Окрім відбору проб води для визначення показників фітопланктону та якості води, корисно реєструвати такі спостереження, як колір води, запах та утворення піни, а також напрямок та силу вітру ([Hotzel, Croome, 1999](#)).

Для кількісних зразків фітопланктону 1-2 л води фіксують буферним формальдегідом. Для отримання 20% водного розчину формальдегіду (CH_2O) змішайте рівні частини формаліну (40 % CH_2O) і концентрованої оцтової кислоти. Для фіксації додайте 100 мл зразка води до 2 мл підкисленого формальдегіду (кінцева концентрація CH_2O повинна бути 0,4 %). Після цього зразкам дають відстоятися приблизно протягом двох тижнів, а потім повільно зливають до об'єму 20-30 мл. Осадження проводиться в циліндрі відповідного розміру, з розрахунком шість годин на кожен 1 см водяного стовпа при температурі 20 °C ([Hotzel, Croome, 1999](#)).

Після відповідного періоду осадження верхні 90 % об'єму обережно відбирають, не порушуючи осаджених водоростей, залишок обережно струшують і кладуть в інший циліндр відповідного об'єму, після чого осадження повторюють. Ці два осадження дають можливість отримати концентрований зразок об'ємом 20-30 мл. Перед аналізом зразок обережно струшують, а підвбірку відповідного об'єму переносять у лічильну камеру і дають їй відстоятися перед підрахунком.

Структурно-функціональні характеристики угруповання фітопланктону

Параметри, які слід досліджувати: 1) чисельність; 2) біомаса; 3) таксономічний склад; 4) структура угруповання фітопланктону: внесок п'яти доміnantних родин у загальну біомасу.

Ідентифікацію видів та підрахунок клітин проводять під світловим мікроскопом Мікмед-5 (600x) по краплі 0,05 мл та наявних визначників для ідентифікації.

Біомаса фітопланктону обчислюється методом геометричної подібності, прирівнюючи форми клітин до відповідних геометричних форм і вважаючи, що об'єм клітини 1 мм³ дорівнює 1 галлону. Якість води оцінюється на основі параметрів загальної біомаси фітопланктону та видів водоростей, які є індикаторами сапробітності ([CSN EN 15204 Water quality — Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy \(Utermohl technique\)](#)).

Визначення класів якості води екосистеми здійснюється відповідно до чинних нормативних документів про вимоги якості навколишнього середовища щодо якості поверхневих вод на національному рівні. ([Regulation on environmental quality requirements for surface waters, 2013](#); [Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Знання закономірностей функціонування угруповань фітопланктону та водних біоценозів загалом значно сприяє вирішенню низки проблем, спрямованих на стале використання водних ресурсів. Фітопланктон — один з основних продуцентів водних екосистем. Завдяки своїй життєдіяльності планктонні водорості сприяють біологічній продуктивності водних екосистем, незалежно від того, висока чи низька їх частка продукції. З іншого боку, вони побічно беруть участь у загальній

біологічній продуктивності водних екосистем, оскільки входять до складу кормів для тварин на різних трофічних рівнях. Первинна продукція та деструкція органічних речовин визначають характер ефективності процесів продукції у водних екосистемах (Mineeva, 2009; Ungureanu et al., 2020a).

Співвідношення A/R змінюється під час процесів забруднення та самоочищення. Тому його можна використовувати для характеристики рівня органічного забруднення в екосистемах та складу речовин, які його забруднюють. Чим вищий рівень проникнення в екосистему неродних органічних речовин, тим більше вони впливають на збалансованість процесів виробництва-знищення.

Було продемонстровано, що ступінь освітленості шарів води, температура, прозорість, гідрологічний режим води впливають на розвиток фітопланктону, рівень первинної продукції та деструкції органічних речовин у різних типах водних екосистем, але багато аспектів цих явищ вимагають ретельного дослідження (Ungureanu et al., 2018; 2020; 2020a).

За значеннями біомаси фітопланктону, первинної продукції у фотичному шарі (A), у товщі води (A/m^{-2}) та співвідношенням процесів продукції та деструкції (A/R) Нижній Дністер можна віднести до категорія евтрофних, періодично мезотрофних екосистем, водосховище Дубоссари та Середній Дністер — до категорії евтрофних, періодично евтрофних екосистем (Ungureanu et al., 2020a).

Бібліографія

- Hotzel G., Croome R. A phytoplankton methods manual for Australian freshwaters. LWRRDC Occasional Paper 22/99, 1999, 58 p.
- CSN EN 15204 Water quality — Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermohl technique). <http://www.en-standard.eu/csn-en-15204-water-quality-guidance-standard-on-the-enumeration-of-phytoplankton-using-inverted-microscopy-utermohl-technique>
- Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance. Ed.: Toderas I. et al. Chisinau: S.n., 2015 (Publishing house "Elan Poligraf"), 64 p.
- Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems. Editors: Biletschi Lucia, Zubcov Elena. Chisinau: S.n, 2020 (I. S. F.E.-P. "Tipografia Centrala"), 92 p.
- Ungureanu L. Diversity and peculiarities of phytoplankton communities functioning in the water ecosystems of the Republic of Moldova. Abstract of the thesis of doctor habilitat in biology, Chisinau, 2011, 60 p. (in Romanian)
- Regulation on environmental quality requirements for surface waters. Decision of the Government of the Republic of Moldova no. 890 from 12.11.2013. Official Monitor no. 262-267, 22 November 2013 (in Romanian)
- Ungureanu L., Zubcov E., Tumanova D., Borodin N., Bagrin N., Ungureanu G. Factors which determine the productivity of phytoplankton of the Dniester River. Journal of Academy of Sciences of Moldova. Life Sciences, 2018, no. 3(336), pp.12-22
- Ungureanu L., Zubcov E., Tumanova D., Bagrin N., Ciorba P., Ungureanu G. Determinant factors of the phytoplankton development in the Prut River. Journal of the Academy of Sciences of Moldova, Life Sciences, 2020, no. 2(341), pp. 39-46 (in Romanian)
- Ungureanu L., Tumanova D., Ungureanu G. Productivity of phytoplankton of the Dniester river and Dubasari reservoir in the conditions of the impact of natural and anthropic factors. In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp. 4-9 (in Romanian)
- Mineeva N.M. Primary production of plankton in the Volga reservoirs. Yaroslavl: IBVV RAS, 2009, 277 p. (in Russian)

МОНІТОРИНГ ПЛАНКТОНІЧНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЇХ ІДЕНТИФІКАЦІЇ

Лебеденко Любов¹, Набокін Михайло², Ковалишина Світлана²,

¹Інститут зоології, ²Український науковий центр екології моря

У лотичних екосистемах усі процеси розвитку плактонних безхребетних угруповань (зоопланктону), покликані забезпечити структурно-функціональний порядок, які систематично змінюються порушеннями. Залежно від їх характеру зміни мають різний характер. Зміни класифікуються за характером їх походження — природні гідрологічні (відхилення моменту та потужності повеней, дощові повені та посухи, утворення осаду тощо), антропогенні (зміни морфометрії русла, навантаження забруднювачів тощо). Одночасно ці зміни можуть тривати короткий час, наприклад, підвищення рівня води через сильні опади, повені або скиди забруднюючих речовин, але вони також можуть бути стабільними, якщо раптова зміна умов супроводжується подальшим збереженням нового стану. Угруповання зоопланктону — це динамічна система, яка, через підвищену чутливість, фільтраційний тип харчування, а також відносно короткий життєвий цикл, відносно швидко реагує на зміни умов навколишнього середовища (оселища). Це виражається у зміні структури та функціональних показників (Lebedenco, 2020).

Коливання гідрологічного режиму протягом усього року знайшли своє відображення у розвитку угруповань зоопланктону річок Дністра та Пруту. Видовий склад та кількісні параметри зоопланктону в поточній екосистемі залишаються приблизно незмінними протягом певного періоду часу, так що раптова поява або зникнення деяких видів

може свідчити про зміну якості води. З цієї точки зору, програма довгострокового моніторингу структури угруповань зоопланктону може з'ясувати аспекти, пов'язані з екологічним станом проточних екосистем, і може розрізняти нормальні наслідки, викликані послідовністю сезонів у угрупованні зоопланктону та змінами антропогенної природи (Lebedenco, 2020; Lebedenco et al., 2021).

Для кількісного та якісного відбору проб зоопланктону в річці найчастіше використовується сітка Апштейна. Вона виготовляється з мірошницького газу. Рекомендований розмір ячеї сітки — 100 мкм (Aleksandrov et al., 2014, *Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance*, 2015; *Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems*, 2020).

Кількісний відбір проб здійснюється шляхом фільтрації відомої кількості води через планктонну сітку відповідно до стандартів ISO та нещодавно розроблених посібників (SM SR ISO 5667-6:2011; SM SR EN 15110:2012; *Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance*, 2015; *Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems*, 2020). Рекомендується фільтрувати від 50 до 500 літрів, однак фахівець, який проводить відбір проб, може змінити цей об'єм як вгору, так і вниз.

Відбір проб можна проводити шляхом лиття річкової води через сітку (Tevyashova, 2009). Переважно використовувати пляшку

Паталаса або, за її відсутності, відро відомого об'єму. Інший спосіб відбору проб — горизонтальне або вертикальне витягування сітки у водоймі. У цьому випадку рекомендується встановити механічний витратомір на сітку для більш точного вимірювання об'єму води, що пройшла через сітку. Важливо, щоб уникнути втрати найактивніших організмів під час відбору проб, сітку потрібно тягнути зі швидкістю не менше 1 м/с. Коли швидкість потоку достатньо висока (більше 1 м/с), ви можете просто потримати сітку в річці протягом певного відомого часу, щоб оцінити обсяги фільтрованої води. У разі якісного відбору проб точного вимірювання фільтрованої води не потрібно, проте об'єм фільтрованої води повинен бути в кілька разів більшим, ніж об'єми, відфільтровані для кількісних зразків.

Перед відбором проб зоопланктону фахівець візуально оцінює кількість та площу всіх біотопів, присутніх на місці відбору проб. Рекомендується брати 1-6 проб з кожного біотопу, залежно від площі, яку вони займають. У проточних водоймах відбір проб з районів з очевидним потоком є обов'язковим (зі швидкістю води більше 20 см/с). Рекомендується відбір проб з періодичністю 10-14 днів.

Відразу після відбору проб зразки консервують розчином Люголя або формальдегідом (SM SR ISO 5667-6:2011; SM SR EN 15110:2012; [Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015](#)). Концентрація формальдегіду в кінцевому розчині не повинна перевищувати 2-4 % (тобто 5-10 мл 40 % формаліну на 100 мл зразка).

У лабораторії зразки концентрують до об'єму 20-200 мл, залежно від кількості в зразку, і аналізують за допомогою сучасних мікроскопів та посібників для ідентифікації. Для досягнення статистично достовірного результату доцільно проаналізувати обсяг

кожного зразка, який міститиме щонайменше 100 зразків кожного з 4-5 основних видів ([Kojova, Melinik, 1978](#)). Таксономію слід привести у відповідність згідно із сайтом WoRMS (<http://www.marinespecies.org/>).

Зазвичай підрахунок організмів зоопланктону проводиться за допомогою камери Богорова, у двох чи трьох повторях, із застосуванням складного обладнання, такого як бінокляр зі стереоскопічним зумом ZEISS Discovery V8. Щільність (N) планктонних безхребетних, які залишаються у сітці для відбору проб зоопланктону, виражається в кількості особин на 1 м³ і є суттєвим параметром у кількісній характеристиці біотичних угруповань у водних екосистемах. Визначення видів зоопланктону проводиться за допомогою мікроскопа Axio Imager A2 (ZEISS), за допомогою посібників з ідентифікації та спеціалізованої літератури ([Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015](#); [Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Організми зоопланктону ідентифіковані до максимально можливої найнижчої систематичної категорії: незрілі форми копепод — до рівня підряду (*Cyclopoida*, *Calanoida* або *Harpacticoida*), дорослі кладоцери та копеподи — до видового рівня, коловертки — до родового та, якщо можливо, — до видового рівня. Біомаса (B, мг/м³) угруповань зоопланктону розраховується шляхом множення щільності на середні індивідуальні маси кожного виду. Оцінка досліджених водних екосистем та якості води проводиться за допомогою сапробіологічного аналізу на основі принципів, запропонованих сапробною системою. Оцінка класів якості води річок Дністер та Прут на основі угруповань зоопланктону проводиться відповідно до граничних значень, представлених у національному регламенті ([Lebedenco, 2020](#)).

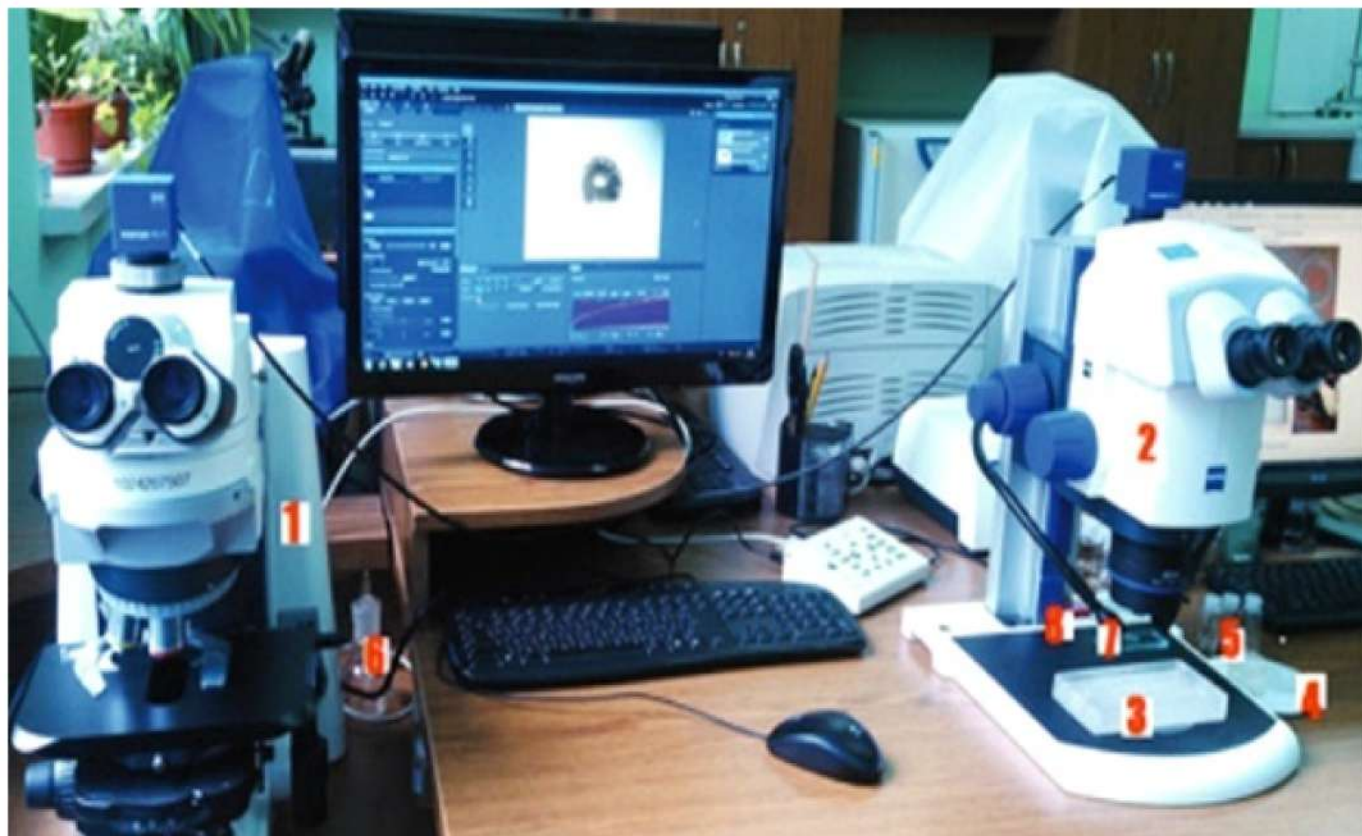


Рис. 4.1. 1 — мікроскоп; 2 — бінокль; 3 — камера Богорова; 4 — чашки Петрі;
5 — скляні пляшки; 6 — посудина зі спиртом; 7 — предметне скло мікроскопа;
8 — покривне скло



Рис. 4.2. Комп'ютеризований мікроскоп Axio Imager A.2 (Zeiss)

В даний час використовується декілька комп'ютеризованих методів дослідження планктонних безхребетних (рис. 4.1-4.2), які зменшують можливі відхилення внаслідок людського фактора ([Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Структурно-функціональні характеристики угруповання зоопланктону

Основні параметри, які необхідно врахувати для планктонних безхребетних:

- 1) загальна чисельність та біомаса зоопланктону;
- 2) кількість видів та показники різноманітності;
- 3) індекс сапробності;
- 4) питома вага та співвідношення основних систематичних груп зоопланктону.

Дослідження змін у структурі угруповання та популяціях окремих видів та таксономічних груп вимагають окремого набору даних та критеріїв для кожного регіону. Однак, такі показники зоопланктону є найбільш перспективними в акваторії Дністра:

- 1) % Rotifera;
- 2) % Copepoda;
- 3) Індекс різноманітності Шеннона-Вівера;
- 4) Індекс сапробності.

Загальна біомаса, індекс різноманітності Шеннона-Вівера та індекс сапробності є добрими показниками екологічного стану та евтрофікації. Найнижчі значення біомаси спостерігалися в період 70-х років, у період т. зв. гіперевтрофікації і індекс сапробності в той період був підвищений.

Порівнюючи сучасний стан з історичними даними дельти Дністра, можна побачити зменшення частки коловороток із 74 % у середньому на рік у 1949-1952 роках ([Iaroshenko, 1957](#)) до 31 % у 2016-2020 роках

([Nabokin, 2020](#); [Lebedenco et al., 2021](#)). Зменшення питомої ваги може бути пов'язане з наслідками гідробудування, тобто низьким рівнем води та накопиченням мулу, що стало непридатним для цієї групи, оскільки їх фільтрувальний апарат заповнений частинками мулу.

Зоопланктон, як найбільш динамічний компонент водних безхребетних, характеризується нерівномірним розвитком, порушеннями популяції як за кількісною, так і за якісною структурою та їх динамікою. Специфіка реакцій зоопланктону на зміну навколишнього середовища, зокрема на коливання рівня води, була виражена шляхом перебудови складу видового різноманіття та коливання кількісних параметрів розвитку зоопланктону у водних екосистемах.

На розвиток зоопланктону в річках Дністер та Прут суттєво впливають умови гідрологічного режиму цих річок. Під час моніторингу водних об'єктів у постійно мінливих умовах, що супроводжуються зміною клімату та посиленням антропогенного фактора, склад та кількісні параметри зоопланктону позначають стабільність водних екосистем. Екологічний стан досліджуваних екосистем, відповідно до параметрів угруповань зоопланктону, відповідає β -мезосапробній зоні, а якість води характеризується як помірно забруднена ([Lebedenco, 2020](#)).

Бібліографія

- Aleksandrov B., Arashkevich E., Gubanova A., Korshenko A. Black Sea monitoring guidelines: mesozooplankton. Publ. EMBLAS Project, BSC, 31, 2014
- Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance. Ed.: Toderas Ion et al. Chisinau: S.n., 2015 (Publishing House "Elan Poligraf"), 64 p.

- Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems. Editors: Biletschi Lucia, Zubcov Elena. Chisinau: S.n, 2020 (I. S. F.E.-P. "Tipografia Centrala"), 92 p.
- Lebedenco L., Nabokyn M., Andreev N. The state of zooplankton communities in the lower Dniester area under the conditions of river regulation and actual climatic changes. Proceedings of the 10th International Conference of Zoologists "Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change", Chisinau, 16-17 September 2021
- Lebedenco L. Assessment of the status of zooplankton communities in the changing environment of the aquatic environment. In: Proceedings of the Symposium "Functional changes of aquatic ecosystems in the context of anthropogenic impact and climate change", 6 November 2020, Chisinau, pp. 42-45 (in Romanian)
- SM SR EN 15110:2012 Water quality. Guidance standard for the sampling of zooplankton from standing waters (in Romanian)
- SM SR ISO 5667-6:2011 Water quality. Sampling. Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams (in Romanian)
- Regulation on environmental quality requirements for surface waters. Decision of the Government of the Republic of Moldova no. 890 from 12.11.2013. Official Monitor no. 262-267, 22 November 2013 (in Romanian)
- Kojova O.I., Melinik N.G. Instructions for proceeding of plankton samples by counting method. Irkutsk: IGU, 1978, 52 p. (in Russian)
- Nabokin M. V. Long-term changes in the zooplankton of the Dniester delta. EU Integration and Management of the Dniester River Basin, Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 8-9, 2020. Chisinau: Eco-TIRAS, 2020, pp. 216-219 (in Russian)
- Tevyashova O. E. Collection and processing of zooplankton samples in fish farm ponds. A guide (with a key to main freshwater species). Rostov-on-Don: FGUP "AzNIIRKH", 2009, 84 p. (in Russian)
- Iaroshenko M. F. Hydrofauna of the Dniester river. M: Publishing House of the Academy of Sciences of SSSR, 1957, 168 p. (in Russian)
- World Register of Marine Species (WoRMS) <http://www.marinespecies.org/>



Розділ

РЕКОМЕНДАЦІЇ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЇ БЕНТОСУ

Ковалишина Світлана¹, Чужекова Тетяна¹, Мунжио Оксана²

¹Український науковий центр екології моря, ²Інститут зоології

Для кількісного та якісного відбору проб макробезхребетних використовуються такі пристрої для відбору проб залежно від типу та глибини дна:

- 1) грейфери Петерсена та Екмана (площа захоплення 0,025 м²) використовуються на м'яких відкладеннях (мул, пісок, уламки) та глибиною від 1,5 м;
- 2) пробовідбірник Сарбера (площа захоплення 0,025 м²) використовується на всіх видах підкладки та глибиною до 1,5 м;
- 3) прямокутна драга шириною устя 0,35-0,50 м і дальністю захоплення до 3 м використовується на всіх видах субстрату та глибинах від 1,5 м;
- 4) рамки (25х25 см) використовуються на всіх видах субстрату, переважно в маловоддях та на узбережжі контактної зони;
- 5) шовкові або нейлонові сітки з розміром комірки 333 мкм використовуються на м'яких відкладеннях та макрофітах;
- 6) донні скребки (сітчаста тканина з комірками 500-1000 мкм);
- 7) дріфтерна пастка.

Якщо використовується сітка з квадратним отвором 25х25 см, то загальна зібрана площа дорівнює 0,075 м². Донні скребки використовуються для відбору проб на змішаних і твердих поверхнях, включаючи штучні конструкції.

Відбір проб здійснюється на трьох трансектах через потік, що розташовані на відстані приблизно 10 м один від одного. Трансекти слід розміщувати по діагоналі у напрямку вище за течією. Відбір зразків починається на низовій трансекті і просувається вгору по течії. На кожній трансекті

дається п'ять хвилин для збирання вручну з зануреного каміння та великого дерев'яного сміття. Тварин, які знайдено шляхом ручного збирання, зберігають окремо від зразка, зібраного методом поштовху.

Вибірка дрифту може бути взята за допомогою методу "косіння", коли сітка тягнеться протягом трьох хвилин проти водяного потоку або на відстань одного метра, або спосіб встановлення дрифтерної пастки на 15-30 хвилин залежить від швидкості течії. В обох випадках процедуру повторюють тричі. Крім того, для тих же цілей можна використовувати відбір методом поштовху з площею 0,5 м² протягом 15 секунд (як приклад відбору методом поштовху дивіться відео <https://www.youtube.com/watch?v=yoFK4hCu42c>)

Важливо пам'ятати:

- Вибірка повинна охоплювати всі можливі біотопи дна на кожній ділянці (каміння, велике дерев'яне сміття, пісок, мул, штучні споруди тощо)
- Кількість кількісних проб має бути хоча б 3 на кожен біотоп з мінімальною площею зразка 0,075 м² на біотоп.
- Площа якісної вибірки повинна перевищувати площу кількісної вибірки і охоплювати хоча б 1 м².

Структурно-функціональні характеристики угруповання зообентосу

Таксономічне визначення видів здійснюється за допомогою сучасних мікроскопів та посібників для ідентифікації, а

систематичність слід перевірити за допомогою Fauna Europea <https://fauna-eu.org/>.

Основними параметрами, які необхідно зібрати для бентосних безхребетних, є:

- 1) кількість типів;
- 2) домінування типів — п'ятірка основних типів за % внеску до загальної біомаси;
- 3) відношення кількості реофільних до лімнофільних видів;
- 4) структура угруповання.

Зміни в структурі угруповання пов'язані з динамікою популяцій окремих видів і вимагають набору даних для кожного окремого регіону. Однак ряд авторів з Європи та Північної Америки (Feld et al. 2012; Hering et al., 2010; Hershkovitz et al., 2015; Langlois et al., 2018; Lawrence et al., 2010; Li et al., 2012; Woznicki et al., 2016; Xiaocheng et al., 2008; Arkansas Aquatic Nuisance Species Management Plan, 2013) рекомендують такі параметри, які підходять для дослідження як зміни температури, так і швидкості потоку води:

- % EPT (сума Ephemeroptera, Plecoptera та Trichoptera) як за альфа-різноманітністю, так і за загальною кількістю;
- для аналізу впливу реальної зміни температури за наявності довгострокових даних;
- різноманітність Coleoptera, Diptera, Odonata;
- % комах від загальної чисельності;
- % первинних водних організмів (наприклад, Oligochaeta, Hirudines, Bivalvia, Gastropoda з зябрами, Crustacea);
- % різноманітність двостулкових молюсків/різноманітність гастропод;
- % хижаків;
- % подрібнювачів (таких як Tipulidae, Limnephilidae та інші);
- % шкребачів (наприклад, Ephemeroptera, Orthocladinae та інші);
- % видів стенобіонтів.

Для оцінки впливу гідроенергетики на екосистему Дністра можна використовувати

індекси на основі переваг потоків водних безхребетних.

Індекс специфічності потамона (PTI) (Scholl, Haybach, 2000; Scholl et al., 2005) призначений для великих водотоків, для яких еталонні умови доступні рідко:

$$PTI = \frac{\sum_{i=1}^T (W_i \cdot G_i \sum_{j=1}^N A_{i,j})}{\sum_{i=1}^T (G_i \cdot \sum_{j=1}^N A_{i,j})},$$

де $A_{i,j}$ — відносна кількість таксону i ($1 \leq i \leq T$) у зразку j ($1 \leq j \leq N$); $G_i = 2^{(5-W_i)}$; $W_i = 6 - ECO_i$.

ECO_i — це екологічний клас таксону i та коливається між 1 (слабкі індикатори потамона) і 5 (сильні індикатори потамона). Екологічні класи 317 таксонів доступні з табл. 6 за посиланням: Scholl et al. (Scholl et al., 2005), які визначили класи екологічного статусу відповідно до значень PTI з класом:

- клас I: $1,00 < PTI < 1,90$ (дуже хороший екологічний стан),
клас II: $1,91 < PTI < 2,60$ (хороший),
клас III: $2,61 < PTI < 3,40$ (середній),
клас IV: $3,41 < PTI < 4,10$ (посередній),
клас V: $4,11 < PTI < 5,00$ (поганий).

Індекс реофільних безхребетних для оцінки потоку води (LIFE) (Extence, 1998; Turley et al., 2016, Review of hydropower plants influence on water quantity and quality in Venta, 2017). Цей індекс базується на поділі родин макробезхребетних на одну з шести груп потоків. Кожна група потоків пов'язана з різними вимогами до потоку: I (сильна течія (більше 1,0 м/с)), II (ділянки з помірною або вираженою течією (0,2-1,0 м/с)), III (ділянки з повільною або слабкою течією (менше 0,2 м/с)), IV (слабопроточні ділянки), V (стоячі води) та VI (ділянки, що пересихають). Цей індекс можна легко обчислити за історичними даними і він є хорошим і ощадливим варіантом для оцінки впливу змін потоку.

$$LIFE = \frac{\sum f s}{n},$$

де $\sum fs$ — сума індивідуальних очок кожного таксона, взятих із таблиці для всієї вибірки, а n — кількість таксонів, використаних для обчислення $\sum fs$.

Потоки з більшою швидкістю дають вищі бали LIFE. В таблиці 5.1 наведено бали приуроченості до течії, для розрахунку індексу LIFE.

Таблиця 5.1.

Бали приуроченості до течії (fs) для розрахунку індексу LIFE

Tricladida		Ephemeroptera		Hemiptera	
Planariidae	IV	Siphonuridae	IV	Aphelocheiridae	II
Dugesidae	IV	Baetidae	II	Naucoridae	IV
Dendrocoelidae	IV	Heptageniidae	I	Pleidae	IV
Gastropoda		Potamanthidae	III	Gerridae	IV
Neritidae	II	Leptophlebiidae	II	Corixidae	IV
Ancylidae	II	Ephemeridae	II	Hydrometridae	IV
Viviparidae	III	Ephemerellidae	II	Notonectidae	IV
Acroloxidae	IV	Caenidae	IV	Veliidae	IV
Bithyniidae	IV	Plecoptera		Hebridae	IV
Planorbidae	IV	Taeniopterigidae	II	Mesovelidae	V
Valvatidae	IV	Nemouridae	IV	Nepidae	V
Hydrobiidae	IV	Leuctridae	II	Odonata	
Physidae	IV	Perlidae	I	Gomphidae	II
Lymnaeidae	IV	Capniidae	I	Cordulegasteridae	II
Bivalvia		Chloroperlidae	I	Agriidae	III
Margaritiferidae	II	Perlodidae	I	Platycnemididae	IV
Unionidae	IV	Trichoptera		Aeshnidae	IV
Sphaeriidae	IV	Rhyacophilidae	I	Coenagriidae	IV
Dreissenidae	IV	Odontoceridae	I	Lestidae	IV
Hirudinea		Philopotamidae	I	Corduliidae	IV
Piscicolidae	II	Goeridae	I	Libellulidae	IV
Erpobdellidae	IV	Hydropsychidae	II	Hemiptera	
Glossiphoniidae	IV	Lepidostomatidae	II	Aphelocheiridae	II
Hirudidae	IV	Brachycentridae	II	Naucoridae	IV
Araneae		Beraeidae	II	Pleidae	IV
Agelinidae	V	Sericostomatidae	II	Gerridae	IV
Crustacea		Glossosomatidae	II	Corixidae	IV
Gammaridae	II	Psychomyiidae	II	Hydrometridae	IV
Astacidae	II	Ecnomidae	III	Notonectidae	IV
Corophidae	III	Molannidae	IV	Veliidae	IV
Asellidae	IV	Phryganeidae	IV	Hebridae	IV
Crangonycitidae	IV	Polycentropodidae	IV	Mesovelidae	V
Mysidae	V	Limnephilidae	IV	Nepidae	V
Chirocephalidae	VI	Hydroptilidae	IV	Diptera	
Triopsidae	VI	Leptoceridae	IV	Ptychopteridae	II
Talitridae	VI	Neuroptera		Simuliidae	II
Megaloptera		Osmylidae	II	Tipulidae	IV
Sialidae	IV	Sisyridae	IV	Culicidae	V
				Chaoboridae	V
				Syrphidae	V

Данський струмковий індекс (DSFI) (Lundsfryd et al., 2017; Skriver et al., 2000) обчислюється на основі суми позитивних (Tricladida, Gammarus, кожен рід Plecoptera, кожна родина Ephemeroptera, Elmis, Limnius, Elodes, Rhyacophilidae, кожна родина Trichoptera з будиночками, Ancylus) та негативних (Oligochaeta > 100, Helobdella,

Erpobdella, Asellus, Sialis, Psychodidae, Chironomus, Eristalini, Sphaerium, Lymnaea) груп індикаторів. Значення індексу (клас фауни) є функцією появи вибраних таксонів показників у поєднанні з кількістю груп різноманітності (таб. 5.2).

Співвідношення між DSFI та екологічним статусом представлені в таб 5.3.

Таблиця 5.2.

Шкала оцінки за данським струмковим індексом (DSFI)

Групи індикаторів (IG)	Кількість таксонів	Групи різноманітності			
		< -2	-1...3	4...9	10
Група індикаторів 1 (IG 1):					
<i>Brachyptem, Capnia, Leuctra, Isoperla, Isoper/a, Isoptena, Perlodes, Protonemura Siphonoperla, Ephemeridae</i>	> 2 таксони	-	5	6	7
<i>Limnius, Glossosomacidae, Sericostomatidae</i>	1 таксон	-	4	5	6
Група індикаторів 2 (IG 2):					
<i>Amphinemura, Taeniopreryx, Ametropodidae, Ephemerellidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Siphonuridae, Elmis, Elodes, Rhyacophilidae, Goeridae, Ancylus;</i> якщо <i>Asellus</i> > 5 перейдіть до IG 3; якщо <i>Chironomus</i> > 5 перейдіть до IG 4		4	4	5	5
Група індикаторів 3 (IG 3):					
<i>Gammarus</i> > 10, <i>Caenidae</i> ; Інші <i>Trichoptera</i> > 5; якщо <i>Chironomus</i> > 5 перейдіть до IG 4		3	4	4	4
Група індикаторів 4 (IG 4):					
<i>Gammarus</i> > 10, <i>Asellus, Caenidae</i>	> 2 таксони	3	3	4	
<i>Sialis</i> ; Інші <i>Trichoptera</i>	1 таксон	2	3	3	-
Група індикаторів 5 (IG 5):					
<i>Gammarus</i> < 10 <i>Baetidae</i>	> 2 таксони	2	3	3	-
<i>Simuliidae</i> > 25 якщо <i>Oligochaeta</i> > 100 перейдіть до IG 5, якщо <i>Eristalini</i> > 2, перейдіть до IG 6	1 таксон або якщо <i>Oligochaeta</i> > 100	2	2	3	-
Група індикаторів 6 (IG 6):					
<i>Tubificidae, Psychodidae, Chironomidae, Eristalini</i>		1	1	-	-

Таблиця 5.3.

Співвідношення між DSFI та екологічним статусом

Статус	Високий	Добрий	Помірний	Бідний	Поганий
DSFI	7	5-6	4	3	1-2

Настільне програмне забезпечення ASTERICS (= екологічна класифікація річок AQEM/STAR) (версія 4.04) охоплює майже всі

рекомендовані параметри та індекси (https://gewaesser-bewertung.de/files/asterics_4.0.4-setup.zip). З іншого боку, можна використовувати онлайн базу даних <https://www.freshwaterecology.info/> щоб дослідити аутоекологію видів. Приклад вибраних параметрів, які були перераховані вище, розрахованих у ASTERICS для Нижнього Дністра, наведено у табл. 5.4.

Таблиця 5.4.

Параметри макрозообентосу, розраховані за вибраними вимогами

Параметри	Маяки (Україна)	Паланка (Молдова)	Всього
EPT-Taxa % у загальній кількості	0	5,051	4,63
Номер виду EPT-Taxa	0	5	5
EPT [%] (класи чисельності)	0	5,051	4,63
Таксономічна група (кількість таксонів)			
Turbellaria	0	1	1
Nematoda	0	1	1
Nematomorpha	0	1	1
Gastropoda	6	21	22
Bivalvia	3	6	8
Polychaeta	0	1	1
Oligochaeta	6	16	18
Hirudinea	0	2	2
Crustacea	2	10	11
Araneae	0	0	0
Ephemeroptera	0	1	1
Odonata	0	8	8
Plecoptera	0	0	0
Heteroptera	0	4	4
Trichoptera	0	4	4
Coleoptera	0	2	2
Diptera	3	20	23
Bryozoa	0	1	1
EPT-Taxa	0	5	5
EPT/ Oligochaeta	0	0,312	0,278
EPT/Diptera	0	0,25	0,217
EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.)	3	21	23
Різноманітність Coleoptera, Diptera, Odonata	3	30	33
% комах від загальної кількості	15	39	39
Типи харчування			
[%] шкребачів	13,5	15,354	14,537
[%] мінерів	0	1,111	1,019
[%] подрібнювачів	1	4,848	4,63
[%] збирачів	35	27,475	27,037
[%] активних фільтраторів	19	15,354	15,926
[%] пасивних фільтраторів	6,5	0,202	1,389
[%] хижаків	3,5	17,879	17,037
[%] паразитів	0	2,222	2,037
[%] ксилофагів	0	0	0
[%] з іншим типом харчування	1,5	3,434	3,426
[%] немає даних щодо типу харчування	20	12,121	12,963
[%] (шкребачі) / (збирачі + фільтратори)	0,223	0,357	0,328
[%] ксилоф. + подрібн. + акт.фільтр. + пас.фільтр.	26,5	20,404	21,944
[%] подрібнювачів (враховані таксони* = 100%)	1,25	5,517	5,319
[%] збирачів (враховані таксони* = 100%)	43,75	31,264	31,064
% активних фільтраторів /			
% пасивних фільтраторів (усі таксони)	2,923	76	11,467
Індекс LIFE	6,6	6 357	6,4
Групи різноманітності DSFI	2	2	3
[%] число видів Bivalvia / число видів Gastropoda	50	29	36

*Враховані таксони наводяться відповідно до їх присутності в базі даних ASTERICS

Бібліографія

- Arkansas Aquatic Nuisance Species Management Plan 2013, № August, pp. 1-266.
- Extence C.A., Balbi D.M., Chadd R.P. Fiver flow indexing using british benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives 1999. № June 1998 (574), pp. 543-574.
- Feld C.C.K. et al. WISER Deliverable D5. 1-2: Driver-Pressure-Impact and Response-Recovery chains in European rivers: observed and predicted effects on BQEs, 2012, p. 227.
- Hering D. et al. Monitoring the Responses of Freshwater Ecosystems to Climate Change / D. Hering, A. Haidekker, A. Schmidt-Kloiber, T. Barker, L. Buisson, et al., 2010, pp. 84-118.
- Hershkovitz Y. et al. A multi-trait approach for the identification and protection of European freshwater species that are potentially vulnerable to the impacts of climate change. Ecological Indicators, 2015, (50), pp. 150-160.
- Langlois T.J. et al. Marine Sampling Field Manual for Benthic Stereo BRUVS (Baited Remote Underwater Videos). Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, 2018, № February, pp. 82-104.
- Lawrence J.E. et al. Long-term macroinvertebrate responses to climate change: Implications for biological assessment in mediterranean-climate streams. Journal of the North American Benthological Society, 2010, № 4 (29), pp. 1424-1440.
- Li F. et al. The response of benthic macroinvertebrate communities to climate change: Evidence from subtropical mountain streams in Central China. International Review of Hydrobiology, 2012, № 3 (97), pp. 200-214.
- Lundsryd M., Wiberg-larsen P., Jacobsen D. A long-term improvement in Danish stream fauna: Analyses of temporal dynamics and community alignment of a biotic index. Ecological Indicators, 2017, № July 2016 (81), pp. 47-53.
- Schöll F., Haybach A. Der Potamon-Typie-Index-ein indikatives Verfahren zur ökologischen Bewertung großer Fließgewässer. Lösungsansätze für ein ökologisches Bewertungssystem des Zustandes deutscher, 2000.
- Schöll F., Haybach A., König B. Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies-und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Hydrologie und Wasserwirtschaft, 2005, № 5 (49), pp. 234-247.
- Skriver J., Friberg N., Kirkegaard J. Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 2000, № 4 (27), pp. 1822-1830.
- Review of hydropower plants influence on water quantity and quality in Venta. 2017.
- Turley M.D. et al. A sediment-specific family-level biomonitoring tool to identify the impacts of fine sediment in temperate rivers and streams. Ecological Indicators, 2016 (70), pp. 151-165.
- Woznicki S.A. et al. Large-scale climate change vulnerability assessment of stream health. Ecological Indicators, 2016 (69), pp. 578-594.
- Xiaocheng F. et al. Impacts of small hydropower plants on macroinvertebrate communities. Acta Ecologica Sinica, 2008, № 1 (28), pp. 45-52.

