МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЖИТОМИРСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Кваліфікаційна наукова праця

на правах рукопису

ШЕВЧУК ЛАРИСА МИКОЛАЇВНА

УДК 504.453:574.587(477)

ДИСЕРТАЦІЯ

МЕТОДОЛОГІЯ СТВОРЕННЯ ІНТЕГРОВАНОЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ НА ОСНОВІ ТЕХНІЧНОГО РЕГЛАМЕНТУ З УРАХУВАННЯМ МІЖНАРОДНИХ СТАНДАРТІВ

21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

_____Л.М. Шевчук

Житомир – 2026

АНОТАЦІЯ

Шевчук Л. М. Методологія створення інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем на основі технічного регламенту з урахуванням міжнародних стандартів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. – Державний університет «Житомирська політехніка», Житомир, 2026.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 14.052.04 Державного університету «Житомирська політехніка», Житомир, 2026.

Дисертація присвячена вирішенню актуальної науково-технічної проблеми забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем шляхом розробки методологічних основ інтегрованої системи їх моніторингу на основі технічного регламенту, гармонізованого з міжнародними стандартами.

В результаті комплексу теоретичних та експериментальних досліджень запропоновано та обґрунтовано нові наукові положення, висновки та рекомендації, що дозволяють оцінювати та підвищувати рівень екологічної безпеки прісноводних екосистем через стандартизацію підходів до біоіндикаційного моніторингу, розробку інструментів пріоритизації природоохоронних втручань та впровадження інтегрованих управлінських рішень для виконання міжнародних природоохоронних зобов'язань України в умовах євроінтеграції.

У вступі обґрунтовано актуальність теми дисертаційної роботи, сформульовані ідея, мета і завдання досліджень, визначено наукову новизну та практичну цінність одержаних результатів, наведено дані про

особистий внесок здобувача, апробацію результатів дисертації, структуру і обсяг роботи.

Перший розділ присвячений аналізу теоретико-методологічних основ забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем та систематизації європейського досвіду стандартизованого біоіндикаційного моніторингу.

Комплексний бібліометричний аналіз наукових публікацій бази Scopus за 1947–2025 роки виявив експоненціальне зростання наукового інтересу до проблематики екологічної безпеки прісноводних екосистем та підтвердив міждисциплінарний характер досліджень. Обґрунтовано методологічну роль двостулкових молюсків родини Unionidae як біоіндикаторів екологічної безпеки водотоків, що забезпечують інтегральну оцінку кумулятивних антропогенних впливів на рівні водозбірного басейну. Порівняльний аналіз методологічних підходів стандарту CEN EN 16859:2017 та вимог формату звітності за Статтею 17 Директиви 92/43/ЄЕС дозволив ідентифікувати принципи, найбільш адаптивні до умов України. Встановлені закономірності та виявлені прогалини обґрунтували ідею роботи – розробку методологічних основ інтегрованої системи оцінки та моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі технічного регламенту, гармонізованого з міжнародними стандартами.

Другий розділ присвячений обґрунтуванню методологічного підходу, формуванню емпіричної бази та розробці комплексної методології оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем.

Обґрунтовано вибір *U. crassus* як модельного виду-індикатора для оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі його правового статусу в європейському законодавстві та технічної реалізованості стандартизованого моніторингу. Визначено критерії формування емпіричної бази та просторово-часові параметри досліджень: 47 локалітетів у восьми річкових басейнах України за темпоральним

масштабом 29 років (1995–2024 рр.). Обґрунтовано методологію польових досліджень, включаючи стандартизовані протоколи відбору проб, визначення показників та документування результатів для забезпечення відтворюваності між різними виконавцями та регіонами. Розроблено та обґрунтовано методику оцінки екологічної безпеки на основі системи популяційно-демографічних показників – коефіцієнта відновлення (Kr), індексу старіння (I_aging), індексу популяційної стійкості (PSI), коефіцієнта варіації (CV%) – та тристадійний алгоритм класифікації стану екосистем відповідно до категорій Статті 17 Директиви про оселища (FV/U1/U2/XX). Розроблено методику розрахунку індексу созологічної значущості (ІСЗ) для пріоритизації моніторингових локалітетів. Обґрунтовано застосування методів дистанційного зондування Землі (супутникові знімки Sentinel-2 L2A) та геоінформаційного аналізу для басейнової оцінки антропогенних трансформацій водозбірних територій. Описано архітектуру та принципи функціонування цифрового автоматизованого інструментарію оцінки екологічної безпеки на платформі Google Colab/Python з інтерфейсом Google Sheets.

Третій розділ присвячений аналізу європейського досвіду управління екологічними ризиками через стандартизований моніторинг як методологічної основи для розробки національної концепції в Україні.

Наукометричний аналіз 144 публікацій бази Scopus за 1964–2025 роки виявив еволюцію наукових підходів від епізодичних досліджень до комплексних міждисциплінарних програм збереження виду та підтвердив методологічну зрілість європейських систем моніторингу. Порівняльний аналіз п'яти національних моделей управління екологічними ризиками (Німеччина, Польща, Швеція, Франція, Люксембург) дозволив систематизувати ключові компоненти ефективних систем моніторингу: науково обґрунтовану нормативну базу, довготривалу інституційну стабільність, стандартизовані протоколи та інноваційні технології раннього

виявлення загроз екологічній безпеці. Виявлено п'ять типів передумов для розробки національної концепції моніторингу (правові, методологічні, інфраструктурні, наукові та географічні), що обґрунтували стратегію поетапної адаптації європейського досвіду до умов України з урахуванням зобов'язань за Бернською конвенцією та євроінтеграційних процесів.

Четвертий розділ присвячений науково-практичним основам імплементації системи моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем в Україні.

Розроблено та обґрунтовано методологію біоіндикаційної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі системи популяційно-демографічних показників *U. crassus*, включаючи систему кількісних критеріїв для оцінки параметру «майбутні перспективи» за Статтею 17 Директиви про оселища (FV/U1/U2). Апробовано індекс созологічної значущості (ІСЗ), що дозволило ідентифікувати 16 пріоритетних локалітетів та розробити трирівневу систему пріоритетності для формування національної мережі моніторингу. Встановлено специфіку розподілу екологічних ризиків для прісноводних екосистем України та на цій основі сформовано мережу із 18 моніторингових пунктів: сім пунктів базової мережі у п'яти річкових басейнах (Дунай, Дністер, Прип'ять, Десна, Південний Буг) та одинадцять пунктів розширеної мережі. Картографічний аналіз природоохоронної забезпеченості виявив, що 50% пунктів мережі перебувають поза межами затверджених об'єктів Смарагдової мережі України, що створює підвищені ризики для екологічної безпеки відповідних водотоків та обумовлює необхідність розширення системи територій особливого природоохоронного значення.

П'ятий розділ присвячений інтеграції системи моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем в європейську систему стандартів через розробку науково-методичних основ багатопараметричної оцінки біотопів та застосування методів дистанційного зондування Землі.

Адаптовано та верифіковано систему багатопараметричної біотопічної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі шести груп параметрів середовища: біогенних елементів (NO_3-N, PO_4-P), кисневого режиму (O_2, pH), окисно-відновного потенціалу (Eh, ΔEh), гідродинамічних характеристик (швидкість течії), фізико-хімічних показників (температура, електропровідність, каламутність) та характеристик субстрату. Апробовано методику інтеграції даних дистанційного зондування Землі з результатами польових досліджень на прикладі басейну річки Уборть, де встановлено просторово-часову кореляцію між деградацією водозбірної території внаслідок незаконного видобутку бурштину, зниженням базового стоку вдвічі після 2014 року та критичним погіршенням екологічного стану прісноводних екосистем. Розроблено уніфіковану методику моніторингу, гармонізовану з вимогами CEN EN 16859:2017 та Статті 17 Директиви про оселища, що включає триступеневу систему оцінки стану збереження (FV/U1/U2) та стандартизовані протоколи польових досліджень.

Шостий розділ присвячений організаційно-технічному забезпеченню інтегрованої системи моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем.

Розроблено триетапну стратегію впровадження національної системи моніторингу (початковий, розширення, консолідації) та обґрунтовано принципи ризик-орієнтованого районування території України за чотирма зонами екологічного ризику. Визначено чотири функціональні типи моніторингових станцій (базові, операційні, дослідницькі, індикаторні). Розроблено триступеневу ієрархічну систему оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем, що охоплює локальний (чотирирівнева шкала Високий/Задовільний/Незадовільний/Критичний), національний та міжнародний рівні застосування з відповідністю статусам FV/U1/U2 Статті 17 Директиви про оселища. Визначено шість критичних індикаторів

раннього попередження та розроблено градуйовану чотирирівневу систему реагування. Проведено SWOT-аналіз стратегії впровадження та обґрунтовано багаторівневу систему підготовки кадрів.

За результатами проведених досліджень розроблено методологічні основи інтегрованої системи оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем, що включає: методологію біоіндикаційної оцінки на основі популяційно-демографічних показників *U. crassus* з кількісними критеріями для звітності за Статтею 17 Директиви про оселища; індекс созологічної значущості для пріоритизації моніторингових локалітетів; систему багатопараметричної біотопічної оцінки, адаптовану до умов українських річкових басейнів; методику інтеграції даних дистанційного зондування Землі з результатами польових досліджень для басейнової оцінки екологічних ризиків; технічний регламент, гармонізований з вимогами CEN EN 16859:2017, WFD 2000/60/ЄС та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС; цифровий автоматизований інструментарій з чотирирівневою градацією стану екологічної безпеки. Розроблена система створює науково-методичну основу для підвищення рівня екологічної безпеки прісноводних екосистем України та виконання міжнародних природоохоронних зобов'язань в умовах євроінтеграції.

Ключові слова: прісноводні екосистеми, екологічна безпека, інтегрована система моніторингу, технічний регламент, *Unio crassus*, біоіндикація, демографічний аналіз популяцій, созологічна значущість, багатопараметрична оцінка біотопів, дистанційне зондування Землі, Водна рамкова директива, Директива про оселища, Стаття 17, стан збереження, цифрова автоматизована модель, річкові басейни України, євроінтеграція.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Наукові праці, в яких опубліковані основні результати дисертації:

Монографії:

1. Aldridge D., Allen D., Ferreira-Rodriguez N., Geist J., Killeen I., Moorkens E., ... Lopes-Lima M. (2024). *European Freshwater Bivalves: moving from assessment to conservation planning*. IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group. 82 p. *Авторці належить участь у підготовці розділу 4, що стосується надання даних щодо України та участь в аналізі регіональних пріоритетів. (офіційний звіт Комісії з виживання видів Міжнародного союзу охорони природи — IUCN SSC) (заг. обсяг 5,13 друк. арк., особисто авторці належить 0,10 друк. арк.)*

Статті у наукових фахових виданнях України, у т.ч., що входять до міжнародних наукометричних баз:

1. Zając T., Aldridge D. C., Lopes-Lima M., Zając K., Ondina P., Piria M., Sîrbu I., Geist J., Moorkens E., Prié V., Atasaral S., Collas F., Douda K., Gumpinger C., Karaouzas I., Kazić A., Larsen B. M., Lipinskaya T., Motte G., Österling M., Pešić V., Riccardi N., **Shevchuk L.** … Sousa R. An urgent call for the coordinated monitoring of European freshwater mussels. *Conservation Letters*. 2026. 19. e70040. URL: https://doi.org/10.1111/con4.70040. *Авторці належить участь у підготовці матеріалу, що стосується надання даних щодо можливостей та потреб України в організації моніторингових досліджень та участь в аналізі регіональних пріоритетів цих досліджень. (Scopus, **Q1**) (заг. обсяг 1,0 друк. арк., особисто авторці належить 0,03 друк. арк.)*

2. Cossey D. A., Urbanska M., Sousa R., Geist J., Labecka A. M., Atasaral S., Bonk M., Bylyna L., Collas F. P. L., Daill D., Dobler A. H., Ferreira-Rodríguez N., Halabowski D., Ilarri M. I., Lajtner J., Mageroy J. H., Moorkens E. A., Morales J., Morgan W. H., **Shevchuk L**. … Aldridge D. C. Distribution, scale,

and drivers of mass mortality events in Europe's freshwater bivalves. *Conservation Biology*. 2025. e70192. URL: *https://doi.org/10.1111/cobi.70192* . *Авторці належить надання оригінальних польових даних щодо фактів та причин масової загибелі прісноводних двостулкових молюсків з водних об'єктів України, участь в аналізі регіональних закономірностей та рецензування рукопису. (Scopus,* ***Q1****) (заг. обсяг орієнтовно 1,37 друк. арк., особисто авторці належить 0,07 друк. арк.)*

3. Lopes-Lima M., Aldridge D. C., Álvarez M. G.,… **Shevchuk L**… [et al.] A curated dataset on the distribution of West Palaearctic freshwater bivalves. *Scientific Data*. 2025. Vol. 12. № 1139. URL: *https://doi.org/10.1038/s41597-025-05318-9*. *Авторці належить формування та верифікація даних щодо поширення прісноводних двостулкових молюсків з водних об'єктів України, їх підготовка відповідно до вимог зведеного міжнародного набору даних та участь у рецензуванні рукопису. (Scopus,* ***Q1****) (заг. обсяг орієнтовно 0,68 друк. арк., особисто авторці належить 0,05 друк. арк.)*

4. Tsyhanenko-Dziubenko I., Kireitseva H., Ventsel N., Ventsel V., **Shevchuk L.**, Skyba G. Remote Evaluation of Post-Military Basin Moshchunka of Kyiv Oblast, Ukraine using Spectral Indices. *18th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. 2025. Vol. 2025. P. 1–5. URL: *https://doi.org/10.3997/2214-4609.2025510210* . *Авторці належить участь в екологічній інтерпретації спектральних індексів водного басейну Мощунка в контексті постмілітарного впливу на довкілля Київської області та підготовка відповідного розділу рукопису.* ***(Scopus)*** *(заг. обсяг 0,27 друк. арк., особисто авторці належить 0,06 друк. арк.)*

5. **Shevchuk L.**, Bylyna L. Population Characteristics of Molluscs of the Family *Sphaeriidae* (Mollusca, Bivalvia) of Reservoirs and Watercourses in the Northern Right-Bank Polissia of Ukraine (Pripyat Sub-Basin). *Zoodiversity*. 2025. Vol. 59(2). P. 136–147. URL: *https://doi.org/10.15407/zoo2025.02.136* .

Авторці належить розробка програми та методики досліджень, аналіз популяційних характеристик молюсків родини Sphaeriidae, інтерпретація отриманих результатів та написання тексту статті. (Scopus, Q3) (заг. Обсяг 0,75 друк. арк., особисто авторці належить 0,50 друк. арк.)

6. **Shevchuk L.**, Bylyna L., Vasilieva L., Herasymchuk O., Polishchuk I., Dienichieva O. Assessing the state of freshwater bottom Malacofauna (Mollusca: Bivalvia: *Sphaeridae*) in the Prypiat sub-basin in the context of aquatic ecosystem sustainability. *Ecological Engineering and Environmental Technology*. 2025. Vol. 26(3). P. 330–337. URL: *10.12912/27197050/200365. Авторці належить концептуалізація дослідження, організація та проведення польових робіт, аналіз стану донної малакофауни басейну р. Прип'ять, узагальнення результатів та формування висновків щодо стійкості водних екосистем. (Scopus, Q3) (заг. обсяг 0,60 друк. арк., особисто авторці належить 0,40 друк. арк.)*

7. **Shevchuk L. M.**, Bylyna L. V., Vasilieva L. A., Herasymchuk O. L., Vakaliuk T. A. Assessment of the distribution and population characteristics of *Musculium lacustre* Müller, 1774 (Mollusca, Bivalvia, Sphaeriidae) in anthropogenically altered aquatic landscapes of the northern right bank of the Dnipro River in Ukraine. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2024. Vol. 1415. 012097. URL: *https://doi.org/10.1088/1755-1315/1415/1/012097 . Авторці належить постановка мети та завдань дослідження, збір і опрацювання матеріалу, оцінка поширення та популяційних характеристик* Musculium lacustre *в антропогенно змінених водних ландшафтах, а також узагальнення розробка рекомендацій з проведення моніторингу. (Scopus) (заг. обсяг 0,40 друк. арк., особисто авторці належить 0,25 друк. арк.)*

8. Bilina L., **Shevchuk L.**, Urbańska M. Species composition in assemblages of the family *Unionidae* Rafinesque, 1820 (Mollusca: Bivalvia) as an indicator of ecological changes in water bodies of Central Polissia, Ukraine. *Folia*

Malacologica. 2023. № 31(2). P. 83–91. URL: *https://doi.org/10.12657/folmal.031.009*. *Авторці належить збір та ідентифікація малакологічного матеріалу на території України, аналіз видового складу угруповань Unionidae як індикатора антропогенно індукованих змін водойм Центрального Полісся, участь в інтерпретації результатів та підготовці рукопису. (Scopus, Q3) (заг. обсяг 0,46 друк. арк., особисто авторці належить 0,30 друк. арк.)*

9. **Shevchuk L.**, Vasilyeva L., Taradajnyk M., Mezhzherin S. Freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) of the Danube River Basin of Ukraine. *Zoodiversity*. 2021. Vol. 55. № 1. P. 41–50. URL: *https://doi.org/10.15407/zoo2021.01.041. Авторці належить концептуалізація дослідження, організація польових робіт у басейні Дунаю, збір та визначення матеріалу, аналіз видового різноманіття прісноводних двостулкових молюсків родини Unionidae як основи для розробки моніторингу, а також провідна роль у підготовці та написанні рукопису. (Scopus, Q3) (заг. обсяг 0,63 друк. арк., особисто авторці належить 0,30 друк. арк.)*

10. **Шевчук Л. М.** Созологічна оцінка поселень перлівницевих як інструмент визначення локалітетів в системі моніторингу екологічної безпеки популяцій *Unio crassus* в Україні. *Екологічні науки*. Київ, 2025. Вип. 6(63). С. 173–182. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.6-63.28 . Авторці належить розробка методичних підходів до созологічної оцінки поселень перлівницевих, обґрунтування критеріїв відбору локалітетів для системи моніторингу екологічної безпеки популяцій Unio crassus, аналіз та узагальнення отриманих результатів. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,92 друк. арк., особисто авторці належить 0,92 друк. арк.)*

11. **Шевчук Л. М.** Критерії оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі популяційних характеристик *Unio crassus* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae). *Збірник наукових праць Національного університету*

кораблебудування імені адмірала Макарова. Миколаїв, 2025. № 4 (502). С. 438–446. URL: *https://doi.org/10.15589/znp2025.4(502).50*. *Авторці належить розробка та обґрунтування критеріїв оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі популяційних характеристик Unio crassus, формування відповідної класифікаційної системи та узагальнення результатів досліджень. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,74 друк. арк., особисто авторці належить 0,74 друк. арк.)*

12. **Шевчук Л. М.**, Герасимчук О. Л., Васільєва Л. А., Гальчин М. В. Екологічна безпека басейну Дунаю: координація транскордонних програм моніторингу в Україні. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова*. Миколаїв, 2025. № 3 (501). С. 272–281. URL: *https://doi.org/10.15589/znp2025.3(501).32*. *Авторці належить концептуалізація дослідження, обґрунтування підходів до координації транскордонних програм моніторингу в басейні Дунаю, аналіз стану екологічної безпеки на ділянках українського сектору, а також керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 1,07 друк. арк., особисто авторці належить 0,65 друк. арк.)*

13. **Шевчук Л. М.**, Васільєва Л. А., Герасимчук О. Л., Шабатин В. О. Вплив видобутку бурштину на гідрологічний режим, біорізноманіття річки Уборть та водоутримуючу здатність прилеглих територій. *Науковий журнал Метінвест Політехніки. Серія: Технічні науки*. Запоріжжя, 2025. № 5. С. 16–23. URL: *https://doi.org/10.32782/3041-2080/2025-5-2* . *Авторці належить постановка проблеми, організація досліджень впливу буритинового видобутку на гідрологічний режим та біорізноманіття р. Уборть, аналіз змін водоутримуючої здатності прилеглих територій, а також керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,56 друк. арк., особисто авторці належить 0,40 друк. арк.)*

14. Уваєва О. І., **Шевчук Л. М.**, Алпатова О. М. Впровадження європейських стандартів щодо управління річковими басейнами в Україні у

контексті стратегій охорони природи. *Екологічні науки*. Київ, 2025. Вип. 5(62). С. 234–239. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.5-62.1.35. Авторці належить аналіз європейських стандартів управління річковими басейнами, обґрунтування підходів до їх імплементації в Україні та участь у підготовці рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,67 друк. арк., особисто авторці належить 0,25 друк. арк.)*

15. Васільєва Л. А., **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В., Герасимчук О. Л. Гідрографічні особливості, екологічний стан та стійкість водних об'єктів міста Житомир. *Екологічні науки*. Київ, 2025. Вип. 2(59). С. 55–61. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.2-59.7*. *Авторці належить аналіз екологічного стану та стійкості водних об'єктів міста Житомир, оцінка їх гідрографічних особливостей в контексті антропогенного навантаження та участь у підготовці рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,6 друк. арк., особисто авторці належить 0,25 друк. арк.)*

16. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В., Васільєва Л. А., Герасимчук О. Л. Молюски родини *Sphaeriidae* (Mollusca: Bivalvia) суббасейну Прип'яті: екосистемний підхід до управління водними ресурсами. *Екологічні науки*. Київ, 2024. Вип. 5(56). С. 60–67. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.5-56.8* . *Авторці належить концептуалізація екосистемного підходу до дослідження молюсків родини Sphaeriidae суббасейну Прип'яті, організація збору та опрацювання матеріалу, обґрунтування практичних рекомендацій щодо управління водними ресурсами, а також керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,69 друк. арк., особисто авторці належить 0,40 друк. арк.)*

17. Васільєва Л. А., **Шевчук Л. М.**, Герасимчук О. Л. Передумови виникнення надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру на території Житомирської області. *Екологічні науки*. Київ, 2023. Вип. 6(51). С. 14–17. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.2*. *Авторці належить аналіз природних та техногенних чинників виникнення*

надзвичайних ситуацій на території Житомирської області, оцінка екологічних ризиків для водного середовища регіону та участь у підготовці рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,40 друк. арк., особисто авторці належить 0,25 друк. арк.)

18. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В., Васільєва Л. А. Збереження біорізноманіття нативних двостулкових молюсків України (Mollusca, Bivalvia) як необхідність дотримання вимог оселищної концепції та реалізації стратегії сталого розвитку. *Екологічні науки*. Київ, 2023. Вип. 5(50). С. 153–161. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.5-50.22*. *Авторці належить обґрунтування необхідності збереження біорізноманіття нативних двостулкових молюсків України в контексті оселищної концепції та стратегії сталого розвитку, розробка відповідних рекомендацій та керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,68 друк. арк., особисто авторці належить 0,40 друк. арк.)*

19. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В., Куровська А. Є. Ушкодження твердого тіла перлівницевих і кулькових як чутливий біоіндикаційний показник. *Екологічні науки*. Київ, 2021. № 5(38). С. 111–120. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.5-38.19*. *Авторці належить розробка методичних підходів до оцінки ушкоджень твердого тіла перлівницевих і кулькових як біоіндикаційного показника якості водного середовища, збір та опрацювання матеріалу, а також керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,64 друк. арк., особисто авторці належить 0,4 друк. арк.)*

20. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В., Бітнер Д. В. Стан популяцій двостулкових молюсків родин *Unionidae* та *Pisidiidae* (Mollusca: Bivalvia) у басейні Случі в умовах загострення екологічної ситуації. *Екологічні науки*. Київ, 2020. Вип. 3(30). С. 192–196. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.32*. *Авторці належить постановка мети та завдань*

дослідження, оцінка стану популяцій двостулкових молюсків родин Unionidae та Pisidiidae у басейні р. Случ в умовах погіршення екологічної ситуації, оцінка можливості їх використання для моніторингових досліджень, аналіз отриманих даних та керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,48 друк. арк., особисто авторці належить 0,30 друк. арк.)

21. Шелюк Ю., **Шевчук Л.**, Мошківська М. Оцінка якості вод урбанізованих територій за структурою угруповань гідробіонтів. *Український журнал природничих наук.* 2023. № 3. С. 76–90. URL: *https://doi.org/10.32782/naturaljournal.3.2023.76-90 . Авторці належить участь в оцінці якості вод урбанізованих територій, аналіз структури угруповань гідробіонтів як індикатора екологічного стану водних об'єктів та підготовка відповідних матеріалів рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,72 друк. арк., особисто авторці належить 0,45 друк. арк.)*

22. **Шевчук Л. М.**, Васільєва Л. А., Тарадайник (Пампура) М. М., Межжерін С. В. Обґрунтування необхідності внесення до Червоної книги України перлівниці *Unio crassus* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae). *Біологія та екологія: науковий журнал.* 2019. Т. 5. № 2. С. 32–40. URL: *https://doi.org/10.33989/2414-9810.2019.5.2.194421*. *Авторці належить обґрунтування необхідності охоронного статусу Unio crassus в Україні, аналіз стану популяцій виду за критеріями Червоної книги, узагальнення даних щодо поширення та чисельності, а також керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,49 друк. арк., особисто авторці належить 0,30 друк. арк.)*

23. **Шевчук Л.**, Билина А. Види молюсків родини Pisidiidae (Mollusca, Bivalvia) у водоймах та водотоках півночі правобережного Полісся України та характеристика умов їх оселення. *Acta Biologica Ukrainica.* 2022. Вип. 1. С. 41–50. URL: *https://doi.org/10.26661/2410-0943-2022-1-05*. *Авторці належить постановка мети та завдань дослідження, збір і визначення*

матеріалу, аналіз видового складу молюсків родини Pisidiidae та характеристика умов їх оселення у водоймах і водотоках півночі правобережного Полісся у контексті екологічної безпеки водойм, а також провідна роль у підготовці рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,47 друк. арк., особисто авторці належить 0,30 друк. арк.)

В інших наукових періодичних виданнях України:

1. Герасимчук О. Л., **Шевчук Л. М.**, Васільєва Л. А., Кагукіна А. М. Сучасні підходи до управління та відновлення деградованих земель через інноваційні інструменти землеустрою. *Екологічні науки*. Київ, 2025. Вип. 3(60). С. 56–60. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.3-60.10* . *Авторці належить аналіз екологічних аспектів відновлення деградованих земель, оцінка впливу деградаційних процесів на стан суміжних водних об'єктів та участь у підготовці рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,31 друк. арк., особисто авторці належить 0,09 друк. арк.)*

2. Герасимчук О. Л., Кагукіна А. М., **Шевчук Л. М.**, Підвисоцький В. Т. Стан ґрунтових ресурсів Житомирщини в контексті кліматичних змін. *Екологічні науки*. Київ, 2025. Вип. 4(61). С. 206–211. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.2-59.42. Авторці належить участь в оцінці стану ґрунтових ресурсів Житомирської області, аналіз впливу кліматичних змін на ґрунтовий покрив регіону у контексті кліматичних змін та підготовка відповідних матеріалів рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,46 друк. арк., особисто авторці належить 0,15 друк. арк.)*

3. Герасимчук О. Л., Кагукіна А. М., **Шевчук Л. М.**, Васільєва Л. А. Аналіз впливу кліматичних змін на структуру та динаміку природних ландшафтів. *Екологічні науки*. Київ, 2025. Вип. 5(62). Ч. 2. С. 166–169. DOI: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.5-62.2.27. Авторці належить участь в аналізі впливу кліматичних змін на динаміку природних*

ландшафтів, оцінка наслідків кліматичних трансформацій для водних екосистем регіону та підготовка відповідних матеріалів рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,59 друк. арк., особисто авторці належить 0,25 друк. арк.)

4. Герасимчук О.Л., Мельник-Шамрай В.В., **Шевчук Л.М.**, Васільєва Л.А. Інноваційні підходи до розвитку землеустрою в контексті сталого розвитку територій. *Екологічні науки.* Київ, 2024. Вип. 4(55). С. 202–206. URL: *https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.33*. *Авторці належить участь в обґрунтуванні інноваційних підходів до землеустрою в контексті сталого розвитку територій, оцінка їх впливу на стан природних екосистем, зокрема водних об'єктів, та підготовка відповідних матеріалів рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,42 друк. арк., особисто авторці належить 0,20 друк. арк.)*

5. **Шевчук Л.М.**, Васільєва Л.А., Билина Л.В., Герасимчук О.Л. Геосистема річки Тетерів: опис природних компонентів та антропогенного впливу. *Слобожанський науковий вісник. Серія: Природничі науки.* 2025. №1. С. 144–154. URL: *https://doi.org/10.32782/naturalspu/2025.1.21*. *Авторці належить концептуалізація геосистемного підходу до характеристики р. Тетерів, аналіз природних компонентів та оцінка антропогенного впливу на водну екосистему, узагальнення отриманих результатів та керівництво підготовкою рукопису. (фахове видання категорії Б) (заг. обсяг 0,89 друк. арк., особисто авторці належить 0,50 друк. арк.)*

6. **Шевчук Л. М.**, Герасимчук О. Л., Васільєва Л. А. Аналіз та оцінка надзвичайних ситуацій, повязаних з повенями в Україні. *Географія та туризм.* 2024. Вип. 76. С. 44–52. URL: *https://doi.org/10.17721/2308-135X.2024.76.44-52.* *Авторці належить постановка мети та завдань дослідження, аналіз та оцінка надзвичайних ситуацій, пов'язаних з повенями в Україні, обґрунтування підходів до мінімізації їх наслідків для водних екосистем, а також керівництво підготовкою рукопису. (фахове*

видання категорії Б) (заг. обсяг 0,70 друк. арк., особисто авторці належить 0,45 друк. арк.)

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

1. Билина Л. В., **Шевчук Л. М.** Видове різноманіття двостулкових молюсків родини Pisidiidae (Mollusca: Bivalvia) у водоймах та водотоках річки Случ. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку: зб. матеріалів ІІІ Міжнар. наук.-практ. конф. (22–23 жовт. 2020 р., м. Херсон).* Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2020. С. 683–684. *Авторці належить участь у зборі та визначенні малакологічного матеріалу, аналіз видового різноманіття Pisidiidae у водоймах і водотоках р. Случ та підготовка відповідних матеріалів до публікації. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,06 друк. арк., особисто авторці належить 0,03 друк. арк.)*

2. **Шевчук Л. М.**, Куровська А. Є. Оцінка екологічного стану водойм та водотоків басейну Дніпра у межах Житомирської області з використанням власних результатів та музейних даних. *Музейна справа на Житомирщині: історія та сучасність: наук. зб. «Велика Волинь».* Вип. 60. Бердичів, 2020. С. 337–343. *Авторці належить постановка мети дослідження, оцінка екологічного стану водойм і водотоків басейну Дніпра в межах Житомирської області на основі власних польових даних та музейних матеріалів, а також провідна роль у підготовці публікації. (матеріали наукового збірника) (заг. обсяг 0,44 друк. арк., особисто авторці належить 0,30 друк. арк.)*

3. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В. Оцінка екологічного стану водойм басейну річки Гнилоп'ять Бердичівщини з використанням двостулкових молюсків. *Бердичівщина в історії України.* Бердичів, 2021. С. 427–431. *Авторці належить постановка мети та завдань дослідження, збір і визначення малакологічного матеріалу, оцінка екологічного стану водойм*

басейну р. Гнилоп'ять із застосуванням двостулкових молюсків як біоіндикаторів, а також провідна роль у підготовці публікації. (матеріали наукового збірника) (заг. обсяг 0,31 друк. арк., особисто авторці належить 0,20 друк. арк.)

4. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В. Біологічне різноманіття двостулкових молюсків родини Перлівницеві (Mollusca: Bivalvia) водойм та водотоків басейну Тетерева Житомирщини. *Лісові екосистеми: сучасні проблеми і перспективи досліджень – 2021: матеріали ІІ Всеукр. наук.-практ. конф. (30 квіт. 2021 р., м. Житомир).* Житомир: Поліський національний університет, 2021. С. 41. *Авторці належить постановка мети дослідження, аналіз біологічного різноманіття двостулкових молюсків родини Unionidae у водоймах і водотоках басейну Тетерева Житомирської області та провідна роль у підготовці тез. (матеріали всеукраїнської конференції) (заг. обсяг 0,03 друк. арк., особисто авторці належить 0,02 друк. арк.)*

5. Билина Л. В., **Шевчук Л. М.** Ушкодження твердого тіла двостулкових молюсків родини кулькових (Mollusca: Bivalvia: Pisididae) як результат негативного впливу навколишнього середовища. *Challenges, Threats and Developments in Biology, Agriculture, Ecology, Geography, Geology and Chemistry: intern. sci. and pract. conf.* Lublin, 2021. P. 40–44. *Авторці належить участь у зборі та опрацюванні матеріалу, аналіз ушкоджень твердого тіла молюсків родини Pisidiidae як індикатора негативного впливу навколишнього середовища та підготовка відповідних матеріалів до публікації. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,31 друк. арк., особисто авторці належить 0,15 друк. арк.)*

6. Билина Л. В., **Шевчук Л. М.** Антропогенна трансформація прісноводних екосистем як одна з головних причин зникнення аборигенних двостулкових молюсків. *Лісові екосистеми: сучасні проблеми і перспективи досліджень – 2023: матеріали ІІ Всеукр. наук.-практ. конф.*

(31 трав. 2023 р., м. Житомир). Житомир, 2023. С. 10–11. *Авторці належить участь в аналізі закономірностей антропогенної трансформації прісноводних екосистем та її впливу на стан популяцій аборигенних двостулкових молюсків, а також підготовка відповідних матеріалів тез. (матеріали всеукраїнської конференції) (заг. обсяг 0,06 друк. арк., особисто авторці належить 0,03 друк. арк.)*

7. **Шевчук Л. М.**, Билина Л. В. Молюски родини Pisidiidae (Mollusca: Bivalvia) у річках басейну Прип’яті Житомирського та Волинського Полісся. *Навколишнє середовище для майбутнього через наукову освіту : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (1–2 черв. 2023 р.).* Ужгород: ПП «АУТДОР-ШАРК», 2023. С. 119–121. *Авторці належить постановка мети дослідження, збір та визначення матеріалу, аналіз видового складу молюсків родини Pisidiidae у річках басейну Прип'яті Житомирського та Волинського Полісся, а також провідна роль у підготовці тез. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,13 друк. арк., особисто авторці належить 0,08 друк. арк.)*

8. Билина Л. В., **Шевчук Л. М.**, Павлюченко О. Прісноводні двостулкові молюски річок Тетерів та Кам'янка Житомира та їх роль у оцінці стану водного середовища. *Дні науки: зб. тез доп. наук. конф. викладачів та молодих науковців Житомирського державного університету імені Івана Франка (19–20 трав. 2023 р., м. Житомир).* Житомир: Житомирський державний університет імені Івана Франка, 2023. С. 270–275. *Авторці належить участь у зборі та визначенні малакологічного матеріалу, аналіз ролі прісноводних двостулкових молюсків річок Тетерів та Кам'янка в оцінці стану водного середовища м. Житомир та підготовка відповідних матеріалів тез. (матеріали наукової конференції) (заг. обсяг 0,38 друк. арк., особисто авторці належить 0,13 друк. арк.)*

9. Билина Л. В., **Шевчук Л. М.** Оцінка екологічного стану водойм та водотоків Житомирської області з використанням двостулкових молюсків родини Pisidiidae. *Краєзнавство рідного краю: історія та сьогодення : матеріали регіон. наук.-краєзнавч. конф., присвяченої 80-річчю від дня народження М. Ю. Кострицi (25 листоп. 2022 р., м. Житомир).* Житомир, 2022. С. 351–359. *Авторці належить участь у зборі та визначенні малакологічного матеріалу, оцінка екологічного стану водойм і водотоків Житомирської області із застосуванням молюсків родини Pisidiidae як біоіндикаторів та підготовка відповідних матеріалів до публікації. (матеріали регіональної конференції) (заг. обсяг 0,56 друк. арк., особисто авторці належить 0,25 друк. арк.)*

10. Васільєва Л. А., **Шевчук Л. М.**, Герасимчук О. Л., Пилипчук Н. В. *Небезпеки природного і техногенного характеру на території міста Житомира. Природничі науки: проєкти, дослідження, перспективи : матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф.* Полтава: ДЗ «ЛНУ імені Тараса Шевченка», 2023. С. 53–54. *Авторці належить участь в аналізі природних та техногенних небезпек на території м. Житомира, оцінка їх потенційного впливу на стан водних об'єктів міста та підготовка відповідних матеріалів тез. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,06 друк. арк., особисто авторці належить 0,02 друк. арк.)*

11. Vasilieva L., **Shevchuk L.**, Synytska H., Stepanenko A. Aquatic anthropogenic landscapes of Zhytomyr region as a habitat of bivalve molluscs-bio-indicators. *The Scientific Heritage.* 2024. № 135. P. 8–11. *Авторці належить участь в оцінці антропогенних водних ландшафтів Житомирської області як середовища існування двостулкових молюсків-біоіндикаторів, аналіз їх індикаторного значення для характеристики екологічного стану водних об'єктів та підготовка відповідних матеріалів рукопису. (заг. обсяг 0,25 друк. арк., особисто авторці належить 0,07 друк. арк.)*

12. **Шевчук Л. М.**, Васільєва Л. А., Билина Л. В., Зайонц Т., Зайонц К. Моніторинг прісноводних двостулкових молюсків: виклики та необхідність уніфікації підходів при проведенні досліджень у Європі, у тому числі в Україні (стратегія 2024–2028 роки). *Молюски: результати, проблеми та перспективи досліджень: зб. наук. пр. VII Міжнар. наук.-практ. конф. (2–3 трав. 2024 р., м. Житомир).* Житомир: Євро-Волинь, 2024. С. 41–44. *Авторці належить концептуалізація проблематики уніфікації підходів до моніторингу прісноводних двостулкових молюсків у Європі, обґрунтування стратегічних напрямів досліджень на 2024–2028 роки, організація міжнародної дискусії та керівництво підготовкою рукопису. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,25 друк. арк., особисто авторці належить 0,12 друк. арк.)*

13. Невмержицький С. М., Сороченко Д. В., Бойченко Р. О., Жуковська А. О., **Шевчук Л. М.** Доцільність використання нативних двостулкових молюсків як організмів-індикаторів при оцінці стану водних об’єктів України. *Екологічна безпека та раціональне природокористування: тези Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених (16 листоп. 2023 р., м. Житомир).* Житомир: Житомирська політехніка, 2023. С. 137. *Авторці належить наукове керівництво роботою, обґрунтування доцільності використання нативних двостулкових молюсків як організмів-індикаторів та консультативна участь у підготовці тез. (матеріали всеукраїнської конференції) (заг. обсяг 0,03 друк. арк., особисто авторці належить 0,01 друк. арк.)*

14. Грибінчук В. А., **Шевчук Л. М.** Надзвичайні ситуації воєнного характеру на території України (аналіз за останні 5 років). *Екологічна безпека та раціональне природокористування: тези Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених (14 листоп. 2024 р., м. Житомир).* Житомир: Житомирська політехніка, 2024. С. 126. *Авторці належить наукове керівництво роботою, визначення напряму дослідження*

надзвичайних ситуацій воєнного характеру в Україні та консультативна участь у підготовці тез. (матеріали всеукраїнської конференції) (заг. обсяг 0,03 друк. арк., особисто авторці належить 0,01 друк. арк.)

15. Гальчин М. В., **Шевчук Л. М.** Раціональне використання водних ресурсів дунайського басейну: міжнародний досвід та практичні механізми реалізації. *Екологічна безпека та раціональне природокористування: тези Всеукр. наук. конф. здобувачів вищої освіти та молодих учених (14 листоп. 2024 р., м. Житомир).* Житомир: Житомирська політехніка, 2024. С. 227–228. *Авторці належить наукове керівництво роботою, визначення напряму дослідження щодо раціонального використання водних ресурсів басейну Дунаю та консультативна участь у підготовці тез. (матеріали всеукраїнської конференції) (заг. обсяг 0,06 друк. арк., особисто авторці належить 0,02 друк. арк.)*

16. **Шевчук Л. М.**, Шабатин В. О., Васільєва Л. А. Оцінка впливу зміни лісового покриву на баланс парникових газів Житомирщини. *Лісові екосистеми: сучасні проблеми і перспективи досліджень – 2025: матеріали IV Всеукр. наук.-практ. конф. (31 трав. 2025 р., м. Житомир).* Житомир: Поліський національний університет, 2025. С. 101–102. *Авторці належить постановка мети дослідження, оцінка впливу динаміки лісового покриву на баланс парникових газів Житомирської області, узагальнення результатів та провідна роль у підготовці тез. (матеріали всеукраїнської конференції) (заг. обсяг 0,06 друк. арк., особисто авторці належить 0,03 друк. арк.)*

17. Марков М. В., Васільєва Л. А., **Шевчук Л. М.**, Уваєва О. І. Оцінка стану та заходи з оптимізації використання водних ресурсів Коростенського району Житомирської області. *Research in Science, Technology and Economics : collection of scientific papers with proceedings of the 4th Intern. sci. and pract. conf. (6–8 August 2025, Luxembourg).* Luxembourg: International Scientific Unity, 2025. P. 65–68. *Авторці належить участь в оцінці стану водних ресурсів Коростенського району Житомирської області, аналіз*

підходів до оптимізації їх використання та підготовка відповідних матеріалів рукопису. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,25 друк. арк., особисто авторці належить 0,07 друк. арк.)

18. Vasilieva L., **Shevchuk L.**, Uvaieva O., Herasymchuk O., Havryliuk E. Water resources of Shepetivka district, Khmelnytskyi region: use and conservation. *Annali d'Italia.* 2025. № 69. P. 11–15. *Авторці належить участь в оцінці стану водних ресурсів Шепетівського району Хмельницької області, аналіз підходів до їх раціонального використання та охорони, а також підготовка відповідних матеріалів рукопису. (заг. обсяг 0,31 друк. арк., особисто авторці належить 0,08 друк. арк.)*

19. **Шевчук Л. М.**, Строєв М. І. Імплементація Водної рамкової директиви в Україні: виклики та реалії. *Трансформаційні підходи до сталого розвитку: екологічна освіта, наука та природоохоронні практики для відбудови України: зб. тез Міжнар. наук.-практ. конф. (22–26 верес. 2025 р., м. Житомир).* Житомир: Житомирська політехніка, 2025. С. 26–27. *Авторці належить постановка проблеми, концептуальне обґрунтування викликів та реалій імплементації Водної рамкової директиви в Україні, а також наукове керівництво підготовкою тез. (матеріали міжнародної конференції) (заг. обсяг 0,06 друк. арк., особисто авторці належить 0,04 друк. арк.)*

20. Янцен Д. С., **Шевчук Л. М.**, Васільєва Л. А. Ландшафтні особливості річки Тетерів. *Збірник матеріалів науково-прикладного семінару, приуроченого до 25-річчя підписання Європейської ландшафтної конвенції.* Київ, 2025. С. 30–32. *Авторці належить наукове керівництво роботою, визначення напряму дослідження ландшафтних особливостей р. Тетерів у контексті Європейської ландшафтної конвенції та консультативна участь у підготовці матеріалів. (матеріали науково-прикладного семінару) (заг. обсяг 0,13 друк. арк., особисто авторці належить 0,04 друк. арк.)*

Підручники та навчальні посібники:

1. **Шевчук Л. М.** Основи стійкості геосистем : навчальний посібник для здобувачів вищої освіти спеціальності 103 «Науки про Землю». Електронні дані. Житомир : Житомирська політехніка, 2024. 264 с. URL: *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Shevchuk_Osn.pdf*. *Авторці належить розробка концепції та повний авторський текст навчального посібника, що охоплює теоретичні засади стійкості геосистем, методологічні підходи до їх аналізу та практичні аспекти застосування геосистемного підходу у підготовці фахівців зі спеціальності 103 «Науки про Землю». (навчальний посібник) (заг. обсяг 16,50 друк. арк., особисто авторці належить 16,50 друк. арк.)*

2. **Шевчук Л. М.**, Герасимчук О. Л., Скиба Г. В. Аналіз та оцінка надзвичайних ситуацій : навчальний посібник для здобувачів вищої освіти спеціальності 103 «Науки про Землю». Електронні дані. Житомир : Державний університет «Житомирська політехніка», 2024. 288 с. URL: *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Posib_Shevchuk.pdf*. *Авторці належить концептуалізація структури посібника, розробка основних розділів, що стосуються аналізу та оцінки надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру, а також наукове редагування та керівництво підготовкою видання. (навчальний посібник) (заг. обсяг 18,00 друк. арк., особисто авторці належить 12,00 друк. арк.)*

3. **Шевчук Л. М.**, Герасимчук О. Л., Васільєва Л. А. Ландшафтознавство : навчальний посібник для здобувачів вищої освіти спеціальності 103 «Науки про Землю». Електронні дані. Житомир : Житомирська політехніка, 2024. 138 с. URL: *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Shevchuk_posib.pdf*. *Авторці належить концептуалізація структури посібника, розробка основних розділів, що охоплюють теоретичні засади ландшафтознавства та методологічні підходи до аналізу природних і антропогенних ландшафтів, а також наукове редагування та керівництво підготовкою*

видання. (навчальний посібник) (заг. обсяг 8,63 друк. арк., особисто авторці належить 7,00 друк. арк.)

4. Скиба Г. В., **Шевчук Л. М.,** Сікач Т. І., Демчук Л. І. Загальна хімія: теорія та задачі : навчальний посібник для практичних занять та самостійної роботи студентів (ступінь вищої освіти бакалавр) всіх форм навчання за нехімічними напрямками. Житомир : Житомирська політехніка, 2024. 141 с. URL: *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Skyba1.pdf*. *Авторці належить участь у розробці окремих розділів посібника, методичне опрацювання задач та вправ відповідно до навчальних програм нехімічних спеціальностей, а також участь у редагуванні рукопису. (навчальний посібник) (заг. обсяг 8,81 друк. арк., особисто авторці належить 2,50 друк. арк.)*

Свідоцтва про реєстрацію авторського права на твір:

1. Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір №136174 **Шевчук Л.М.**, Герасимчук О.Л., Скиба Г.В. Аналіз та оцінка надзвичайних ситуацій: навчальний посібник для здобувачів вищої освіти спеціальності 103 «Науки про Землю». Електронні дані. Житомир: Державний університет «Житомирська політехніка», 2024. 288 с. *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Posib_Shevchuk.pdf* Дата реєстрації 15.05.2025.

2.Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір №136176 **Шевчук Л.М.** Основи стійкості геосистем: навчальний посібник для здобувачів вищої освіти спеціальності 103 «Науки про Землю». Електронні дані. Житомир : Житомирська політехніка., 2024. 264 с. *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Shevchuk_Osn.pdf*

Дата реєстрації 15.05.2025.

3.Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір №136175. **Шевчук Л.М.**, Герасимчук О.Л., Васільєва Л.А. Ландшафтознавство: навчальний

посібник для здобувачів вищої освіти спеціальності 103 «Науки про Землю». Електронні дані. Житомир : Житомирська політехніка, 2024. 138 с. *https://library.ztu.edu.ua/ftextslocal/Shevchuk_posib.pdf*
Дата реєстрації 15.05.2025.

ABSTRACT

Shevchuk L. M. Methodology for Creating an Integrated Freshwater Ecosystem Monitoring System Based on Technical Regulations Taking into Account International Standards. – Qualifying scientific work as manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Technical Sciences in specialty 21.06.01 – Ecological Safety. – Zhytomyr Polytechnic State University, Zhytomyr, 2026.

The dissertation defence will take place at a meeting of the Specialized Academic Council D 14.052.04 of Zhytomyr Polytechnic State University, Zhytomyr, 2026.

The dissertation addresses the urgent scientific and technical problem of ensuring the ecological safety of freshwater ecosystems through the development of methodological foundations for an integrated monitoring system based on a technical regulation harmonized with international standards.

On the basis of a comprehensive set of theoretical and experimental studies, new scientific propositions, conclusions, and recommendations have been proposed and substantiated. These enable the assessment and enhancement of the ecological safety level of freshwater ecosystems through the standardization of bioindication monitoring approaches, the development of tools for prioritizing conservation interventions, and the implementation of integrated management decisions to fulfil Ukraine's international environmental obligations under European integration.

The introduction substantiates the relevance of the dissertation topic, formulates the research concept, aim and objectives, defines the scientific novelty and practical significance of the results obtained, and presents data on the applicant's personal contribution, dissemination of results, and the structure and scope of the work.

Chapter One is devoted to the analysis of the theoretical and methodological foundations of freshwater ecosystem ecological safety and the systematization of European experience in standardized bioindication monitoring.

A comprehensive bibliometric analysis of Scopus publications for 1947–2025 revealed exponential growth in scientific interest in freshwater ecosystem ecological safety and confirmed the interdisciplinary nature of the research. The methodological role of freshwater bivalve molluscs of the family Unionidae as bioindicators of watercourse ecological safety, providing an integral assessment of cumulative anthropogenic impacts at the catchment level, has been substantiated. A comparative analysis of the methodological approaches of standard CEN EN 16859:2017 and the Article 17 reporting format of Directive 92/43/EEC identified the principles most adaptable to Ukrainian conditions. The patterns established and gaps identified formed the basis for the research concept — the development of methodological foundations for an integrated system for assessing and monitoring the ecological safety of freshwater ecosystems based on a technical regulation harmonized with international standards.

Chapter Two is devoted to the substantiation of the methodological approach, the formation of the empirical base, and the development of a comprehensive methodology for assessing freshwater ecosystem ecological safety.

The selection of *U. crassus* as a model indicator species for freshwater ecosystem ecological safety assessment has been substantiated on the basis of its legal status under European legislation and the technical feasibility of

standardized monitoring. The criteria for empirical base formation and the spatial and temporal parameters of the research were defined: 47 localities across eight river basins of Ukraine over a 29-year period (1995–2024). The methodology for field research has been substantiated, including standardized protocols for sampling, parameter measurement, and result documentation to ensure reproducibility across different operators and regions. A methodology for ecological safety assessment based on a system of population-demographic indicators — the recruitment coefficient (Kr), ageing index (I_aging), population stability index (PSI), and coefficient of variation (CV%) — and a three-stage algorithm for classifying ecosystem status according to the Article 17 categories of the Habitats Directive (FV/U1/U2/XX) have been developed and substantiated. A methodology for calculating the Sozological Significance Index (SSI) for prioritizing monitoring localities has been developed. The application of remote sensing methods (Sentinel-2 L2A satellite imagery) and geoinformation analysis for catchment-level assessment of anthropogenic transformation of drainage territories has been substantiated. The architecture and operating principles of the digital automated ecological safety assessment tool on the Google Colab/Python platform with a Google Sheets interface have been described.

Chapter Three is devoted to the analysis of European experience in ecological risk management through standardized monitoring as a methodological basis for developing a national concept in Ukraine.

A scientometric analysis of 144 Scopus publications for 1964–2025 revealed the evolution of scientific approaches from episodic studies to comprehensive interdisciplinary species conservation programmes and confirmed the methodological maturity of European monitoring systems. A comparative analysis of five national ecological risk management models (Germany, Poland, Sweden, France, Luxembourg) identified the key components of effective monitoring systems: a scientifically sound normative framework, long-term

institutional stability, standardized protocols, and innovative technologies for the early detection of ecological safety threats. Five types of prerequisites for developing a national monitoring concept (legal, methodological, infrastructural, scientific, and geographical) were identified, providing the basis for a strategy of phased adaptation of European experience to Ukrainian conditions in view of obligations under the Bern Convention and European integration processes.

Chapter Four is devoted to the scientific and practical foundations for implementing a freshwater ecosystem ecological safety monitoring system in Ukraine.

A methodology for the bioindication assessment of freshwater ecosystem ecological safety based on a system of population-demographic indicators of *U. crassus* has been developed and substantiated, including a system of quantitative criteria for assessing the "future prospects" parameter under Article 17 of the Habitats Directive (FV/U1/U2). The Sozological Significance Index (SSI) was tested and applied, enabling the identification of 16 priority localities and the development of a three-tier priority system for inclusion in the national monitoring network. The specific distribution of ecological risks for freshwater ecosystems in Ukraine was established, and on this basis a network of 18 monitoring points was formed: seven points in the basic network across five river basins (Danube, Dniester, Prypiat, Desna, Southern Buh) and eleven points in the extended network. Cartographic analysis of the conservation coverage of monitoring points revealed that 50% of the network points lie outside the designated sites of Ukraine's Emerald Network, creating elevated ecological safety risks for the respective watercourses and necessitating the expansion of the system of areas of special conservation significance.

Chapter Five is devoted to the integration of the freshwater ecosystem ecological safety monitoring system into the European standards framework through the development of scientific and methodological foundations for multi-parameter biotope assessment and the application of remote sensing methods.

A system of multi-parameter biotope assessment of freshwater ecosystem ecological safety has been adapted and verified for Ukrainian river basin conditions on the basis of six groups of environmental parameters: nutrients (NO_3-N, PO_4-P), oxygen regime (O_2, pH), redox potential (Eh, ΔEh), hydrodynamic characteristics (flow velocity), physicochemical indicators (temperature, conductivity, turbidity), and substrate characteristics. A methodology for integrating remote sensing data with field research results was tested using the Uborty River basin as a case study, where a spatiotemporal correlation was established between the degradation of the catchment area due to illegal amber mining, a twofold reduction in base flow after 2014, and a critical deterioration in the ecological condition of freshwater ecosystems. A unified monitoring methodology harmonized with CEN EN 16859:2017 and Article 17 of the Habitats Directive has been developed, comprising a three-level conservation status assessment system (FV/U1/U2) and standardized field research protocols.

Chapter Six is devoted to the organizational and technical support of the integrated freshwater ecosystem ecological safety monitoring system.

A three-stage implementation strategy for the national monitoring system (initial, expansion, consolidation) has been developed, and the principles of risk-based zoning of Ukraine's territory across four ecological risk zones have been substantiated. Four functional types of monitoring stations have been defined (baseline, operational, research, and indicator). A three-tier hierarchical system for freshwater ecosystem ecological safety assessment has been developed, covering the local level (four-level scale: High/Satisfactory/Unsatisfactory/Critical), the national level, and the international level, with full correspondence to the FV/U1/U2 statuses of Article 17 of the Habitats Directive. Six critical early warning indicators have been identified, and a graded four-level response system has been developed. A SWOT

analysis of the implementation strategy was conducted and a multi-level personnel training system has been substantiated.

Based on the research conducted, methodological foundations for an integrated freshwater ecosystem ecological safety assessment system have been developed. The system comprises: a bioindication assessment methodology based on population-demographic indicators of *U. crassus* with quantitative criteria for Article 17 Habitats Directive reporting; a Sozological Significance Index for prioritizing monitoring localities; a multi-parameter biotope assessment system adapted to Ukrainian river basin conditions; a methodology for integrating remote sensing data with field research results for catchment-level ecological risk assessment; a technical regulation harmonized with CEN EN 16859:2017, WFD 2000/60/EC, and Habitats Directive 92/43/EEC; and a digital automated tool with a four-level ecological safety status graduation. The developed system provides a scientific and methodological basis for enhancing the ecological safety of Ukraine's freshwater ecosystems and fulfilling international environmental obligations under European integration.

Keywords: freshwater ecosystems, ecological safety, integrated monitoring system, technical regulation, *Unio crassus*, bioindication, population demographic analysis, sozological significance, multi-parameter biotope assessment, remote sensing, Water Framework Directive, Habitats Directive, Article 17, conservation status, digital automated model, river basins of Ukraine, European integration.