ІХТІОФАУНА В УМОВАХ ВПЛИВУ ГІДРОТЕХНІЧНИХ СПОРУД НА РІЧКОВІ ЕКОСИСТЕМИ

Булат Денис, Булат Дмитрій, Усатий Марін

Інститут зоології

Будівництво водосховищ Дубоссари (1953 р.) та Дністровської ГЕС (1980 р.) на річці Дністер та водосховища Костешти-Стинка (1978 р.) на річці Прут спричинило розрив поздовжнього зв'язку, що призвело до порушення гідрологічних, теплових, гідрохімічних та гідробіологічних режимів і, як наслідок, мали значний негативний вплив на таксономічне різноманіття та продуктивність риби в секторах русла річок.

Таким чином, для оцінки впливу гідротехнічних споруд на фауну риб лотичних екосистем використовуються різні методи лову риби (пасивні чи активні) за допомогою серій лову з використанням закладного неводу, рамкової сітки, зібрової сітки та тралу, які виконуються з частотою три рази на рік і збігаються з основними фазами життєвого циклу риб:

- **весняне рибальство** (березень - квітень) з початком збору риб в косяки та міграцією на місця розмноження;
- **літньо-осіннє рибальство** (серпень - вересень) під час відгодівлі неповнолітніх вікових груп, а також зрілих вікових груп, які більш-менш рівномірно розповсюджені на поверхні вод;
- **пізнє осіннє рибальство** (жовтень - листопад), коли риби мігрують у глибокі місця для зимівлі.

Рибальство в ці пори року дозволяє висвітлити особливості сезонної поведінки та поширення риби, які можуть бути значно змінені гідроморфологічними та гідрометеорологічними факторами.

Будівництво Дністровської греблі мало надзвичайно негативний вплив на умови розмноження риби в середньому та нижньому секторі річки Дністер. Виникли порушення теплового режиму, які полягають у низькій температурі навесні та на початку літа та високій - в осінньо-зимовий період. Цей тепловий вплив нижче за течією гідроелектростанції викликає різні порушення в життєвих циклах гідробіонтів, а на клітинному рівні - у процесі гаметогенезу. Початок періоду розмноження у видів риб, таких як *Rutilus rutilus*, *Rutilus heckelii*, *Esox lucius*, *Abramis brama* та *Sander lucioperca* почалися пізніше, ніж зазвичай, що призвело до скорочення періоду відгодівлі молоді та їх вступу в період зимівлі з поганим фізіологічним станом (Bulat, 2017; Usatii et al., 2017).

Найбільш поширеними змінами в системі розмноження прісноводних видів риб є: асиметричний розвиток яєчників і яєчок, їх атипова форма, зміна тривалості овогенезу та сперматогенезу, зміна строків розмноження, випадки масового розсмоктування гамет в останній фазі росту трофоплазми, зменшення порцій яйцеклітин та зниження їх плодовитості, порушення в процесі вітеллогенезу, зниження здатності до запліднення, зменшення частки особин, здатних до розмноження, аборт яйцеклітин шляхом пошкодження фолікулярних оболонок тощо (Chepurnova, 1972).

Таблицю 6.1 можна використати для оцінки стадій дозрівання статевих продуктів у видів риб.

Стадії зрілості гонад (шкала Мейєра, корельована після Холдена-Райтта)

Етапи		Характеристики
I	Незрілі	- дуже маленькі гонади (яєчники та сім'яники), у вигляді довгих ниток; - розташовані близько до хребта; - яєчники від світло-рожевого до білого кольору, статеві клітини не виділяються
II	Раннє дозрівання	- тонкі гонади сіро-рожеві, більш-менш симетричні; - у дорослих особин це етап спокою, який встановлюється після нересту; - при майбутньому дозріванні розвиток гонад починається з II стадії
III	Розвиток	- гонади займають майже дві третини черевної порожнини; - яєчники червоно-помаранчеві, яйцеклітини розрізняються неозброєним оком; - сім'яники кремово-білі, при видаленні не утворюється молока
IV	Дозрівання	- гонади займають майже дві третини черевної порожнини; - сім'яники кремово-білі, при видаленні залишають молоко; - яєчники червоно-помаранчеві, ооцити сферичні і помітні неозброєним оком
V	Розмноження	- полові продукти виділяються при ніжному дотику до них живіт; - яйцеклітини прозорі і великі, в яєчниках також є непрозорі, незрілі яйцеклітини
VI	Після розмноження	- м'які зморщені гонади займають близько половини черевної порожнини; - яєчники сильно васкуляризовані, вони також можуть містити дегенеровані яйцеклітини; - сім'яники з деякою кількістю залишок сперми

На зрілих етапах розвитку визначення статі легке: у дорослих самок яйцеклітини легко розрізняються в яєчниках, а у самців сім'яники гладкі, білуваті, явно негранульовані. Багато видів риб мають статевий диморфізм, який є більш очевидним у періоди розмноження, що виражається у зміні забарвлення (яскравіше у самців), пропорціях тіла (зазвичай більше у самок), появі наростів (шлюбні горбки у самців деяких кіпринідів).

Інші показники, що використовуються для оцінки репродуктивного потенціалу (Pricope, 2013):

- **абсолютна** (індивідуальна) **плідність** — загальна кількість яєць в яєчниках риб;
- **відносна плідність** — кількість яєць на одиницю ваги риби;
- **гоносоматичний коефіцієнт** або гонадосоматичний індекс (GSI) — він базується на

кореляції між масою яєчників і масою тіла самки і розраховується за формулою:

$$GSI = \frac{OW}{W} \cdot 100 \quad (1)$$

де: OW - маса яєчників; W - маса тіла риби.

На індивідуальному та популяційному рівнях під впливом антропогенного тиску існують різні дисфункції у риб, які можуть служити вагомими показниками в процесі оцінки якості навколишнього середовища.

В іхтіологічному аналізі на індивідуальному рівні використовується ряд **гравіметричних вимірів, індексів та коефіцієнтів**.

Прямі вимірювання визначають такі **біометричні параметри**:

- загальна довжина тіла (L) — відстань від кінчика морди до кінчика хвостового плавника (см);

- стандартна довжина тіла (l) — відстань від кінчика морди до основи хвостового плавника (см);
- довжина голови (hl) — відстань від кінчика морди до заднього краю оперкулярної кістки (см);
- висота (H) — відстань від краю спини до лінії живота, в найширшій частині тіла (см);
- товщина тіла (BT) — максимальна відстань між боками риби (см);
- окружність тіла (BC) — вимірюється в області максимальної товщини риби (см).

Гравіметричні параметри визначаються за допомогою електронної шкали, яка вибирається відповідно до розміру риби та бажаної точності. Загальна маса (W) — це маса риби, виражена в грамах. Індивідуальну вагу визначають на живих зразках (нормальних або знеболених), на нещодавно мертвих зразках або на заморожених зразках. При оцінці ваги на консервованому матеріалі вносяться певні виправлення залежно від способу консервації, оскільки можуть реєструватися втрати до 5 % ваги. Окрім значення загальної ваги, розраховуються маса тіла без нутрощів, маса вмісту кишечника та маса статевих залоз, значення які пізніше будуть використовуватися для оцінки таких індексів та коефіцієнтів:

- коефіцієнт відгодівлі (Фултон)

$$Fc = \frac{W}{l^3} \cdot 100, \quad (2)$$

- збільшення абсолютного приросту

$$W_{final} - W_{initial}, \quad (3)$$

- індекс наповнення кишечника (BFI)

$$BFI = \frac{\text{Вага вмісту кишківника (г)}}{\text{Вага риби (г)}} \cdot 10000 \quad (4)$$

Визначення віку риб з природної чи антропогенної водної екосистеми має особливе теоретичне та практичне значення. Дослідження іхтіофауни у водній екосистемі вимагають точного знання віку риб, щоб

встановити річні темпи зростання та вікову структуру популяцій кожного виду. Ці дані разом з іншими важливими показниками розкривають репродуктивну здатність популяції та показують здоров'я популяції в цій екосистемі. Для визначення віку риб найчастіше використовується анатомічний метод, який полягає в тому, що у риб у помірній зоні просочення кальцієм деяких кісткових органів (луски, отоліти, промені, хребці) не є рівномірним протягом року, що визначає появу ростових кілець у цих органах (Pricope, 2013).

Рівняння Берталанфі використовується для **характеристики зростання різних видів риб**. Розрахунок параметрів росту k та t_0 можна виконати, попередньо встановивши значення l_{∞} як вхідне значення (Shibaev, 2007).

Цей метод більше використовується для короткоживучих видів, коли найвищі емпіричні гравіметричні значення не піддаються вибіркового лову і відповідають реаліям, популяція має повну і добре збалансовану структуру. Крім того, це значення можна взяти з інших одностайно визнаних наукових джерел, зробивши відповідні посилання (наприклад, fishbase.org) (Fish Base. A Global Information System on Fishes).

У цьому дослідженні було застосовано співвідношення Форда-Уолфорда, що вимагає попереднього розрахунку значення l_{∞} , використовується для опису рівняння Берталанфі та дозволяє в реальних умовах на основі емпіричних даних оцінити максимальний теоретичний фізіологічний ріст. Таким чином, довжина риби віку t складатиме:

$$l_t = l_{\infty} \left(1 - e^{-k(t-t_0)}\right), \quad (5)$$

і, відповідно, маса тіла риби:

$$w_t = w_{\infty} \left(1 - e^{-k(t-t_0)}\right)^3, \quad (6)$$

де: $l_{(t)}$ - стандартна довжина риби у віці t ;

$w_{(t)}$ — маса тіла риби у віці t ; l_{∞} — максимальна теоретична довжина риби; w_{∞} — максимальна теоретична вага риби, г; k — константа росту; t_0 — теоретичний вік, при якому довжина риби дорівнює “0”; e — основа натурального логарифму.

Після застосування серії математичних перетворень дані рівняння можна довести до таких кінцевих рівнянь: $l_{t+1} = a + bl_t$ та відповідно $w_{t+1}^{\frac{1}{3}} = a + bw_t^{\frac{1}{3}}$.

Для розрахунку коефіцієнтів a і b , був використаний метод найменших квадратів:

$$a = \bar{y} - b\bar{x}, \quad (7)$$

$$b = \frac{n \sum xy - \sum x \sum y}{n \sum x^2 - (\sum x)^2}. \quad (8)$$

Співвідношення між довжиною тіла та масою тіла — з аналітичної точки зору описується рівнянням:

$$w = a \cdot l^b, \quad (9)$$

де: w — вага тіла, г; l — стандартна довжина риби, см; a — константа, що дорівнює w , коли $l = 1$; b — коефіцієнт експоненції.

Коефіцієнт кореляції r_{xy} розраховували за рівнянням:

$$r_{xy} = \frac{n \sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n \sum x^2 - (\sum x)^2][n \sum y^2 - (\sum y)^2]}} \quad (10)$$

Якщо в процесі зростання виду геометрична подібність (гармонічний баланс) форми тіла зберігається, то $b = 3$. Але якщо $b > 3$, то знайдена позитивна алометрія, а $b < 3$ вказує на негативну алометрію (сприяє збільшенню довжини). Кореляція довжини-ваги може бути виражена у логарифмічній формі:

$$\lg w = a + b \cdot \lg l \quad (11)$$

Після розрахунків було отримано ряд даних про ріст риб, які характеризують тип росту в даній екосистемі, що дозволяє порівняти між популяціями одного виду в різних водних екосистемах (різні екологічні

умови) або між популяціями різних видів в одній водній екосистемі (подібні екологічні умови).

Довірчий інтервал (CL) для параметра b визначає верхнє та нижнє значення діапазону, в межах якого знаходиться розрахункове значення параметра, з певною ймовірністю. Загалом, як поріг ймовірності приймається значення 95 % ($\alpha = 0,05$). На цьому порозі можна вважати, що існує ймовірність 95:5 (або 19 до 1), що значення b розміщується між заданими значеннями. Довірчий інтервал розраховується за рівнянням:

$$CL = b \pm t\alpha \sqrt{\frac{S^2}{n}}, \quad (12)$$

де: b — коефіцієнт експоненції, S^2 — дисперсія, n — кількість проаналізованих зразків, $t\alpha$ — табличне значення t -розподілу Стюдента.

Вважається, що **статева структура популяції** більшості видів риб у природних умовах близька до співвідношення $1\text{♀}:1\text{♂}$, що є оптимальним для забезпечення найвищих показників продуктивності. Зазвичай самці переважають у молодих вікових групах, а з віком співвідношення статей стає більш збалансованим через більшу природну смертність самців. Було виявлено, що в популяціях видів риб, де активно видобуваються великі вікові групи, перевагу мають менші самці.

Після спорудження численних водосховищ у руслах річок утворилася і розширилася нехарактерна для річкових видів просторова ніша — пелагічна та прибережна зона, де в умовах застою води відбувається бурхливий розвиток фітопланктону, зоопланктону та макрофітів. Це також може призвести до позитивної реакції консументів на більш високих трофічних рівнях, таких як риба. Таким чином, перебільшене зростання

щільності еврибонтних видів риб та їх біомаси (*Carassius gibelio sensu lato*, *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Rhodeus amarus*, *Perca fluviatilis* та ін.) не може служити корисним показником для прибережних екосистем, будучи ознакою їх активної евтрофікації. На тлі біологічної прогресії деяких евритопних видів риб, як правило, відбувається падіння чисельності та збідніння різноманіття місцевих реофільних видів риб. В результаті важливим показником впливу гідротехнічних споруд на лотичні екосистеми є зміна потенційної продуктивності риби, яка оцінюється на основі природних трофічних ресурсів до спорудження цих гребель та після їх будівництва.

Для оцінки потенційної продуктивності риби використовуються наступні вхідні дані (Kitaev, 2007):

- середні багаторічні біомаси з вегетаційного періоду основних груп кормових гідробіонтів: фітопланктону (г/м^3), зоопланктону (г/м^3), зообентосу (г/м^2), макрофітів (г/м^2);
- розраховується продукція (P) кормових організмів на основі коефіцієнтів P/B для кожної групи: фітопланктон — коливається між 175 і 353, зоопланктон — 30-45, зообентос — 1,4-2,2, макрофіти — 1,5-3;
- отримана продукція додається та перетворюється з грамів та метрів у кілограми на гектар;
- коефіцієнт поповнення промислового запасу (показник гранично можливого використання кормів) (K3) вважається 0,3 (або 30 %) для фітопланктону; 0,54 (або 54 %) для зоопланктону та 0,45 (або 45 %) для зообентосу;

- нарешті, знаючи коефіцієнт конверсії корму (K2) для кожної групи гідробіонтів, що споживаються фітопланктонофагами, зоопланктонофагами та зообентософагами, можна оцінити загальну потенційну продуктивність риби (згідно *Instruction on assessing the damage caused to fishery resources in the water bodies of the Republic of Moldova*, затверджений Міністерством екології, будівництва та територіального розвитку Республіки Молдова, 7 жовтня 2003 р., No 206, значення коефіцієнта трофіки (K2) становить: для фітопланктону — 30, для зоопланктону — 10, для макрозообентосу — 8, макрофітів — 40);
- для коригування значення потенційної продуктивності риби враховується частка хижаків в іхтіоценозі (%), множення кінцевого значення на коефіцієнт тиску видів-іхтіофагів (K_{predator}) (табл. 6.2).

Наприклад, якщо було виявлено потенційну продуктивність риби 52 кг/га, а частка іхтіофагів становить 20 % в іхтіоценозі, то остаточне значення продукції становить $52 \text{ кг/га} \cdot 0,56$ (для $K_{\text{predator}} = 20 \%$). Такиим чином, значення кінцевої потенційної продуктивності риби становить 29,12 кг/га.

При аналізі кількісних значень з рибних угруповань, таких як біомаса — B (кг/га) та щільність — ρ (інд./га), використовувався метод облікових площ із застосуванням необхідних корекційних коефіцієнтів (залежно від використовуваного інструменту та площі дії, значення коефіцієнта уловлюваності (q) змінюється від 0,1 до 0,6) (Usatii et al., 2017; Kitaev, 2007; Kotlear, 2004; Shibaev, 2007).

Таблиця 6.2.

Наявність впливу видів-іхтіофагів на потенційну продуктивність риби (Kitaev, 1984)

	Частка видів риб-іхтіофагів (%)								
	0	5	10	20	30	40	50	70	90
K_{predator}	1,00	0,83	0,71	0,56	0,45	0,39	0,33	0,26	0,22
Зменшення (%)	0	17	29	44	55	61	67	74	78

Як було згадано вище, в сучасних екологічних умовах фрагментації річок реєструються суттєві зміни в структурі іхтіоценозів. В результаті робіт гідротехнічних споруд зменшилася швидкість

потoku води і значно посилились такі негативні процеси, як замулення ділянок дна річки і заростання вищою водною рослинністю (лімніфікація водойми).



Рис. 6.1. Поширеність макрофітів у руслі Дністра (Криуляни) (Фото: Булат Д.)

Таким чином, середовища проживання типових річкових видів були сильно змінені: *Barbus barbus*, *Vimba vimba*, *Chondrostoma nasus*, *Ballerus sapa*, *Squalius cephalus*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*, *Gymnocephalus acerina*, види з родів *Gobio* та *Romanogobio*, *Alburnoides bipunctatus* тощо.



Рис. 6.2. *Gymnocephalus acerina* (Gmelin, 1789) - типовий річковий вид, чисельність якого скоротилася в Дністрі (Фото: Булат Д.)

Крім того, вплив фрагментації русла річок призвів до зменшення мігруючих та напівмігруючих видів, таких як види з родини *Acipenseridae*, *Salmo labrax*, *Anguilla anguilla*, *Pelecus cultratu* тощо, оскільки доступ до верхових нерестовищ був обмежений та решта нерестовищ, розташованих нижче за течією від гідротехнічних споруд, були деградовані шляхом засмічення.

Таким чином, дуже важливим показником для оцінки впливу гідротехнічних споруд на лотичні екосистеми є різноманітність видів риб, виявлених до та після їх будівництва.

Для оцінки різноманітності іхтіофауни з визначенням таксонів до рангу видів використовуються спеціалізовані посібники з визначення ([Fish Base. A Global Information System on Fishes](#); Kottelat, Freyhof, 2007).



Рис. 6.3. *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758) (CR RM - VU) - напівмігруючий вид із вразливим статусом у річці Дністер (до середини XX століття дуже численний) (Фото: Булат Дм.)

Для визначення таксономічної приналежності використовуються такі **меристичні символи**:

- кількість лусочок у бічній лінії;
- поперечні ряди лусочок (зараховуються у найвищій частині тіла);
- кількість променів у плавниках;
- формула глоткових зубів;
- кількість зябрових шипів.

Слід зазначити, що структура “ключових видів” для певного типу екосистем (наприклад, для річки Дністер - *Barbus barbus*, *Vimba vimba*, *Chondrostoma nasus*, *Gymnocephalus acerina*, *Ballerus sapa*, *Squalius cephalus*, сімейство *Acipenseridae*, *Pelecus cultratus*), дозволяє реконструювати історію умов навколишнього середовища та виділити обмежувальні фактори. Нині представники родин *Petromyzontidae*, *Acipenseridae*, *Thymallidae*, *Salmonidae*, *Lotidae*, *Cottidae* практично зникли (або зустрічаються спорадично).

Окрім типових реофільних та кріофільних таксонів, постраждали популяції озерних та болотних стенобіонтних видів, таких як *Carassius carassius*, *Tinca tinca*, *Umbra krameri*, *Misgurnus fossilis*, які життєво залежали від біотопів ставків та невеликих заплавлених озер, які постраждали від масового висихання та застосування хімікатів в 50-80-х роках XX століття.

З іншого боку, на тлі скорочення різноманітності видів стенобіонтів риб, просування та розповсюдження дрібних місцевих еврітопних видів, таких як *Alburnus alburnus*, *Rhodeus amarus*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Blicca bjoerkna*, спостерігалися інвазійні чужорідні види, такі як *Carassius gibelio sensu lato*, *Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*, *Perccottus glenii* та види-опортуністи, такі як *Neogobius melanostomus*, *Neogobius fluviatilis*, *Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Ponticola kessleri*, *Syngnathus abaster*, *Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*, *Atherina boyeri*, *Clupeonella cultriventris*.