ЗМІСТ

ВСТУП **36**

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ СТАНДАРТИЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ **52**

1.1. Концептуальні засади екологічної безпеки та збереження біорізноманіття прісноводних екосистем **52**

1.2. Європейський досвід та методологічні підходи: досвід впровадження CEN стандарту для одного виду (*Margaritifera margaritifera*, стандарт EN 16859) як спосіб управління екологічними ризиками **69**

1.3. Формат звітності за Статтею 17 Директиви 92/43/ЄЕС про оселища: система оцінки стану збереження біорізноманіття та управління екологічними ризиками **77**

РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ **85**

2.1. Об'єкт дослідження та обґрунтування вибору модельного виду **85**

2.2. Матеріали дослідження **88**

2.3. Методи польового та лабораторного моніторингу **97**

2.4. Методи оцінки популяційного стану та екологічних ризиків **101**

2.5. Стратегія впровадження та цифрова модель автоматизованої оцінки **119**

РОЗДІЛ 3. ЄВРОПЕЙСЬКИЙ ДОСВІД УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНИМИ РИЗИКАМИ ЧЕРЕЗ СТАНДАРТИЗОВАНИЙ МОНІТОРИНГ **139**

3.1. Європейський досвід моніторингу *Unio crassus* як методологічна основа для розробки національної концепції **139**

3.2. Аналіз національних програм моніторингу *Unio crassus* у країнах ЄС для адаптації в Україні **151**

3.3. Наявні передумови та можливості розробки національної концепції моніторингу *Unio crassus* **183**

РОЗДІЛ 4. НАУКОВО-ПРАКТИЧНІ ОСНОВИ ІМПЛЕМЕНТАЦІЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОПУЛЯЦІЙ *UNIO CRASSUS* В УКРАЇНІ **194**

4.1. Методологія оцінки демографічного стану популяцій *Unio crassus* для моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем **194**

4.2. Созологічний аналіз популяцій *Unio crassus* як додатковий критерій для визначення локалітетів в системі моніторингу **212**

4.3. Наукове обґрунтування вибору пріоритетних локалітетів для моніторингу *Unio crassus* в басейнах річок Україні **231**

4.4. Оцінка природоохоронної забезпеченості пунктів моніторингу *Unio crassus* як елемент системи екологічної безпеки **254**

РОЗДІЛ 5 . ІНТЕГРАЦІЯ ПРОГРАМИ МОНІТОРИНГУ *UNIO CRASSUS* В ЄВРОПЕЙСЬКУ СИСТЕМУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ **266**

5.1. Науково-методичні основи багатопараметричної оцінки біотопів *Unio crassus* для забезпечення екологічної безпеки **266**

5.2. Застосування методів дистанційного зондування землі для оцінки екологічної безпеки водних екосистем на прикладі **289**

басейну річки Уборть в умовах антропогенної трансформації території

5.3. Методологічні основи національного моніторингу *Unio crassus* в Україні **316**

РОЗДІЛ 6. ОРГАНІЗАЦІЙНО-ТЕХНІЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ *UNIO CRASSUS* ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ **333**

6.1. Стратегія впровадження національної системи моніторингу **333**

6.2. Стандартизація системи моніторингу *Unio crassus* як інструмент забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем України **377**

6.3. Цифрова модель аналізу демографічного стану популяцій *Unio crassus* **407**

ВИСНОВКИ **416**

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ **422**

ДОДАТКИ **483**

ВСТУП

Актуальність роботи. Прісноводні екосистеми, незважаючи на те, що займають лише 2,3% поверхні Землі, є ключовими компонентами глобальної системи екологічної безпеки. Вони забезпечують критично важливі екосистемні послуги [282] та підтримують 9,5% описаних видів тварин [68]. Диспропорційно висока біологічна цінність прісноводних екосистем при їх обмеженій площі робить їх особливо вразливими до деградації [145; 146]. Деградація цих систем становить серйозну глобальну загрозу – популяції прісноводних видів скоротилися на 83% з 1970 року, що є найвищим показником серед усіх типів екосистем і свідчить про системну кризу стану прісноводних систем [68; 118]. Українські прісноводні екосистеми демонструють аналогічні негативні тренди внаслідок множинних антропогенних тисків, що включають евтрофікацію, седиментацію, гідроморфологічну деградацію та зміну гідрологічного режиму.

Правову та методологічну основу інтегрованого моніторингу прісноводних екосистем формує система міжнародних нормативних документів, ключовим з яких є Водна рамкова директива 2000/60/ЄС (ВРД), що запровадила басейновий принцип управління водними ресурсами та зобов'язала країни-члени забезпечити досягнення «доброго екологічного стану» водних тіл на основі стандартизованих біологічних, гідроморфологічних та фізико-хімічних показників. Забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем вимагає окрім іншого і створення систем раннього виявлення загроз через стандартизований моніторинг індикаторних видів. У європейському природоохоронному законодавстві перлівниця товста (*Unio crassus* Philipsson, 1788) визначена

як один з пріоритетних видів для моніторингу. Вид характеризується високими біоіндикаторними властивостями через довгу тривалість життя (у середньому до 10-25 років та більше), седентарний спосіб життя дорослих особин та чутливість до комплексу екологічних параметрів водного середовища. *U. crassus* є унікальним видом-індикатором, що перебуває на перетині двох ключових директив ЄС – ВРД та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС, що робить його моніторинг інструментом одночасного виконання зобов'язань у сфері охорони водних ресурсів і збереження біорізноманіття. На рівні технічної стандартизації моніторинг прісноводних екосистем регулюється стандартами ISO серії 8689 та 7828 щодо біологічного аналізу якості води, однак їх імплементація в Україні залишається неповною, а адаптація до специфіки моніторингу охоронюваних видів молюсків потребує окремого науково-методичного обґрунтування.

Критичність ситуації з *U. crassus* у європейському масштабі підтверджується тим, що у звітному циклі 2013–2018 рр. згідно зі Статтею 17 Директиви про оселища більшість держав-членів ЄС оцінили природоохоронний статус виду як «несприятливий-поганий» [159]. Для України актуальність дослідження підсилюється міжнародними зобов’язаннями як сторони Бернської конвенції з 1999 року, включенням виду до Червоної книги України (2021) [43; 44; 58] зі статусом EN (зникаючий) та необхідністю створення наукового фундаменту для виконання вимог Угоди про асоціацію з ЄС у природоохоронній сфері.

Незважаючи на критичний природоохоронний статус, в Україні відсутня систематична програма моніторингу *U. crassus*, що створює системні ризики для виконання міжнародних зобов’язань та унеможливлює науково обґрунтоване управління екологічною безпекою прісноводних екосистем. Більшість європейських країн розробили національні програми моніторингу виду (Німеччина, Польща, Чехія, Франція, Бельгія та інші),

проте їх методології часто значно відрізняються, що ускладнює міжнародну звітність та порівняльний аналіз.

Окремою науковою проблемою в Україні є фрагментарність існуючих підходів до моніторингу прісноводних екосистем, за якої дослідження популяційного стану видів, оцінка якості біотопів та аналіз антропогенного навантаження на рівні водозбірного басейну здійснюються ізольовано, без систематичної інтеграції даних. Подолання цієї фрагментарності вимагає створення інтегрованої системи моніторингу, що поєднує три взаємодоповнюючі рівні: популяційний (демографічний стан виду-індикатора), біотопічний (багатопараметрична оцінка середовища існування) та басейновий (просторовий аналіз антропогенних тисків із застосуванням методів дистанційного зондування Землі та ГІС). Саме такий інтегрований підхід, реалізований на прикладі *U. crassus* як модельного виду, дозволяє перейти від реєстрації окремих показників до системної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем та виявлення причинно-наслідкових зв'язків між джерелами антропогенного тиску та реакцією біоти.

Реалізація стандартизованого моніторингу потребує не лише науково-методичного обґрунтування, але й формалізації у вигляді нормативного документа – технічного регламенту, що визначає обов'язкові вимоги до об'єктів, методів, періодичності та форм звітності моніторингових досліджень. У 2017 році Європейський комітет зі стандартизації опублікував перший стандарт CEN для моніторингу окремого виду природоохоронного значення – BS EN 16859:2017 для прісноводної перлівниці звичайної (*Margaritifera margaritifera*). Це стало важливим кроком у стандартизації підходів до моніторингу прісноводних двостулкових молюсків, однак для *U. crassus* подібний загальноєвропейський стандарт відсутній, що обумовлює необхідність

розробки науково-методичних основ національної системи моніторингу з урахуванням європейського досвіду та специфіки українських популяцій.

У країнах ЄС технічне регулювання моніторингу здійснюється через систему CEN-стандартів, національних настанов та відомчих протоколів. Відсутність технічного регламентув Україні унеможливлює забезпечення відтворюваності результатів моніторингу між різними виконавцями, регіонами та роками досліджень, що є критичною умовою для підготовки звітності відповідно до вимог Статті 17 Директиви про оселища та міжнародного порівняльного аналізу.

Актуальність роботи посилюється відсутністю для України комплексних досліджень екологічних вимог *U. crassus*, що створює прогалину у розумінні критичних параметрів середовища для життєздатності популяцій та унеможливлює розробку науково обґрунтованих критеріїв оцінки стану відповідно до європейських стандартів. Існуючі дослідження баварських [264; 372; 130; 437], польських [423], французьких [251; 252; 253; 254; 291] та популяцій з інших європейських країн створили науковий фундамент для оцінки природоохоронного статусу згідно зі Статтею 17, проте прямий перенос цих критеріїв на українські умови без верифікації може призвести до систематичних помилок в оцінці екологічної безпеки.

Зв’язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційне дослідження виконано відповідно до Перспективного плану розвитку наукового напряму «Технічні науки» Державного університету «Житомирська політехніка».

Автор є керівником госпдоговірної теми «Дослідження впливу Теснівської меліоративної системи на рівень води в криницях населених пунктів, аналіз впливу хімічного складу води в каналах на життєдіяльність людей та тварин» (№ 0125U004198, 2025–2026 рр.) та відповідальним виконавцем госпдоговірної теми «Гідрографічні особливості, екологічний

стан та стійкість водних об'єктів Житомирської області» (№ 0125U002335, 2025 р.), де отримано результати щодо оцінки екологічного стану водних об'єктів та обґрунтування підходів до моніторингу прісноводних екосистем регіону.

Окремі положення дисертації розроблено в рамках міжнародних грантів COST Action CA 18239 «Conservation of freshwater mussels: a pan-European approach» (E-COST-GRANT-CA 18239-aa5c523f, 2023 р. та E-COST-GRANT-CA 18239-ec25db7a, 2022 р., Інститут охорони природи Польської академії наук), де автором здійснено аналіз вікової структури популяцій Unionidae як біоіндикаційного показника та досліджено біорізноманіття молюсків родини Pisidiidae в Україні. Польові дані, зібрані автором у ході дисертаційного дослідження, включено до міжнародної бази даних GBIF у рамках проєкту The Habitat Foundation (№ nlbif2018.2019.004 / 19-03): автором сформовано датасет фауністичних знахідок досліджуваних видів молюсків з водних об'єктів України.

Важливим свідченням міжнародного визнання результатів дослідження є участь автора у роботі експертної групи МСОП (IUCN) з оцінки охоронного статусу прісноводних двостулкових молюсків (Вербанія, Італія, грудень 2023 р.). За результатами роботи групи до Червоного списку IUCN внесено дані про всі види двостулкових молюсків фауни України. Автор також брала участь у міжнародній тренінговій школі з відтворення прісноводних молюсків в умовах штучного розмноження (Люксембург, червень 2023 р.), де отримано практичний досвід застосування технологій штучного розмноження *Unio crassus* та *Margaritifera margaritifera* в рамках європейських програм збереження видів.

Результати дослідження відповідають Водній рамковій директиві ЄС (2000/60/ЄС), узгоджуються з міжнародними стандартами ISO 8689 та ISO

7828, використовуються в освітньому процесі підготовки здобувачів вищої освіти та програмах підвищення екологічної свідомості населення.

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційного дослідження є розроблення методологічних основ створення інтегрованої системи екологічного моніторингу прісноводних екосистем України на базі технічного регламенту, що відповідає міжнародним стандартам, з використанням *Unio crassus* як модельного виду-індикатора в контексті імплементації Директиви Ради 92/43/ЄЕС про оселища та Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС.

Для досягнення поставленої мети визначено такі завдання:

1. Здійснити комплексний аналіз теоретико-методологічних основ забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем і систематизувати європейський досвід стандартизованого біоіндикаційного моніторингу в контексті імплементації Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС.

2. Розробити методологію біоіндикаційної оцінки прісноводних екосистем на основі популяційно-демографічних показників *U. crassus*, включаючи систему кількісних критеріїв для звітності відповідно до Статті 17 Директиви про оселища.

3. Розробити індекс созологічної значущості локалітетів як інструмент пріоритизації моніторингових територій та оптимізації розподілу ресурсів для забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем.

4. Здійснити аналіз природоохоронного забезпечення та обґрунтувати науково-методичні засади формування національної мережі моніторингових пунктів з урахуванням просторового зв'язку із системою Смарагдової мережі України.

5. Адаптувати та верифікувати систему багатопараметричної біотопічної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі критичних

діапазонів показників середовища, встановлених у міжнародній практиці, та розробити біотопічний компонент інтегрованої системи моніторингу.

6. Застосувати методи дистанційного зондування Землі та геоінформаційного аналізу для басейнової оцінки стану екологічної безпеки прісноводних екосистем та обґрунтувати їх роль як басейнового компонента інтегрованої системи моніторингу.

7. Розробити методологічні основи і структуру технічного регламенту національної інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем України через синтез популяційного, біотопічного та басейнового підходів із верифікацією на емпіричних даних 47 локалітетів у восьми річкових басейнах.

8. Розробити автоматизований цифровий інструментарій інтегрованої оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі синтезу популяційних та біотопічних показників із чотирирівневою градацією стану безпеки.

9. Обґрунтувати стратегію впровадження національної інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем та визначити її роль у забезпеченні екологічної безпеки України в умовах євроінтеграції.

Об'єкт дослідження – процеси забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем України.

Предмет дослідження – науково-методичні основи створення інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем на основі технічного регламенту з урахуванням міжнародних стандартів із застосуванням *Unio crassus*як модельного індикаторного виду.

Методи дослідження. Для вирішення поставлених завдань використано комплекс методів:

Методи польового моніторингу: візуальне обстеження річкових ділянок, драгування донних відкладів, застосування акваскопа для усунення

відблисків від поверхні води при пошуку молюсків, закладання трансектів для кількісного обліку популяцій.

Методи лабораторного аналізу біологічних характеристик: морфометричні вимірювання стулок за допомогою штангенциркуля, визначення віку особин за лініями росту на стулках, аналіз демографічної структури популяцій.

Статистичні методи оцінки екологічних ризиків: дескриптивна статистика (обчислення середнього віку, медіани, максимальної тривалості життя, стандартного відхилення, коефіцієнта варіації, коефіцієнта асиметрії, ексцесу), розрахунок спеціалізованих демографічних індексів (коефіцієнт відновлення, індекс старіння, індекс популяційної стійкості), тристадійний алгоритм визначення демографічного стану популяцій з присвоєнням категорій FV (сприятливий), U1 (помірно порушений), U2 (критичний) або XX (невідомий).

Геоінформаційні методи просторового аналізу: ГІС-картування локалітетів *U. crassus* у системі координат WGS 84, інтеграція даних з базами Смарагдової мережі України, створення просторових баз даних для моніторингової мережі.

Методи дистанційного зондування Землі: обробка супутникових знімків Sentinel-2 L2A (просторова роздільна здатність 10 м), розрахунок вегетаційних індексів (NDVI – Normalized Difference Vegetation Index для оцінки стану рослинного покриву, NDWI – Normalized Difference Water Index для моніторингу водних ресурсів, NDMI – Normalized Difference Moisture Index для оцінки вологості екосистем), часовий аналіз змін покриття для виявлення деградації лісових екосистем та гідрологічного режиму водотоків у басейні річки Уборть за період 2015–2025 років.

Гідрохімічні методи: польові вимірювання температури води, електропровідності, pH, вмісту розчиненого кисню; лабораторні

визначення концентрації нітратного нітрогену та ортофосфатного фосфору відповідно до стандартних методик.

Гідроморфологічні методи: характеристика русла (вимірювання ширини, глибини, визначення типу субстрату, швидкості течії), оцінка прибережної зони (характер заростання, тип берегової рослинності), застосування елементів протоколу River Habitat Survey.

Методи созологічного аналізу: розробка та застосування індексу созологічної значущості (ІСЗ) для пріоритизації локалітетів моніторингу на основі комплексної оцінки видового складу охоронюваних молюсків, інтеграція созологічних категорій (глобальних за Червоним списком МСОП, регіональних за Червоною книгою України, європейських за Директивою про оселища та Бернською конвенцією) у кількісні показники для прийняття управлінських рішень.

Бібліометричні методи: аналіз наукових публікацій у базі Scopus з використанням бібліометричного інструментарію для виявлення темпоральних трендів досліджень (1947–2025 рр.), географічного розподілу наукової активності, інституційного ландшафту, дисциплінарного розподілу та тематичних кластерів; аналіз інших наукових публікацій.

Методи стратегічного аналізу: SWOT-аналіз для оцінки сильних сторін, слабких сторін, можливостей та загроз при впровадженні національної системи моніторингу, розробка чотирьох типів стратегій (SO, WO, ST, WT) для різних етапів імплементації системи.

Методи порівняльного правового аналізу: компаративний аналіз положень Директиви Ради 92/43/ЄЕС про оселища, Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС, Бернської конвенції, систематизація вимог Статті 17 щодо звітності про стан збереження видів, стандартів щодо біологічного моніторингу якості води.

Методи міжнародного співставлення: порівняльний аналіз національних програм моніторингу *U. crassus* у країнах ЄС (Німеччина,

Польща, Чехія, Франція, Бельгія, Швеція, Люксембург, Фінляндія, Румунія, Литва тощо), систематизація методологічних підходів та критеріїв оцінки стану популяцій; поглиблений порівняльний аналіз п'яти національних моделей (Німеччина, Польща, Франція, Швеція, Люксембург) для адаптації методологічних підходів до умов України.

Наукова новизна одержаних результатів:

Вперше:

1. Вперше в Україні розроблено методологію біоіндикаційної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі системи популяційно-демографічних показників *U. crassus*, що включає сім статистичних параметрів та три спеціалізовані індекси (коефіцієнт відновлення, індекс старіння, індекс популяційної стійкості) з кількісними критеріями для категорій екологічного стану FV, U1 та U2 відповідно до вимог Статті 17 Директиви про оселища та індекс созологічної значущості локалітетів як кількісний інструмент пріоритизації територій моніторингу та оптимізації розподілу ресурсів в системі управління екологічною безпекою, верифіковані на основі аналізу 47 локалітетів у восьми річкових басейнах України.

2. Вперше розроблено цифровий автоматизований інструментарій інтегрованої оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на платформі Google Colab/Python з інтерфейсом Google Sheets, що забезпечує стандартизоване прийняття управлінських рішень з мінімізації екологічних ризиків на основі чотирирівневої градації стану безпеки.

3. Вперше розроблено методологічні основи і структуру технічного регламенту національної інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем України, гармонізованого з вимогами CEN EN 16859:2017, WFD 2000/60/ЄС та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС, верифікованого на емпіричних даних 47 локалітетів у восьми річкових басейнах та адаптованого як методологічна основа для розроблення аналогічних

регламентів моніторингу інших пріоритетних видів прісноводних екосистем.

Удосконалено:

1. Методологію багатопараметричної біотопічної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем шляхом адаптації та верифікації застосовності системи шести груп параметрів середовища, встановлених у міжнародній практиці, до умов українських річкових басейнів на основі проведеного аналізу оригінальних польових даних з референтними діапазонами, встановленими в міжнародній практиці біотопічної оцінки.

2. Методологію демографічної діагностики стану прісноводних екосистем через аналіз показників вікової структури популяцій довгоживучих біоіндикаторних видів для ранньої діагностики загроз репродуктивному потенціалу як індикатора екологічної безпеки.

Набуло подальшого розвитку:

1. Концепція ієрархічної організації систем екологічного моніторингу через обґрунтування триступеневої системи використання результатів біоіндикаційного моніторингу (локальний – діагностика загроз біотопам; національний – оцінка стану популяцій у річкових басейнах; міжнародний – звітність за Статтею 17 Директиви про оселища, WFD 2000/60/ЄС та Бернською конвенцією) для інтеграції у систему управління екологічною безпекою на різних адміністративних рівнях.

2. Методологія виявлення антропогенних загроз екологічній безпеці прісноводних екосистем шляхом інтеграції методів дистанційного зондування Землі з біоіндикаційними польовими даними для встановлення причинно-наслідкових зв'язків між змінами землекористування у басейні та деградацією популяцій гідробіонтів.

Практичне значення одержаних результатів полягає у створенні науково-методологічної основи для вирішення актуальних завдань екологічної безпеки прісноводних екосистем України на основі

розробленого технічного регламенту моніторингу, гармонізованого з вимогами WFD 2000/60/ЄС та CEN EN 16859:2017, зокрема:

- формування **національної системи екологічного моніторингу**: стандартизовані протоколи моніторингу 18 пріоритетних локалітетів у восьми річкових басейнах забезпечують раннє виявлення загроз та обґрунтування управлінських рішень через регулярну оцінку стану популяцій, якості біотопів та ефективності природоохоронних заходів;
- **імплементації європейського природоохоронного законодавства**: розроблена методологія відповідає вимогам Статті 17 Директиви про оселища щодо шестирічної звітності про стан збереження видів (оцінка чотирьох параметрів: ареал поширення, характеристики популяції, оселища виду, майбутні перспективи) та забезпечує підготовку до поступової інтеграції в систему Natura 2000 в контексті євроінтеграційних процесів України;
- **оптимізації природоохоронних інвестицій**: індекс созологічної значущості (ІСЗ) та оцінка природоохоронної забезпеченості пунктів моніторингу (50% яких перебувають поза межами існуючих об'єктів Смарагдової мережі) дозволяють пріоритизувати території для створення спеціальних природоохоронних зон та цільового фінансування заходів з мінімізації екологічних ризиків;
- **міжнародної співпраці**: стандартизовані підходи забезпечують сумісність даних з європейськими системами моніторингу (інтеграція з базами EIONET, GBIF, e-mussels.eu) та створюють основу для участі України в проєктах LIFE та інших міжнародних природоохоронних програмах;
- **басейнового управління водними ресурсами**: інтеграція моніторингу *U. crassus* з системою басейнових рад відповідно до Водної рамкової директиви дозволяє використовувати вид-індикатор

для оцінки досягнення «доброго екологічного стану» водних тіл та координації природоохоронних заходів на рівні водозбірних басейнів;

- **відновлення популяцій у післявоєнний період**: методологія оцінки екологічних ризиків та картування критичних біотопів створює основу для планування природовідновлювальних заходів у водних екосистемах, постраждалих від воєнних дій, з пріоритизацією локацій для першочергових інтервенцій;
- **екологічної освіти та підвищення обізнаності**: розроблені протоколи моніторингу використовуються у навчальних програмах закладів вищої освіти екологічного та природничого профілю, а також можуть бути застосовані в програмах громадянської науки для залучення волонтерів до моніторингової діяльності.

Результати дослідження впроваджено на:

міжнародному рівні: польові дані, зібрані в ході дисертаційного дослідження, включено до міжнародної бази даних GBIF (DOI: https://doi.org/10.15468/c3yvy5); дані щодо поширення та стану популяцій *U. crassus* в Україні внесено до бази даних Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи (IUCN Red List) за результатами участі автора в роботі експертної групи МСОП (Вербанія, Італія, 2023 р.);

національному рівні: за результатами досліджень та науковим обґрунтуванням автора *Unio crassus* внесено до Червоної книги України; розроблено цифровий інструмент автоматизованої оцінки демографічного стану популяцій на платформі Google Colab/Python з інтерфейсом Google Sheets, валідований на даних 47 локалітетів восьми річкових басейнів України, що забезпечує стандартизоване прийняття управлінських рішень на національному рівні; розроблено методологічні рекомендації щодо здійснення моніторингових досліджень *U. crassus*;

регіональному рівні: результати передано до Басейнового управління річки Прип'яті для врахування при розробці Плану управління річковим басейном (довідка № 02-295/1 від 20.01.2026 р.).; результати враховано при формуванні регіональних природоохоронних програм Департаменту екології та природних ресурсів Житомирської ОДА (довідка від 15.01.2026 р.); ТОВ «ЕКО-МБ» (довідка від 20.02.2026 р.);

в освітньому процесі: результати впроваджено у викладання дисциплін «Управління земельними та водними ресурсами», «Основи стійкості геосистем», «Аналіз та оцінка надзвичайних ситуацій» та «Екологічна безпека водного та геологічного середовища урбанізованих територій України» у Державному університеті «Житомирська політехніка» (довідка № 44-01.00/355 від 18.02.2026 р.).

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є самостійно виконаним науковим дослідженням, у якому реалізовано авторське бачення методологічних основ створення інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем на основі технічного регламенту з урахуванням міжнародних стандартів. В роботі прослідковується закономірність використання комплексного підходу до оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем, що включає застосування демографічного аналізу популяцій, созологічного аналізу, багатопараметричної оцінки біотопів, методів дистанційного зондування Землі та цифрового автоматизованого моделювання. Авторка особисто провела польові дослідження на 47 локалітетах у восьми річкових басейнах України впродовж 1995–2024 рр., здійснила збір, визначення та опрацювання малакологічного матеріалу, розробила стандартизовану систему демографічних показників оцінки екологічної безпеки популяцій *Unio crassus* та індекс созологічної значущості (ІСЗ). Особисто виконано аналіз супутникових знімків Sentinel-2 L2A, розрахунки спектральних індексів та оцінку масштабів антропогенної трансформації водозбірного басейну річки Уборть.

Авторкою розроблено цифрову модель автоматизованої оцінки демографічного стану популяцій на платформі Google Colab/Python, уніфіковану методику моніторингу *U. crassus*, гармонізовану з європейськими стандартами, та чотириетапну стратегію впровадження національної системи моніторингу. Висновки та положення, викладені у тексті роботи, отримані авторкою самостійно.

У публікаціях, написаних у співавторстві, авторці належить постановка наукової проблеми, організація та проведення польових досліджень, аналіз і інтерпретація результатів, формування висновків. Внесок співавторів не запозичено.

Апробація результатів дисертації. Основні положення і результати дисертаційного дослідження доповідалися та обговорювалися на: VII Міжнародній науково-практичній конференції «Молюски: результати, проблеми та перспективи досліджень» (м. Житомир, 2024 р.); 18th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (2025 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Навколишнє середовище для майбутнього через наукову освіту» (м. Ужгород, 2023 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Challenges, Threats and Developments in Biology, Agriculture, Ecology, Geography, Geology and Chemistry» (м. Люблін, Польща, 2021 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Трансформаційні підходи до сталого розвитку: екологічна освіта, наука та природоохоронні практики для відбудови України» (м. Житомир, 2025 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Research in Science, Technology and Economics» (м. Люксембург, 2025 р.); Міжнародному науково-прикладному семінарі, присвяченому 25-річчю підписання Європейської ландшафтної конвенції (м. Київ, 2025 р.); Всеукраїнській науковій конференції здобувачів вищої освіти та молодих учених «Екологічна безпека та раціональне природокористування» (м. Житомир, 2023, 2024 рр.); Всеукраїнській

науково-практичній конференції «Лісові екосистеми: сучасні проблеми і перспективи досліджень» (м. Житомир, 2021, 2023, 2025 рр.); Регіональній науково-краєзнавчій конференції «Краєзнавство рідного краю: історія та сьогодення» (м. Житомир, 2022 р.); Науковій конференції «Дні науки» Житомирського державного університету імені Івана Франка (м. Житомир, 2023 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Природничі науки: проєкти, дослідження, перспективи» (м. Полтава, 2023 р.); Міжнародній тренінговій школі з відтворення прісноводних двостулкових молюсків (м. Келборн, Люксембург, 2023 р.); засіданні експертної групи МСОП (IUCN) з оцінки охоронного статусу прісноводних двостулкових молюсків Західної Палеарктики (м. Вербанія, Італія, 2023 р.).

Публікації. За результатами дисертаційного дослідження опубліковано 50 наукових праць, серед них: **9** публікацій у виданнях, що індексуються міжнародною наукометричною базою даних Scopus, з яких **3** – у виданнях першого квартиля (Q1): *Conservation Letters, Conservation Biology* та *Scientific Data*; **3** навчальні посібники; **1** офіційний звіт Комісії з виживання видів Міжнародного союзу охорони природи (IUCN SSC); **1** датасет у міжнародній базі даних GBIF; 14 наукових статей у фахових виданнях України категорії Б; інших наукових виданнях України – 6, 20 тез доповідей у збірниках матеріалів міжнародних та всеукраїнських конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається із вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Повний обсяг дисертації становить 495 сторінок, робота містить 67 рисунків та 29 таблиць. Список використаних джерел налічує 442 найменувань, додатки займають 12 сторінок.

РОЗДІЛ 1
ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ СТАНДАРТИЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

1.1. Концептуальні засади екологічної безпеки та збереження біорізноманіття прісноводних екосистем

Концептуальна модель екологічної стійкості прісноводних екосистем базується на трьох взаємопов'язаних компонентах [386; 401]. Перший компонент – структурна цілісність екосистем – включає збереження природної морфології річкових русел, гідрологічних режимів та просторової зв'язності між окремими екосистемами [318]. Другий компонент – функціональна стійкість – охоплює здатність екосистеми підтримувати критично важливі процеси очищення води, кругообігу поживних речовин та регуляції гідрологічного циклу навіть за умов зовнішніх порушень. Третій компонент – біотична цілісність – передбачає збереження природного біорізноманіття, що забезпечує стійкість екосистемних функцій через механізми функціональної надлишковості та компенсації [386; 66; 401].