Рис. 6.4. *Umbra krameri* Walbaum, 1792, (RB RM - EN) — типовий ставковий вид, чисельність якого скоротилася через руйнування водно-болотних угідь (Фото: Булат Дм.)



Рис. 6.5 Алогенний *Lepomis gibbosus* та види *Gobiidae* які зараз перебувають у фазі біологічної прогресії в річці Дністер (Фото: Булат Д.)

Таким чином, важливим показником, що характеризує ступінь біоінвазії риб після змін абіотичних умов в екосистемі фрагментованих річок, є індекс Гілки, який представляє співвідношення між кількістю інвазійних чужорідних видів та загальною кількістю видів в екосистемі та його змінена форма, що виражає частку чисельності інвазійних чужорідних видів (табл. 6.3) (Skolka, Gomoiu, 2004). Слід зазначити, що в нестабільних екологічних умовах частка міжвидових гібридів зростає в іхтіоценозах водних екосистем Республіки Молдова. Неприятливі умови для періоду розмноження для виду можуть спричинити порушення в процесі гаметогенезу і, відповідно, зміну періодів нересту.

Таблиця 6.3.

Аналіз показників інвазії в іхтіоценозах річок Дністер та Прут

Екосистема	Інвазійний індекс (Branch, 1994 р.), %	Інвазійний індекс (за вмістом), %
Дністер	3	4
р. Прут	3	2

Примітка: 0 - немає біозабруднення; 1 - низька біозабрудненість (0-10 %); 2 - помірне біозабруднення (10-20 %); 3 - висока біозабрудненість (21-50 %); 4 - сильне біозабруднення (> 50 %).

В результаті, коли повертаються сприятливі умови, можуть виникнути перекриття у відтворенні кількох видів на одних і тих же нерестових територіях (особливо у разі нестачі таких площ), і як наслідок — поява гібридів (явище із збільшенням частоти) після будівництва гребель Дністровської та Дубоссарської). Найбільш численні гібриди у водних екосистемах Дністра та Пруту знаходяться між ними *Abramis brama* x *Rutilus rutilus*, *Abramis brama* x *Blicca bjoerkna*, *Blicca bjoerkna* x *Alburnus alburnus* та *Alburnus alburnus* x *Scardinius erythrophthalmus*. Зазвичай перекриття періоду розмноження в нерестових районах відбувається, коли

рівень води низький і температура повільно підвищується (це явище часто спостерігається в середньому Дністрі), або коли рівень води високий і температура різко підвищується.

За деякими дослідженнями (Djimova, 2009; Moshu, 2014), дослідження паразитозів у біотичних відносинах в іхтіоценозах може надати корисні дані для оцінки добробуту екосистем. Значний антропогенний тиск призводить до накопичення забруднюючих речовин у гідробіонтах, що, у свою чергу, знижує їх ступінь стійкості у відносинах хазяїн-паразит, що часто спричиняє епізоотії.

Можливість використання паразитів у риб як біоіндикаторів обґрунтована подвійним впливом на них: із зовнішнього середовища та з боку організму-господаря. Таким чином, одним із ключових факторів, що впливають і визначають ступінь паразитарної інвазії в рибальських спільнотах, є фізіологічний стан організму-господаря.

Серед найбільш значущих факторів, які в даний час стимулюють поширення іхтіозооантропоценозів в умовах Республіки Молдова, можна назвати:

1. активне обмеження лотичних водних екосистем, що призводить до збільшення кількості кінцевих, проміжних та комплементарних господарів (планктонні ракоподібні), молюски, олігохети, риби, іхтіофагові птахи тощо);
2. зменшення площі заплави та концентрація птахів (господарів) на обмежених територіях, що викликає контакт уражених особин зі здоровими;
3. надмірний вилов великої риби та надмірний чисельний розвиток дрібних та середніх видів, які згодом служать основними переносниками передачі паразитозів;
4. розширення та активне розповсюдження чужорідних та малозмінних видів риб;
5. плачевний санітарно-екологічний стан водойм, що використовуються для вирощування риби (Djimova, 2009).

Для того, щоб розшифрувати відносини, встановлені між різними видами в екосистемі, ієрархії, консолідовані в межах їхтіоценозів, використовується набір математичних методів, відомих під загальною назвою синекологічного аналізу (Sirbu, Benedek, 2012; Lebedeva et al., 1999). Цей тип аналізу дозволяє точно визначити види, які мають найбільшу частку в екосистемі з точки зору обміну енергією з навколишнім середовищем, які є видами, характерними для біотопу, або видами, які випадково прибули на досліджувану територію, також з достатньою точністю можна встановити взаємозв'язки між видами, які складають біоценоз.

Залежно від того, як вони розраховуються, використовуються дві окремі категорії:

1. аналітичні екологічні індекси (розраховуються на основі необроблених даних, зібраних у польових умовах);
2. синтетичні екологічні індекси (розраховані на основі аналітичних показників), які використовуються для виділення взаємозв'язків між видами, угрупованнями чи ценозами (Monitoring of the water quality and assessing the ecological status of aquatic ecosystems, 2015).

Аналітичні екологічні показники

- **Абсолютна чисельність (A)** — являє собою абсолютну кількість особин виду на території дослідження. Для оцінки чисельності використовується п'ять класів:

- 0 відсутні
- I рідкісні
- II порівняно рідко
- III багато
- IV дуже багато (Davideanu, 2013)

Чисельність популяцій виду є важливим критерієм у визначенні пріоритетності видів, що представляють інтерес для збереження, особливо якщо ми маємо деяку порівняльну інформацію, відповідно дані про їх чисель-

ність/густоту у минулому. У цій ситуації можна виявити тенденцію (або темпи) збільшення чи, навпаки, зменшення розмірів виду.

- **Відносна чисельність (Ar)** представляє частку (%) кожного виду у досліджуваному біоценозі та оцінюється за рівнянням:

$$Ar = \frac{n}{N} 100, \quad (13)$$

де: n — кількість особин виду A ; N — загальна кількість особин усіх видів.

І в цьому випадку використовується метод класів достатку, позначений умовними знаками:

- 0 від 0 до 10 %
- I 11-30 %
- II 31-50 %
- III 51-70 %
- IV 71-100 %

Часто **відносна кількість (Ar)** виражається домінуванням (D), що має однакове екологічне значення. Залежно від величини домінування, види відносять до наступних класів:

- D1 - субреcedенти менше 1,1 %
- D2 - реcedенти 1,1-2,0 %
- D3 - субдомінанти 2,1-5,0 %
- D4 - домінанти 5,1-10,0 %
- D5 - евдомінанти понад 10 %

Цей показник також може бути використаний у формі частки видів, відбитої біомасою вилову. Цінності домінування, виражене у вигляді числа та біомаси, буде абсолютно різним у випадку *Abramis brama* — 10 та *Gasterosteus aculeatus* — 100.

Частота (F) — вказує відсоток зразків, у яких присутній вид, порівняно із загальною кількістю зразків, зібраних на території дослідження (біотоп). За частотою види класифікуються на:

- поширені частота понад 70 %
- відносно часто частота 50-69 %
- відносно рідко частота 30-49 %
- рідко частота 10-29 %
- дуже рідко частота нижче 10 %

У разі вивчення неоднорідного середовища існування за допомогою цього параметра можна оцінити переваги даної популяції щодо її певних характеристик. Однак його використання вимагає великої обережності, оскільки воно може мати різне значення, якщо повідомляється у різних масштабах. Знаючи, що види демонструють високу спорідненість до певних характерних місць проживання, до яких вони найкраще пристосовані, якщо брати зразки лише з них, ми можемо швидко зробити висновок, що певний вид надзвичайно поширений, і навпаки, якщо зразки включають території, де не відповідають умовам, необхідним для виживання цього виду, значення параметра, очевидно, буде невеликим.

Важливо, щоб зразки були зібрані в достатній кількості та в різний час року. Якщо є невелика кількість зразків, ми можемо не виявити рідкісних популяцій у середовищі існування. Під час аналізу можна зробити висновок, що протягом року популяція має високу частоту, але насправді зразки були зібрані лише в період її максимальної міграції.

Також частоту (F) можна виразити через *сталість* (C), що показує безперервність появи виду у даному біотопі та його значення для досягнення структури біоценозу.

Сталість оцінюється за допомогою рівняння:

$$C = \frac{p}{P} 100, \quad (14)$$

де: p — кількість зразків, у яких виявлено вид A ; P — загальна кількість зібраних зразків.

Залежно від значень постійності було встановлено чотири категорії видів:

- C1 < 25 % — випадковий вид
- C3 50,1-75 % — постійні види
- C2 25,1-50 % — допоміжні види
- C4 > 75 % — постійні види

Сталість місцевих ендемічних або стенотопних видів може бути високою в межах діапазону, відповідно, у межах його

типового середовища існування, характеризуючись як постійне. Однак, збільшуючи досліджувану територію, умови, які переносяться або віддаються перевагою відповідному виду, будуть дуже швидко подолані, що, таким чином, стане допоміжним і, зрештою, випадковим. Тому також необхідна обережність при тлумаченні значень сталості.

Згідно з [N. Botnariuc and A. Vadineanu \(1982\)](#), прихильність виражає міцність зв'язків виду з іншими видами біоценозу або даної екосистеми. Таким чином, види можна поділити на характерні, переважні, випадкові та всюдисущі (індиферентні).

Синтетичні екологічні показники

Індекс екологічної значущості (Wm) представляє зв'язок між структурним показником (сталість) та продуктивним показником (домінування), що відображає положення виду в біоценозі ([Davideanu, 2013](#)).

Його розраховують за рівнянням:

$$W = \frac{C_A \cdot D_A \cdot 100}{10000}. \quad (15)$$

Відповідно до цінностей отримані за цим індексом, види поділяються на такі класи:

- W1 < 0,1%
- W2 0,1-1,0 %
- W3 1,1-5,0 %
- W4 5,1-10,0 %
- W5 > 10,0 %

Клас W1 відповідає випадковим видам, класи W2 і W3 — додатковим видам (супроводжуючі види) та класи W4 і W5 — видам, характерним для даного біоценозу.

Не бажано використовувати безумовну шкалу типу: облігатні, види, що регулярно зустрічаються, супутні і випадкові види, залежно від значень цього індексу через ті самі критичні зауваження, які згадувалися раніше щодо частоти та сталості. З іншого

боку, одне і те ж значення може бути досягнуто шляхом високої чисельності і низької частоти, або навпаки, то, що мають різне значення в екології.

Індекс видової подібності виражає ступінь подібності між двома зразками/угрупованнями/біоценозами з точки зору наявності спільних видів. Оцінюється відповідно до значень коефіцієнта Соренсена:

$$S = \frac{2c}{a+b} \cdot 100, \quad (16)$$

де: a — кількість видів у зразку А; b — кількість видів у зразку В; c — кількість поширених видів у зразках А та В.

Значення цього індексу коливаються від 0 до 1.

Аналіз подібності можна здійснити за допомогою кількох індексів, які можна знайти в літературі. Однак значення, отримане за індексом Соренсена, включає будь-яку іншу якісну інформацію, відображену ними, особливо, оскільки можна включити однозначні результати за допомогою індексів, які не змінюються у стандартизованій шкалі (Sirbu, Benedek, 2012).

Індекс подібності Жаккара (індекс ценотичної різноманітності) (q) дозволяє виділити існуючу спорідненість між видами групи в ценозі, спорідненість, встановлену на основі загальних уподобань до середовища проживання:

$$q = \frac{c}{a+b-c} \cdot 100, \quad (17)$$

де: a — кількість зразків, у яких виявлено вид А; b — кількість зразків, у яких виявлено види В; c — кількість зразків, що містять обидва види одночасно.

Результат розрахунку цього індексу представлений у вигляді дендрограми, яка показує ступінь спорідненості між видами та спосіб їх групування за спорідненістю.

Індекс різноманітності (Індекс Шеннона-Вінера) використовується в інформаційних цілях і розраховується за таким рівнянням:

$$H(S) = -k \sum_{i=1}^S p_i \cdot \lg p_i, \quad (18)$$

$$p_i = \frac{N_i}{N} \quad (19)$$

де: k — коефіцієнт перетворення для зміни основи логарифму з 10 на 2, що має значення 3,321928; N — загальна кількість особин; N_i — кількість особин виду i ; S — загальна кількість видів; p_i — домінування видів.

Використання цього індексу дозволяє проводити порівняльні дослідження незалежно від розміру вибірки. Його значення прямо пропорційне кількості видів та їх частці представництва. Чим більша різноманітність та частка видів стенобіонтів в екосистемі, тим вище значення цього показника. Цей індекс також є переважним з точки зору теорії помилок, особливо у випадку рідкісних видів, які незначно змінюють своє значення. Тому він також може характеризувати функціональний аспект біоценозу, оскільки рідкісні види зазвичай відіграють незначну функціональну роль. Однак цей факт не заперечує значення рідкісних видів у формуванні фауністичної спадщини. Продемонстровано негативну кореляцію між ступенем трофічності екосистеми та значенням цього показника, що служить показником органічного забруднення.

Індекс вирівняності (e) (Lloyd-Gheraldi) коливається від 0 до 1. Він прагне до 0, коли більшість особин належить до одного виду, і до 1, якщо кожен вид представлений однаковою кількістю особин:

$$e = \frac{S'}{S} \quad \text{або} \quad e = \frac{H(S)}{S}, \quad (20)$$

де: S' — теоретична кількість видів, виражена $H(S)$; S — кількість спостережуваних видів.

Індекс Сімпсона (Is) вимірює ймовірність того, що дві особини, взяті випадковим чином зі зразка або серії зразків, належать до одного виду. Він дуже чутливий до змін

чисельності домінуючих видів (показує “концентрацію” домінування):

$$I_s = \sum p_i^2 \quad (21)$$

На закінчення слід підкреслити, що, окрім того факту, що більшість досліджень щодо питомого багатства націлено майже виключно на кількість видів, ця кількість не може бути єдиним критерієм для оцінки якості біорізноманіття досліджуваного об'єкта. Наприклад, досліджуються два іхтіоценози з двох типів водних екосистем з одного географічного регіону. Іхтіоценоз А налічує 50 видів, а біоценоз В — 30 видів. Якщо ми абсолютизуємо критерій “кількість видів”, то біоценоз А, здається, має більш високе питома біорізноманіття, ніж біоценоз В з 20 видами. Якщо біоценоз В налічує 19 видів з категорії тих, що мають різну рідкість, а біоценоз А має лише 10 видів з цих категорій, більш складна структура біоценозу В очевидна. Таким чином, цей приклад свідчить про необхідність врахування кількох елементів при оцінці конкретного біорізноманіття водного об'єкта.

В даний час індексом, який використовує водні хребетні для оцінки якості води, є Індекс біотичної цілісності для риб, який був вперше введений у США (Індекс біотичної цілісності, IBI, Karr, 1981), з кількома наступними змінами в країні походження та в Європі (Florea, 2007; [Manual for application of the European Fish Index \(EFI\)](#); Pricope, 2010; Semenchenko, 2004).

Важливою перевагою застосування Індексу біотичної цілісності є можливість аналізу рибальського співтовариства з урахуванням параметрів, що інтегрують три структурні рівні організації живих істот: індивідуума, населення та рівень рибальської спільноти. У Європі система оцінки та класифікації водних об'єктів на основі фауни риб застосовується у змінній формі під

назвою EFI+ (Європейський рибний індекс) ([Manual for application of the European Fish Index \(EFI\)](#)).

Показники, обрані та використані для розрахунку EFI+, відносяться до двох основних категорій: *водойми лососевих та кіпрінідні водойми*. У деяких конкретних ситуаціях важко розмежувати ці два типи водойм. У цих випадках зростає важливість думки та компетентності фахівця, що ґрунтується на рівні знань з історії та екологічних особливостей екосистеми.

Було виявлено, що EFI чутливий до тиску на якість води і не є дуже хорошим показником для висвітлення гідроморфологічних тисків, які так очевидні в умовах Республіки Молдова. Застосування методу IBI також виявило недоліки у визначенні правильних порогів для поділу класів якості в межах типу екосистеми (верхній та нижній річковий сектор) та між різними типами екосистем (річки різного розміру, озера, ставки).

Враховуючи регіональну специфіку іхтіофауни, тиск на іхтіоценози, а також особливості реакції на ці загрози, IBI був адаптований для лотичних екосистем в умовах Республіки Молдова (Bulat, 2017) (табл. 6.4).

Індекс цілісності біотиків не претендує на заміну фізико-хімічного контролю або на прогностичну роль. Оскільки IBI змушений заповнювати відсутні дані, спочатку IBI може здатися недосконалим та незадовільним, але, з іншого боку, ми не можемо очікувати даних, отриманих фундаментальними дослідженнями, поки триває деградація природної спадщини, і необхідно вжити термінових заходів для її обмеження, наскільки це можливо, вплив на водні екосистеми (Florea, 2007). Біотичні класи цілісності (табл. 6.5).

Експлуатація гідротехнічних споруд викликає раптові та часті зниження рівня

води, що призводить до втрати маси ікри та мальків, залишених на суші. Найбільш катастрофічний ефект виявляється у видів з єдиним способом розмноження, при якому може бути поставлене під загрозу все покоління цього року (більшість економічно цінних видів належать до цієї групи). Тому для державних установ, наділених повно-

важеннями щодо охорони та сталого управління рибним запасом, дуже важливо оцінити за справедливою вартістю шкоду, завдану водним біоресурсам будівництвом гідротехнічних/гідроенергетичних комплексів ([Instruction on assessing the damage caused to fishery resources from the water bodies of the Republic of Moldova, 2003](#)).

Таблиця 6.4.

Критерії, запропоновані для визначення Індексу біотичної цілісності (IBI) лотичних (прибережних) водних екосистем з Республіки Молдова

Категорія параметрів	Запропоновані показники	Оцінка		
		5	3	1
Специфічна структура іхтіоценозу (якісний аспект)	1. Частка місцевих видів (щодо тих алогенних та інтервенційних)	> 67 %	33-67 %	< 33 %
	2. Частка видів лососевих та аципенсеридних (для малих річок — лососевих та бабцевих)	> 5 %	2-5 %	< 2 %
	3. Частка місцевих реофільних видів	> 40 %	20-40 %	< 20 %
	4. Загальна кількість вимерлих (Ex) або зникаючих видів (E)	0	1-2	> 2
Трофічна та репродуктивна метрики іхтіоценозу	5. Відносна чисельність фітофільних видів	< 30 %	30-60 %	> 60 %
	6. Відносна чисельність обов'язкових видів — іхтіофагів	> 10 %	3-9 %	< 3 %
	7. Відносна кількість всеїдних видів (поліфагів)	< 20 %	20-40 %	> 40 %
Демографічна структура та стан здоров'я іхтіоценозу	8. Відносна чисельність особин з л. > 15 см	> 20 %	10-20 %	< 10 %
	9. Відносна чисельність інтервенційних та інвазивних чужорідних видів риб	< 5 %	5-10 %	> 10 %
	10. Частка гібридів та особин з відхиленнями, пухлинами та паразитарними захворюваннями	< 0,1 %	0,1-1 %	> 1 %
Загальний рахунок				

Таблиця 6.5.

Біотичні класи цілісності

Оцінка		Біотичний клас цілісності		Категорія якості відповідно до Директиви 2000/60 ЄС
Середні та великі екосистеми	Малі екосистеми			
47-50	37-40	I	Відмінно	Висока (I)
40-46	32-36	II	Добре	Добра (II)
8-39	22-31	III	Досить добре	Помірна (III)
19-27	16-21	IV	Бідно	Бідна (IV)
10-18	8-15	V	Дуже погано	Погана (V)

Бібліографія

- Botnariuc N., Vadineanu A. Ecology. Didactic and Pedagogical Publishing House, Bucharest, 1982, 444 p. (in Romanian)
- Bulat Dm. Ichthyofauna of the Republic of Moldova: threats, trends and recommendations of rehabilitation. Chisinau: Foxtrod, 2017. 343 p. (in Romanian)
- Davideanu G. Methodological guide for monitoring the structure of ichthyocenoses. Joint Operational Programme Romania-Ukraine-Republic of Moldova 2007-2013. Performatica, Iasi, 2013, 57 p.
- Instruction on assessing the damage caused to fishery resources from the water bodies of the Republic of Moldova, approved by the Ministry of Ecology, Construction and Territorial Development of the Republic of Moldova, October 7, 2003, no. 206 (in Romanian) <http://amac.md/Biblioteca/data/17/02/02.17.1.pdf>
- Fish Base. A Global Information System on Fishes. Disponibil: <http://www.fishbase.org/search.php>
- Florea L. Flowing waters and ecological diagnosis. Didactic and Pedagogical Publishing House, Bucharest, 2002, 154 p. (in Romanian)
- Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European Freshwater Fishes. Ed. Delemon, Switzerland, 2007, 646 p.
- Manual for application of the European Fish Index (EFI). Disponibil: https://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf
- Pricope F. Ecological monitoring. Bacau, Alma Mater Publishing house, 2010, 65 p. (in Romanian)
- Pricope F. Secondary production of aquatic ecosystems. Bacau, Alma Mater Publishing house, 2013, 151 p. (in Romanian)
- Sirbu I., Benedek A. Practical ecology. Lucian Blaga University of Sibiu Publishing House, Rev. 3, 2012, 292 p. (in Romanian)
- Skolk M., Gomoiu M. Invasive species in the Black Sea. The ecological impact of the entry of new species into aquatic ecosystems. Ovidius University Press, Constanta, 2004, 179 p. (in Romanian)
- Monitoring of the water quality and assessing the ecological status of aquatic ecosystems: Methodological guidance. Chisinau: S.n., 2015 (Publishing House "Elan Poligraf"), 84 p. (in Romanian)
- Usatii M., Usatii A., Crepis O., Saptefrati N., Bulat Dm., Bulat Dn., Toderas I., Cebanu A., Dadu A. Assessment of the status of fishery resources. Chisinau, Publishing House "Balacron", 2017, 142 p. (in Romanian)
- Djimova N.D. Fish parasites as bioindicators of the sanitary state of water bodies (Reviewed). In: Bulletin of the Adyghe State University. Series 4: Natural-mathematical and technical sciences, Issue No. 1, 2009, pp. 84-87 (in Russian)
- Kitaev S.P. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Editorial and Publishing Department of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. Petrozavodsk, 2007, 395 p. (in Russian)
- Kotlear O.A. Methods of investigations in fish farming. Ribnoe, 2004, 180 p. (in Russian)
- Lebedeva N.V., Drozdov N.N., Krivoluts-kii D.A. Biodiversity and methods of its evaluation. M.: Publishing house of the Moscow university, 1999, 95 p. (in Russian)
- Moshu A.Ia. Helminthiasis of fish from water bodies of the Dniester-Prut interfluvium, potentially hazardous to human health. Eco-Tiras, Kishinev, 2014, 88 p. (in Russian)
- Semenchenko V.P. Principles and systems for bioindication of flowing waters. Minsk: Oreh, 2004, 124 p. (in Russian)
- Chepurnova L.V. Influence of hydropower construction on the Dniester fish populations. Kishinev, 1972, 59 p. (in Russian)
- Shibaev S.V. Commercial ichthyology. St. Petersburg, 2007, 399 p. (in Russian)

Вступ

Гідроелектростанції (ГЕС), греблі та водосховища зазвичай будуються для виробництва електроенергії та для зберігання води для компенсації коливань річкового потоку, забезпечуючи тим самим міру людського контролю над водними ресурсами або для підвищення рівня води вище за течію ГЕС, щоб або збільшити гідравлічний напор, або дозволити відведення води в канал, щоб пом'якшити повені, а також постачати воду для сільського господарства, промисловості, муніципалітетів тощо.

Однак наразі гаряче обговорюється ефективність технологій гребель у наданні цих послуг, особливо з екологічної точки зору через їх біологічний вплив. Масштаби та обсяг гідроенергетики, пов'язаних з ними гребель та водосховищ призводять до відведення води, експлуатації водоносних горизонтів ґрунтових вод, каналізації потоків та міжбасейнової передачі води. В цілому ці фактори часто здатні викликати гідрологічні зміни, що мають глобальні наслідки для навколишнього середовища. Гідрологічні зміни, які можна визначити як будь-які антропогенні порушення в масштабах або термінах природних річкових потоків та фрагментація русел річок, спричинені греблями та водоймами, можуть глибоко вплинути на біологічні популяції на значній території.

Загалом, проект HydroEcoNex спрямований на аналіз впливу гідроенергетики на екологічний стан водних екосистем та екосистемні послуги, які вони надають. Тут статус виражає якість структури та функ-

ціонування водних екосистем; екосистемні послуги стосуються переваг, які люди отримують від них, виражаються як їх прямий і непрямий внесок у добробут людей. На цьому тлі цей розділ має на меті представити методологію економічної оцінки (ЕО) послуг, що надаються водними екосистемами. Запропонована методологія намагається звернути увагу на екосистемні послуги в різних масштабах, представити вплив на них основних стресових факторів, що досліджуються, і таким чином підтримати впровадження ЕО в інтегрованому управлінні річковими басейнами (ІУРБ).

Методологія

Загальні положення

Як правило, цінність екосистемної послуги в грошовому вираженні залежить від того, хто є потенційним платником, а також від низки інших факторів, включаючи те, чи можна буде користуватися цією послугою на стійкій основі в довгостроковій перспективі. У рамках будь-якої схеми, що передбачає застосування ринкових механізмів до екосистемних послуг, одним із основних завдань є визначення їхньої "справжньої" вартості. Універсального методу для цього немає, і на практиці використовується ряд підходів. Конкретна інформація про різні методи оцінки міститься в різних документах (GEF, 2018; [Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007](#); [The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010](#)).

При розробці методології проекту HydroEcoNex для економічної оцінки

обслуговування екосистем були об'єднані два підходи.

Перший підхід включав вибір концептуальної основи для оцінки та оцінок екосистемних послуг водних екосистем для конкретних застосувань у басейні Чорного моря на основі огляду літератури та поточних ініціатив у Європі (DEFRA, 2007; GEF, 2018; Grizzetti et al., 2015).

Другий підхід включав досвід, знання та потреби партнерів проекту щодо вибору відповідних екосистемних послуг та цільової методології.

Таким чином, дослідження, описане у представленому документі, можна розглядати як навчальний процес, де попередній досвід та інформація, отримана під час огляду літератури щодо ЕО екосистемного обслуговування, повинні були поєднуватися зі знаннями та досвідом партнерів проекту. Інтегровані результати цих заходів мають базувати методологію як для вирішення цілей проекту, так і бути застосованою у більш широкій практиці.

Як правило, будь-яка економічна оцінка є ресурсомісткою діяльністю, і для її проведення потрібні значні знання експертів. У випадках, коли такі знання та ресурси обмежені, Керівництво ГЕФ рекомендує використовувати метод “передачі вигоди”, заснований на передачі наявної інформації з уже завершених досліджень в іншому місці та контексті (GEF, 2018). Метод передачі виплат також використовується, коли надто мало часу на проведення оригінального дослідження оцінки. Економічні оцінки в таких ситуаціях називаються Керівництвом ГЕФ як проекти “рівня 1” (GEF, 2018). Дослідження оцінки з більшою кількістю наявних ресурсів, тобто тих, які мають достатні кошти та час, називаються проектами “другого рівня”, які ґрунтуються на більш детальних та всебічних дослідженнях. Іншими словами, залежно від

наявних ресурсів, ЕО можуть відрізнятися, що вимагає проведення досить “грубого” перевірки екосистем або пріоритетності деяких екосистемних послуг над іншими. Крім того, конкретні цілі ЕО можуть викликати необхідність зосередитися на дуже специфічній, локалізованій екосистемі з високою цінністю (наприклад, “гарячій точці” біорізноманіття) або на певному тиску, що впливає на будь-який регіон чи систему.

Це керівництво, виходячи зі своєї мети та потенційних користувачів, розглядає головним чином “скринінговий аналіз”, що оцінює загальну цінність деяких екосистемних послуг у транскордонному басейні річки без проведення глибокого аналізу, що потребує великої кількості ресурсів. У більшості випадків такий скринінг, ймовірно, можна проводити з використанням методології “рівня 1” і переважно з метою спілкування та підвищення обізнаності. Однак, оскільки такий “скринінг” також є певною підставою для поглибленого аналізу, що відповідає методології “рівня 2”, у цьому дослідженні також було використано економічну оцінку на основі “аналізу гарячих точок”. Нами був також застосований поглиблений аналіз дуже багатих біорізноманіттям та важливих екосистем або територій (зокрема, водно-болотних угідь).

На основі аналізу обсягів оцінки екосистемних послуг, Grizzetti et al. (2015) визначив деякі вимоги до методології цього процесу, які можна сформулювати так:

- визначити екосистемні послуги, що мають значення для водних екосистем та управління водними ресурсами;
- надавати кількісну інформацію про вигоди, які люди отримують від природи, включаючи економічну цінність, з акцентом на біофізичну кількісну оцінку та грошову оцінку;
- бути достатньо простим та гнучким (не мати залежності від місця), щоб його можна було застосовувати для аналізу в

різних просторових масштабах та різними користувачами;

- фіксувати вплив численних стресових факторів та сценаріїв на надання екосистемних послуг;
- бути пов'язаним з оцінкою (аналіз витрат та вигод, аналіз компромісу) і виявляється ефективним у спілкуванні із зацікавленими сторонами, які беруть участь у плануванні управління річковим басейном.

На основі аналізу різних методів ЕО екосистемних послуг та з урахуванням особливостей цього документа запропонована методологія використовує переважно рекомендації щодо проекту першого рівня. Ця методологія передбачає наступні кроки:

- Огляд поточного стану: визначення просторових меж досліджуваної території, тобто прийняття рішення щодо включення одних областей та виключення інших;
- Огляд поточного стану: ідентифікація екосистем та екосистемних послуг, присутніх на території, що підлягає вивченню/оцінці;
- Огляд поточного стану: визначення розміру екосистем, присутніх на досліджуваній території;
- Визначення, до яких екосистемних послуг можна отримати доступ безпосередньо за ринковими цінами, і яким потрібна передача вигоди;
- Оцінка вартості надання послуг за допомогою місцевих ринкових цін;
- Оцінка цінності інших екосистемних послуг, використовуючи спрощену функцію передачі переваг та інші підходи;
- Підведення підсумків цінностей та визначення загальної вартості екосистем.

Такий так званий “скринінговий аналіз”, заснований на методології рівня 1, у деяких випадках буде доповнений поглибленим аналізом дуже багатих біорізноманіттям та важливих екосистем. Економічна оцінка цих територій відповідає методології другого рівня.

Огляд поточного стану

Огляд просторових меж

Визначення просторових меж територій, що підлягають вивченню, та вирішення питання про виключення деяких із них та включення інших має визначати обсяг та масштаби оцінки. Цей початковий крок у ЕО залежить від його конкретних цілей та завдань. Загалом, на цьому етапі згідно з Керівництвом ГЕФ (GEF, 2018), слід відповісти на наступні, дещо змінені, питання:

- Ви прагнете оцінити цінність природних та непорушених екосистем у зоні вашого проекту?
- Чи є на території дослідження значні міські агломерації, які надають екосистемні послуги (наприклад, переваги для відпочинку)? Якщо так, їх слід включити до оцінки або розглянути окремо.
- Чи інші сфери, на які дуже сильно впливає діяльність людини (наприклад, інтенсивне сільське господарство)? Якщо так, їх слід включити або розглядати окремо.
- Які стосунки щодо розміру між природними екосистемами та територіями, що зазнали сильного впливу, тобто чи є останні значними у загальному дослідженні (скажімо, більше 5 або 10 %)?

В результаті цієї роботи слід скласти карту всієї досліджуваної території, де чітко буде показано, де розташовані її межі та які її частини, можливо, слід виключити з економічної оцінки. В ролі альтернативи текстовий опис, що детально описує рішення, прийняті стосовно просторових меж, працюватиме так саме добре. І карта, і текстовий опис можуть служити основою для всього аналізу. Зокрема, Grizzetti et al. (2015) запропонував методологічну базу для оцінки екосистемних послуг та економічної оцінки водних ресурсів Європи. Ця структура включає три просторові шкали: для водойм, для водозборів та європейську шкалу.

Як приклад (рис. 7.1), у проекті HydroEcoNex масштаб водного об'єкта представлений водосховищами Дністровської та Прутської ГЕС, масштаб водозбору — басейнами річок Дністра та Пруту в межах територій Молдови та України, а також європейський масштаб — по всій території діяльності Проекту, включаючи північно-західне узбережжя Чорного моря.



Рис. 7.1. Огляд поточного стану в проекті HydroEcoNex

Ідентифікація екосистем та екосистемних послуг

На цьому кроці необхідно визначити екосистеми, які знаходяться в просторових межах, які були встановлені на кроці 1, та екосистемні послуги, які вони надають. Як правило, послуги з водних екосистем та екосистем — це ті, що стосуються водних об'єктів, охоплених ВРД, і мають значення для управління річковим басейном. Велика різноманітність таких послуг була розглянута в рамках різних проектів та оцінок; частково вони обговорюються, наприклад, у (GEF, 2018; Grizzetti et al., 2015).

У цьому дослідженні перевага надавалась Керівництву ГЕФ (табл. 7.1).

Визначення площі та розміру екосистем для оцінки

Визначення площі екосистем, обраних для економічної оцінки, виконується за попередніми кроками. Якщо для будь-якого типу екосистем у досліджуваному районі немає кількісної інформації, можна використати достовірні оцінки на основі експертного судження. Крім того, у разі, коли масштаб економічної оцінки екосистемних послуг досить великий, наприклад, басейн річки, оцінена територія може бути поділена на менші ділянки. Приклад такого підходу наведено на рис. 7.2 та в табл. 7.2. Тут заплава річки Дністер від Дністровського каскаду ГЕС (ДГК) до цього гирла річки була поділена на сім частин із власними наборами (кластерами) екосистем.



Рис. 7.2 Розподіл заплави Дністра на клас-тери для вивчення екосистем та їх послуг

Таблиця 7.1.

Шаблон екосистемних послуг та прісноводних екосистем, що їх надають (зеленим кольором — екосистемні послуги, охоплені цією публікацією). [Адаптовано з GEF \(2018\)](#)

Тип екосистемної послуги	Екосистемні послуги	Категорія вартості	Забезпечується за допомогою якої екосистеми
Надання послуг	Їжа - Риба - Аквакультура - Інший продукт - Генетичні та медичні ресурси	Пряме використання	Річки, озера, внутрішні водно-болотні угіддя
	Лісове господарство: волокно, деревина, паливо		Внутрішні водно-болотні угіддя
	Вода: питна вода, зрошення, охолодження		Річки, озера
Послуги регулювання	Регулювання якості повітря	Непряме використання	Внутрішні водно-болотні угіддя
	Регулювання клімату (поглинання вуглецю)		
	Поміркованість екстремальних подій (наприклад, повеней)		
	Очистка води		
	Запобігання ерозії		
Послуги проживання	Кругообіг поживних речовин та підтримка родючості ґрунту	Пряме використання	Річки, озера, внутрішні водно-болотні угіддя
	Підтримання життєвих циклів мігруючих видів (розплідник для видів риб)		
	Підтримання біорізноманіття		
Послуги культури	Можливості для туризму/відпочинку	Невикористання	
	Естетичне натхнення		
	Духовний досвід		
	Освіта		

Таблиця 7.2.

Площа екосистем різних типів (км²) у молдавській частині річки Дністер¹

Екосистеми	Кластери							
	ДГК - Дубос-сари	Дубос-сарське вдсх.	Дубос-сари - Реут	Реут - Ічел	Ічел - Бик	Бик - Ботна	Ботна - лиман	Всього
Водні	23,6	64,1	1,5	4,6	20,8	5,2	17,8	137,6
Озера				0,1	0,3	0,2	4,9	5,8
Водно-болотні угіддя	0,7	5,2			0,2	0,8	32,0	38,9
Ліси	2,8	3,8	0,3	2,6	32,8	7,1	29,4	78,8
Пасовища	25,9	13,8	3,1	22,9	95,3	46,2	135,2	342,4
Багаторічні насадження	0,7	1,8	0,1	8,7	12,8	11,1	13,1	48,3
Орні землі							82,1	82,1
Населені пункти	2,5	5,0		2,04	16,6	3,8	21,6	51,6
Всього	56,1	93,7	5,0	40,9	178,8	74,7	336,3	785,6

¹ Відповідно до типів екосистем Європи - версія 3.1.

Доступно за адресою: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/ecosystem-types-of-europe-1>

Поширення та фрагментація природних екосистем

По всьому світу поширені різноманітні екосистеми, кожна з яких має відмінні взаємодіючі характеристики та компоненти. Вони коливаються від невеликих (наприклад, прісноводний ставок) до глобальних (наприклад, біом тайги). Хоча поширення масштабних екосистем (біомів) визначається кліматом, поширення дрібномасштабних непорушених екосистем визначається переважно місцевим кліматом. Будь-які зміни цього клімату, спільні з будь-яким антропогенним втручанням, призводять до їх трансформації.

Після того як огляд поточного економічного стану зроблений, наступні кроки повинні включати кількісну оцінку та оцінку екосистемних послуг та їх втрат під час спостережуваних впливів. Згідно з [Fahrig \(2003\)](#), поняття “втрата екосистем” відноситься до зникнення екосистеми або сукупності організмів та фізичного середовища, в якому вони обмінюються енергією та речовиною. Одним із показників втрат екосистеми вважається фрагментація її початкового розподілу. Таким чином, сучасний стан будь-якої території є результатом її впливу довгострокових впливів природних чи антропогенних навантажень, що, нарешті, призводить до трансформації та фрагментації її природних комплексів та зменшення їх біологічного різноманіття та екологічної стабільності в цілому. Тому будь-якій ЕО екосистемних послуг має передувати оцінка поточного розподілу відповідних екосистем.

Оцінка фрагментації є надзвичайно важливим елементом економічної оцінки послуг екосистем, оскільки вона визначає території, які потребують захисту та відновлення. Вже зараз численні наземні та

річкові середовища існування стають дедалі більш фрагментованими, що загрожує життєздатності виду та його здатності адаптуватися, наприклад, до зміни клімату ([Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010](#)).

Фрагментація екосистем у поєднанні зі збільшенням площі порушених земель послаблює матеріально-енергетичні зв'язки між окремими ландшафтами. Поняття фрагментації найкраще розуміти як певний поділ колишнього суміжного ландшафту на менші одиниці, зменшуючи таким чином його безперервність та заважаючи розповсюдженню та міграції видів, ізолюючи популяції та порушуючи потік окремих рослин та їх генетичного матеріалу по ландшафту ([Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007, 2010](#)). Наприклад, Молдова лежить у зоні ймовірного масштабного вимирання видів за несприятливих умов для адаптації: надмірної фрагментації природних екосистем та деформованого гідрологічного режиму її головних річок, насамперед річки Дністер, на тлі загальної нестабільності стоку ([Corobov et al., 2014](#)).

Однак оцінка фрагментації — це не тільки оцінка втрат та вразливості екосистеми. Він також оцінює територіальний розподіл усіх послуг, що надаються екосистемами.

Кількісно оцінюється ступінь фрагментації за допомогою різних індексів (наприклад, [McGarigal and Marks, 1994](#)). У молдавських дослідженнях, наприклад, в останній ([Cazanteva et al., 2019](#)), як досить інформативний індекс був використаний коефіцієнт фрагментації (CF), розрахований як відношення периметра екосистеми до її площі: чим вище цей коефіцієнт, тим більш виражена фрагментація. Одночасно використовувалися також середні площі екосистем та їх кількість.