Теоретичні основи оцінки екологічної безпеки ґрунтуються на розумінні механізмів, через які біорізноманіття забезпечує екосистемну стійкість [282; 118]. Концепція екологічного страхування [417], розвинена в сучасних дослідженнях [277], демонструє, що біорізноманіття забезпечує стабільність екосистемних функцій через три взаємопов'язані механізми: буферні ефекти, що зменшують варіабельність екосистемних процесів; компенсаційні механізми заміщення функцій при втраті окремих видів; та

функціональну надлишковість через дублювання критичних екологічних функцій різними видами. Ці теоретичні положення є фундаментальними для розуміння того, чому моніторинг біорізноманіття є центральним елементом оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем.

Системна природа загроз прісноводним екосистемам вимагає комплексного підходу до їх оцінки та управління. Ідентифіковано п'ять основних категорій загроз, що синергетично впливають на екологічну рівновагу: надмірна експлуатація водних ресурсів та біоресурсів, забруднення токсичними речовинами та біогенними елементами, зміни гідрологічного режиму внаслідок регулювання стоку, деградація та фрагментація водних середовищ існування, а також біологічні інвазії та інтродукція чужорідних видів [145; 146]. Множинні стресори часто діють синергетично, створюючи кумулятивні ефекти, що перевищують суму їх індивідуальних впливів, що ускладнює прогнозування та управління екологічними ризиками.

Європейський досвід демонструє як успіхи, так і обмеження сучасних підходів до забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем [215]. Припинення відновлення біорізноманіття після 2010 року свідчить про досягнення меж ефективності існуючих підходів та необхідність розробки нових концептуальних і методологічних рамок [163]. Функціональна вразливість європейських прісноводних систем проявляється у 33-43% потенційному зниженні функціонального різноманіття в палеарктичній області, диспропорційній чутливості до втрати ключових функціональних груп та зниженій стійкості до кліматичних змін порівняно з тропічними системами [388]. Ці виклики підкреслюють необхідність переходу від реактивних до проактивних стратегій забезпечення екологічної безпеки через стандартизований моніторинг індикаторних компонентів екосистем.

Біорізноманіття виконує подвійну функцію в системі екологічної безпеки: воно є одночасно об'єктом захисту та інструментом оцінки екологічного стану. Індикаторна функція біорізноманіття базується на фундаментальному принципі, що зміни в структурі та функціонуванні біологічних угруповань відображають стан екосистем та дозволяють виявляти антропогенні впливи до того, як вони призведуть до незворотних змін [185]. Ця концепція є теоретичною основою для використання біологічних індикаторів у моніторингу екологічного стану.

Теоретичні засади біоіндикації ґрунтуються на розумінні того, що різні організми мають специфічні екологічні вимоги та по-різному реагують на зміни навколишнього середовища. Організми-індикатори характеризуються декількома ключовими властивостями: чутливістю до специфічних екологічних параметрів, що дозволяє виявляти зміни в якості середовища; відносною легкістю ідентифікації та моніторингу; достатньою чисельністю для регулярного відбору проб; та добре вивченою екологією, що дозволяє інтерпретувати зміни в їх популяціях [342]. Вибір відповідних індикаторних організмів є критично важливим для ефективного моніторингу.

Макрозообентос – угрупування безхребетних тварин розміром більше 0,5 мм, які живуть на дні або в товщі донних відкладів водойм – відіграє критично важливу роль у функціонуванні прісноводних екосистем та забезпеченні їх екологічної безпеки. Ці організми, представлені переважно личинками комах (хірономіди, веснянки, одноденки, ручейники), молюсками, олігохетами та ракоподібними, формують основу харчових мереж та забезпечують ключові екосистемні процеси [338; 342; 85]. Структура та різноманіття угруповань макрозообентосу чутливо реагують на зміни якості води, гідрологічного режиму, морфології дна та інші антропогенні впливи, що робить їх надійними індикаторами екологічного стану водних екосистем [209; 229; 233; 311].

Деградація угруповань макрозообентосу під впливом антропогенних факторів проявляється через характерні зміни в структурі угруповань [65]. Спостерігається зменшення чисельності великих довгоживучих видів (великі двостулкові молюски, великі ракоподібні) та їх заміщення дрібними короткоживучими видами з високою толерантністю до забруднення [235; 315]. Різні типи антропогенного впливу специфічно впливають на угруповання макрозообентосу: забруднення призводить до зникнення чутливих видів та домінування толерантних форм [313] гідрологічні зміни порушують природні цикли розвитку та розмноження [147], деградація місць існування зменшує доступність відповідних субстратів [105], а інвазійні види конкурують з аборигенними формами та можуть кардинально змінювати структуру угруповань [111].

Серед компонентів макрозообентосу двостулкові молюски (Bivalvia) займають особливе місце як індикатори екологічного стану прісноводних екосистем. Їх виняткова біоіндикаторна цінність визначається комплексом біологічних та екологічних характеристик, що роблять їх ідеальними об'єктами для довгострокового моніторингу [407]. Двостулкові молюски характеризуються значною тривалістю життя (від 5-10 до 100+ років залежно від виду), седентарним способом життя дорослих особин, що унеможливлює їх уникнення несприятливих умов через міграцію, та фільтраційним типом живлення, що забезпечує безпосередній контакт з водним середовищем та чутливість до його змін [272].

Теоретичні основи використання двостулкових молюсків як біоіндикаторів ґрунтуються на декількох ключових позиціях. Концепція "екологічної пам'яті" відображає здатність довгоживучих організмів акумулювати інформацію про довгострокові зміни в екосистемі через особливості росту черепашок, хімічний склад та демографічну структуру популяцій. Тривалість життя двостулкових молюсків дозволяє виявляти не лише короткострокові флуктуації, але й довгострокові тренди деградації

або відновлення екосистем. Седентарний спосіб життя забезпечує просторову специфічність біоіндикації – стан популяцій молюсків відображає умови конкретної локації, а не усереднені умови великої території [185].

Функціональна роль двостулкових молюсків у прісноводних екосистемах є критично важливою для підтримання екологічної безпеки [441; 442]. Фільтраційна активність молюсків забезпечує очищення води від завислих часток, фітопланктону та бактерій, при цьому великі популяції здатні фільтрувати весь об'єм води в річці протягом кількох днів [404; 405]. Біодепозиція – процес осадження відфільтрованої органічної речовини у вигляді псевдофекалій – трансформує завислу органічну речовину в бентосну форму, що змінює напрямки потоків енергії та поживних речовин в екосистемі. Екскреція сполук азоту та фосфору молюсками впливає на біогеохімічні цикли та доступність поживних речовин для первинних продуцентів.

Біотурбація субстрату через рухову активність молюсків та їх риючу поведінку змінює фізичні властивості донних відкладів, що впливає на кисневий режим, розподіл поживних речовин та умови для інших донних організмів. Черепашки живих та мертвих молюсків створюють структурну гетерогенність донних оселищ, що підвищує біорізноманіття через надання субстрату для прикріплення епібіонтів, сховищ для дрібних безхребетних та риб [404]. Втрата популяцій двостулкових молюсків призводить до каскадних екосистемних змін, що включають погіршення якості води, порушення біогеохімічних циклів та зниження біорізноманіття інших груп організмів [442].

Чутливість двостулкових молюсків до різних типів антропогенного впливу робить їх універсальними біоіндикаторами [113; 347]. Забруднення важкими металами та токсичними органічними сполуками впливає на виживання, ріст та репродукцію молюсків, при цьому акумуляція

забруднювачів у тканинах дозволяє використовувати їх для біомоніторингу якості води [418]. Сучасні дослідження демонструють ефективність двостулкових молюсків як біомоніторів нових забруднювачів, включаючи мікропластик [236]. Евтрофікація та органічне забруднення впливають через зміни в кількості та якості харчових ресурсів, кисневий режим та токсичність нітрогену [97]. Седиментація та замулення донних відкладів блокує фільтраційні апарати молюсків, погіршує умови для ювенільних стадій та знижує успішність розмноження [185].

Гідроморфологічні зміни через регулювання стоку, каналізацію та днопоглиблення порушують природні гідрологічні режими, що критично важливі для завершення життєвих циклів молюсків. Фрагментація річкових систем гідротехнічними спорудами перешкоджає міграції риб-хазяїв, що є критично важливими для поширення личинкових стадій (глохідіїв) багатьох видів прісноводних двостулкових молюсків. Кліматичні зміни впливають через зміни температурного режиму, гідрологічних патернів та частоти екстремальних явищ (посухи, повені), що може перевищувати адаптаційний потенціал молюсків [272; 275].

Прісноводні двостулкові молюски належать до найбільш уразливих груп тварин на планеті: за критеріями IUCN під загрозою зникнення перебуває від 40 до 50% їхніх видів [273; 274]. Темпи втрати біорізноманіття прісноводних молюсків перевищують темпи для більшості інших таксономічних груп, що відображає екстремальну вразливість прісноводних екосистем до антропогенних впливів. У Європі ситуація є особливо критичною – багато видів зникли з значних частин свого історичного ареалу, а популяції видів, що залишилися, часто є фрагментованими та демографічно нестійкими [272].

Стандартизація екологічного моніторингу є критично важливою для забезпечення якості даних, порівнянності результатів та ефективності управлінських рішень у сфері екологічної безпеки. Концепція

стандартизації в екологічному моніторингу базується на необхідності гармонізації методологічних підходів, що дозволяє агрегувати дані з різних джерел, виявляти просторові та часові тренди, та оцінювати ефективність природоохоронних заходів на регіональному, національному та міжнародному рівнях [322].

Теоретичні засади стандартизації ґрунтуються на принципах наукової методології та метрології. Принцип повторюваності вимагає, щоб методи моніторингу давали послідовні результати при повторних вимірюваннях в однакових умовах. Принцип відтворюваності передбачає, що різні дослідники, використовуючи стандартизовані протоколи, отримують порівнянні результати. Принцип точності вимагає мінімізації систематичних помилок через валідацію методів на еталонних зразках. Принцип прецизійності стосується мінімізації випадкових помилок через стандартизацію процедур вимірювань [94].

Європейський досвід стандартизації екологічного моніторингу, втілений у Водній рамковій директиві ЄС (WFD), демонструє комплексний підхід до гармонізації методологій. Директива встановлює єдині стандарти для оцінки екологічного стану водних об'єктів через використання біологічних елементів якості (фітопланктон, макрофіти, макрозообентос, іхтіофауна), гідроморфологічних та фізико-хімічних параметрів. Ключовим досягненням є розробка системи класифікації екологічного стану, що дозволяє порівнювати стан водних об'єктів між різними країнами-членами та типами водних екосистем.

Процес інтеркалібрації методів екологічної оцінки є центральним елементом європейської системи стандартизації. Інтеркалібрація включає верифікацію відповідності національних методів загальним вимогам WFD, порівняльний аналіз класифікаційних систем, встановлення числових меж між класами екологічного стану та валідацію результатів на незалежних датасетах [94, 95]. Цей процес забезпечує, що екологічний стан "добрий" в

одній країні є еквівалентним "доброму" стану в іншій країні, що є критично важливим для транскордонного управління водними ресурсами.

Виклики стандартизації екологічного моніторингу включають необхідність балансування між уніфікацією методів та адаптацією до специфічних екологічних умов різних регіонів. Виділяють [352] основні проблемні аспекти: неоднорідність методик відбору проб між різними країнами, таксономічні розбіжності через відсутність єдиних стандартів ідентифікації, просторову варіабельність, що вимагає адаптації стандартних протоколів, та виклики впровадження нових технологій (молекулярні методи, дистанційне зондування), що потребують перегляду існуючих стандартів.

Перлівниця товста (*Unio crassus* Philipsson, 1788) представляє ідеальний модельний об'єкт для розробки стандартизованих підходів до моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем. Вибір цього виду як модельного об'єкта обґрунтований комбінацією біологічних, екологічних та природоохоронних характеристик, що роблять його унікально придатним для створення системи індикаторного моніторингу [365; 107; 353; 244].

Біологічні характеристики *U. crassus* як модельного об'єкта включають значну тривалість життя, що дозволяє виявляти довгострокові тренди змін в екосистемі. Седентарний спосіб життя дорослих особин забезпечує просторову специфічність біоіндикації – стан популяції відображає умови конкретної локації. Фільтраційний тип живлення створює безпосередній контакт з водним середовищем та чутливість до його змін. Складний життєвий цикл з облігатною паразитичною стадією на рибах-хазяях (рис. 1.1) інтегрує інформацію про стан як молюсків, так і іхтіофауни, що дозволяє оцінювати функціональну цілісність екосистеми [272].

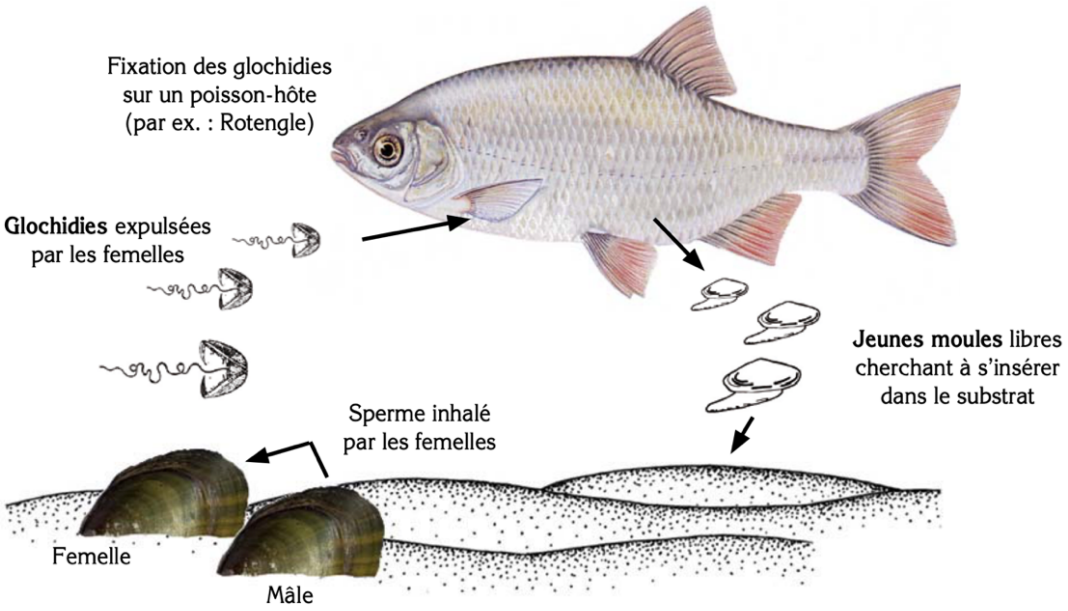


Рис. 1.1. Життєвий цикл *U. crassus* [410]

Екологічні вимоги *U. crassus* є достатньо вивченими [56; 396; 371] та охоплюють широкий спектр параметрів водного середовища (рис. 1.2). Вид вимагає оліго- або мезотрофних умов з низькою концентрацією біогенних елементів, що робить його індикатором евтрофікації. Потреба в чистій, добре оксигенованій воді з мінімальною седиментацією відображає чутливість до органічного забруднення та ерозійних процесів у водозборі. Специфічні вимоги до субстрату (піщано-гравійні донні відклади з мінімальним вмістом мулу) відображають гідроморфологічний стан річки. Температурний режим та характеристики течії відображають гідрологічну цілісність екосистеми. Наявність популяцій риб-хазяїв (переважно представників родини коропових) індикує стан іхтіофауни [185; 372].

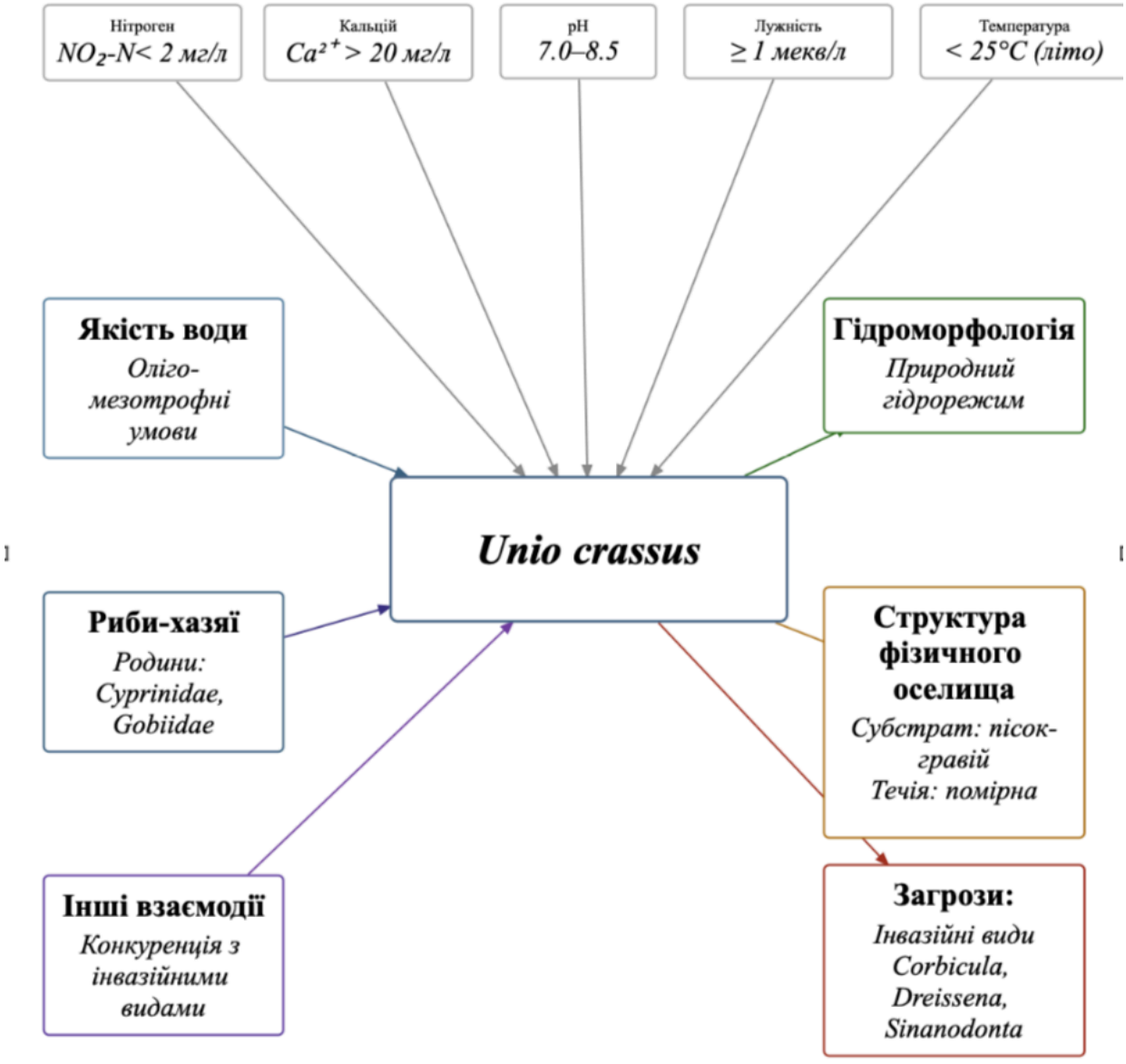


Рис.1.2. Екологічні вимоги *U. crassus*

Природоохоронний статус *U. crassus* на міжнародному рівні створює правову основу для розробки систем моніторингу. Вид внесений до Додатків II та IV Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ дикої фауни та флори (Habitats Directive), що вимагає спеціальних заходів збереження оселищ та суворої охорони на всій території поширення. Включення до Резолюції №6 Бернської конвенції створює зобов'язання для країн-сторін, включаючи Україну, забезпечити створення

спеціальних природоохоронних територій та систематичний моніторинг [41; 42; 45; 122; 339].

Критичний природоохоронний стан виду в європейському масштабі підкреслює актуальність розробки стандартизованих підходів до моніторингу. Переважна більшість держав-членів ЄС, які звітували за період 2007–2012 та 2013–2018 років згідно зі Статтею 17 Директиви про оселища, оцінили природоохоронний статус *U. crassus* як "несприятливий-поганий" (Unfavourable-Bad), що відображає масштабність деградації популяцій [165;166]. Темпи скорочення популяцій продовжуються навіть за умов систематичного моніторингу в багатьох країнах, що вказує на необхідність не лише спостереження, але й активних природоохоронних втручань.

Досвід розробки стандартів для споріднених видів демонструє можливість створення видоспецифічних протоколів моніторингу. Публікація стандарту CEN EN 16859:2017 для прісноводної перлівниці звичайної (*Margaritifera margaritifera*) стала важливим прецедентом, що доводить можливість стандартизації моніторингу окремих видів двостулкових молюсків природоохоронного значення [100; 101]. Цей стандарт включає детальні вимоги до методів пошуку та картування популяцій, оцінки демографічної структури, моніторингу стану середовища існування, визначення загроз та антропогенних впливів, а також протоколів документування та звітності.

Методологічні переваги *U. crassus* як модельного об'єкта включають відносну легкість виявлення та ідентифікації в польових умовах порівняно з іншими групами макрозообентосу. Чітко виражені лінії росту на черепашках дозволяють визначати вік особин та реконструювати демографічну історію популяцій. Можливість неінвазивного моніторингу через візуальне обстеження та ручний пошук мінімізує вплив на популяції. Стабільність просторового розподілу дорослих особин дозволяє

використовувати фіксовані моніторингові локалітети для довгострокових спостережень [437].

Інтегративна функція *U. crassus* як біоіндикатора проявляється через чутливість до множинних стресорів. Популяції виду реагують на евтрофікацію, органічне забруднення, седиментацію, гідроморфологічну деградацію, зміни гідрологічного режиму та фрагментацію річкових систем. Це дозволяє використовувати один модельний вид для оцінки комплексного екологічного стану водотоків, що є більш економічно ефективним порівняно з моніторингом множинних індикаторних груп [185; 396].

Перспективи використання *U. crassus* для стандартизації моніторингу в Україні визначаються кількома факторами. По-перше, вид поширений в усіх річкових басейнах України [56], що дозволяє створити репрезентативну мережу моніторингових локалітетів. По-друге, включення виду до Червоної книги України (2021) [44] зі статусом EN (зникаючий) створює правову основу для фінансування моніторингових програм. По-третє, транскордонний характер популяцій у басейнах Дунаю, Дністра, Західного Бугу створює можливості для міжнародної співпраці та гармонізації методологій з європейськими стандартами [59].

Розробка національної системи моніторингу *U. crassus* в Україні може слугувати моделлю для інших видів природоохоронного значення та внести вклад у формування загальноєвропейської системи стандартизованого моніторингу прісноводних двостулкових молюсків. Адаптація європейських методологій до українських умов з урахуванням специфіки популяцій та екосистем дозволить створити науково обґрунтовану та практично ефективну систему оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем.

Аналіз публікацій бази Scopus дозволив представити діаграми, що демонструють комплексний бібліометричний аналіз наукових публікацій у

сфері прісноводних екосистем, що демонструє стабільне зростання інтересу до питань їх екологічного стану та збереження біорізноманіття.

Темпоральний розподіл публікацій (рис. 1.3) відображає експоненціальне зростання наукового інтересу до проблематики прісноводних екосистем протягом 1947-2025 років. Аналіз демонструє три чітких періоди: латентний (1947-1980 рр.) з мінімальною кількістю публікацій, поступового зростання (1980-2005 рр.) та інтенсивного розвитку (2005-2025 рр.) з піком у понад 900 публікацій на рік. Це свідчить про актуалізацію екологічних проблем, необхідність пошуку їх вирішення, у тому числі шляхом стандартизації моніторингу прісноводних систем.

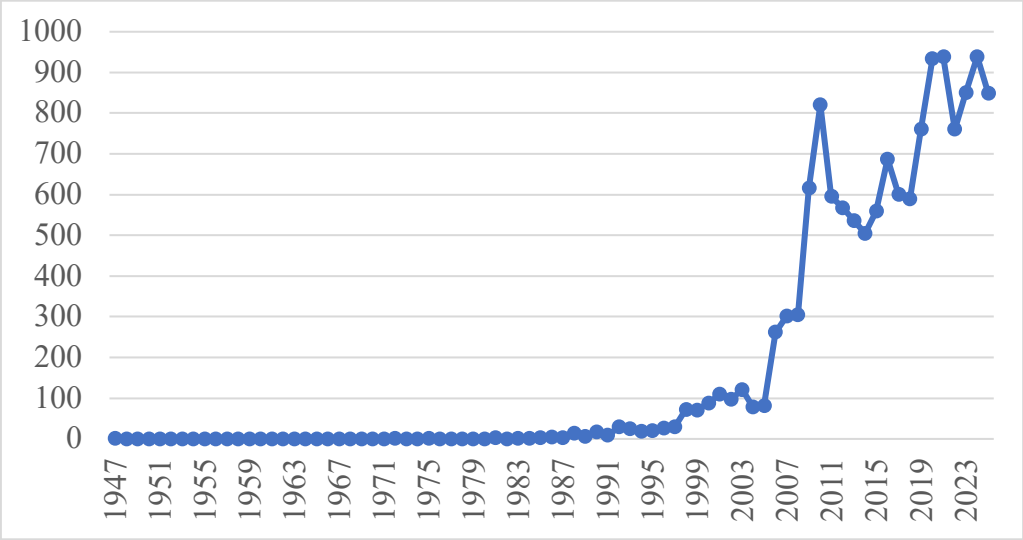


Рис. 1.3. Розподіл публікацій за роками з проблематики прісноводних екосистем (складено автором за даними Scopus)

Географічний розподіл досліджень (рис. 1.4) демонструє домінування США (3445 документів), що складає приблизно 25% від загальної кількості публікацій, за якими слідують Китай (1876), Канада (1214) та європейські країни. Така картина демонструє, що питання збереження ресурсів прісних водойм гостро стоять у всьому світі.



Рис. 1.4. Географічний розподіл публікацій з проблематики прісноводних екосистем (складено автором за даними Scopus)

Інституційний ландшафт (рис. 1.5) характеризується лідерством National Natural Science Foundation of China (962 публікації) та National Science Foundation США (577 публікацій) та підтверджує інтерес у різних країнах світу до цих питань, особливо у найбільш індустріально розвинутих.

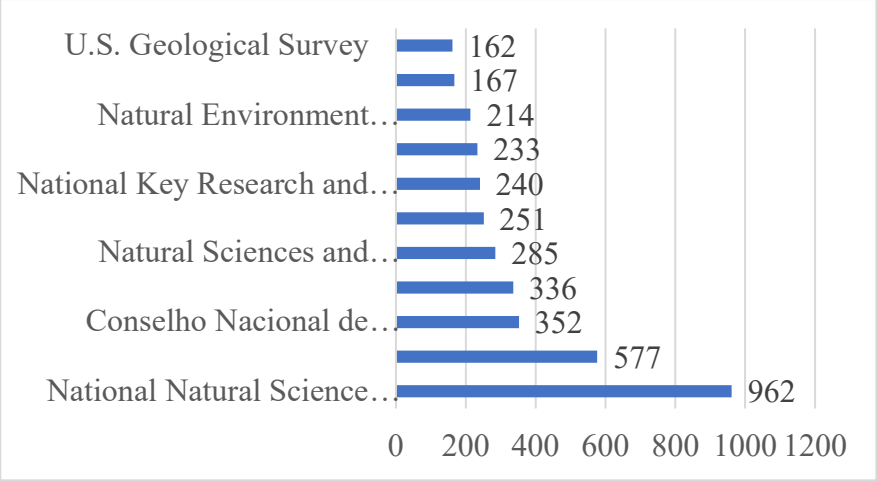


Рис. 1.5. Розподіл публікацій з проблематики прісноводних екосистем за спонсором фінансування (складено автором за даними Scopus)

Дисциплінарний розподіл (рис. 1.6) показує, що науки про навколишнє середовище складають 38% публікацій, сільськогосподарські та біологічні науки – 35%, що підтверджує міждисциплінарний характер

досліджень прісноводних екосистем та необхідність комплексного підходу до їх вирішення та стандартизації екологічного моніторингу.

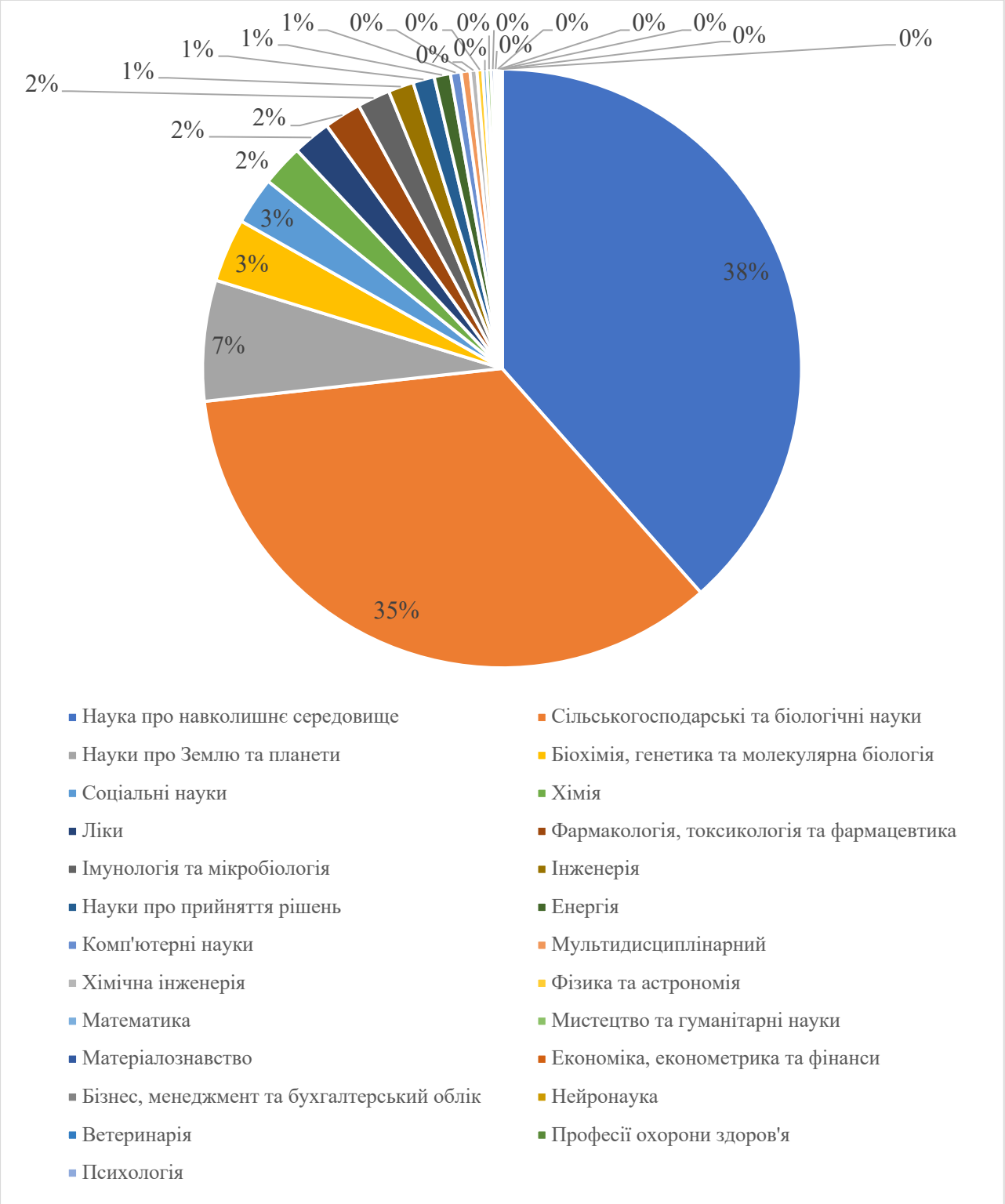


Рис. 1.6. Розподіл публікацій з проблематики прісноводних екосистем за предметною областю (складено автором за даними Scopus)

Семантичний аналіз (рис. 1. 7) виявляє ключові тематичні кластери: екологічні процеси (червоний кластер навколо "climate change", "conservation"), біологічні компоненти (зелений кластер "animals", "fish"), та забруднення водних систем (синій кластер "water pollution", "toxicity"). Ця структура відображає основні виклики для стандартизації моніторингу біорізноманіття.

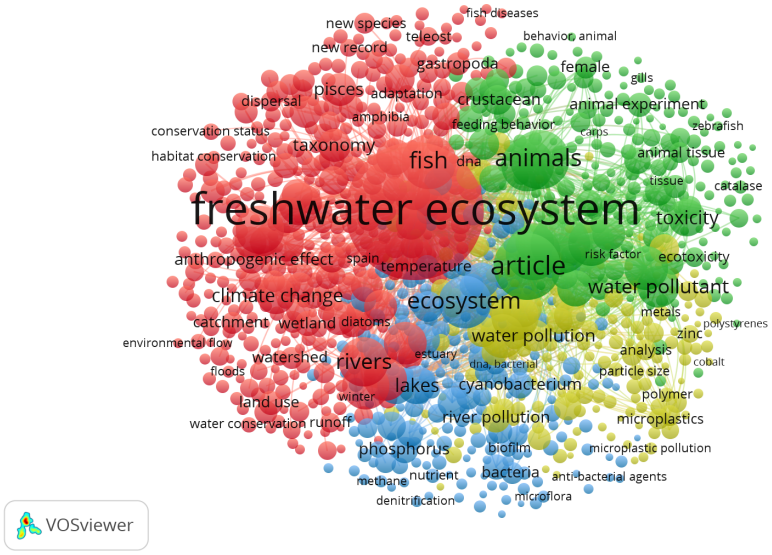


Рис. 1.7. Ключові тематичні кластери з проблематики прісноводних екосистем (побудовано автором за даними Scopus з використанням VOSviewer)

Мережа міжнародної співпраці (рис. 1.8) демонструює інтенсивні зв'язки між США, Європою та Азією, з особливо щільними кластерами навколо США, Франції та інших європейських країн. Це підкреслює важливість інтеграції України в міжнародні мережі для ефективної імплементації директиви про оселища та розвитку стандартизованих підходів до екологічного моніторингу прісноводних екосистем.

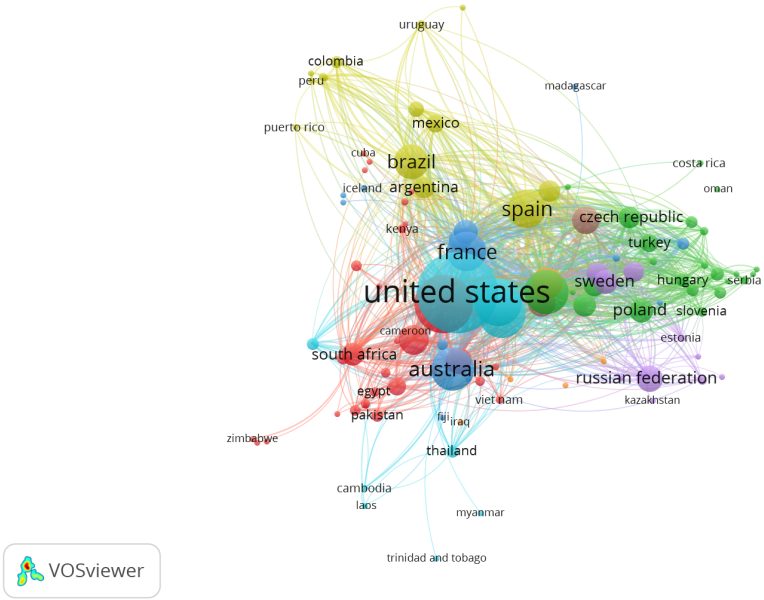


Рис. 1.8. Мережа національної співпраці з проблематики прісноводних екосистем (побудовано автором за даними Scopus з використанням VOSviewer)

Висновки до підрозділу 1.1:

1. Встановлено, що бібліометричний аналіз 1947-2025 років демонструє експоненціальне зростання наукового інтересу до проблематики прісноводних екосистем з піком понад 900 публікацій на рік у 2020-2025 роках.

2. Показано, що біорізноманіття виконує подвійну функцію в системі екологічної безпеки як об'єкт захисту та інструмент оцінки екологічного стану.

3. Обґрунтовано, що двостулкові молюски як компоненти макрозообентосу мають виняткову біоіндикаторну цінність через тривалість життя, седентарний спосіб життя та фільтраційний тип живлення. Концепція "екологічної пам'яті" відображає здатність довгоживучих молюсків акумулювати інформацію про довгострокові зміни екосистем, а їх функціональна роль у фільтрації води, біодепозиції та

біотурбації є критично важливою для підтримання якості води та екосистемної стійкості.

4. Доведено, що стандартизація екологічного моніторингу через гармонізацію методологічних підходів є критично важливою для забезпечення порівнянності даних на регіональному, національному та міжнародному рівнях.

5. Обґрунтовано вибір *U. crassus* як модельного об'єкта для розробки стандартизованих підходів до моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем в Україні через комбінацію біологічних характеристик (тривалість життя, складний життєвий цикл з паразитичною стадією на рибах-хазяях), екологічних вимог до широкого спектру параметрів водного середовища та природоохоронного статусу (Додатки II та IV Директиви про оселища, Резолюція №6 Бернської конвенції, статус EN у Червоній книзі України).

1.2. Європейський досвід та методологічні підходи: досвід впровадження CEN стандарту для одного виду (*Margaritifera margaritifera*, стандарт EN 16859) як спосіб управління екологічними ризиками

Стандартизація екологічного моніторингу є ключовим інструментом управління екологічними ризиками та забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем в Європі. Прісноводний молюск перлівниця звичайна (*Margaritifera margaritifera*) став першим видом, для якого Європейський комітет зі стандартизації (CEN) розробив видоспецифічний стандарт моніторингу EN 16859:2017, створивши методологічний прецедент для стандартизації моніторингу інших охоронюваних прісноводних видів [100]. Цей досвід має пряме методологічне значення для розробки аналогічних підходів до моніторингу перлівниці товстої (*U.*

crassus) в Україні, оскільки обидва види належать до охоронюваних двостулкових молюсків з Додатків II і IV Директиви про оселища, характеризуються складними життєвими циклами з облігатною паразитичною стадією на рибах-хазяях та виконують функції високочутливих біоіндикаторів екологічного стану прісноводних екосистем. Аналіз європейського досвіду стандартизації моніторингу *M. margaritifera* дозволяє виявити ключові методологічні принципи, структурні компоненти та механізми інтеграції стандартів з природоохоронним законодавством, що є критично важливими для забезпечення екологічної безпеки через систематичний моніторинг індикаторних видів.

M. margaritifera внесена до Додатків II та V Директиви Ради 92/43/ЄЕС, захищена Додатком III Бернської конвенції та класифікована МСОП як зникаючий вид (EN) на глобальному рівні та як критично зникаючий (CR) у європейському регіоні. Значущість цього виду як об'єкта стандартизації моніторингу визначається його функцією біоіндикатора високої якості прісноводних екосистем, надзвичайно тривалим життєвим циклом (понад 100 років, до 280 років у Швеції) та складним життєвим циклом з облігатною паразитичною стадією на лососевих рибах, що створює підвищені вимоги до комплексності моніторингу [78; 190; 307; 379; 419].

Цей вид відповідає критеріям індикаторного, флагманського, ключового та «парасолькового» виду, що обумовлює його важливість як об'єкта охорони екосистем оліготрофних водотоків [184] (рис. 1.9). Міжнародний союз охорони природи (МСОП) визначає його серед найбільш зникаючих прісноводних двостулкових молюсків у світі [276; 284; 286; 419; 420].



Рис. 1.9. Емблема, що використовується для ілюстрації значення виду для екосистеми [70]

Вид зазнає широкого спектру негативних впливів, включаючи інтенсивне землекористування, забруднення, регулювання річкових систем, водозабір, скорочення популяцій риб-хазяїв та незаконну експлуатацію з боку шукачів перлів [127; 288; 355].

Популяції *M. margaritifera* зазнали катастрофічного скорочення з початку XX століття. У центральній та південній Європі чисельність відомих популяцій зменшилася на 95% [69; 83], а в усіх державах-членах ЄС, які звітували про стан популяцій за період 2007-2012 років згідно зі статтею 17 Директиви про оселища, природоохоронний статус було оцінено як "несприятливий-поганий" [165]. Перлівниця звичайна ймовірно вже вимерла в низці країн, включаючи Польщу та Литву [288], а багато популяцій, що збереглися в центральній та південній Європі, значно редуковані, сильно фрагментовані та часто є "функціонально вимерлими" через відсутність недавнього поповнення та низьке генетичне різноманіття [184; 270; 373].

Обстеження у більш північних широтах підтвердили, що зберігається значна кількість великих популяцій із високим генетичним різноманіттям [186; 189; 184]. Наприклад, Шотландія, Ірландія, Швеція та Фінляндія підтримують понад 100 популяцій прісноводних перлівниць кожна,

включаючи декілька з чисельністю понад 1 000 000 особин [120; 288; 151; 412].

Незважаючи на критично загрожений статус виду та значні інвестиції через програму LIFE+ Nature та інші фонди, в Європі до 2017 року не було розроблено послідовних стандартизованих підходів до моніторингу популяцій [186]. Відсутність стандартизації значно ускладнювала завдання Європейської комісії зі складання звітів про види для статті 17 Директиви про оселища та унеможливлювала порівняння даних між різними країнами для виявлення загальноєвропейських тенденцій та оцінки ефективності природоохоронних заходів [100, 101].

CEN є організацією, яка об'єднує національні організації зі стандартизації (NSB) 34 європейських країн із центральним секретаріатом у Брюсселі. До складу CEN входять 28 держав-членів ЄС, три члени Європейської асоціації вільної торгівлі (Ісландія, Норвегія та Швейцарія) та три інші європейські країни (Македонія, Туреччина та Сербія), з додатковими 15 країнами як асоційованими членами, включаючи Україну. Діяльність CEN спрямована на створення загальноєвропейських стандартів у широкому спектрі галузей, включаючи стандарти з охорони довкілля та моніторингу водних середовищ.

Розробка стандартів для водних середовищ відбувається в технічному комітеті CEN 230 "Аналіз води", робоча група 21 якого відповідає за створення стандартів з методів відбору проб безхребетних. Стандарт EN 16859:2017 "Water quality – Guidance standard on monitoring freshwater pearl mussel populations and their environment" став першим стандартом CEN, присвяченим окремому виду природоохоронного значення [161].

Робота над розробкою стандарту розпочалася в 2011 році, і протягом п'яти семінарів 40 спеціалістів з біології перлівниць, що представляли 11 країн (Австрію, Фінляндію, Францію, Німеччину, Ірландію, Люксембург, Норвегію, Португалію, Іспанію, Швецію та Велику Британію), розробили

текст стандарту. Документ був схвалений для публікації в грудні 2016 року 90% зважених голосів, значно перевищивши необхідний поріг у 71%, що свідчить про високу якість та міжнародне визнання розробленої методології [100; 101].

Основною метою стандарту є надання рекомендацій для моніторингу популяцій *M. margaritifera* та їхніх біотопів з метою забезпечення екологічної безпеки через раннє виявлення загроз, отримання порівнянних даних з різних країн та мінімізацію впливу на популяції під час моніторингових процедур.

Стандарт містить сім основних розділів, що забезпечують комплексний підхід до управління екологічними ризиками:

1. Моніторинг популяцій молюсків. Стандарт описує методи оцінки стану популяції через чотири ключові характеристики: розмір загальної популяції; частка ювенільних особин; докази недавнього поповнення; частка порожніх стулок. Для того, щоб популяція перебувала у сприятливому стані, принаймні 20% популяції має складати особини віком ≤20 років, а принаймні 5% – особини віком ≤5 років, що забезпечує раннє виявлення порушень відтворення як критичного екологічного ризику [100].

2. Моніторинг риб-хазяїнів. Оскільки життєвий цикл *M. margaritifera* включає облігатну паразитичну стадію на лососевих рибах (атлантичному лососі *Salmo salar* та коричневій форелі *Salmo trutta*), стандарт вимагає регулярної оцінки щільності популяцій риб-хазяїнів та факторів, які можуть негативно впливати на них, включаючи бар'єри для міграції. Це є прикладом інтегрованого підходу до управління екологічними ризиками на рівні водозбірного басейну.

3. Моніторинг якості води. Стандарт описує моніторинг приблизно 20 фізико-хімічних та біологічних характеристик води, включаючи розчинений кисень, біогенні речовини (фосфор і нітроген), кислотно-лужну рівновагу, забруднювальні речовини та біотичні індикатори. Критично

важливим є те, що *M. margaritifera* адаптована до оліготрофних умов, тому рівні забруднювачів повинні бути нижчими за концентрації доброго/високого екологічного стану згідно з Водною рамковою директивою ЄС, що встановлює підвищені стандарти екологічної безпеки.

4. Моніторинг гідроморфологічних характеристик. Стандарт надає керівні принципи з моніторингу річкового стоку, завислих речовин та структури фізичного середовища існування. Особливу увагу приділено стабільності субстрату, навантаженню дрібними седиментами та характеристикам течії, оскільки відкладення дрібних седиментів та кольматація річкових лож є критичними загрозами для ювенільних особин.

5-6. Оцінка тисків та загроз. Стандарт містить переліки екологічних чинників тиску для ризик-орієнтованого моніторингу та питання оцінки впливу планів або проєктів у водозборах для забезпечення превентивного управління екологічними ризиками.

7. Інформативні додатки. Три додатки надають базову інформацію про екологічні характеристики, цільові показники для оцінки сприятливого стану та опубліковані дані про діапазон екологічних умов, які підтримують стійкі популяції.

Стандарт EN 16859 інтегрований з європейським екологічним законодавством через узгодження з вимогами Директиви про оселища щодо досягнення "сприятливого природоохоронного статусу" та Водної рамкової директиви щодо досягнення "доброго екологічного стану". Багато стандартів CEN для моніторингу водних середовищ безпосередньо застосовуються для виконання вимог Водної рамкової директиви ЄС, і 20 стандартів CEN вже включено до Додатка V ВРД [132], що надає їм статус обов'язкових методологічних інструментів.

Стандарт рекомендує повторний відбір проб з інтервалами 3-6 років відповідно до вимог Статті 17 Директиви про оселища та циклів звітності, що забезпечує можливість виявлення змін у часі та оцінки ефективності

відновлювальних заходів. Порівнянність даних між різними регіонами Європи дозволяє виявляти як загальні тенденції деградації, так і регіональні відмінності в стані популяцій, що є критично важливим для скоординованого управління екологічними ризиками на загальноєвропейському рівні.

Досвід розробки та впровадження стандарту EN 16859 для *M. margaritifera* має пряме методологічне значення для створення аналогічних протоколів моніторингу *U. crassus* в Україні у контексті імплементації Директиви про оселища та забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем.

По-перше, структура стандарту (моніторинг популяцій, риб-хазяїнів, якості води, гідроморфології, оцінка тисків та загроз) забезпечує повноцінну методологічну рамку для комплексної оцінки стану прісноводних екосистем через моніторинг видів-біоіндикаторів. Ця структура є застосовною для *U. crassus*, який також характеризується облігатною паразитичною стадією на рибах та високими вимогами до якості середовища існування.

По-друге, принцип ризик-орієнтованого моніторингу, закладений у стандарті, дозволяє адаптувати інтенсивність моніторингу до рівня тиску на конкретні популяції, що є економічно ефективним підходом до управління екологічними ризиками в умовах обмежених ресурсів.

По-третє, досвід міжнародної співпраці експертів з 11 країн у розробці стандарту демонструє важливість інтеграції наукових знань та практичного досвіду для створення науково обґрунтованих та практично застосовних методологій. Участь України як асоційованого члена CEN створює інституційну основу для включення українських експертів у процеси розробки та адаптації європейських стандартів.

По-четверте, принцип стандартизації забезпечує порівнянність даних між Україною та країнами ЄС, що є критично важливим для

транскордонного управління екологічними ризиками, оскільки басейни багатьох українських річок з популяціями *U. crassus* є транскордонними.

Оскільки прісноводні перлівниці є ключовим індикаторним видом оліготрофних річок, а *U. crassus* – індикаторним видом широкого спектру прісноводних екосистем від малих струмків до великих річок, методологія стандартизованого моніторингу є актуальною не лише для конкретного виду, але й для оцінки загального стану екологічної безпеки прісноводних екосистем на біогеографічному рівні.

Після розробки стандарту EN 16859:2017 для *M. margaritifera* він став єдиною методологічною основою для проведення моніторингу в усіх європейських країнах, зокрема у Німеччині [372; 138; 129], Португалії [368; 366], Іспанії [270; 289] та інших.

Висновки до підрозділу 1.2:

1. Показано, що стандарт EN 16859:2017 є першим стандартом CEN для окремого виду природоохоронного значення та створює методологічний прецедент для стандартизації моніторингу охоронюваних прісноводних видів як інструменту управління екологічними ризиками та забезпечення екологічної безпеки.

2. Доведено, що семикомпонентна структура стандарту (моніторинг популяцій, риб-хазяїнів, якості води, гідроморфології, річкового стоку, оцінка тисків та загроз, інформативні додатки) забезпечує комплексний підхід до ризик-орієнтованого моніторингу та раннього виявлення загроз екологічній безпеці прісноводних екосистем.

3. Встановлено інтеграцію стандарту CEN з європейським екологічним законодавством через узгодження з вимогами Директиви про оселища (досягнення "сприятливого природоохоронного статусу") та Водної рамкової директиви (досягнення "доброго екологічного стану"), що створює правову основу для стандартизації національних систем

моніторингу та забезпечення порівнянності даних для оцінки екологічної безпеки на загальноєвропейському рівні.

4. Доведено методологічну застосовність досвіду розробки стандарту EN 16859 для створення аналогічних протоколів моніторингу *U. crassus* в Україні у контексті імплементації Директиви про оселища. Структура стандарту забезпечує повноцінну методологічну основу для стандартизації національних систем екологічного моніторингу охоронюваних прісноводних видів, управління екологічними ризиками та транскордонної співпраці у забезпеченні екологічної безпеки прісноводних екосистем на біогеографічному рівні.

1.3. Формат звітності за Статтею 17 Директиви 92/43/ЄЕС про оселища: система оцінки стану збереження біорізноманіття та управління екологічними ризиками

Формат звітності за Статтею 17 Директиви 92/43/ЄЕС про оселища представляє найбільш комплексну та стандартизовану систему оцінки стану збереження біорізноманіття та управління екологічними ризиками в Європейському Союзі [131]. Цей формат регламентує єдині методологічні підходи до оцінки ефективності природоохоронних заходів на рівні держав-членів ЄС та забезпечує основу для прийняття рішень щодо мінімізації загроз екологічній безпеці [162; 159]. Для України як країни-кандидата після вступу до ЄС звітування за Статтею 17 стане обов’язковою вимогою, що є необхідною основою для розробки національної концепції моніторингу *U. crassus* в Україні.

Структурно формат складається з п'яти основних частин: Частина A (загальний звіт про імплементацію Директиви), Частина B (звіти про моніторинг видів додатків II, IV та V), Частина C (матриця оцінки стану збереження видів), Частина D (звіти про моніторинг типів оселищ додатку

I) та Частина E (матриця оцінки стану збереження оселищ) [131; 170]. Ієрархічна структура передбачає звітність на національному рівні з деталізацією за біогеографічними та морськими регіонами, що забезпечує оцінку екологічних ризиків як на рівні окремих держав, так і в транскордонних екологічних системах [159].

Ключовими параметрами оцінки стану популяцій та управління екологічними ризиками є:

1 Ареал поширення та його динаміка [131]. Оцінка базується на стандартизованій методології картографічного аналізу з використанням сітки 10×10 км у проекції ETRS 89 LAEA (EPSG:3035), що забезпечує рівноплощинне відображення території Європи з мінімальними викривленнями для точних розрахунків площ [74; 314]. Система передбачає чотири категорії достовірності інформації: повні обстеження або статистично надійні оцінки, екстраполяція обмежених даних з використанням моделей прогнозування, експертна думка з мінімальними емпіричними даними, констатація недостатності даних.

Темпоральний аналіз здійснюється в двох масштабах для диференційованої оцінки екологічних ризиків: короткостроковий тренд (12 років) відображає гострі загрози від сучасного антропогенного впливу та природоохоронних заходів, довгостроковий тренд (24 роки) виявляє хронічні системні загрози від фундаментальних змін екологічних умов та кліматичних трендів [170; 131]. Кількісна оцінка передбачає відсоткові зміни площі в діапазонах 0-12%, 13-25%, 26-50%, 51-100%, >100% [131]. Концепція сприятливого референтного ареалу (Favourable Reference Range, FRR) визначає мінімальну площу, необхідну для довгострокової життєздатності виду в сприятливих умовах [91; 389]. Для *U. crassus* FRR встановлюється з урахуванням особливостей метапопуляційної структури, потреби в гідрологічній зв'язності річкових систем та критичних розмірів локальних популяцій для забезпечення генетичного різноманіття [237].

2. Чисельність популяцій та демографічні показники [131; 170]. Оцінка базується на стандартизованих одиницях вимірювання: для *U. crassus* використовується кількість дорослих особин, площа зайнятого оселища або кількість локалітетів. Система передбачає інтервальні оцінки (мінімум-максимум) або класифікаційну систему з 14 категорій чисельності від класу 1 (0-50 особин) до класу 14 (50-100 мільйонів особин).

Популяційна динаміка аналізується за аналогічними часовими періодами з визначенням напрямку змін (стабільний, зростаючий, спадний, невизначений) [170, 162]. Індикативне значення 1% щорічних змін використовується як стандартизований поріг раннього виявлення загроз екологічній безпеці, хоча держави-члени можуть адаптувати його з науковим обґрунтуванням. Для *U. crassus* з тривалістю життя 10-29 років та епізодичним відтворенням цей критерій може вимагати регіональної модифікації.

Концепція сприятливої референтної чисельності (Favourable Reference Population, FRP) визначає мінімальну чисельність для довгострокової життєздатності з урахуванням біологічних особливостей виду, мінімальної життєздатної чисельності популяції, генетичного різноманіття та стійкості до стохастичних факторів [91; 389]. Для *U. crassus* критично важливою є оцінка вікової структури популяції та наявності успішного відтворення як індикатора демографічної стабільності [372; 137].

3. Стан оселищ та їх якість. Комплексна оцінка базується на трьох критеріях: достатність площі зайнятого оселища для довгострокового виживання, достатність якості оселища, наявність незайнятого оселища відповідної якості для потенційної реколонізації [131; 149; 150]. Для *U. crassus* якість оселища оцінюється через комплекс гідрологічних характеристик (швидкість течії, субстрат), гідрохімічних параметрів (вміст нітратного нітрогену NO_3-N, біогенних речовин), наявності риб-хазяїв для паразитичної стадії глохідій [108; 139].

Динамічний аналіз стану оселищ за 12-річний період з оцінкою зв'язності виявляє критичні загрози через фрагментацію [91; 170; 149]. Для *U. crassus* фрагментація річкових систем гідротехнічними спорудами порушує природну гідрологічну зв'язність, блокує міграцію риб-хазяїв та призводить до ізоляції локальних популяцій, що підвищує ризики генетичної деградації та демографічної нестабільності [188; 372; 237; 137].

4. Майбутні перспективи та оцінка загроз. Інтегративна оцінка базується на систематичному аналізі тисків та загроз для ареалу, чисельності та оселищ [131; 170]. Система передбачає чотири категорії прогнозу: добрі (відсутність значного впливу), задовільні (помірний вплив без критичних наслідків), погані (серйозний вплив з ризиком для життєздатності), невідомі (недостатність інформації).

Стандартизований перелік включає максимум 20 найбільш значущих тисків з характеристикою темпорального аспекту (минулі, поточні, майбутні), просторового охоплення (>90%, 50-90%, <50% популяції) та рівня впливу (високий, середній, низький) [131]. Для *U. crassus* основні загрози включають евтрофікацію водотоків (підвищений NO_3-N), седиментацію та кольматацію субстрату, гідроморфологічні зміни річкових русел, фрагментацію річкових систем, інвазивні види (ондатра як хижак) [437; 278; 372; 188; 137].

Загальна оцінка формується на основі матриці, що інтегрує чотири параметри: ареал поширення, чисельність популяції, стан оселищ та майбутні перспективи [131; 162]. Система передбачає чотири категорії стану: сприятливий (FV, "зелений"), неадекватний (U1, "жовтий"), поганий (U2, "червоний") або невідомий (XX).

Алгоритм інтеграції базується на консервативному принципі "найгіршого показника", що мінімізує ризики недооцінки загроз: наявність одного або більше "червоних" показників обумовлює поганий загальний статус U2; наявність "жовтих" за відсутності "червоних" обумовлює

неадекватний статус U1; тільки "зелені" показники або три "зелені" з одним "невідомим" обумовлюють сприятливий статус FV; два або більше "невідомих" у комбінації з "зеленими" або всі "невідомі" обумовлюють невідомий статус XX.

Додатково система передбачає оцінку загального тренду стану збереження (покращення, погіршення, стабільний, невідомий) та аналіз причин змін між звітними періодами, що дозволяє відстежувати ефективність природоохоронних заходів та адаптувати стратегії управління екологічними ризиками.