Економічна оцінка екосистемних послуг та їх втрати

Вибір методології

Економічна оцінка як загальний підхід, взятий із галузі економіки навколишнього середовища (Plottu E., Plottu B., 2007), має на меті створити єдину грошову метрику, що поєднує всі види діяльності в межах певної сфери, та виразити рівень кожної діяльності у загальному грошовому вимірі, наприклад, у доларах США. Таким чином, це корисний інструмент для вивчення того, які типи цінностей надає кожна екосистемна послуга, і, відповідно, допомагає визначити витрати, необхідні для збереження цих цінностей (DEFRA, 2007).

Відмінності у проблемах, що досліджуються, потребують диференціації підходів до їх вирішення. Будь-яка екосистема — це взаємодіюча та динамічна система, що складається з біотичних та абіотичних елементів, які не є статичними. У кожній екосистемі взаємодіють тварини, рослини, мікроорганізми, мінеральні ресурси, кліматичні та інші фактори. Надання екосистемою екологічних послуг є результатом специфічної взаємодії цих компонентів, і тільки здорова екосистема може забезпечити повний комплекс своїх потенційних послуг. Таким чином, завдання економічної оцінки полягає не тільки в оцінці потенційної вартості цих послуг, але в основному в оцінці їх реальної вартості внаслідок певних втрат, спричинених різними впливами.

Вартість екосистемної послуги в грошовому виразі залежить також від того, хто є потенційним платником, а також від ряду інших факторів, включаючи те, чи можна буде користуватися цією послугою на стійкій

основі в довгостроковій перспективі. У будь-якій схемі, що передбачає застосування ринкових механізмів до екосистемних послуг, одним із основних завдань є визначення їхньої “справжньої” вартості.

Універсального методу для цього немає, і на практиці використовується ряд підходів. Відповідна інформація про різні методи оцінки міститься в різних документах (GEF, 2018; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007; The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010).

Хоча більшість екосистемних послуг не продаються на ринках, є й такі послуги. Зокрема, останні можуть включати продукти, отримані безпосередньо з екосистеми (наприклад, продукти харчування), або деякі інші послуги, наприклад, туризм. Якщо продукцією торгують безпосередньо на ринках, її вартість найкраще оцінити за допомогою місцевих ринкових цін. Хоча вони істотно відрізняються від країни до країни чи від регіону до регіону, порівняно легко отримати та надати їх як місцеву цінність. Зокрема, у методології скринінгового аналізу (рівень 1) до екосистемних послуг, якими торгують на місцевих/національних ринках, не можна отримати доступ через передачу вигоди, а за допомогою місцевих ринкових цін. Для надання послуг настійно рекомендується використовувати такі ціни; для інших послуг (наприклад, туризму та відпочинку) цей підхід необов'язковий. Крім того, ринкові ціни порівняно легко отримати, і вони дають досить точні оцінки вартості екосистемних послуг для місцевої громади. Ось чому настійно рекомендується максимально використовувати місцеві ринкові ціни для економічної оцінки екосистемних послуг.

Щодо вибору методології ЕО прісноводних екосистем, ГЕФ (2018) пропонує таку методологію (табл. 7.3).

Таблиця 7.3.

Методології, які можуть бути використані для економічної оцінки (ЕО) послуг прісноводних екосистем (джерело: адаптовано з [GEF \(2018\)](#))

Тип екосистемних послуг	Екосистемні послуги	Категорія використання	Методологія ЕО
Надання послуг	Риба Аквакультура Інші товари Деревина, паливо Вода (питна, зрошення)	Пряме використання	Ринкові ціни
Послуги регулювання	Поглинання вуглецю Стимування екстремальних подій Очищення води/стічних вод Запобігання ерозії	Непряме використання	Передача пільг
Послуги життєвого середовища	Збереження місць розмноження Підтримання життєвих циклів мігруючих видів Збереження генетичного різноманіття		
Послуги культури	Туризм Відпочинок Естетична інформація Духовний досвід Освіта	Пряме використання	Ринкові ціни, передача вигоди
		Невикористання	Передача пільг

Економічна оцінка наданих послуг

Вода

Загальна вартість водопостачання включає її повну економічну вартість та екологічні наслідки, пов'язані з охороною здоров'я та підтримкою екосистем. У цій подвійності перший компонент складається з витрат на водопостачання, наприклад, витрат на експлуатацію та обслуговування та капітальних витрат. У свою чергу, підтримка екосистем залежить від наявності води. Найскладнішим елементом електроенергії водопостачання є визначення їх ринкової ціни, зазвичай прийнятої як середню ціну за 1 м³ питної негазованої води.

Такий підхід, як корисний для Для оцінки застосовано ЕО впливу на водні ресурси втрати послуг із забезпечення річки Дністер через роботу Дністровського каскаду ГЕС (ДГК). Оцінки базувалися на порівнянні

об'єму потоку (Q) на гідрологічних постах Заліщики, які розташовані вище за течією від ДГК, та Могилів-Подільський та Бендери нижче за течією в періоди до (1951-1980) і після (1991-2015) будівництва ДГК (табл. 7.4). Зниження Q нижче за течією від ДГК у 1991-2015 роках, на тлі його зростання вгору по течії, свідчить про його безсумнівний вплив, результатом якого є щорічні економічні збитки в розмірі 30 мільйонів доларів США у Могильові і вище ще двічі — в Бендерах (за ціною води 25 дол./м³).

Таблиця 7.4.

Щорічний стік Дністра (км³)
до та після будівництва ДГК

Пост	Період (р.)		Зміни
	1951-1980	1991-2015	
Заліщики	7,03	7,28	0,25
Могилів	8,89	8,33	-0,56
Бендер	10,22	9,15	-1,07

Рибальство

Довгострокова динаміка обсягів промислового промислу річки Дністер свідчить про його значне скорочення (рис. 7.3).

Це скорочення, безперечно, пов'язане з будівництвом ГЕС: перше різке скорочення відбулося в 1950-х роках і було спричинено

будівництвом Дубоссарської ГЕС; друге скорочення, яке відбулося у 1990-х роках, відбулося через введення в експлуатацію Дністровського каскаду ГЕС.

Поряд із загальним зменшенням рибних запасів особливо великим є зменшення запасів комерційно цінних видів (табл. 7.5).

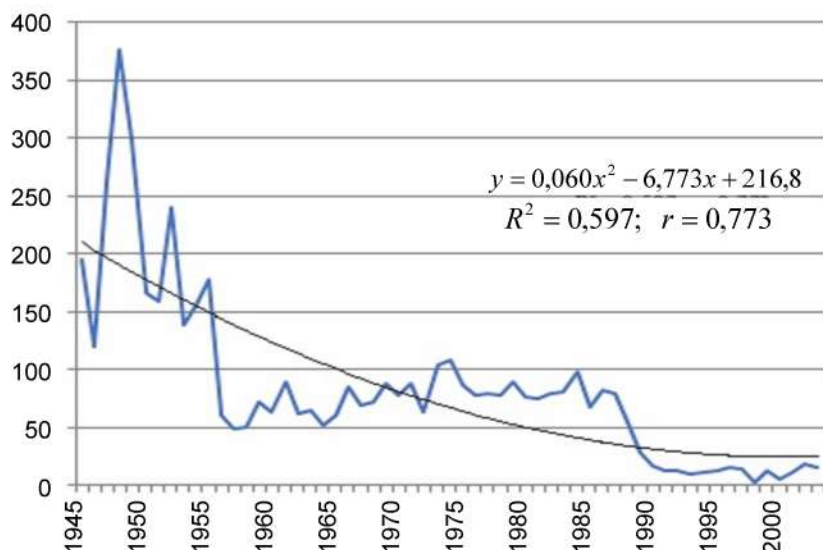


Рис. 7.3 Поліноміальні тенденції другого ступеня вилову риби в Дністрі, тонн

Таблиця 7.5.

Дністровський улов різної цінності риби в різні періоди часу, тонн

Виллов	Економічна цінність риби			Всього
	середня	низька	інша	
1946-1953 роки				
Середній	83,1	34,8	107,8	227,1
Максимальний	174,0	93,1	191,0	376,8
Мінімальний	14,0	10,1	28,7	120,8
1954-1983 роки				
Середній	10,7	58,0	14,8	83,5
Максимальний	43,8	89,4	75,7	178,3
Мінімальний	2,2	27,4	0,0	49,5
1984-2005 роки				
Середній	2,1	28,4	1,1	31,7
Максимальний	11,0	84,1	3,8	98,5
Мінімальний	0,0	2,9	0,0	2,9

Для економічної оцінки втрат від рибного промислу використовували два підходи:

1. Вартість прямих втрат: виходячи зі світової ціни на прісноводну рибу (2,35 дол./кг у 2019 р.), щорічні втрати у частині Дністра,

наприклад, від Рибниці до Паланки, становили понад 172 тис. доларів;

2. Витрати на утримання середовища проживання риби: вартість 150,2 тонни мальків різних видів риб, спущених в 1998-2018 рр.

в Дубоссарське водосховище для підтримки рибних запасів, склали ~ 360,4 тис. доларів США; цей показник можна розглядати як еквівалент ЕО втрачати риби.

Лісове господарство

Розрахунок поточної (річної) економічної цінності (R_i) для лісових екосистем проводиться за наступним рівнянням (Shchegolev et al., 2016).

Після перерахунку цих оцінок для всієї території лісів Нижнього Дністра загальна економічна цінність послуг з надання їх екосистем склала близько 25,1 млн. леїв (~ 1,5 млн. доларів США за курсом національної валюти 17,2 лея за 1 долар США, або в середньому 162 долари США на га). Водночас спостерігаються значні територіальні відмінності через нерівномірний розподіл та якісний склад лісів на цій території.

Трав'яні екосистеми

Результати розрахунків показали, що вартість послуг трав'яних екосистем у Нижньому Дністрі становить близько 17,9 млн. леїв, що еквівалентно приблизно 1,05 млн. доларів США (за курсом 17 леїв за один долар США), або в середньому 231 долар США за га. Водночас через нерівномірний розподіл трав'яних екосистем на цій території спостерігаються значні територіальні відмінності в їх значеннях. Представлені в картографічних одиницях, вони просторово варіюються від шести до більше 30 тисяч доларів США. Трав'яні екосистеми з найвищою цінністю надання послуг знаходяться в північно-західній та південній частинах цієї території, перш за все, через значні ділянки високоякісних трав'яних угруповань, які все ще існують тут.

Економічна оцінка регуляції екосистемних послуг

Економічна оцінка послуг поглинання вуглецю

Проект HydroEcoNex через свої цілі та завдання розглядав регулюючі послуги, які в тій чи іншій мірі стосуються зміни клімату та течії річок.

Поглинання вуглецю в лісових екосистемах Нижнього Дністра: щорічне накопичення CO_2 для основних лісоутворюючих порід Молдови (дуб, тополя, біла акація та інші види) становить 7,7, 10,7, 8,4 та 4,1 т/га, відповідно. У березні 2020 року середня ціна надбавок на CO_2 становила 24,1 євро. Виходячи із складу та площі лісових порід, які кожен займає в Нижньому Дністрі, отримана поточна КО щорічного обслуговування вуглецевих запасів складає 1,53 млн доларів США, що змінюється по території від < 5 до 105 тисяч доларів США.

Поглинання вуглецю болотними екосистемами: оцінка щорічного поглинання вуглекислого газу болотними екосистемами визначається тими ж рівняннями, які були використані для лісових екосистем. Однак у цьому випадку поглинання CO_2 цими екосистемами дорівнює 0,705 т/рік (TCP, 2011). Економічна цінність поглинання CO_2 для дуже обмежених болотних екосистем Нижнього Дністра становить 25 000 доларів США (у середньому — 21,5 доларів США за га), що змінюється по території від 0,5 до 7,5 тисяч доларів США.

Економічна оцінка асиміляційного потенціалу пов'язаних з водою лісових екосистем

Економічна оцінка потенціалу асиміляції основних лісових порід базується на оцінці максимального вмісту забруднюючих речовин у їх фітомасі. Зокрема, економічна

цінність асиміляційного потенціалу ($E_{\alpha p}$) водних лісових екосистем обчислюється як сума відповідних оцінок для окремих забруднювачів (сполуки фтору, діоксид сірки, оксиди азоту, вуглеводні тощо). Нами було отримано значення асиміляційного потенціалу екосистем Нижньодністровського лісу. Це близько 28,2 млн. леїв, що еквівалентно ~ 1,7 млн. доларів США, або 182 доларів США за га в середньому. Однак спостерігаються значні територіальні відмінності через нерівномірний розподіл різних видів лісів з їх різним рівнем максимально можливого вмісту забруднюючих речовин.

Економічна оцінка сорбційної функції водно-болотних угідь

Оскільки осади, надлишок поживних речовин і хімічних речовин стікають із суші, водно-болотні угіддя фільтрують їх, перш ніж вони потраплять у відкриті води. Поживні речовини зберігаються і поглинаються рослинами та мікроорганізмами. Осади осідають на дні після досягнення ділянки з повільним потоком води. Крім того, CO_2 та інші парникові гази зберігаються у стоках водно-болотних угідь, а не викидаються в атмосферу. Економічна оцінка сорбційної (водоочисної) функції боліт базується на порівнянні фільтрувальної здатності їх екосистем з фільтрувальною здатністю промислових очисних споруд. Виходячи з площі боліт на території Рамсарського району Нижнього Дністра, економічна цінність їх послуг поглинання становить близько 107 доларів США або 91 долар США за га. Однак ця вартість коливається від 1000 до більш ніж 30 000 доларів США.

Послуги з охорони вод та регулювання водних ресурсів

Ця послуга полягає у вирівнюванні сезонних коливань стоку річки, запобіганні

його різкому скороченню, зменшенню інтенсивності повені шляхом перенаправлення поверхневого стоку в ґрунт. Так, залежно від похилої лісової ділянки в Нижньому Дністрі, нагромадження підземних вод тут становить ~ 485 000 м³. З платою за воду для промислових підприємств ~ 32 леїв/м³, загальний економічний ефект від такого накопичення становить близько 11,9 млн. леїв.

Економічна оцінка послуг оселищ (середовища життя)

Оселища забезпечують все необхідне флорі чи фауні для виживання. У цьому контексті кожна екосистема забезпечує різні оселища, які можуть бути істотними для життєвого циклу виду, тоді як послуги життєвого середовища підкреслюють їх важливість забезпечення таких місць проживання як для місцевих, так і для мігруючих видів. Поряд із цими завданнями оселища сприяють збереженню біорізноманіття в популяціях видів. ЕО біорізноманіття зазвичай здійснюється, використовуючи метод замісної вартості.

Водорегулювання ДГК змінило об'єм та сезонний розподіл стоку Дністра, часто спричиняючи осушення його дельти. Такий руйнівний вплив на основних представників природних екосистем дельти призвів до катастрофічного скорочення чисельності популяцій (на 70-99 %) майже на 80 % своєї фауни.

Так, коровайка бура (*Plegadis falcinellus*), занесена до Червоних книг Молдови та України, була найпоширенішим птахом у дельті Дністра, де 2500-3000 дорослих особин постійно гніздилися у 1970-1982 роках. Однак уже в 1988-2002 роках кількість заводчиків тут зменшилася в рази, коли вона становила 100-350 особин дорослого населення; зменшення тривало далі, і в 2010-2015 роках цей птах майже зник з дельти як гніздовий вид.

Відповідно до законодавства України, штраф за смерть однієї бурої коровайки становить близько 434 доларів США. Розглядаючи цей штраф як своєрідну компенсацію за втрату цієї екологічної послуги, економічну цінність зникнення бурої коровайки через несприятливий вплив гідроенергетики на дельту Дністра можна оцінити в 1,0-1,3 млн доларів США.

Економічна оцінка культурних екосистемних послуг

Культурні екосистемні послуги включають “нематеріальні блага, які люди отримують від екосистем шляхом духовного збагачення, пізнавального розвитку, рефлексії, відпочинку та естетичного досвіду” (*Millennium Ecosystem Assessment, 2005*). Розгляд культурних благ та цінностей екосистем є відмінною рисою підходів до управління природними ресурсами, що ґрунтуються на наданні послуг. Як клас послуг, послуги культурних екосистем являють собою концепцію, яка дозволяє зрозуміти екосистеми з точки зору їх збагачувального життя та життєствердного внеску у добробут людини. Вони також наводять приклад підходу, який загалом сприймається як важливий компонент у роботі екологічних менеджерів та планувальників (*Fish et al., 2016*).

Загалом, культурні екосистемні послуги включають як деякі вимірювані послуги, наприклад, результати здоров'я чи прямі економічні вигоди, так і інші послуги, які є більш нематеріальними та досвідченими, такі як духовний досвід, освіта та естетика. Однак підходи до розуміння та вимірювання культурних екосистемних послуг залишаються предметом постійних дискусій. Для правильної економічної оцінки минулих та майбутніх збитків (за відсутності

необхідних запобіжних заходів) використовується процедура приведення множинних збитків до одного часового інтервалу (дисконтування).

Служба відпочинку у заплаві Дністра. Зміни течії річки та температурно-вологісних умов у її басейні, спричинені зміною клімату та роботою ДГК, вплинули на привабливість рекреаційних територій та зменшили доходи мешканців заплави Дністра. У 1990-х роках у річковій смузі шириною 1 км вниз за течією ДГК проживало близько 6000 сімей, з яких кожен десятий брав відпочиваючих, маючи потенційний дохід ~ 5000 леїв (за оцінками *Bruma and Zubarev (1998)*). Загалом ЕО цієї екосистемної послуги може становити 26 000 леїв на рік або 5600 доларів США за курсом 1997 року. Наразі поступове накопичення збитків через зменшення цієї послуги потенційно може становити ~ 32 000 доларів США.

Бібліографія

- Cazanteva O., Sirodov G., Corobov R., Trombitsky I. Some approaches to the economic valuation of the wetlands biodiversity in Moldova. *J. Sci. Res. Stud.*, 2019, 6(3), pp. 34-45
- DEFRA. An introductory guide to valuing ecosystem services, London, 2007, 65 p.
- Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2003, 34, pp. 487-515.
- Fish R., Church A., Winter M. Conceptualizing cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 2016, 21, pp. 208-217.
- GEF guidance documents to economic valuation of ecosystem services in IW projects, GEF IW: LEARN, 2018, 171 p.

- Grizzetti B., Lanzaova D., Lique C., Reynaud A. Cook-book for ecosystem service assessment and valuation in European water resource management. European Commission, Luxembourg, 2015, 136 p.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends Assessment. Washington: Island Press, 2005
- Plottu E. and Plottu B. The concept of Total Economic Value of environment: A reconsideration within a hierarchical rationality. Ecological Economics, 2007, 61(1): 52-61.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions, Technical Series no. 28, 2007, Montreal, Canada, 71 p.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Global Biodiversity Outlook 3. Montreal, 2010, 94 p.
- TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Pushpam Kumar P. (Ed). Earthscan, London and Washington, 2010
- Bruma I.H., Zubarev V.N. About the assessment of the economic damage caused to the Republic of Moldova by the operation of the Novodniestrovsk hydroelectric complex. Collection "Problems of biodiversity conservation in the middle and lower Dniester". Kishinev, 1998, pp. 17-19 (in Russian)
- Corobov R., Trombitsky I., Syrodov G., Andreev A. Vulnerability to climate change: Moldovan part of the Dniester basin. Eco-Tiras, Kishinev, 2014, 336 p. (in Russian)
- TCP. The procedure for valuation of ecosystem services and determination of the value of biological diversity. Minsk, 2013, 23 p. Available at: http://ecoinv.by/images/pdf/tkp_fond/_17.02-10-2012_.pdf (in Russian)
- Shchegolev I.V., Shchegolev S.I., Shchegolev E.I. Endangered wetland birds in the river deltas of the Northern Black Sea region. Volume 1, Odessa, 2016, 258 p. https://www.eco-tiras.org/books/dead_birds.pdf (in Russian)
- David M. Rosenberg, Patrick McCully, Catherine M. Pringle Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction BioScience, Volume 50, Issue 9, September 2000, Pages 746-751
- McGarigal K., Marks B. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, 1994, 134 p.

МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ ФАКТОРУ ЗМІНИ КЛІМАТУ У ДОСЛІДЖЕННЯХ ВПЛИВУ ГІДРОЕНЕРГЕТИКИ

Коробов Роман, Сіродосєв Геннадій

Міжнародна екологічна асоціація охоронців річок Еко-Тірас

Вступ

Вплив гідроенергетики на ресурси поверхневих вод набув нових аспектів на тлі зміни клімату через безсумнівний вплив останніх на адаптаційні можливості річок. Ця реальність вносить додаткові виміри в концепцію взаємозв'язків між відновлюваною енергією та водними ресурсами (IHA, 2019). Трансформація річкового гідрологічного циклу, викликана зміною клімату, призводить до різноманітних впливів та ризиків на водні та річкові екосистеми через складну взаємодію кліматичних та некліматичних факторів.

У свою чергу, зміна гідрологічного режиму річок збільшує серйозність проблем, пов'язаних з безпекою води в їх басейнах (Lausevic et al., 2016; MacQuarrie, Wolf, 2013; WaterAid, 2012; UNU, 2013). Це робить поточні проблеми з водою, з якими стикаються всі країни, ще більш серйозними, оскільки вода — це той сектор, де більшість кліматичних впливів особливо відчувається і де перш за все необхідно розвивати стійкість до клімату. Останні звіти з цього питання (WWF, AB InBev, 2019) підкреслює центральну роль здорових річок у адаптації до зміни клімату та показує, що збереження прісної води має бути в центрі програм та зусиль щодо адаптації. Дещо раніше цей висновок підкреслювався в інших працях (UNECE, 2015; Yan, Pottinger, 2013).

Зміна температури та опадів, ймовірно, посилять проблеми у водопостачанні та потребах, впливаючи на добробут людей, економіку та особливо на екосистеми та їх

послуги (WB, 2016). Більше того, жодні наслідки зміни клімату, такі як втрата екосистем, можуть бути тривалими або навіть необоротними. Більш високі температури призводять до більшого випаровування, таким чином зменшуючи поверхневий стік, тоді як зміни кількості та часу опадів впливають на життєздатність сільськогосподарських операцій (Fischer et al., 2002), збільшуючи потребу води для зрошення або безпосередньо впливаючи на витрати у прісноводних та річкових екосистемах. Ось чому, дефіцит прістої води в нових кліматичних умовах все більше сприймається як глобальний системний ризик, а його сутність розглядається як глобальна географічна та часова невідповідність між потребами у воді та її доступністю (WaterAid, 2012). Викликами слід також вважати той факт, що велика просторова та часова мінливість потреб води та її доступності призводить до нестачі води по-різному в різних регіонах та періодах часу.

Більш того, глобальне потепління супроводжується зростанням кліматичних екстремальностей, а в помірному континентальному кліматі сильні дощі створюють сприятливі умови для екстремальних повеней (Santato et al., 2013). З іншого боку, разом із надлишковими періодами опадів, кількість надзвичайно посушливих сезонів також збільшується. Отже, задоволення нових потреб у воді та захист екосистем шляхом їх стійкості є найскладнішими, але й найважливішими викликами цього століття (Mekonnen, Hoekstra, 2016).

Завдяки вагомому внеску у надання широкого спектру суспільних благ та послуг, прісна вода загалом та річки, зокрема, займають особливе місце в оцінці стійкості екосистем до зміни клімату (Yan, Pottinger, 2013). Оскільки більшість річок знаходяться в межах вододілів, які вже піддаються стресу внаслідок діяльності людини, спостережувані зміни клімату додадуть або збільшать нинішні ризики через його потенціал зміни температури повітря, особливостей опадів та стікання та, відповідно, руйнування біологічних угруповань та їх екологічних зв'язків. Як наслідок, багато громад будуть стикатися зі скороченням постачання води, з драматичними наслідками через загрозу здоров'ю населення, ослаблення економіки та зниження якості життя. Перетворення гідрологічного циклу призводить до різноманітних впливів та ризиків, спричинених взаємодією кліматичних та некліматичних подразників з їх реакцією на управління водними ресурсами. Зусилля з координації між водним, енергетичним та екологічним секторами є особливо складними через численні свідчення того, що зміна клімату посилюється.

Нарешті, зміна клімату вносить нові виміри у відносини навколишнього середовища та водних екосистем (Pequegnat, 2009; UNECE, 2015) бо це призводить до "смерті" так званої концепції *стаціонарності*. Ця концепція передбачає, що клімат і залежна від нього гідрологія є передбачуваними, і як таке їхнє майбутнє може ґрунтуватися на минулих історичних даних; відповідно відносини навколишнього середовища та водних екосистем може бути надійним у майбутньому. Однак насправді напрямок та величина змін кліматичних елементів неминуче будуть різними, з невідомим впливом на кількість та якість води та, як наслідок, на водні екосистеми.

Згідно з Abell et al. (2002), несприятливі наслідки глобального потепління для прісноводних екосистем, які слід враховувати при проведенні біологічних оцінок та розробці бачення біорізноманіття щодо збереження екосистем, це:

- Зміна клімату може змінити склад води та прибережну рослинність.
- Розподіл видів зміниться, оскільки деякі з них можуть вторгтися у місця проживання з більшою широтою або можуть зникати за межами їх поширення в нижній широті через потепління прісноводних місць проживання. Прогнозоване підвищення температури повітря буде перенесено з місцевими змінами на підземні води, що призведе до підвищення температури та зниження концентрації кисню.
- У більш теплом та сухому кліматі багато потоків, що живляться стоком, можуть стати переривчастими через їх велику мінливість потоку; коли потоки висихають, рухливі організми концентруються, а біотичні взаємодії посилюються. Невеликі мілководні оселища спочатку виявлятимуть вплив змінених опадів, а найбільше занепокоєння викликають оселища, які зараз зайняті вимираючими та зникаючими видами.
- Циклічне наповнення та висихання річок безпосередньо впливає на водні організми з точки зору доступності основного середовища існування, рівня кисню, каламутності та харчових ресурсів. Деякі оселища (болота, лагуни, заплавні басейни), які вважаються маргінальними в посушливі сезони, стають ізольованими від основного русла річки і можуть висихати. Наявність маргінальних оселищ протягом вологих сезонів та тяжкість умов у них протягом посушливих сезонів однаково залежать від гідрологічного режиму, який, у свою чергу, залежить від опадів.

Зміни у оселищах та харчових базах глибоко впливають на біологічні угруповання від джерела річки до її гирла. З їх берегами, заплавами, ямами та бродами, річки належать до найбагатших екологічних систем через їх біологічне різноманіття, і тому піддаються серйозному руйнуванню внаслідок зміни клімату. Річка також є агентом, який приносить більшість цих впливів на природу та суспільство. Незважаючи на те, що вода проходить через глобальний гідрологічний цикл, вона, однак, є місцевим змінним природним ресурсом. Незважаючи на деякі загальні риси, кожен річковий басейн має свої особливості, вимагаючи їх обережне та ретельне дослідження та розгляд, особливо в процесі річкового стоку транскордонний моніторинг (Pegram et al., 2013). Моніторинг змін, викликаних зміною клімату особливо важливий, коли слід враховувати складний вплив зміни клімату зі згубним впливом гідроенергетики (Casale et al., 2020; Smith et al., 2017). Складність координації істотно зростає у транскордонних річкових басейнах, де цей вплив поширюється від однієї країни до іншої, а компроміси та зовнішні ефекти можуть спричинити тертя між прибережними країнами. У зв'язку з цим, загально-басейновий підхід, використаний у цьому розділі для розгляду питань зміни клімату у впливах гідроенергетики водних екосистем, є одним із основних вимірів управління річковими басейнами.

Кліматичні визначення та параметри

Всесвітня метеорологічна організація (ВМО) у своїх Технічних регламентах (WMO, 2017) рекомендує в описі клімату використовувати такі визначення:

Середнє. Середнє значення місячних кліматологічних даних протягом будь-якого

визначеного періоду часу, що не обов'язково починається через рік, що закінчується цифрою; в цьому випадку ці середні значення називаються "тимчасовими нормальми".

Кліматичний показник. Кліматичний аспект, який можна статистично описати, наприклад, температура повітря або опади.

Параметр. Статистичний дескриптор елемента клімату, який зазвичай є середнім арифметичним, але також може включати такі значення, як стандартне відхилення, процентні точки, кількість екстремальних значень тощо.

ВМО визначає **три категорії** кліматологічних параметрів поверхні: основні, вторинні та інші параметри.

Головні, або найважливіші параметри включають середньомісячні значення максимальної, мінімальної та середньодобової температури (°C) та загальної кількості опадів (мм). Температура повітря — це основний фізичний фактор, який впливає на багато природні процеси та діяльність людини. Більш високі температури змінюють структуру опадів та стоку води, впливаючи на наявність та чисельність водних екосистем та їх послуг, а також призводять до широкого спектру інших впливів, включаючи зміни у географічному розповсюдженні видів, терміни їх життєвого циклу тощо. Температура повітря та опади також можуть збільшити ризик суворих погодних та гідрологічних подій, таких як спека або сильна повінь. Розуміння цих тенденцій важливо для уточнення майбутніх кліматичних прогнозів з точки зору кліматично чутливого середовища та екосистем.

Інші основні параметри включають кількість днів з опадами ≥ 1 мм, середнє значення тиску на рівні моря, середній тиск пари та загальну кількість сонячних годин. Однак їх використання, а також використання

вторинних та інших кліматологічних параметрів залежить від наявних даних спостереження та завдань, які необхідно вирішити.

Клімат, у вузькому розумінні, зазвичай визначається як середня погода, або більш точно — як статистичний опис ключових кліматичних елементів з точки зору їхніх можливостей та мінливості протягом певного періоду часу (IPCC, 2018b). Зокрема, ВМО (WMO, 2017) визначає нормати кліматологічного стандарту як анакопичення кліматологічних даних, обчислених за наступні послідовні періоди протягом 30 років, наприклад, 1 січня 1981 р. - 31 грудня 2010 р., 1 січня 1991 р. - 31 грудня 2020 р. тощо, оновлюється кожні десять років. Отже, період з 1961 по 1990 роки зберігався як стандартний еталонний (базовий) період для довгострокових оцінок зміни клімату (WMO, 2017); останні звіти про оцінку Міжурядової групи експертів зі зміни клімату (МГЕЗК) використовували такий підхід для прогнозування ймовірного майбутнього клімату на два часові горизонти: 2021-2050 та 2071-2100 (IPCC, 2013, 2018a).

На основі цього визначення порівнювали два тридцятирічні періоди (1961-1990 та 1991-2018 рр.), щоб визначити зміни клімату басейну Дністра та Пруту (Corobov et al., 2019; 2021a). Ці періоди відображають, відповідно, відносно “стаціонарний” регіональний клімат другої половини ХХ століття та клімат інтенсивного глобального потепління, який спостерігався протягом останніх трьох десятиліть. Деяким об’єктивним “скороченням” другого періоду (28 років), викликаним термінами проведення цих досліджень, можна нехтувати.

Вибір правильного періоду усереднення є дуже важливим, оскільки його тривалість є одним із потенційних джерел невизначеності та упередженості у результатах моніторингу (Mohammed, Scholz, 2019). Цей момент є важливим не тільки при виборі “базового” періоду часу, з якого оцінюються потенційні

прогнози зміни клімату, але і при виявленні будь-яких змін поточного клімату. Іноді в низці робіт, включаючи деякі з них, які будуть наведені нижче, вибір періодів часу для усереднення часто регулюється наявністю дані спостережень.

Відповідно до Правил ВМО (WMO, 2017, р. 1), у цьому виді дослідження слід використовувати термін нормальні кліматичні умови які служать лише “... еталоном, з яким можна порівняти останні або поточні спостереження”. Такі нормалі також використовуються для прогнозування умов, які найімовірніше будуть відчуватися в певному місці.

Зміст дослідження зміни клімату

Специфіка завдань, які необхідно вирішити при оцінці впливу зміни клімату на водні екосистеми, визначає вибір відповідної методики.

На нашу думку, **методи** оцінки змін клімату повинні включати основні наступні компоненти:

1. Вивчення *часових тенденцій* в історичних даних.
2. *Описовий аналіз*: опис та порівняння основних особливостей температурно-вологових умов у порівнюваних кліматичних періодах. **Описова статистика**, принаймні, повинна включати річні та сезонні довідкові норми та стандартні відхилення (S_d) середньої (T_{mean}), максимальної (T_{max}) та мінімальної (T_{min}) температури повітря, а також аналогічну статистику суми опадів (P).
3. Оцінка *статистичної значущості* спостережуваних відмінностей між розрахунковою статистикою для порівняння періодів, що розглядаються як вагоме свідчення наявності/відсутності достовірних змін клімату річкового басейну.
4. Оцінка ймовірного майбутнього клімату.

Практично всі статистичні аналізи можна виконувати за допомогою відповідних інструментів, наданих Microsoft Excel. Більш потужне програмне забезпечення, наприклад, Statgraphics (2014) необхідний для оцінки статистичної значущості результатів розрахунків.

Аналіз тенденцій температури повітря та опадів

Часові тенденції кліматичних елементів дають корисну інформацію для розуміння змін клімату, які пов'язані з глобальним потеплінням. Перш за все, аналіз тенденцій стосується температури повітря та опадів як двох основних метеорологічних елементів, які представляють найважливіші аспекти клімату. У ряді останніх публікацій, що стосуються впливу гідроенергетики, тенденції цих елементів аналізуються або окремо, або в різних поєднаннях з характеристиками річкового стоку, які важливі для управління водними ресурсами. Так, [Ge et al. \(2019\)](#) оцінили тенденції та мінливість температури поверхневого повітря над півостровом Індокитай; [Jeganathan et al. \(2019\)](#) для одного штату Індія. [Zhao et al. \(2019\)](#) досліджував лінійні тенденції для аналізу середніх та екстремальних опадів під час зміни клімату в басейні Жовтої річки (Китай), [Szwed \(2019\)](#) — мінливість опадів у Польщі. Однак частіше тенденції температури та опадів розглядаються одночасно. Ми можемо назвати роботи [Ay \(2020\)](#) для західного Причорномор'я та [Corobov et al. \(2019\)](#) — для басейнів Дністра та Пруту. У аналізі тенденцій все більший підхід до аналізу тенденцій все частіше використовується у зв'язаних кліматичних та гідрологічних дослідженнях ([Aili et al., 2019](#); [Luiz Silva et al., 2019](#); [Mutti et al., 2020](#); [Nikzad Tehrani et al., 2019](#); [Rahimi et al., 2019](#)).

Як приклад, на рис. 8.1 показано лінійні тенденції річної температури повітря та опадів у басейні Пруту ([Corobov et al., 2021a](#)). Тут нахил ліній тренду характеризує напрямки зміни, цифра перед "x" показує значення зміни температури та опадів за рік; р-значення¹ характеризує статистичну значимість оцінюваних зв'язків. Як бачимо, практично незначна та статистично незначна тенденція річної температури (величина p значно більша за 0,10, що допустимо за такими оцінками) у період 1961-1990 рр. змінилася шляхом її різкого зростання (близько 0,8 °C на десятиліття) пізніше. Більше того, це збільшення має високий рівень надійності ($p < 0,001$), що статистично підтверджує безсумнівне потепління клімату басейну Пруту. Цей висновок підтверджується різко збільшеним коефіцієнтом детермінації (R^2)²: за останні три десятиліття лінійні тенденції середньорічної температури пояснюють 53,5 % її міжрічної мінливості, на відміну від 0,02 % у 1961-1990 роках.

Що стосується опадів, якщо у 1961-1990 роках у басейні Пруту спостерігалось незначне зменшення (близько 2 мм/рік) річних опадів, то через глобальне потепління ця негативна тенденція дещо послабилася (до менш ніж 1 мм/рік). Проте в обох періодах спостережувані тенденції не є статистично значущими для того, щоб їх врахувати ($p > 0,10$).

¹ р-значення — це ймовірність отримання результатів принаймні настільки ж екстремальних, як спостережувані результати перевірки статистичної гіпотези, припускаючи, що нульова гіпотеза правильна. Менше значення p означає, що є вагоміші докази на користь альтернативної гіпотези.

Див., наприклад, <https://www.simplypsychology.org/p-value.html>

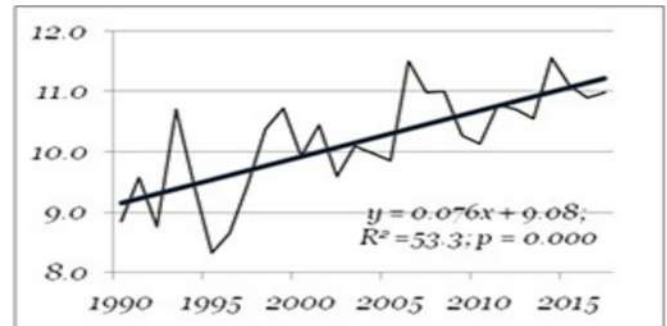
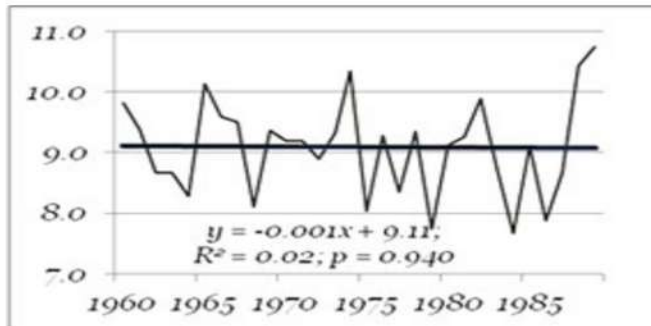
² Коефіцієнт детермінації (R^2) — статистичне вимірювання, яке вивчає, як відмінності в одній змінній можна пояснити (у %) різницею у другій змінній при прогнозуванні результату даної події.

Див., наприклад: <https://www.investopedia.com/terms/c/coefficient-of-determination.asp>

1961-1990

1991-2018

Температура повітря, °C



Опади, мм

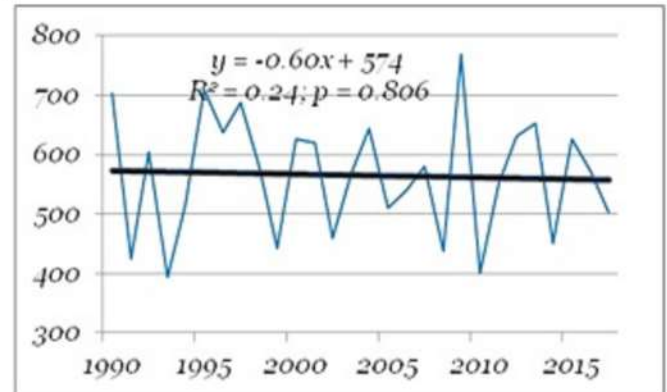
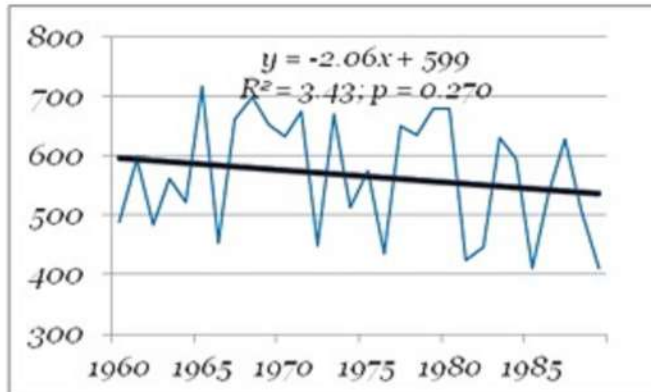


Рис. 8.1. Лінійні тенденції середньорічної температури та суми опадів у басейнах річки Прут у два кліматичні періоди

Статистичне порівняння зміни кліматичних елементів

Твердження про достовірність зміни будь-яких значень кліматичних елементів дійсне лише тоді, коли ця зміна підтверджена статистично. Для порівняння того, чи є статистично значущими різниці між цими значеннями за два порівнювані періоди, була використана процедура вибіркового порівняння, яка запускає *t*-тест використовується (Statgraphics, 2014). Зазвичай проводиться порівняння для середніх показників двох зразків та їх стандартного відхилення (*Sd*). Як приклад, у табл. 8.1 наведені результати такого аналізу щодо значущості зміни клімату в басейні Пруту.