Комплексна оцінка включає статус заходів (заплановані, частково впроваджені, повністю впроваджені), просторове охоплення та цілі: підтримання поточного стану, розширення ареалу, збільшення чисельності, відновлення оселищ [131; 162]. Темпоральна оцінка здійснюється в трьох горизонтах: короткострокове реагування, середньострокове, довгострокове, що відображає різні масштаби екологічних процесів для довгоживучих видів.

Географічна локалізація характеризується за трьома категоріями: виключно в межах Natura 2000, як в межах так і поза межами мережі, виключно поза межами мережі. Для *U. crassus* це критично важливо, оскільки багато популяцій існують у малих водотоках поза межами великих охоронних територій, що вимагає розширення природоохоронних заходів на рівні водозбірних басейнів.

Система передбачає можливість подання розширених матеріалів, що доповнюють основний формат: методологічні описи специфічних підходів до моніторингу, обґрунтування відхилень від індикативних порогових значень, додаткові карти з вищою просторовою роздільністю, карти якості оселищ з градацією придатності територій.

Особливе значення для транскордонних популяцій мають документи спільних оцінок з описом координаційних механізмів, спільних планів

управління та узгоджених підходів до моніторингу між різними країнами, що забезпечує сумісність методів збору та аналізу даних.

Детальні описи національних програм моніторингу включають інноваційні методи (дистанційне зондування, молекулярно-генетичні методи, автоматизовані системи реєстрації), процедури валідації даних та контролю якості інформації. Для *U. crassus* особливо актуальні описи методів оцінки демографічної структури популяцій, технік індивідуального мічення для довготривалого моніторингу та протоколів оцінки якості водних оселищ.

Формат звітності за Статтею 17 створює комплексну методологічну основу для адаптації українських систем екологічного моніторингу до європейських стандартів в контексті майбутньої імплементації Директиви про оселища. Стандартизовані підходи до картування ареалів у проекції ETRS 89 LAEA забезпечують сумісність просторових даних з європейськими системами та можливість транскордонного співробітництва з країнами-членами ЄС.

Чотирирівнева система достовірності даних дозволяє Україні поетапно розвивати моніторингові компетенції: початкові етапи можуть базуватися на експертних оцінках та обмежених емпіричних даних з поступовим переходом до статистично надійних оцінок на основі репрезентативних вибіркових досліджень.

Для *U. crassus* в Україні критично важливими є адаптація концепцій FRR та FRP до національних умов з урахуванням специфіки українських річкових систем, визначення базових параметрів якості оселищ (критерій NO_3-N < 2 мг/л як індикатор евтрофікації), розробка протоколів оцінки демографічної структури популяцій через індивідуальне мічення, створення національної бази даних моніторингу з стандартизованими процедурами збору інформації.

Розробка та обґрунтування системи показників демографічної структури популяцій *U. crassus* для України є необхідною передумовою майбутньої імплементації Статті 17 Директиви про оселища в національне законодавство. Існуючі європейські методології оцінки природоохоронного статусу прісноводних молюсків [225; 372; 137] базуються на багаторічних дослідженнях західноєвропейських популяцій, проте географічна варіабельність у демографічних характеристиках та екологічних вимогах виду (обумовлює необхідність регіональної адаптації методологічних підходів при збереженні загальних принципів стандартизації.

Для довгоживучих видів з тривалим репродуктивним періодом, таких як *U. crassus*, показники вікової структури популяції є критично важливими для оцінювання демографічної життєздатності, інтенсивності поповнення та довгострокової стійкості популяцій.

Висновки до підрозділу 1.3:

1. Обґрунтовано, що формат звітності за Статтею 17 Директиви 92/43/ЄЕС є найбільш комплексною системою оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем через інтеграцію п'яти компонентів звітності. Ієрархічна структура забезпечує оцінку загроз на національному та транскордонному рівнях.

2. Доведено, що двомасштабний темпоральний аналіз (12-річний та 24-річний тренди) забезпечує диференційовану оцінку як гострих, так і хронічних системних загроз. Доведено, що концепції FRR та FRP визначають кількісні критерії екологічної безпеки на популяційному рівні.

3. Встановлено, що динамічний аналіз з оцінкою зв'язності виявляє критичні загрози через фрагментацію. Для *U. crassus* фрагментація гідротехнічними спорудами блокує міграцію риб-хазяїв та підвищує ризики генетичної деградації.

4. Доведено, що матрична система з чотирма категоріями (FV, U1, U2, XX) на основі принципу "найгіршого показника" мінімізує ризики недооцінки загроз. Стандартизований перелік тисків (максимум 20 факторів) забезпечує кількісну оцінку для пріоритизації природоохоронних втручань.

5. Доведено, що формат звітності створює методологічну основу для адаптації українських систем моніторингу до європейських стандартів. Стандартизовані підходи до картування, оцінки чисельності, демографічної структури популяцій та аналізу оселищ забезпечують платформу для розробки національних протоколів моніторингу *U. crassus* відповідно до міжнародних зобов'язань України.

РОЗДІЛ 2
ОБ’ЄКТ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Об'єкт дослідження та обґрунтування вибору модельного виду

Як об’єкт дослідження для розробки системи моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем обрано перлівницю товсту (*Unio crassus* Philipsson, 1788) – прісноводного двостулкового молюска родини Unionidae (рис. 2.1). Вибір цього виду як модельного об’єкта для системи екологічного моніторингу обґрунтований комплексом біологічних, екологічних та природоохоронних характеристик, які забезпечують його ефективність як біоіндикатора стану екологічної безпеки водних екосистем [429; 365; 244].



Рис. 2.1. Перлівниця товста (*U. crassus*) (фото автора)

Критерії вибору модельного виду для стандартизованого моніторингу базувалися на вимогах європейського природоохоронного законодавства та принципах оцінки екологічних ризиків [415; 225]. Згідно з Директивою Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ і дикої фауни та флори, *U. crassus* занесено до Додатку II як вид, що потребує виділення

спеціальних природоохоронних територій, та до Додатку IV як вид, що потребує суворої охорони [131]. Стаття 17 зазначеної Директиви встановлює обов'язок держав-членів здійснювати регулярний моніторинг природоохоронного статусу видів та звітувати про результати кожні шість років [170]. Ця законодавча основа забезпечує методологічну рамку для розробки національної системи моніторингу виду в контексті європейської інтеграції України.

Біоіндикаторні властивості *U. crassus* обумовлені особливостями його біології та екології. Довга тривалість життя виду – до 16-29 років у європейських популяціях [365] та до 10 років в українських [58] – дозволяє використовувати демографічну структуру популяцій для ретроспективної оцінки екологічної безпеки на тривалих часових масштабах. Седентарний спосіб життя дорослих особин забезпечує просторову стабільність популяцій та можливість виявлення локальних джерел забруднення або деградації середовища. Фільтраційний тип живлення робить вид чутливим до змін якості води, включаючи забруднення важкими металами, органічними речовинами та зміни каламутності [376].

Екологічна вразливість виду до антропогенних впливів визначає його роль у системі раннього виявлення загроз екологічній безпеці. Личинкова стадія розвитку – глохідій – є облігатним паразитом риб (переважно *Cottus gobio* та інших видів бичкових), що робить успішне розмноження залежним від наявності відповідних риб-хазяїв у достатній кількості [187; 189]. Ця особливість біології виду забезпечує інтегральну оцінку стану іхтіофауни як компонента екологічної безпеки водних екосистем. Чутливість виду до евтрофікації, седиментації та змін гідрологічного режиму дозволяє використовувати стан популяцій для діагностики чотирьох основних категорій антропогенних тисків на прісноводні екосистеми [70].

Статус виду в Україні підтверджує його природоохоронне значення та необхідність розробки спеціалізованої системи моніторингу. *U. crassus*

занесено до Червоної книги України (2021) з категорією “Зникаючий” та до Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи (МСОП) з категорією “Endangered” (Зникаючий), що відображає критичний стан виду на глобальному рівні. Включення виду до Додатку ІІ Бернської конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі зобов’язує Україну здійснювати заходи щодо збереження виду в межах Смарагдової мережі [123].

Репрезентативність *U. crassus* як модельного об’єкта для моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем забезпечується широким географічним поширенням виду в межах України [56]. Загалом у середині минулого століття вид був відомий з усіх річкових басейнів України [51; 242], дослідження останніх десятиліть констатувало зникнення виду з ряду водойм, попри це така ситуація все ще дозволяє охопити моніторингом різні типи водних екосистем у межах трьох біогеографічних регіонів за класифікацією Директиви про оселища: континентального, панонського та степового [122].

Методологічна база для моніторингу виду представлена стандартизованими європейськими протоколами та національними програмами моніторингу країн-членів ЄС. Національні програми моніторингу *U. crassus* функціонують у Швеції, Німеччині, Польщі, Чехії та інших країнах ЄС, що забезпечує можливість адаптації апробованих методологічних підходів до умов України та порівнянність результатів у межах європейського природоохоронного простору.

Технічна реалізованість моніторингу виду забезпечується відносною доступністю методів польового обліку та лабораторного аналізу. Виявлення популяцій здійснюється візуально або тактильно під час обстеження річкових ділянок без потреби у складному обладнанні. Визначення віку особин за лініями росту на стулках дозволяє отримувати демографічні характеристики популяцій з використанням стандартних лабораторних

методів [300]. Ці особливості забезпечують можливість масштабування системи моніторингу на національному рівні без значних інвестицій у спеціалізоване обладнання.

Таким чином, вибір *U. crassus* як об'єкта для розробки системи моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем обґрунтований поєднанням високих біоіндикаторних властивостей, європейського законодавчого мандату, созологічної значущості та технічної реалізованості моніторингу. Розробка стандартизованої системи моніторингу цього виду створює методологічну основу для оцінки та управління екологічними ризиками у прісноводних екосистемах України в контексті виконання зобов'язань за міжнародними природоохоронними конвенціями та європейської інтеграції.

2.2. Матеріали дослідження

Емпірична база для розробки системи екологічного моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем сформована на основі комплексних досліджень популяцій *U. crassus* у річкових басейнах України протягом 1995-2024 років. Обсяги зібраних матеріалів та територіальний охват досліджень забезпечують репрезентативність даних для розробки національної системи моніторингу та оцінки екологічних ризиків на рівні річкових басейнів.

Просторовий охват моніторингу: басейни та пріоритетні локалітети

Територіальний охват досліджень охоплює вісім річкових басейнів, що представляють основні типи прісноводних екосистем України та різні рівні антропогенного навантаження (рис. 2.2). Басейновий принцип організації моніторингу відповідає вимогам інтегрованого управління водними ресурсами згідно з Водною рамковою директивою ЄС [156] та забезпечує оцінку екологічних ризиків на рівні водозбірних територій.

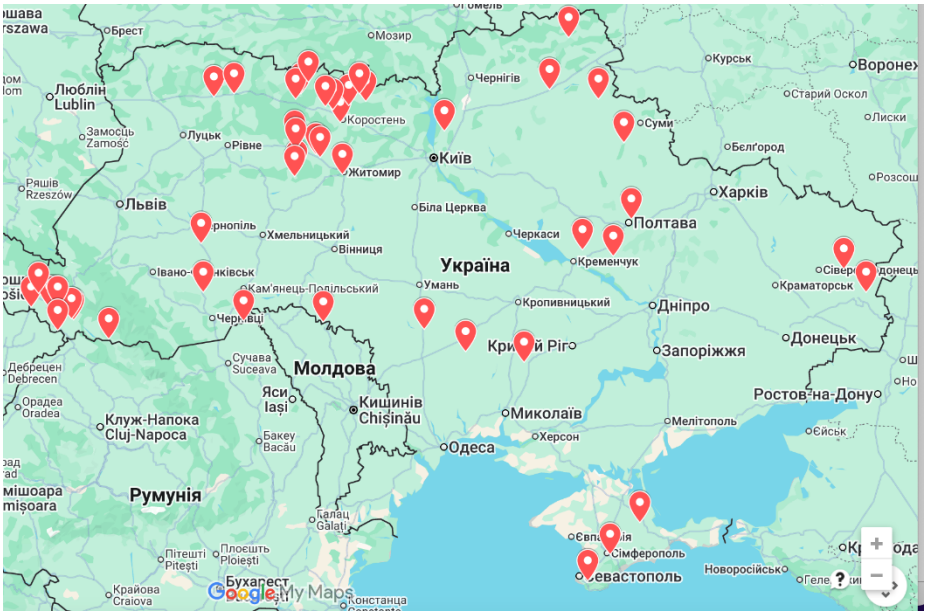


Рис. 2.2 Мережа пунктів моніторингу *U. crassus* (1995-2024 роки)

Басейн Дунаю репрезентований локалітетами у гірсько-передгірних річках Українських Карпат (Закарпатська та Чернівецька області), що представляють панонський біогеографічний регіон (рис. 2.3) [122]. Досліджені річки басейну Тиси (Боржава, Латориця, Іршава, Апшиця, Уж) та басейну Прута (Сталінешті) характеризуються гірським, передгірним та рівнинним типами гідрологічного режиму з природними морфологічними характеристиками русел та помірним антропогенним навантаженням [6; 26; 29; 32; 34; 33; 35].

Басейн Дністра представлений локалітетами у передгірних річках Подільської височини (Тернопільська та Вінницька області), що належать до континентального біогеографічного регіону. Досліджені річки (Мурафа, Гнізна) характеризуються лісостеповим типом гідрологічного режиму та значним антропогенним навантаженням від сільськогосподарської діяльності у водозбірних басейнах [21; 27; 37; 47; 48; 63; 64].

Басейн Прип’яті охоплює локалітети у річках Українського Полісся континентального біогеографічного регіону. Досліджені річки (Уборть,

Случ, Тня) представляють типові поліські водотоки з заболоченими водозбірними басейнами та високою природною збереженістю екосистем [4; 5; 18; 19; 20;30; 34; 36; 38; 53; 57; 62]. Басейн річки Уборть є модельною територією для оцінки екологічної безпеки в умовах антропогенної трансформації від незаконного видобутку бурштину.



Рис. 2.3. Біогеографічні регіони України відповідно до [122]

Басейн Південного Бугу репрезентований локалітетами у порожистих ділянках степової зони, що належать до степового біогеографічного регіону. Досліджені ділянки характеризуються унікальними гідроморфологічними умовами з швидкоплинними ділянками та кам'янистим субстратом, що забезпечують збереження реліктових популяцій *U. crassus* в умовах степової зони [2; 49; 54].

Басейни Десни, Псла та Ворскли представляють великі незарегульовані річки лісостепової зони континентального біогеографічного регіону [3; 8; 13; 14; 15; 17; 22; 28; 50; 61]. Ці території є

важливими для оцінки екологічної безпеки великих водотоків з значним антропогенним навантаженням та складною гідрологічною структурою.

Гірські річки Криму представлені окремими локалітетами, що мають особливе значення для оцінки ізольованих популяцій виду в умовах специфічного середземноморського кліматичного впливу та антропогенного тиску [7; 46; 52]. Проте дослідження цього регіону відбувалось до 2011 року та буде можливим лише після деокупації.

Загалом обстежено 47 локалітетів *U. crassus* у межах вісьми річкових басейнів. На основі созологічного аналізу та оцінки популяційних характеристик визначено 18 пріоритетних локалітетів, що сформували основу для розробки національної мережі моніторингу екологічної безпеки. Ці локалітети характеризуються достатніми розмірами популяцій для регулярного моніторингу, репрезентують різні типи водних екосистем та рівні екологічного ризику, а також забезпечують територіальне покриття всіх біогеографічних регіонів поширення виду в Україні.

Темпоральний охват досліджень становить 29 років (1995-2024 рр.), що забезпечує достатню тривалість для оцінки довгострокових трендів екологічної безпеки та верифікації ретроспективних оцінок на основі демографічних характеристик популяцій. Найінтенсивніший період польових досліджень припадає на 2009-2024 роки, коли здійснено систематичні обстеження ключових локалітетів з повторними оглядами для оцінки темпоральної динаміки популяційних характеристик.

Періодичність обстежень локалітетів варіювала залежно від їх природоохоронного статусу та рівня екологічного ризику. Пріоритетні локалітети з високим природоохоронним значенням обстежено 2-3 рази протягом періоду досліджень (2009-2011, 2020, 2023-2024 роки), що дозволило оцінити короткострокові (3-4 роки) та середньострокові (12-15 років) тренди змін популяційних характеристик та якості середовища існування.

Темпоральна структура даних відповідає вимогам Статті 17 Директиви про оселища щодо оцінки короткострокових (12 років) та довгострокових (24 роки) трендів природоохоронного статусу видів [170]. Наявність даних про вікову структуру популяцій дозволяє здійснювати ретроспективну оцінку екологічної безпеки на часових масштабах до 16-25 років на основі демографічної історії популяцій, що зафіксована у віковій структурі особин.

Окремі локалітети мають історичні дані з кінця XX століття (1995-2000 роки), що забезпечує можливість оцінки довгострокових змін екологічної безпеки на 25-30-річному часовому масштабі та верифікації прогностичних моделей розвитку популяцій в умовах антропогенного навантаження.

Загальний обсяг зібраних матеріалів включає особин *U. crassus* з 47 локалітетів, що забезпечують репрезентативність даних для статистичного аналізу та розробки стандартизованих критеріїв оцінки екологічної безпеки. Розміри вибірок з окремих локалітетів варіюють залежно від щільності популяцій та доступності місць збору матеріалу.

Базова моніторингова мережа з семи пріоритетних локалітетів характеризується достатніми розмірами вибірок (більше 15 особин) для забезпечення статистичної надійності оцінок демографічного стану популяцій згідно з встановленими критеріями ($N \geq 15$ для мінімально достатнього рівня, $N \geq 30$ для достатнього рівня статистичної потужності).

Розширена моніторингова мережа з 11 локалітетів включає території з різними обсягами вибірок, що відображають природну варіабельність щільності популяцій та дозволяють розробити диференційовані підходи до моніторингу локалітетів з різними популяційними характеристиками. Локалітети з малими вибірками (3-10 особин) представляють особливий інтерес для оцінки екологічних ризиків, оскільки низька щільність

популяцій може свідчити про деградацію середовища існування або високий рівень антропогенного тиску.

Для кожного екземпляра отримано комплекс морфометричних та демографічних характеристик, що включають довжину стулки, ширину, висоту, масу, вік особини та вікову структуру популяції. Ці дані сформували емпіричну основу для розробки кількісних критеріїв оцінки демографічного стану популяцій та інтеграції показників вікової структури у систему оцінювання екологічної безпеки згідно з вимогами Статті 17 Директиви про оселища.

Геопросторові дані включають координати всіх обстежених локалітетів (GPS-координати), що забезпечує їх інтеграцію з геоінформаційними системами та базами даних європейських природоохоронних мереж (Natura 2000, Смарагдова мережа). Дані про локалізацію популяцій опубліковано на міжнародному порталі Global Biodiversity Information Facility (GBIF) [202], що забезпечує їх доступність для міжнародних досліджень та моніторингових програм.

Гідроморфологічні та гідрохімічні дані зібрано для ключових локалітетів моніторингової мережі та включають характеристики русла (ширина, глибина, тип субстрату, швидкість течії), прибережної зони (характер заростання) та деякі основні параметри якості води (температура, pH, вміст розчиненого кисню, концентрації нітратного нітрогену та ортофосфатного фосфору). Ці дані забезпечують можливість розробки критеріїв багатопараметричної оцінки біотопів *U. crassus* для комплексної діагностики загроз екологічній безпеці.

Дані дистанційного зондування Землі зібрано для модельної території басейну річки Уборть (Ubort River. Wikipedia) за період 2015-2025 років з використанням супутникових знімків Sentinel-2 L2A. Часові серії вегетаційних індексів (NDVI, NDWI, NDMI) [167; 257; 121] забезпечують оцінку довгострокових трендів деградації лісових екосистем та

гідрологічного режиму водотоків в умовах антропогенної трансформації території від незаконного видобутку бурштину [102; 214; 361; 309; 293].

Таким чином, зібрані матеріали забезпечують достатню емпіричну базу для розробки стандартизованої системи екологічного моніторингу, що охоплює всі основні річкові басейни поширення *U. crassus* в Україні, представляє різні типи водних екосистем та рівні антропогенного навантаження, а також забезпечує темпоральну глибину для оцінки короткострокових та довгострокових трендів екологічної безпеки.

Методологія розробки системи екологічного моніторингу базується на аналізі існуючих методик моніторингу європейських країн (Польщі, Німеччини, Люксембургу, Чехії, Литви, Румунії та інших), використанні їх досвіду та інтеграції власних польових методів збору даних, лабораторних методів аналізу біологічних характеристик, методів оцінки екологічних ризиків та геоінформаційних методів просторового аналізу. Загалом проаналізовано програми, результати моніторингу та інформаційні ресурси 20 європейських країн (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Інформаційні ресурси європейських країн та сторінки звіту за Статтею 17 моніторингу *U. crassus*

Країна	Інформаційний ресурс, що використовувався при розробці та коригуванні програми моніторингу у даній країні	Сторінка звіту країни у мережі EIONET
Австрія	[148; 206; 260; 305; 384]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=at/eu/art17/envxul7yg/AT_species_reports-20190730-095534.xml&conv=593&source=remote#1032
Бельгія	[395; 396]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=be/eu/art17/envxtwdq/BE_species_reports-20190828-094301.xml&conv=593&source=remote#1032

Болгарія	[135; 136; 193; 385; 234]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=bg/eu/art17/envxhyhkg/BG_species_reports-20200109-124921.xml&conv=593&source=remote#1032
Хорватія	[217; 144; 243; 246; 247; 248; 249; 250; 285; 357]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=hr/eu/art17/envxvqp1g/HR_species_reports-20190829-140313.xml&conv=593&source=remote#1032
Чехія	[87; 88; 139; 140; 173; 207; 216]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=cz/eu/art17/envxtqbnq/CZ_species_reports.xml&conv=593&source=remote#1032
Данія	[362; 256]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=dk/eu/art17/envxwjjpq/DK_species_reports-20190830-133616.xml&conv=593&source=remote#1032
Естонія	[387; 152; 153; 154]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=ee/eu/art17/envxtxasa/EE_species_reports-20190725-081503.xml&conv=593&source=remote#1032
Фінляндія	[177; 220; 267; 398; 399; 400]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=fi/eu/art17/envxtxaya/FI_species_reports-20190815-133946.xml&conv=593&source=remote#1032
Франція	[116; 119; 254]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=fr/eu/art17/envxrm6jq/FR_species_reports.xml&conv=593&source=remote#1032
Німеччина	[104; 109; 212; 213; 302]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=de/eu/art17/envxuwlta/DE_species_reports.xml&conv=593&source=remote#1032
Греція	[180; 181; 283; 334; 335; 336; 337]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=gr/eu/art17/envxrm90g/GR_species_reports-20190731-130104.xml&conv=593&source=remote#1032
Угорщина	[299; 128]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=hu/eu/art17/envxvqtnw/HU_species_reports-20190830-135052.xml&conv=593&source=remote#1032
Латвія	[125; 126; 343; 344; 345]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=lv/eu/art17/envxwalvg/LV_species_reports-20190829-

		115440.xml&conv=593&source=remote#1032
Литва	[169; 222; 258; 265; 331; 332; 356; 438]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=lt/eu/art17/envxvquoq/LT_species_reports-20190830-125233.xml&conv=593&source=remote#1032
Люксембург	[197; 198; 199; 266]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=lu/eu/art17/envxtxbhw/LU_species_reports-20190726-171241.xml&conv=593&source=remote#1032
Польща	[82; 98; 99; 192; 194; 230; 261; 319; 320; 383; 421; 422; 423; 424; 425; 426; 427; 428; 430; 431; 432; 433; 435]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=pl/eu/art17/envxkxmqa/PL_species_reports-20190826-142640.xml&conv=593&source=remote#1032
Румунія	[354]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=ro/eu/art17/envxhrpcw/RO_species_reports-20190805-153845.xml&conv=593&source=remote#1032
Словаччина	[231]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=sk/eu/art17/envxrnpda/SK_species_reports-20190711-093907.xml&conv=593&source=remote#1032
Словенія	[112; 196; 357; 358; 359]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=si/eu/art17/envxuwnma/SI_species_reports-20190819-145439.xml&conv=593&source=remote#1032
Швеція	[89; 90; 96; 129; 130; 205; 267; 268; 269; 279; 280; 281; 296; 297; 298; 346; 360; 377; 378; 408; 409]	https://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=se/eu/art17/envxrnkmw/SE_species_reports-20190704-125344.xml&conv=593&source=remote#1032

Комплексний методологічний підхід забезпечує стандартизацію процедур моніторингу, порівнянність результатів з європейськими моніторинговими програмами та об’єктивність оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем.

2.3. Методи польового та лабораторного моніторингу

Методи польового моніторингу адаптовано з урахуванням специфіки гідрологічних умов України та організаційних можливостей національної системи моніторингу. Протоколи гармонізовано з BS EN 16859:2017, польською методикою GIOŚ та французькими стандартами ONEMA та стандартами для баварських популяцій. Система присвоєння статусів реалізує принцип «найгіршого показника», що забезпечує сумісність з вимогами Статті 17 Директиви 92/43/ЄЕС. Як базові регіони для верифікації методології обрано басейн Прип'яті як такий, що має найвищу частоту трапляння *U. crassus,* та басейн Тиси, у якому відмічені найвищі показники популяційної структури. Після верифікації методи було покладено в основу розробленої програми моніторингу.

Організація моніторингових місцезнаходжень здійснювалася за принципом моніторингового місцезнаходження ділянки річки довжиною 1 км з підтвердженою наявністю *U. crassus*. У межах кожного моніторингового місцезнаходження закладалося не менше трьох трансект для забезпечення репрезентативності вибірки. Відстань між моніторинговими місцезнаходженнями в межах однієї річки становила не менше 1 км для забезпечення незалежності вибірок при оцінці просторової варіабельності популяційних характеристик.

Методика відбору проб включала систематичне обстеження річкового дна на глибині 0,3-1,2 м з використанням візуального з батоскопом (рис. 2.4) та тактильного пошуку. Обстеження на малих річках з максимальною глибиною до 1,2 метра проводилося у напрямку від одного берега до протилежного. На середніх та великих річках трансекти простягались вздовж берега (правий та лівий берег) з охопленням усіх типів мікрооселищ, при цьому максимальна глибина дослідження також не

перевищувала 1,2 метра. Переважно глибина становила до 1 метра. Для кожної трансекти фіксувалася довжина обстеженої ділянки та площа обстеження для подальшого розрахунку щільності популяції (особин на м²).



А



Б



В



Г



Д



Є

Рис. 2.4. Обстеження з використанням батоскопа та виявлення молюсків (А – фото автора, Б – Є [291])

Виявлені особини вимірювалися *in situ* з використанням штангенциркуля з точністю до 0,1 мм. Для кожної трансекти фіксувалися координати (GPS-координати), глибина, характер субстрату (мул, пісок, галька, каміння) та швидкість течії. Ці дані забезпечують можливість повторюваності досліджень та аналізу мікрооселищних преференцій виду, оцінки якості біотопів для цілей моніторингу екологічної безпеки.

Для детального демографічного аналізу за можливості збиралися зразки особин у кількості 15-30 екземплярів з кожного локалітету, що відповідає мінімальним вимогам для статистичної надійності оцінок згідно з принципами біостатистики. Розмір вибірки визначався з урахуванням щільності популяції та необхідності мінімізації впливу на популяцію у зв'язку з природоохоронним статусом виду. У локалітетах з низькою щільністю популяцій (менше 3 особин на м²) обмежувалися відбором 5-10 екземплярів для забезпечення збереженості популяції.

Паралельно зі збором біологічних матеріалів за можливості здійснювалася реєстрація гідроморфологічних та гідрохімічних параметрів середовища існування. У випадку трансекти поперек русла вимірювання глибин проводилося у трьох точках поперечного профілю русла для характеристики морфології русла. Швидкість течії оцінювалася візуально за тримірною шкалою (повільна, помірна, швидка) або вимірювалася з використанням поверхневого поплавка на стандартних ділянках довжиною 10 м.

Основні гідрохімічні параметри (температура води, pH, вміст розчиненого кисню та інші) вимірювалися безпосередньо у полі з використанням портативних польових приладів (pH/ОВП/Кондуктометр/TDS-метр/Солемір водозахищений з АКТ EZODO 7200 з електродом 7000EO; Analysenkoffer 93130). Відбір проб води для лабораторного аналізу концентрацій біогенних елементів (нітратний нітроген, ортофосфатний фосфор) здійснювався згідно зі стандартними

гідрохімічними методиками [72] з дотриманням вимог до консервації та транспортування проб.

Характеристика прибережної зони включала опис типу берегової лініїі (природна, модифікована, штучна), ступеня заростання прибережною рослинністю, наявності деревно-чагарникових насаджень та антропогенних об’єктів у безпосередній близькості від русла. Ці параметри забезпечували комплексну оцінку антропогенного навантаження на водні екосистеми та потенційних загроз екологічній безпеці на рівні водозбірного басейну.

Фотодокументація моніторингових місцезнаходжень здійснювалася для фіксації стану біотопів та створення візуального архіву для довгострокового моніторингу змін середовища існування. Фотофіксація включала загальні види ділянки річки, характерні мікрооселища *U. crassus*, стан прибережної зони та антропогенні об’єкти у безпосередній близькості від русла.

Аналіз зібраних зразків включав морфометричні вимірювання та визначення віку особин для отримання демографічних характеристик популяцій як індикаторів екологічної безпеки водних екосистем.

Морфометричні вимірювання здійснювалися з використанням електронного штангенциркуля з точністю до 0,01 мм. Для кожної особини фіксувалися наступні параметри: довжина стулки (максимальна відстань від переднього до заднього краю), висота стулки (максимальна відстань від дорсального до вентрального краю), ширина стулки (максимальна відстань між найбільш опуклими частинами обох стулок). Маса тіла визначалася зважуванням на вагах з точністю до 0,01 г.

Визначення віку особин здійснювалося методом підрахунку ліній росту на зовнішній поверхні стулок (рис. 2.5) [300]. Метод базується на тому, що сезонна варіабельність швидкості росту молюсків призводить до формування чітко виражених ліній уповільненого росту, що відповідають зимовим періодам. Для визначення віку стулки попередньо очищалися від

органічного нальоту. Підрахунок ліній росту здійснювався на найбільш опуклій частині стулки, де лінії росту є найчіткішими.

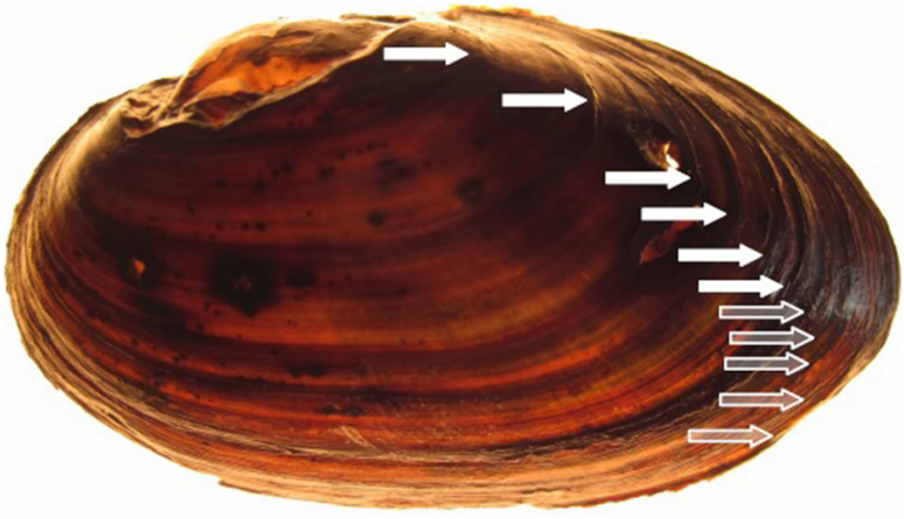


Рис. 2.5. Визначення віку особин за річними лініями росту. Білі стрілки вказують на лінії зимового припинення росту за якими визначають вік, Прозорі стрілки вказують на псевдолінії, які не враховуються при підрахунку [294].

Валідація віку проводилася шляхом порівняння результатів підрахунку ліній росту на лівій та правій стулках одної особини. У випадку розбіжностей (більше ніж на один рік) здійснювалося повторне підрахування. Особини з нечіткою структурою ліній росту, що унеможливлювала надійне визначення віку, виключалися з подальшого аналізу. На основі даних про вік особин визначалася вікова структура популяцій.

2.4. Методи оцінки популяційного стану та екологічних ризиків

Вікова структура популяції є одним з найважливіших демографічних показників, що відображає історію популяційних процесів та визначає її

майбутню динаміку. Аналіз розподілу особин за віковими класами дозволяє оцінити інтенсивність поповнення популяції, виживання різних генерацій, репродуктивний потенціал та загальну життєздатність популяції. Для довгоживучих видів безхребетних, зокрема прісноводних двостулкових молюсків, вікова структура є особливо інформативним індикатором стану популяції, оскільки відображає демографічні процеси протягом тривалого періоду часу.

Прісноводні молюски родини Unionidae характеризуються повільним ростом, пізнім досягненням статевої зрілості та тривалим життєвим циклом, що робить їх популяції особливо вразливими до антропогенних впливів. Порушення вікової структури внаслідок погіршення якості середовища існування, фрагментації місць існування або зниження чисельності риб-хазяїв може призвести до репродуктивного колапсу та поступового зникнення популяції навіть за збереження певної кількості дорослих особин. Тому аналіз вікової структури є критично важливим компонентом моніторингу та оцінки природоохоронного статусу цих видів.

Тривалість життя *U. crassus* в європейських популяціях варіює залежно від географічного розташування та екологічних умов. Вид демонструє значну пластичність життєвих характеристик, включаючи максимальну тривалість життя та характер росту, які можуть суттєво відрізнятися навіть у межах однієї річки. Недавні дослідження в Хорватії виявили особин віком від 10 до 29 років у незабруднених водах та від 10 до 22 років у забруднених ділянках [107]. Систематичний аналіз вікової структури українських популяцій *U. crassus* на національному рівні до цього часу не проводився. Проте загальна оцінка вікової структури популяцій перлівниці товстої проводилась раніше [56]. Результати цих досліджень показали, що максимальний зареєстрований вік в українських популяціях становить 10 років у басейні Дністра, тоді як у інших басейнах

максимальний вік не перевищує 9 років. Середній вік досліджених популяцій варіював від 4,65 до 7,07 років.

Відносно невисокий максимальний вік в українських популяціях порівняно з деякими європейськими може бути пов'язаний з кількома факторами. Географічне розташування та кліматичні умови можуть впливати на швидкість метаболічних процесів та тривалість життя. Антропогенне навантаження на річкові екосистеми України, включаючи забруднення, зарегулювання стоку та деградацію прибережних біотопів, може негативно впливати на виживання старших вікових класів.

Аналіз вікової структури досліджених популяцій виявив відсутність особин віком 2 роки у польових вибірках, що відображає методичний підхід до відбору проб. Згідно з даними про біологію *U. crassus*, після метаморфозу на рибі-хазяї ювенільні особини опускаються на дно та заривається у субстрат на глибину до 10-15 см, де залишаються протягом 1-3 років [381]. У цей період молоді молюски є надзвичайно вразливими до механічних пошкоджень та стресових факторів. З метою мінімізації антропогенного впливу на найбільш чутливу ювенільну стадію, при проведенні моніторингових обстежень здійснювався вибірковий відбір лише особин, що знаходяться на поверхні або у верхньому шарі субстрату (глибина до 5 см), що відповідає рекомендаціям щодо неруйнівних методів обстеження популяцій загрожених видів прісноводних молюсків [376]. Внаслідок цього підходу у вибірках представлені переважно особини віком від 3 років, які вже завершили ювенільну стадію та з'явилися на поверхні субстрату як активні фільтратори.

Для оцінки демографічної структури запропоновано набір базових статистичних показників, що включає середній вік, медіанний вік, максимальну тривалість життя (95-й перцентиль), стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, коефіцієнти асиметрії та ексцесу. Вибір цих показників базується на загальноприйнятих статистичних підходах популяційної

екології [363, 434] та має підтверджену ефективність для аналізу вікової структури довгоживучих видів безхребетних [328].

Середній вік популяції розраховується за формулою:

$$\bar{x} = \Sigma(n_i \times a_i) / N, \quad (2.1)$$

де n_i – кількість особин віку i, a_i – вік особин у роках, N – загальна чисельність вибірки.

Для українських популяцій *U. crassus* з максимальною тривалістю життя 9-10 років встановлено наступні порогові значення: низькі значення середнього віку (3-5 років, що становить 30-56% від максимальної тривалості життя) свідчать про молоду популяцію з активним відтворенням, тоді як високі значення (>6 років, що становить >67% від максимальної тривалості життя) вказують на старіючу популяцію з можливими проблемами поповнення. Ці порогові значення адаптовано пропорційно до тривалості життя, виходячи з принципу, що середній вік молодої популяції має становити 40-60% від максимальної тривалості життя, що узгоджується з підходами [301] для оцінки популяцій прісноводних молюсків.

Медіанний вік розраховується за формулою:

$$Me = a(n+1)/2 \text{ (якщо N непарне)}; \quad Me = (a_{n/2} + a_{n/2+1}) / 2 \text{ (якщо N парне)}, \quad (2.2)$$

Де a_i – вік i-ї особини у впорядкованому ряді.

Цей показник забезпечує робастну оцінку центральної тенденції, менш чутливу до екстремальних значень [363], що особливо важливо для малочисельних популяцій з нерівномірним віковим розподілом. Співвідношення між медіанним та середнім віком використовується як індикатор симетричності вікового розподілу, причому значна різниця між цими показниками свідчить про асиметрію структури популяції.

Максимальна тривалість життя визначається як 95-й перцентиль вікового розподілу замість абсолютного максимального віку.

$$A\_max = P_{95} \quad (2.3)$$

Використання перцентильного підходу забезпечує більш стабільні оцінки при повторних дослідженнях та дозволяє коректне порівняння між популяціями з різним обсягом вибірок [219; 328; 376]. Для *U. crassus*, який демонструє значну географічну варіабельність тривалості життя [107], цей показник дозволяє оцінити локальні умови існування без надмірного впливу поодиноких екстремально старих особин.

Стандартне відхилення (σ)

Стандартне відхилення віку обчислювали за формулою незміщеної оцінки [434]:

$$\sigma = \sqrt{[\Sigma n_i(a_i - \bar{x})^2 / (N-1)]} \quad (2.4)$$

де всі позначення відповідають вищенаведеним.

Характеризує ступінь розкиду вікових значень навколо середнього. Низькі значення (σ < 1,2) вказують на концентрацію особин у вузькому віковому діапазоні. Високі значення (σ > 1,5) свідчать про широкий віковий спектр популяції.

Коефіцієнт варіації (CV) забезпечує відносну міру варіабельності, що дозволяє порівнювати популяції з різним середнім віком [363].

$$CV = (\sigma / \bar{x}) \times 100\%, \quad (2.5)$$

де σ − стандартне відхилення; $\bar{x}$ − середній вік

Порогові значення встановлено наступним чином: CV < 20% вказує на низьку варіабельність та стабільну популяцію з домінуванням обмеженої кількості вікових когорт; CV = 20-30% відповідає середній варіабельності та нормальному стану популяції з регулярним поповненням; CV > 30% свідчить про високу варіабельність, що може відображати нестабільність умов для відтворення або епізодичне успішне розмноження.

Коефіцієнти асиметрії (γ_1) та ексцесу (γ_2) надають інформацію про форму вікового розподілу [434].

$$\gamma_1 = \Sigma n(a_i - \bar{x})^3 / [(N-1) \times \sigma^3] \quad (2.6)$$

$$\gamma_2 = [\Sigma n.(a_i - \bar{x})^4 / ((N-1) \times \sigma^4)] - 3 \quad (2.7)$$

Правостороння асиметрія ($\gamma_1 > 0$) вказує на переважання молодих особин, що є сприятливою ознакою для довгострокової життєздатності популяції, тоді як лівостороння асиметрія ($\gamma_1 < 0$) свідчить про старіння популяції та можливі проблеми з відтворенням. Коефіцієнт ексцесу (γ_2) дозволяє виявити популяції з концентрацією особин у вузькому віковому діапазоні ($\gamma_2 > 0$) або з рівномірним розподіленням за віковими класами ($\gamma_2 < 0$), що відображає історію демографічних процесів та може виступати як додатковий показник [290].

Спеціалізовані популяційні індекси. Коефіцієнт рекрутування (відновлення) (Kr) розраховується як співвідношення кількості молодих особин до кількості старих особин:

$$Kr = n\_young / n\_old \quad (2.8)$$

де n_young – кількість особин віком до 3 років включно, n_old – кількість особин віком >6 років.

Визначення вікових меж для молодих та старих особин базується на біологічних характеристиках українських популяцій. Особини віком 3 роки щойно завершили ювенільну стадію під субстратом та з'явилися на поверхні як активні фільтратори, наближаючись до або досягаючи статевої зрілості. Особини віком >6 років належать до старших вікових класів, що вже пройшли більшу частину життєвого циклу. Така градація відповідає принципу пропорційності до загальної тривалості життя, застосованому [301] для різних видів прісноводних молюсків.

Порогові значення Kr встановлено наступним чином: Kr > 1.0 свідчить про добре поповнення популяції молодими особинами; Kr = 0.5-1.0 відповідає задовільному поповненню; Kr < 0.5 вказує на недостатнє

поповнення та тривожний стан популяції; Kr = 0 означає відсутність молодих особин та критичний стан популяції. Ці порогові значення адаптовано з урахуванням того, що для довгоживучих видів з тривалою ювенільною стадією співвідношення молодих до старих особин 1:1 відображає збалансовану демографічну структуру [84, 203].

Індекс старіння (I_aging) визначається як відсоткова частка особин старших вікових класів:

$$I\_aging = (n \geq 7 / N) \times 100\% \quad (2.9)$$

де n≥7 – кількість особин віком ≥7 років, N – загальна чисельність вибірки.

Поріг 7 років для визначення старших особин обґрунтовується тим, що цей вік становить приблизно 78% від максимальної зареєстрованої тривалості життя (9 років) в більшості українських популяцій. Порогові значення індексу: I_aging < 30% характеризує молоду популяцію з активним відновленням; I_aging = 30-50% відповідає нормальній віковій структурі; I_aging > 50% вказує на старіючу популяцію з загрозою демографічного колапсу після природної загибелі поточних дорослих особин. Цей підхід узгоджується з концепцією реліктових популяцій (relict populations), описаною [375], коли популяції можуть зберігати достатню чисельність протягом десятиліть після припинення успішного відтворення через довгожительність дорослих особин. Також узгоджується з концепцією "aging population" [203].

Індекс популяційної стійкості (PSI) інтегрує інформацію про варіабельність вікової структури, ефективний розмір популяції та ступінь старіння:

$$PSI = (1 - CV/100) \times (N\_eff / k) \times (1 - I\_aging/100) \quad (2.10)$$

де CV – коефіцієнт варіації віку (%); N_eff – ефективний розмір популяції (апроксимується чисельністю вибірки); k – еталонний розмір популяції, прийнятий рівним 50 особинам; I_aging – індекс старіння (%).

Еталонний розмір k = 50 базується на концепції мінімальної життєздатної популяції для довгоживучих безхребетних з низьким репродуктивним потенціалом. Цей показник адаптовано з принципів популяційної екології [290], які підкреслюють необхідність інтеграції множинних демографічних параметрів для надійної оцінки стану популяції. Порогові значення: PSI > 0.6 характеризує стабільну популяцію; PSI = 0.4-0.6 відповідає помірно стійкій популяції; PSI < 0.4 вказує на нестабільну популяцію, що потребує впровадження заходів охорони.

Порівняння з іншими методологічними підходами. Запропонована методологія базується на адаптації загальноприйнятих підходів популяційної екології до специфічних характеристик українських популяцій *U. crassus*. У дослідженні популяцій прісноводних молюсків річки Міссісіпі використовували порогові значення ≤5 років для молодих особин та ≥15 років для старих, що відповідає видам з тривалістю життя 20-60 років [301]. При пропорційному перерахунку для 10-річної тривалості життя українських популяцій ці значення становили б ≤2.5 років для молодих та ≥7.5 років для старих. Запропоновані нами порогові значення (3 роки для молодих, >6 років для старих) є консервативнішими та враховують тривалу ювенільну стадію під субстратом.

У дослідженні причин припинення поповнення популяцій *Elliptio complanata* встановили, що релікт популяції можуть зберігатися десятиліття після припинення успішного відтворення через довгоживучість дорослих особин, що обґрунтовує важливість індексу старіння для ранньої діагностики демографічних проблем [375]. Застосований нами підхід з визначенням старших особин як тих, що перевищили 2/3 від максимальної тривалості життя, узгоджується з цією концепцією та дозволяє виявляти популяції під загрозою до настання критичного скорочення чисельності.

Запропонована ієрархічна система показників від базових дескриптивних статистик через показники форми розподілу до

спеціалізованих індексів дозволяє адаптувати глибину аналізу до доступності даних та специфічних цілей дослідження, зберігаючи при цьому можливість стандартизованого порівняння результатів між популяціями та дослідницькими програмами. Усі запропоновані методи базуються на загальноприйнятих статистичних підходах, що забезпечує їх методологічну коректність, можливість верифікації результатів та порівнянність з міжнародними дослідженнями популяційної екології прісноводних молюсків.

Розроблені критерії на основі вікової структури рекомендовано використовувати як додатковий інструмент для інтерпретації параметра "чисельність популяції" та як ключовий індикатор для прогнозування майбутньої динаміки популяції для офіційної оцінки за Статтею 17, проте вони не замінюють обов'язкову процедуру оцінювання.

Методи статистичного аналізу та оцінки ризиків застосовувалися для розробки кількісних критеріїв оцінки демографічного стану популяцій та інтеграції показників вікової структури у систему оцінювання екологічної безпеки.

Розробка кількісних критеріїв оцінки демографічного стану базувалася на методології порогових значень з встановленням критичних меж для класифікації популяцій за рівнем екологічного ризику. Порогові значення для середнього віку (5-7 років для сприятливого стану, >9 років для критичного стану) визначалися на основі емпіричного аналізу даних українських популяцій та порівняння з європейськими даними.

Градація вимог до обсягу вибірки для статистичної надійності оцінок встановлена як: достатній рівень ($N \geq 30$), мінімально достатній (20-29), обмежений (15-19) та недостатній (< 15). Ця градація відповідає принципам біостатистики щодо мінімальних розмірів вибірки для застосування центральної граничної теореми та не суперечить вимогам Статті 17 щодо присвоєння статусу XX (Unknown) при $N < 15$.

Розроблений тристадійний алгоритм визначення демографічного стану популяцій включає послідовну перевірку: (1) обсягу вибірки для статистичної надійності; (2) наявності критичних ознак стану U2 (критичний стан) через оцінку середнього віку та індексу відновлення; (3) диференціацію між станами FV (сприятливий) та U1 (несприятливий) на основі комплексу демографічних показників. Цей алгоритм забезпечує стандартизовану процедуру оцінки ризиків для популяцій з різними демографічними характеристиками [55].

Созологічна оцінка локалітетів здійснювалася з використанням розробленого нами індексу созологічної значущості (ІСЗ), який інтегрує созологічний статус охоронюваних видів молюсків родини Unionidae через систему вагових коефіцієнтів. Методологічна основа дослідження полягала у розробці кількісного підходу до оцінки созологічної значущості локалітетів рідкісних видів, що поєднує принципи созологічного аналізу [25; 60] з математичним моделюванням природоохоронних пріоритетів [329; 330; 333].

Методологічні підходи до пріоритизації територій для природоохоронних цілей представлені в міжнародних дослідженнях [329]. Розроблено Conservation Priority Index для оцінки видів рослин у Західних Гімалаях, використовуючи комплексний підхід до визначення природоохоронних пріоритетів. Запропоновано індекс для оцінки природоохоронної цінності та вразливості видів в умовах зміни клімату, що має методологічну цінність для розробки аналогічних підходів стосовно прісноводної фауни [333].

Методологічне значення дослідження полягає у розробці та апробації кількісного підходу до созологічної оцінки локалітетів рідкісних видів, що поєднує принципи созологічного аналізу з математичним моделюванням природоохоронних пріоритетів та збагачує методологічний арсенал інструментами об'єктивного ранжування територій для оптимізації систем

моніторингу. Запропонована методика розрахунку індексу созологічної значущості може бути екстрапольована на інші таксономічні групи прісноводної фауни та адаптована до різних біогеографічних регіонів, що надає їй універсальний характер та розширює можливості застосування у природоохоронній практиці. Загальнонаукове значення роботи пов'язане з поглибленням розуміння закономірностей формування полівидових угруповань охоронюваних видів молюсків родини Unionidae та встановленням взаємозв'язків між видовою структурою малакоценозів та їхньою созологічною цінністю, що створює теоретичне підґрунтя для розвитку концепції багатовидового моніторингу прісноводних екосистем. Результати дослідження мають міждисциплінарну цінність на стику созології, популяційної екології, гідробіології та природоохоронного менеджменту, екологічної безпеки, демонструючи можливість інтеграції якісних созологічних категорій у кількісні показники для прийняття обґрунтованих управлінських рішень у сфері охорони біорізноманіття.

Для кожного з 47 досліджених локалітетів *U. crassus* проведено інвентаризацію видового складу супутньої малакофауни родини Unionidae. Встановлювали наявність/відсутність шести нативних видів молюсків, характерних для водойм України: *U. crassus*, *U. pictorum* (Linnaeus, 1758), *U. tumidus* (Philipsson, 1788), *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758), *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835), а також інвазивного виду *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) [56]. На основі отриманих даних локалітети класифікували як моновидові (присутність лише *U. crassus*) або полівідові (співіснування *U. crassus* з іншими представниками родини).

Для кількісної оцінки ступеня співіснування *U. crassus* з іншими видами перлівницевих молюсків використовували два класичні коефіцієнти подібності [259; 364]:

Коефіцієнт Жаккара (Kj) [228]:

$$Kj = c / (a + b - c) \quad (2.11)$$

де a – кількість локалітетів з присутністю U. crassus; b – кількість локалітетів з присутністю іншого виду; c – кількість локалітетів зі спільною присутністю обох видів.

Коефіцієнт Сьоренсена-Чекановського (Ks) [364; 124]:

$$Ks = (2c) / (a + b) \quad (2.12)$$

де a, b, c – ті самі параметри, що й для коефіцієнта Жаккара.

Значення коефіцієнтів варіюють від 0 (повна відсутність співіснування) до 1 (повне співіснування видів у всіх локалітетах). Розрахунки здійснювали для всіх можливих пар видів з *U. crassus* за методикою [240].

Для об'єктивної кількісної оцінки природоохоронної цінності локалітетів розроблено індекс созологічної значущості (ІСЗ), який враховує созологічний статус видів молюсків відповідно до Червоної книги України:

$$ІСЗ = (Wu \times Nu + Wa \times Na + Wp \times Np) / Nзаг \quad (2.13)$$

де Wu, Wa, Wp – вагові коефіцієнти для *U. crassus*, *A. cygnea* та *P. complanata* відповідно; Nu, Na, Np – присутність відповідних видів у локалітеті (1 – присутній, 0 – відсутній); Nзаг – загальна кількість нативних видів молюсків родини Unionidae у локалітеті.

Значення вагових коефіцієнтів встановлено на основі ієрархічного созологічного статусу видів [227; 44]:

U. crassus (Wu = 5) **–** максимальний ваговий коефіцієнт обґрунтовано багаторівневим природоохоронним статусом: Червоний список МСОП (категорія EN – Endangered) [224; 226], Додаток II Бернської конвенції [339], Додатки II та IV Директиви про оселища ЄС [122], Червона книга України (2021) [44]. Найвище значення коефіцієнта відображає міжнародні зобов'язання України щодо збереження виду.

A. cygnea (Wa = 4) та *P. complanata* (Wp = 4) – вагові коефіцієнти встановлено на рівні 4 бали на основі національного созологічного статусу

(включення до Червоної книги України) за відсутності міжнародного природоохоронного статусу на рівні МСОП або європейських директив. Еквівалентність коефіцієнтів забезпечує рівну пріоритетність збереження обох видів у національному контексті.

Диференціація вагових коефіцієнтів (5 балів для *U. crassus* проти 4 балів для інших видів) відображає різницю в рівні міжнародних природоохоронних зобов'язань та узгоджується з принципами систематичного природоохоронного планування [287].

На основі значень ІСЗ виділено три категорії пріоритетності локалітетів для включення до національної системи моніторингу відповідно до підходів пріоритизації природоохоронних територій [416; 245]:

1. Критично важливі локалітети (ІСЗ > 3,0) – території з присутністю трьох червонокнижних видів молюсків (*U. crassus*, *A. cygnea*, *P. complanata*), які мають найвищу природоохоронну цінність та потребують першочергового включення до мережі моніторингу.
2. Локалітети високої созологічної цінності (ІСЗ 2,0–3,0) – території з присутністю двох охоронюваних видів, які забезпечують збереження значних популяцій червонокнижних молюсків та рекомендовані до включення в розширену мережу моніторингу.
3. Локалітети базової пріоритетності (ІСЗ < 2,0) – території з присутністю лише *U. crassus* або одного додаткового охоронюваного виду, які можуть бути включені до мережі моніторингу за наявності додаткових критеріїв (високої щільності популяцій, репрезентативності біотопів).

Особливий статус моновидових поселень. Всі локалітети з моновидовими поселеннями *U. crassus* (відсутність інших представників родини Unionidae) віднесено до категорії критично важливих незалежно від розрахованого значення ІСЗ. Це обґрунтовано їхнім особливим значенням для вивчення лімітуючих екологічних факторів, що перешкоджають

формуванню полівідових угруповань перлівницевих молюсків [371; 395; 396; 397], та для розуміння адаптаційних механізмів виду в умовах відсутності конкурентних або синергічних взаємодій з іншими представниками родини [406].

Для кількісної оцінки просторової структури угруповань молюсків родини Unionidae у локалітетах *U. crassus* застосовано комплекс методів багатовимірної статистики, що забезпечує об'єктивну діагностику рівня созологічної цінності досліджених територій та є необхідним елементом обґрунтування пріоритетності локалітетів для включення до національної системи моніторингу екологічної безпеки.

Бета-різноманіття між локалітетами оцінювалось на основі відстані Жаккара (Jaccard distance) для бінарних матриць наявності/відсутності видів. Вибір цієї міри дисимілярності обумовлений характером первинних даних – бінарними матрицями присутності/відсутності видів, для яких відстань Жаккара є стандартним і методологічно коректним підходом, оскільки враховує лише спільні та відмінні реєстрації без урахування подвійної відсутності.

Ординація локалітетів здійснювалась методом аналізу головних координат (Principal Coordinates Analysis, PCoA), який забезпечує двовимірне представлення матриці відстаней із максимальним збереженням вихідної структури даних. Це дозволило візуально ідентифікувати групи локалітетів з подібним видовим складом та виявити положення локалітетів *U. crassus* відносно типових угруповань Unionidae.

Порівняння видового пулу між річковими басейнами виконувалось шляхом агрегації даних на рівні басейнів з подальшим розрахунком матриці відстаней Жаккара та впорядкуванням за допомогою ієрархічного кластерингу (метод середнього зв'язку, average linkage). Такий підхід дозволяє оцінити подібність та відмінності між басейнами за складом видового пулу незалежно від інтенсивності вибірки в окремих локалітетах.

Аналіз міжвидових асоціацій проводився за допомогою коефіцієнта Phi (φ) [363] − аналога коефіцієнта кореляції для бінарних змінних, що набуває значень від −1 (повне взаємовиключення) до +1 (повна ко-зустрічальність). Для кожної пари видів формувалась контингентна таблиця 2×2 за локалітетами, на основі якої обчислювалось значення φ. Результати представлено у вигляді теплової карти з упорядкуванням видів за допомогою кластерингу.

Статистична значущість відмінностей видового багатства між басейнами перевірялась непараметричним критерієм Краскела–Уолліса з подальшими попарними порівняннями із застосуванням поправки Голма для контролю рівня помилки першого роду при множинних порівняннях. Достовірність відмінностей у видовому складі між басейнами оцінювалась методом пермутаційного дисперсійного аналізу (PERMANOVA) [75] на основі матриці відстані Жаккара. Усі розрахунки виконано у середовищі Python з використанням бібліотек scipy, scikit-learn та statsmodels.

Результати созологічного аналізу інтегровано з популяційними критеріями відбору локалітетів (демографічна структура, щільність популяцій, чисельність вибірок) для формування комплексної системи пріоритизації моніторингових пунктів згідно з рекомендаціями European Topic Centre on Biological Diversity [168]. Такий підхід забезпечує баланс між моніторингом репрезентативних популяцій з достатньою чисельністю для демографічного аналізу та збереженням локалітетів з високою созологічною значущістю, які можуть мати низьку щільність популяцій *U. crassus*, але підтримують полівідові угруповання охоронюваних видів молюсків [374].

Запропонована методика створює науково обґрунтовану основу для гармонізації української системи моніторингу *U. crassus* з вимогами статті 17 Директиви Ради 92/43/ЄЕС про оселища щодо регулярної звітності про

стан збереження видів [170] та відповідає принципам багатовидового підходу до охорони прісноводного біорізноманіття [403].