Як бачимо, у 1991-2018 рр. середньорічні показники *T*_{сер.} зросли порівняно з попередніми тридцятьма роками на 1,11 °C. В абсолютних показниках максимальне

абсолютне підвищення температури спостерігалось влітку, мінімальне підвищення — восени. Усі збільшення є статистично значущими із значеннями $p < 0,05$ (крім осені), що означає спостережуване збільшення повітря температура в 1991-2018 роках, порівняно з 1961-1990 роками, є надійно на рівні 95,0 % і вище. Тим не менш, проведений аналіз не дає підстав стверджувати про статистично значущі зміни змінності температури: усі значення p у порівнянні *Sd* перевищують 0,05.

Статистичне порівняння статистики опадів підтвердило висновки аналізу її тенденцій: відмінності між середніми показниками опадів та стандартними відхиленнями за два періоди не є статистично значущими для всіх сезонів, а їх річні суми відрізняються лише приблизно на 1,4 мм. Єдине, що заслуговує уваги, це очевидне збільшення осінніх опадів зі зменшенням у інші сезони.

Таблиця 8.1.

Статистичне порівняння середньої температури та опадів у басейні Пруту

Сезон	Середні значення				Стандартне відхилення			
	1961-1990 рр.	1991-2018 рр.	Різниця	р-значення	1961-1990 рр.	1991-2018 рр.	Різниця	р-значення
Середньорічна температура, °C								
Зима	-2,34	-1,35	0,99	0,034	1,91	1,52	-0,39	0,235
Весна	9,27	10,41	1,14	0,002	1,46	1,12	-0,34	0,164
Літо	19,59	21,30	1,71	0,000	0,79	1,05	0,26	0,143
Осінь	9,85	10,34	0,49	0,091	1,04	1,13	0,09	0,672
Рік	9,09	10,20	1,11	0,001	0,79	0,85	0,06	0,697
Кількість опадів, мм								
Зима	108,5	93,4	-15,1	0,200	47,8	39,9	-7,9	0,348
Весна	135,8	133,3	-2,5	0,830	42,1	45,7	3,6	0,662
Літо	211,7	202,5	-9,2	0,512	47,0	58,5	11,5	0,248
Осінь	111,7	133,6	21,9	0,166	55,8	63,1	-8,1	0,520
Рік	567,3	565,9	-1,4	0,957	98,2	100,8	2,6	0,889

Примітка: Жирним наведено статистично значущі зміни

Оцінка змін річного ходу кліматичних елементів

Глобальне потепління призводить не тільки до зміни кліматологічних норм температури та атмосферних опадів, але і

до зміни їх річного ходу. Найпростіший спосіб оцінити подібні зміни — побудувати відповідні діаграми. Продовження використання в якості прикладу басейну Пруту ([Corobov et al., 2021a](#)), на рис. 8.2 наведені приклади таких діаграм.

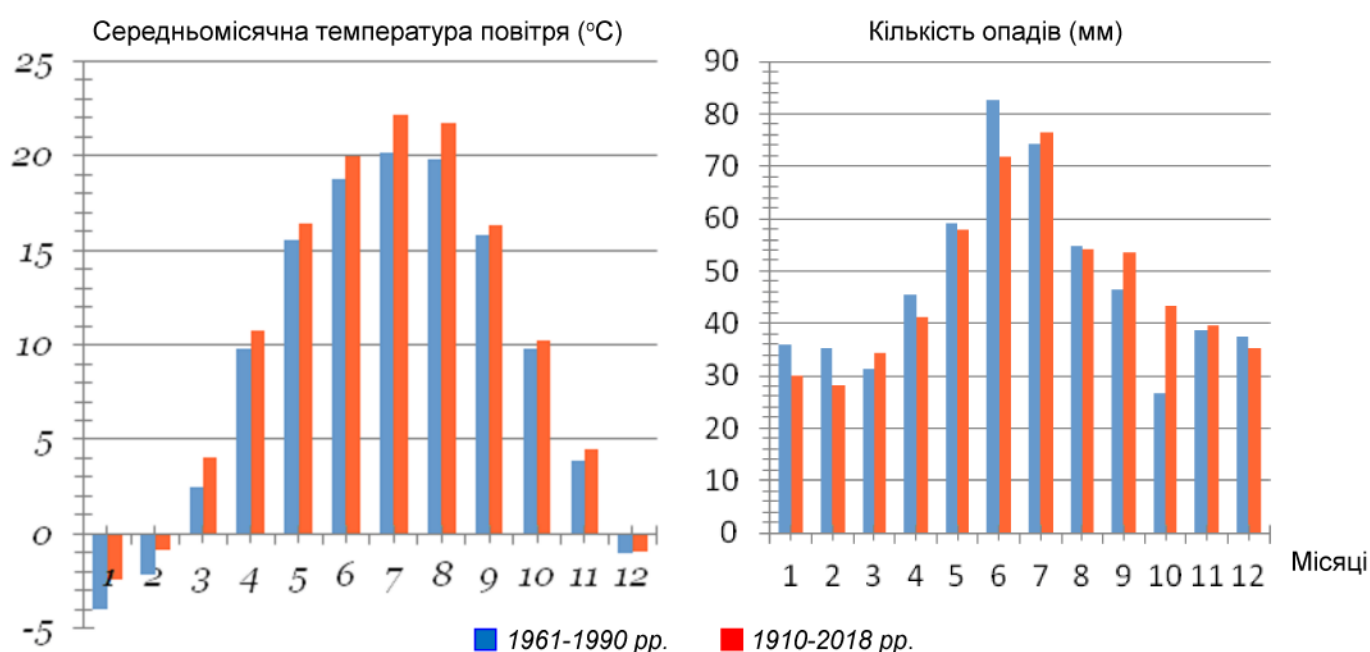


Рис. 8.2. Середньомісячна температура повітря (°C) та кількість опадів (мм) у басейні Пруту протягом двох кліматичних періодів

Зокрема, хоча температура повітря в басейні Пруту змінюється, її річний курс у двох порівняних періодах зберігається, з мінімальними значеннями у грудні-лютому та максимальними у липні-серпні (рис. 8.2). У той же час, підвищення температури візуально спостерігається практично в усі місяці. З іншого боку, хоча щорічні суми опадів залишаються майже незмінними, певний їх перерозподіл за місяцями очевидний. Так, місячний максимум опадів (82 мм), який був у 1961-1990 роках у червні, зараз зменшився до 75 мм і спостерігається у липні. Попередній місячний мінімум опадів у жовтні (27 мм) за останні десятиліття зник як такий, а новий мінімум змістився до лютого (28 мм). Інші, хоча і не настільки значні зміни у характері опадів, також спостерігаються у місяці відпочинку.

Моделювання зміни клімату

Наразі прогнози загального басейну щодо ймовірного майбутнього клімату зазвичай базуються на сценаріях зміни клімату з високою роздільною здатністю (12,5 км), встановлених для Європи в рамках ініціативи EURO-CORDEX (Jacobs et al., 2013). Моделювання сценарію EURO-CORDEX використовувало новий підхід до ідентифікації майбутніх викидів парникових газів (ПГ) — так звані *репрезентативні траєкторії концентрації* (RCP). Сценарії RCP передбачають певні шляхи досягнення певної радіаційної сили для кліматичної системи, яка може призвести до наслідків змін глобального клімату відповідно до радіаційної форсування різних сценаріїв. На рис. 8.3 показано розташування басейну Дністра у решітці CORDEX. Для підвищення точності моделювання очікуваної зміни клімату басейн Дністра в його молдавській частині був поділений на три частини (Corobov et al., 2014).

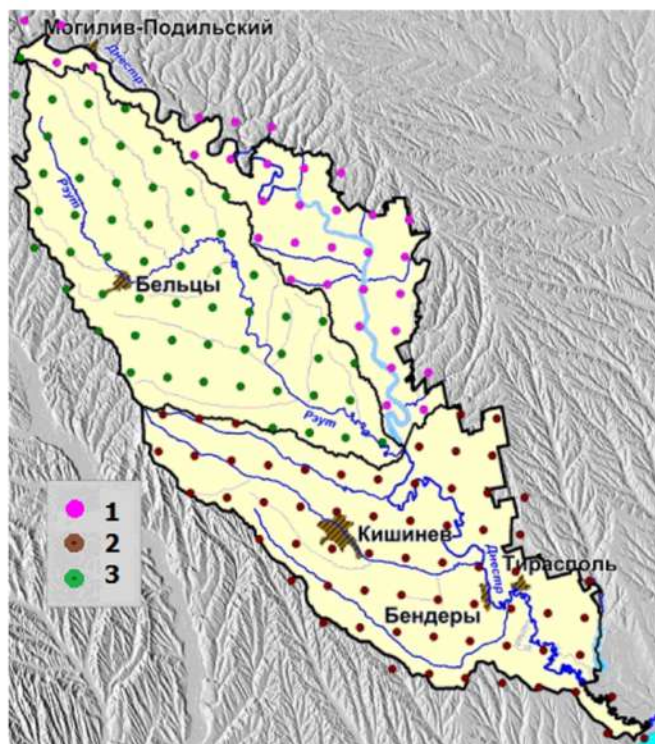


Рис. 8.3. Басейн Дністра у решітці CORDEX: 1 — Середній Дністер; 2 — Нижній Дністер; 3 — басейн річки Реут (Corobov et al., 2014)

Результати моделювання змін клімату наведені в таблицях 8.2 та 8.3.

У прогнозах щорічної зміни температури (табл. 8.2) чисельник показує результати, отримані шляхом його прямого моделювання, знаменник — результати отримані шляхом усереднення сезонних прогнозів. Близькість двох оцінок характеризується опосередковано їх репрезентативність. Результати моделювання показують, що в басейні Дністра, в залежності від сонячної радіації, щорічна температура може зрости відносно 1971-2000 рр., прийнятого в EURO-CORDEX як базовий період, від 0,2 до 1,7 °C до 2050-х років та від 0,3 до 4,4 °C — до кінця цього століття.

Що стосується опадів (табл. 8.3), то в першій половині століття їх очікується незначне зменшення (практично від 0 до 5 %), в залежності від інтенсивності сонячної радіації; до кінця століття це зменшення зміниться деяким збільшенням (1-5 %).

Таблиця 8.2.

Прогнози зміни середньої температури повітря (°C) порівняно з базовим кліматом 1971-2000 рр. у басейні Дністра за моделюванням сценаріїв EURO-CORDEX

Сезон	1971-2000 рр.	Часовий горизонт					
		2021-2050 рр.			2071-2100 рр.		
		Репрезентативні траєкторії концентрації (RCP)					
		RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
Зима	-1,9	0,5	2,1	2,1	0,9	3,1	5,4
Весна	9,4	-0,1	1,3	1,6	0,3	2,5	3,9
Літо	19,6	0,2	1,7	1,5	-0,1	2,8	4,6
Осінь	9,0	0,2	1,1	1,5	0,0	2,1	3,8
Рік	9,0	0,2 / 0,1	1,6 / 1,5	1,7 / 1,6	0,3 / 0,2	2,6 / 2,6	4,4 / 4,4

Примітка: RCP2.6, RCP4.5 та RCP8.3 позначають, відповідно, слабкі, помірні та сильні випромінювання

Таблиця 8.3.

Прогнози абсолютної (Абс, мм) та відносної (%) зміни опадів порівняно з базовим кліматом 1971-2000 років у басейні Дністра

Сезон	1971-2000 рр.	Часовий горизонт											
		2021-2050 рр.						2071-2100 рр.					
		Репрезентативні траєкторії концентрації (RCP)											
		RCP2.6		RCP4.5		RCP8.5		RCP2.6		RCP4.5		RCP8.5	
		Абс	%	Абс	%	Абс	%	Абс	%	Абс	%	Абс	%
Зима	91	3	3,3	16	17,6	12	13,2	4	4,4	13	14,3	21	23,1
Весна	130	19	14,6	6	4,6	7	5,4	-45	-34,6	12	9,2	14	10,8
Літо	218	-44	-20,2	-28	-12,8	-21	-9,6	-6	-2,8	-17	-7,8	-35	-16,1
Осінь	127	-8	-6,3	2	1,6	-1	-0,8	11	8,7	21	12,4	5	3,9
Рік	565	-30	-5,3	-4	-0,1	-4	-0,1	-36	-6,4	29	5,1	5	0,9

Бібліографія

- Abell R., Thieme M., Dinerstein E., Olson D. A Sourcebook for Conducting Biological Assessments and Developing Biodiversity Visions for Ecoregion Conservation. Volume II: Freshwater Ecoregions, World Wildlife Fund, Washington DC, USA, 2002, pp. 147-148.
- Aili T., Soncini A., Bianchi A., Diolaiuti G., D'Agata C., Bocchiola D. Assessing water resources under climate change in high-altitude catchments: a methodology and an application in the Italian Alps. Theor Appl Climatol, 2019, 135:135-156. <https://doi.org/10.1007/s00704-017-2366-4>
- Ay M. Trend and homogeneity analysis in temperature and rainfall series in western Black Sea region, Turkey. Theor Appl Climatol, 2020, 139:837-848. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-03066-6>
- Casale F., Bombelli GM., Monti R., Bocchiola D. Hydropower potential in the Kabul River under climate change scenarios in the XXI century. Theor Appl Climatol., 2020, 139:1415-1434. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-03052-y>

- Corobov R., Ene A., Trombitsky I., Zubcov E. The Prut River under Climate Change and Hydropower impact. *Sustainability*, 2021a, 13, 66. <https://doi.org/10.3390/su13010066>
- Corobov R., Trombitsky I., Matygin A., Onishchenko E. Hydropower impact on Dniester River streamflow. *Environ Earth Sci.*, 2021b, 80, 153. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09431-x>
- Corobov R., Trombitsky I., Syrodoev G. Comparative analysis of climate change in the Dniester and Prut River basins. In: Trombitsky I, Zubcov E, Ene A, Kovalishina S, Matygin A (eds) *Hydropower Impact on River Ecosystem Functioning. Proceedings of the International Conference. Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Eco-TIRAS, Tiraspol, 2019, pp. 183-190*
- Ge F., Peng T., Fraedrich K., Sielmann F., Zhu X., Zhi X., Liu X., Tang W., Zhao P. Assessment of trends and variability in surface air temperature on multiple high-resolution datasets over the Indochina Peninsula. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 135:1609-1627. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2457x>
- Fischer G., Shah M., van Velthuisen H. Climate Change and Agricultural Vulnerability. Special Report as a Contribution to the World Summit on Sustainable Development, Johannesburg, 2002. IIASA, Laxenburg, Austria
- IHA (International Hydropower Association) Hydropower Sector Climate Resilience Guide, London, UK, 2019, 63 p. Available from: www.hydropower.org
- IPCC. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013
- IPCC. Summary for Policymakers. In: Masson-Delmotte V, Zhai P, Pörtner HO, Roberts D et al (eds) *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2018a
- IPCC. Annex I: Glossary [Matthews R (ed)]. In: *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte V, Zhai P, Portner HO, Roberts D et. al], 2018b, p. 541.
- Jacob D., J. Petersen, B. Eggert et al. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg Environ Change*, 2013, DOI 10.1007/s10113-013-0499-2
- Jeganathan A., Andimuthu R., Kandasamy P. Trends of the observed temperature and its variations in the Tamil Nadu State of India. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137:103-116. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2582-6>
- Lausevic R., Milutinovic S., Petersen-Perlman J., Reed M., Graves A., Bartula M., Susic S., Popovic A. Local Water Security Action Planning Manual. Regional Environmental Center, Szentendre, Hungary, 2016
- Luiz Silva W., Xavier LNR, Maceira MEP, Rotunno OC Climatological and hydrological patterns and verified trends in precipitation and streamflow in the basins of Brazilian hydroelectric plants. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137:353-371. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2600-8>

- MacQuarrie P., Wolf A.T. Understanding Water Security. In: Floyd R, Matthew RA (eds), Environmental Security: Approaches and Issues, 2013, pp. 169-186
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y. Four billion people facing severe water scarcity. *Sci Adv*, 2016, 2(2):e1500323, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- Mohammed R., Scholz M. Climate change and water resources in arid regions: uncertainty of the baseline time period. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137: 1365-1376, doi:10.1007/s00704-018-2671-6
- Mutti P.R., de Abreu L.P., de MB Andrade L., Spyrides M.H.C., Lima K.C., de Oliveira C.P., Dubreuil V., Bezerra B.G. A detailed framework for the characterization of rainfall climatology in semiarid watersheds. *Theor Appl Climatol*, 2020, 139:109-115. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02963-0>
- Nikzad Tehrani E., Sahour H., Booij M.J. Trend analysis of hydro-climatic variables in the north of Iran. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 136:85-97. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2470-0>
- Pegram G., Li Y., Quesne T.L., Speed R., Li J., Shen F. River basin planning: Principles, procedures and approaches for strategic basin planning. Paris, UNESCO, 2013
- Pequegnat W.E. Aquatic Baseline Studies for Environmental Impact Assessment, Water International, 2009, 8:4:180-190. DOI: 10.1080/02508068308686040.
- Rahimi D., Hasheminasab S., Abdollahi K. Assessment of temperature and rainfall changes in the Karoun River basin. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137: 2829-2839. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02771-6>
- Santato S., Bender S., Schaller M. The European floods directive and opportunities offered by land use planning. CSC Report 12, Climate Service Center, Germany, 2013
- Smith B.T., Jager H.I., March P.A. Prospects for combining energy and environmental objectives in hydropower optimization. In: Proceedings of Waterpower XV. Kansas City, Missouri, HCI Publications, 2007
- Statgraphics (2014) STATGRAPHICS® Centurion XVII User Manual. Statpoint Technologies, Inc., USA.
- Szwed M. Variability of precipitation in Poland under climate change. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 135:1003-1015. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2408-6>
- UNECE Water and Climate Change Adaptation in Transboundary Basins: Lessons Learned and Good Practices. Geneva, 2015, 105 pp.
- UNU. Water Security and the Global Water Agenda. A UN-Water Analytical Brief. United Nations University, 2013
- WaterAid. Water security framework. WaterAid, London, 2012. <https://washmatters.wateraid.org/sites/g/files/jkxoof256/files/download-our-water-security-framework.pdf>. Accessed 20 December 2019
- WB (World Bank) High and Dry: Climate Change, Water, and the Economy. Washington, DC: World Bank, 2016
- WMO. WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals. 2017 edition. World Meteorological Organization, WMO-No. 1203
- WWF and AB InBev. Climate change and water: Why valuing rivers is critical for adaptation, 2019 https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/wf_abi_water_climatechange_final_.pdf. Accessed 29 July 2021;
- Yan K., Pottinger L. Civil Society Guide to Healthy Rivers and Climate Resilience. International Rivers, 2013
- Zhao Y., Xu X., Huang W. et al. Trends in observed mean and extreme precipitation within the Yellow River Basin, China. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 136:1387-1396. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2568-4>
- Corobov R., Trombitsky I., Syrodoev G., Andreev A. Vulnerability to climate change: Moldovan part of the Dniester basin. *Eco-Tiras*, Kishinev, 2014, 336 p. (in Russian)



The editor of the material:

Scientific Research Institution «Ukrainian
Scientific Centre of Ecology of the Sea» (UkrSCES),
89, Frantsuzsky Blvd., Odesa, Ukraine 65009
Phone: +38(0482)63-66-22
E-mail: accem@te.net.ua
Website: www.sea.gov.ua

Joint Operational Programme Black Sea Basin 2014-2020
Ukrainian Scientific Centre of Ecology of the Sea
September 2021

Joint Operational Programme Black Sea Basin 2014-2020 is co-financed by the European Union through the European Neighbourhood Instrument and by the participating countries: Armenia, Bulgaria, Georgia, Greece, Republic of Moldova, Romania, Turkey and Ukraine.

This publication was produced with the financial assistance of the European Union. Its contents are the sole responsibility of Ukrainian Scientific Centre of Ecology of the Sea and do not necessarily reflect the views of the European Union.