Значення розробленого нами індексу наведено на рисунку 2.6.

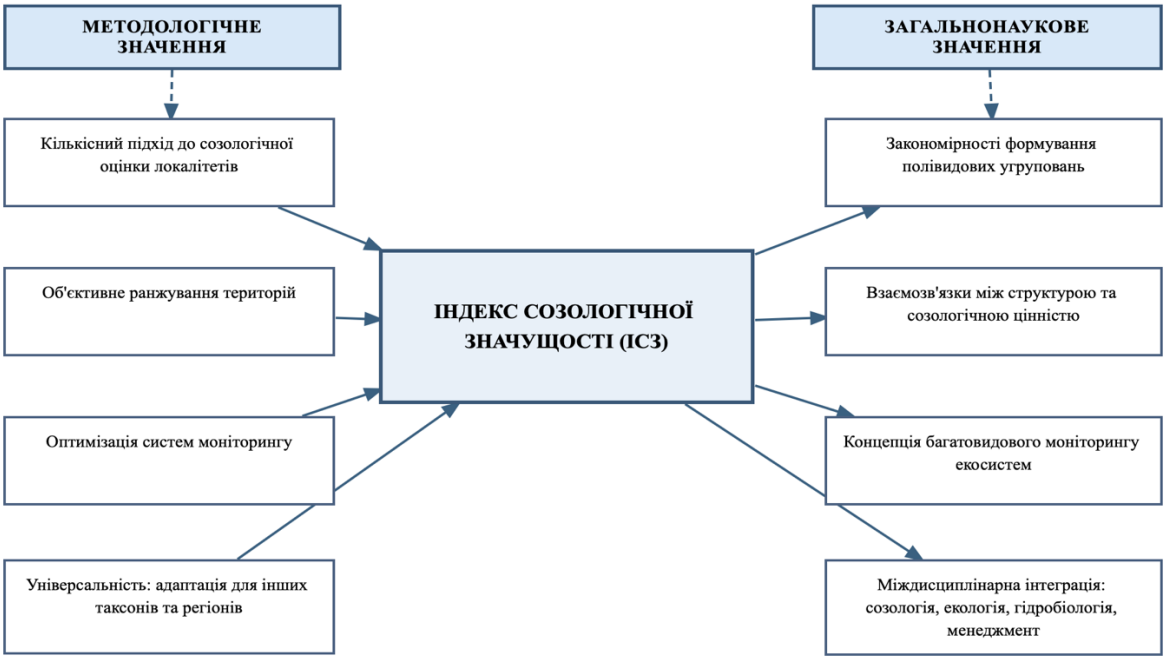


Рис. 2.6. Схема, що ілюструє значення використання Індексу созологічної значущості

Геоінформаційні методи та дистанційне зондування Землі застосовувалися для просторового аналізу розташування локалітетів, оцінки антропогенного навантаження на рівні водозбірних басейнів та моніторингу довгострокових змін стану екосистем в умовах антропогенної трансформації території.

Геоінформаційний аналіз локалітетів *U. crassus* здійснювався з використанням ГІС-програмного забезпечення для створення просторових баз даних моніторингових місцезнаходжень. Всі локалітети прив’язувалися до системи координат з використанням GPS-приймачів. Просторові дані інтегрувалися з векторними шарами меж річкових басейнів [24], територій

природно-заповідного фонду, об’єктів Смарагдової мережі [9, 10; 12] для оцінки природоохоронної забезпеченості локалітетів.

Аналіз інтеграції моніторингових локалітетів зі Смарагдовою мережею України здійснювався шляхом накладання точкових об’єктів локалітетів на полігональні шари затверджених територій Смарагдової мережі [50]. Картографічна верифікація дозволила встановити природоохоронний статус кожного локалітету та виявити пріоритетні території для розширення мережі особливо цінних природних територій.

Для модельної території басейну річки Уборть застосовувалися методи дистанційного зондування Землі з використанням часових серій супутникових знімків Sentinel-2 L2A за період 2015-2025 років. Супутникова система Sentinel-2 забезпечує просторову роздільну здатність 10 м для видимого та ближнього інфрачервоного діапазонів спектру та періодичність зйомки 5 днів, що дозволяє здійснювати регулярний моніторинг стану земної поверхні [167].

Вегетаційні індекси розраховувалися для кількісної оцінки стану рослинного покриву та виявлення ділянок деградації лісових екосистем [439, 440]. Нормалізований диференційний вегетаційний індекс (NDVI) розраховувався за формулою:

$$NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red), \quad (2.14)$$

де NIR відповідає ближньому інфрачервоному каналу (B8), а Red – червоному каналу (B4) Sentinel-2. Значення індексу варіюють від -1 до +1, при цьому значення понад 0,5 зазвичай відповідають здоровій рослинності.

Нормалізований диференційний водний індекс (NDWI) розраховувався за формулою:

$$NDWI = (Green - NIR) / (Green + NIR), \quad (2.15)$$

де Green відповідає зеленому каналу (B3), а NIR – ближньому інфрачервоному каналу (B8). Індекс використовувався для виявлення водних об’єктів та оцінки водності території, однак виявився непридатним для моніторингу вузьких водотоків через обмеження просторової роздільної здатності Sentinel-2.

Нормалізований диференційний індекс вологості (NDMI) розраховувався для оцінки вологості рослинності та ідентифікації ділянок водного стресу:

$$NDMI = (NIR - SWIR1) / (NIR + SWIR1), \quad (2.16)$$

де SWIR1 відповідає короткохвильовому інфрачервоному каналу (B11) Sentinel-2. Індекс дозволяє виявляти ранні стадії деградації лісових екосистем через зниження вологості деревостану.

Аналіз часових серій вегетаційних індексів здійснювався з використанням спеціалізованих платформ обробки геопросторових даних. Для кожного індексу розраховувалися статистичні показники центральної тенденції та варіабельності, а також здійснювався тренд-аналіз для виявлення довгострокових змін стану екосистем. Порівняння багаторічних знімків дозволило ідентифікувати ділянки інтенсивної деградації лісових масивів внаслідок незаконного видобутку бурштину та оцінити масштаби антропогенної трансформації водозбірного басейну річки Уборть.

Картографічна візуалізація результатів аналізу здійснювалася з використанням спеціальних скриптів для візуалізації супутникових даних, зокрема скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) для оцінки щільності лісового покриву. Створені тематичні карти забезпечують просторову інтеграцію даних польового моніторингу біологічних індикаторів з результатами дистанційної оцінки стану екосистем на рівні водозбірного басейну, що є необхідним для комплексної оцінки екологічної безпеки та розробки обґрунтованих управлінських рішень.

Аналіз гідрологічного режиму басейну річки Уборть базувався на даних агро-гідрологічної моделі SWAT (Soil and Water Assessment Tool), отриманих на Онлайн платформі *"*Land & Water*"* [255] та даних Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять за період 1991–2020 рр, розміщених на сайті Державного водного агентства [24]. Використано щомісячні дані витрат води ($м^3 \cdot с^{-1}$), температури повітря (°C), опадів ($мм \cdot рік^{-1}$) та запасу вологи ґрунту (мм) для суббасейну. Додатково проаналізовано схему водного балансу території, що включає дані про опади, евапотранспірацію, поверхневий та ґрунтовий стік, а також значення параметра CN (Curve Number) для оцінки інфільтраційної здатності території [393].

Таким чином, застосований комплекс методів забезпечує стандартизацію процедур моніторингу на всіх етапах – від польового збору даних до інтегральної оцінки екологічної безпеки. Методологія адаптована до вимог європейського природоохоронного законодавства, що забезпечує порівнянність результатів з міжнародними моніторинговими програмами та створює основу для інтеграції України в європейський природоохоронний простір.

2.5. Стратегія впровадження та цифрова модель автоматизованої оцінки

Розробка стратегії впровадження національної системи екологічного моніторингу *U. crassus* здійснювалась на основі системного підходу до планування природоохоронних програм, який передбачає поетапну побудову операційної системи від нормативно-правового забезпечення до повномасштабного функціонування. Структурування стратегії здійснювалось за принципом поетапного розгортання, апробованим у

практиці імплементації Директиви про оселища у нових країнах-членах ЄС – Польщі, Чехії, Німеччини, країнах Балтії та інших.

Особливу увагу приділено методологічному обґрунтуванню пілотної фази як обов'язкового елемента впровадження нових моніторингових систем. Вибір критеріїв відбору модельних басейнів для пілотного проекту базувався на принципах біогеографічної репрезентативності та наукової доцільності: пілотні полігони мали охоплювати річки карпатського та поліського типів з принципово різними гідрологічними характеристиками, що забезпечує апробацію методик у контрастних умовах і дозволяє виявити потенційні проблеми до початку масштабування. Рекомендована тривалість пілотної фази – мінімум два повні моніторингові цикли – обґрунтована необхідністю виявлення міжрічної варіабельності демографічних показників популяцій, що є критичним для відокремлення природних флуктуацій від антропогенно зумовлених змін.

Класифікація моніторингових станцій за функціональним призначенням здійснювалась на основі аналізу цілей моніторингу на різних ієрархічних рівнях (локальному, регіональному, національному, міжнародному). Виділено чотири типи станцій: базові (розміщуються у непорушених умовах, слугують еталоном для порівняльного аналізу), операційні (розміщуються в умовах антропогенного впливу, забезпечують оцінку ефективності природоохоронних заходів), дослідницькі (на базі наукових установ, із розширеною програмою спостережень) та індикаторні (у стратегічних точках для раннього виявлення басейнових тенденцій). Розміщення станцій кожного типу визначалось за набором формалізованих критеріїв, що забезпечує відтворюваність і науковий обґрунтованість структури мережі.

SWOT-аналіз стратегії впровадження національної системи моніторингу проводився за стандартною методикою стратегічного аналізу з урахуванням специфіки природоохоронного планування. Формування

переліку сильних сторін, слабкостей, можливостей та загроз здійснювалось у три етапи.

На першому етапі проводився систематичний огляд: нормативно-правової бази України у сфері охорони біорізноманіття та управління водними ресурсами; наявних інституційних ресурсів для здійснення моніторингу (наукові установи, кадровий потенціал, технічна база); досвіду впровадження систем моніторингу *U. crassus* у країнах ЄС; актуальних загроз для прісноводних екосистем та механізмів їх мінімізації в умовах євроінтеграції.

На другому етапі кожний виявлений фактор класифікувався за матрицею внутрішній/зовнішній та позитивний/негативний, що визначало його приналежність до однієї з чотирьох категорій SWOT. Фактори упорядковувались за ступенем їх потенційного впливу на успішність впровадження системи моніторингу з використанням методу попарного порівняння.

На третьому етапі на основі попарного поєднання чотирьох категорій формулювались стратегічні альтернативи чотирьох типів: SO (максимізація переваг через використання можливостей), WO (подолання слабких сторін через можливості), ST (використання сильних сторін для нейтралізації загроз) та WT (мінімізація ризиків в умовах слабких сторін і загроз). Для кожного типу стратегій визначались конкретні пріоритетні заходи з урахуванням їх реалістичності в умовах воєнного стану та економічних обмежень.

Оцінка рівня екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі демографічних характеристик популяцій *U. crassus* здійснювалась за ієрархічним трирівневим підходом (локальний → національний → міжнародний рівень), методологічною основою якого є концепція біоіндикації – використання особливостей стану та функціонування живих організмів для оцінки якості навколишнього середовища.

Вибір демографічних показників популяцій як індикаторної системи обґрунтований кількома біологічними особливостями *U. crassus*: тривалим життєвим циклом, що забезпечує інтегральне відображення екологічних умов водойми у часі, на відміну від миттєвих гідрохімічних вимірювань; облігатним паразитизмом личинок на рибах-хазяях, що робить показники відтворення чутливими до стану іхтіофауни; фільтраційним способом живлення, що зумовлює накопичення забруднювачів у тканинах молюсків та залежність виживання молоді від якості води; малорухомістю дорослих особин, яка забезпечує прив'язаність демографічних характеристик до конкретного локалітету.

Загальну структуру методології дослідження дисертаційної роботи наведено на схемі (рис. 2.7).

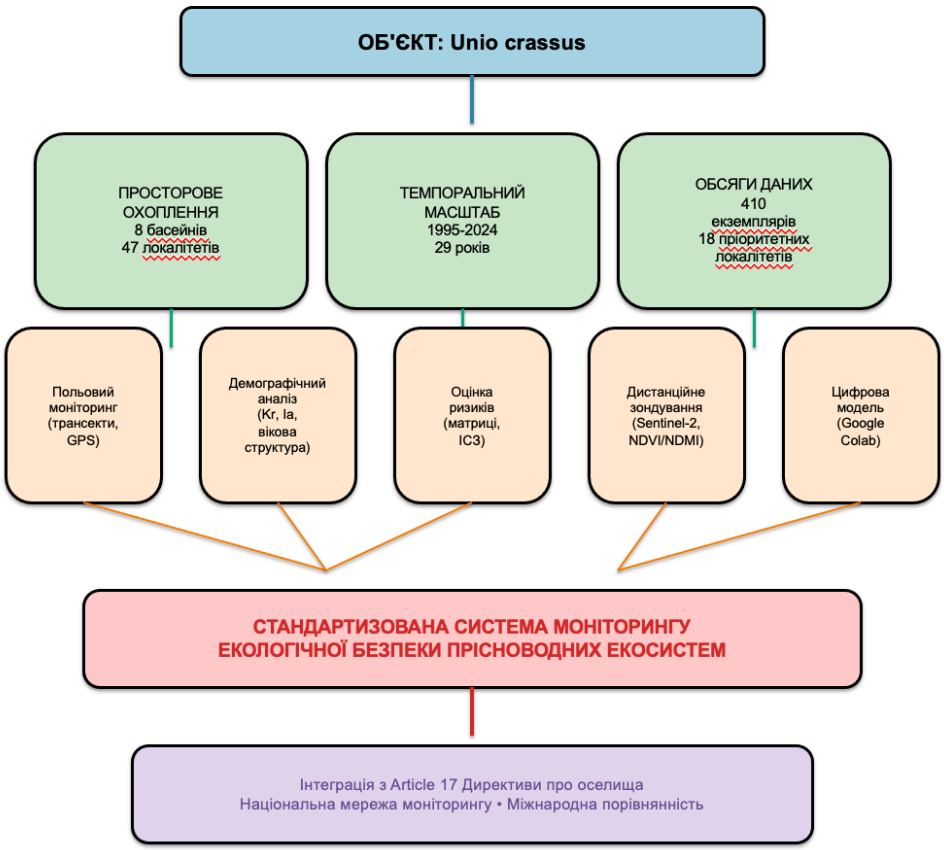


Рис. 2.7. Структура методології дослідження

Цифровий інструмент реалізовано у хмарному середовищі Google Colab на основі мови програмування Python (версія 3.x) із використанням бібліотек pandas (обробка табличних даних), numpy (математичні обчислення), gspread (інтеграція з Google Sheets) та gspread-formatting (форматування результатів) із повною інтеграцією в Google API (рис. 2.8). Схема архітектури рішення наведена на Рис. 2.9.

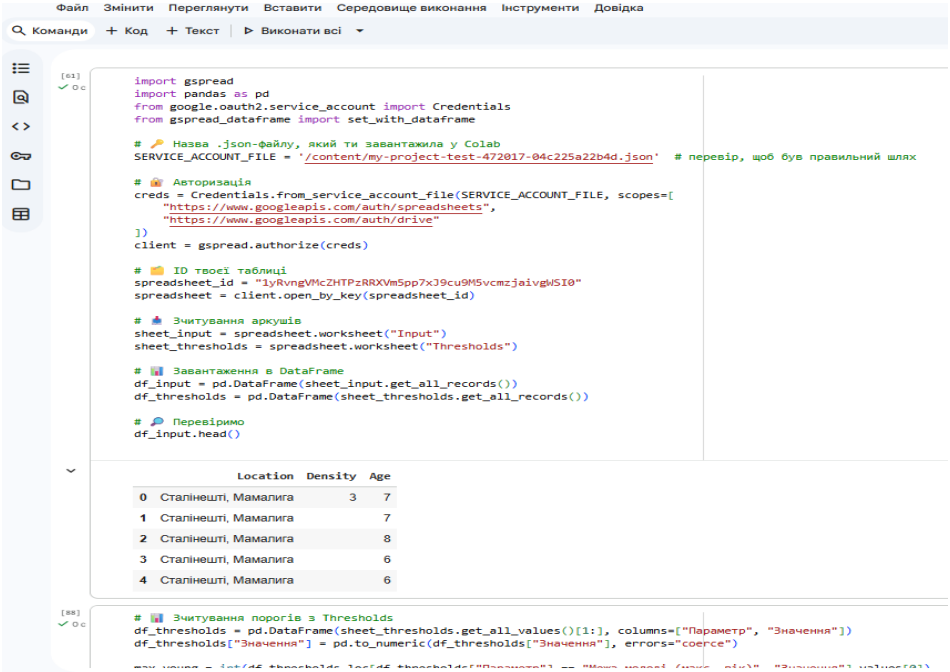


Рис. 2.8. Фрагмент реалізації моделі у середовищі Google Colab: зчитування даних, обчислення показників і класифікація стану (особиста розробка автора)

Для практичної імплементації розробленої методології оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі популяційних характеристик *U. crassus* було створено спеціалізований цифровий інструмент, який забезпечує автоматизований розрахунок демографічних індексів Kr, I_aging, PSI та CV%, класифікацію демографічного стану популяцій відповідно до статусів Статті 17 (FV/U1/U2/XX) та визначення рівня екологічної безпеки за чотирирівневою національною системою

критеріїв. Інструмент призначений для використання польовими дослідниками, фахівцями з охорони природи та моніторингових служб без потреби у спеціалізованих знаннях програмування або встановленні комерційного статистичного програмного забезпечення.

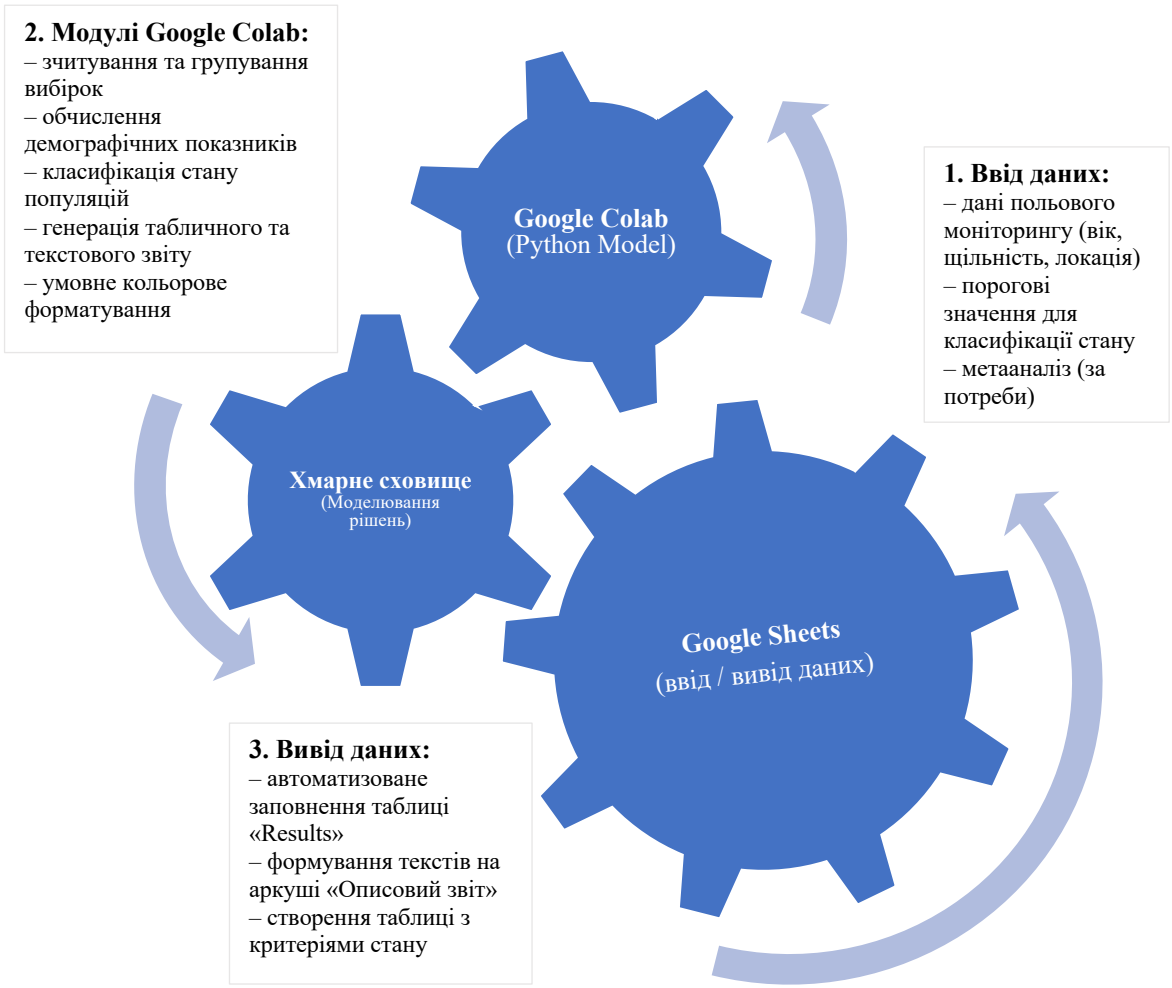


Рис. 2.9. IT-архітектура цифрової моделі (особиста розробка автора)

Вибір хмарної платформи обумовлений такими перевагами: відсутність потреби у локальному встановленні програмного забезпечення та його налаштуванні, забезпечення доступу з будь-якого пристрою з інтернет-з'єднанням (комп'ютер, планшет, смартфон), автоматичне оновлення бібліотек та підтримка актуальних версій Python, можливість

колективної роботи з даними у режимі реального часу, безкоштовність використання для академічних та природоохоронних цілей.

На рисунку 2.10 показано фрагмент реалізації скрипту у Google Colab: розрахунок Kr та Ia%, класифікація стану популяції. За допомогою коду створюється візуалізація демографічних індикаторів Kr та Ia% по локаціях (рис. 2.11). На рисунку 2.12 зображено блок створення описового звіту у Google Sheets з кольоровим форматуванням станів популяцій (рис. 2.13).

```
[88]
✓ 0с
# 📊 Зчитування порогів з Thresholds
df_thresholds = pd.DataFrame(sheet_thresholds.get_all_values()[1:], columns=["Параметр", "Значення"])
df_thresholds["Значення"] = pd.to_numeric(df_thresholds["Значення"], errors="coerce")

max_young = int(df_thresholds.loc[df_thresholds["Параметр"] == "Межа молоді (макс. вік)", "Значення"].values[0])
min_old = int(df_thresholds.loc[df_thresholds["Параметр"] == "Межа старих (мін. вік)", "Значення"].values[0])

# 🔹 Зчитування даних з Input
data_input = sheet_input.get_all_values()
df_input = pd.DataFrame(data_input[1:], columns=["Location", "Density", "Age"])
df_input["Age"] = pd.to_numeric(df_input["Age"], errors="coerce")
df_input["Density"] = pd.to_numeric(df_input["Density"], errors="coerce")

# 📊 Обчислення показників
results = []

for location, group in df_input.groupby("Location"):
    group["Age"] = pd.to_numeric(group["Age"], errors="coerce")
    ages = group["Age"].dropna().astype(int)

    n = len(ages)
    if n == 0:
        continue

    mean_age = ages.mean()
    median_age = ages.median()
    std_age = ages.std()
    cv_age = std_age / mean_age * 100 if mean_age > 0 else 0

    young_count = (ages <= max_young).sum()
    old_count = (ages >= min_old).sum()

    Kr = young_count / old_count if old_count > 0 else None
    Ia = (old_count / n) * 100

    # ✅ Уніфікована логіка класифікації
    if Kr is None:
        if n < 5:
            status = "н/д"
        elif old_count == 0:
            status = "добрий"  # велика вибірка, усі особини молоді
        elif young_count == 0:
            status = "критичний"  # усі старі
        else:
            status = "н/д"
```

Рис. 2.10. Фрагмент реалізації скрипту у Google Colab: розрахунок Kr та Ia%, класифікація стану популяції (скриншот з Python-коду, особиста розробка автора)

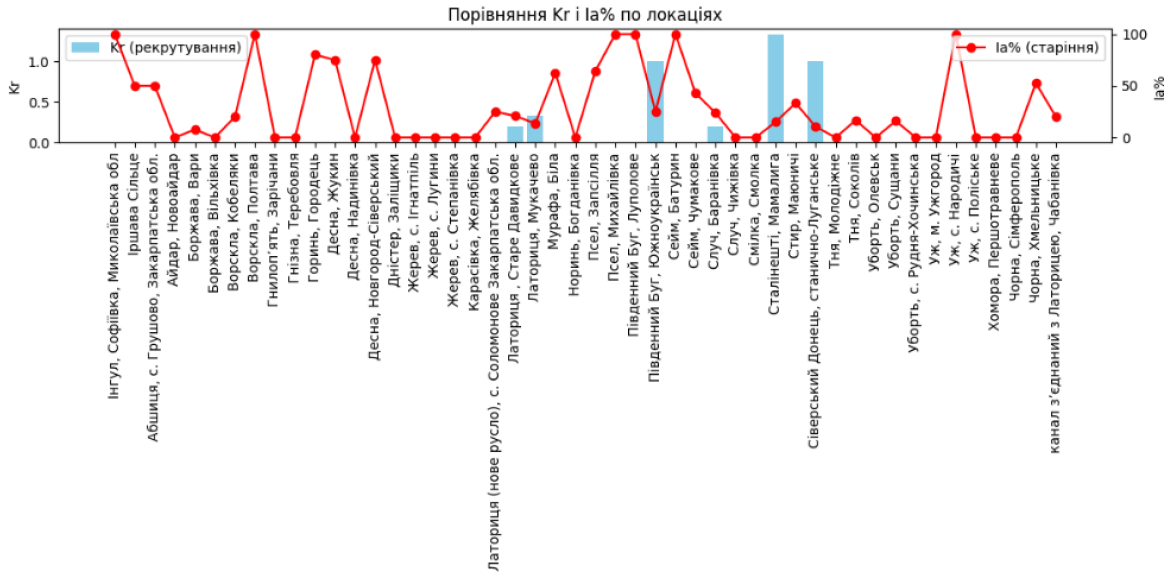


Рис. 2.11. Візуалізація демографічних індикаторів Kr та Ia% по локаціях (скриншот з середовища Google Colab, особиста розробка автора)

```
[93]
✓ 0с
import matplotlib.pyplot as plt

# 🎨 Побудова двох метрик на одному графіку
fig, ax1 = plt.subplots(figsize=(12, 6))

locations = df_results["Локація"]

# Kᵣ — синій
ax1.bar(locations, df_results["Kr"], label="Kr (рекрутування)", color='skyblue')
ax1.set_ylabel("Kr")
ax1.tick_params(axis='x', rotation=90)
ax1.legend(loc="upper left")

# Iₐ — червоний
ax2 = ax1.twinx()
ax2.plot(locations, df_results["Ia%"], color="red", marker="o", label="Ia% (старіння)")
ax2.set_ylabel("Ia%")
ax2.legend(loc="upper right")

plt.title("Порівняння Kr і Ia% по локаціях")
plt.tight_layout()
plt.show()
```

Рис. 2.12. Фрагмент коду для створення візуалізації демографічних індикаторів (особиста розробка автора)

```
[108]
✓ 1c
import numpy as np
from gspread_dataframe import set_with_dataframe
from gspread_formatting import CellFormat, Color, TextFormat
from gspread_formatting import ConditionalFormatRule, BooleanRule

# 🧹 Видаляємо аркуш, якщо існує
try:
    sheet_summary = spreadsheet.worksheet("Описовий звіт")
    spreadsheet.del_worksheet(sheet_summary)
except:
    pass

# ➕ Створюємо новий аркуш
sheet_summary = spreadsheet.add_worksheet(title="Описовий звіт", rows="1000", cols="6")

# 📝 Формуємо описовий звіт
report_data = []
for _, row in df_results.iterrows():
    location = row["Локація"]
    n = row["N"]
    kr = row["Kr"]
    ia = row["Ia%"]
    status = row["Стан"]

    # Побудова інтерпретації
    if kr == "н/д":
        interp = "Недостатньо даних для розрахунку Kr."
    elif float(kr) == 0:
        interp = "Рекрутування відсутнє."
    else:
        interp = f"Kr = {kr}, що свідчить про наявність рекрутування."

    if ia == 0:
        aging_text = "Старіння популяції не зафіксовано."
    elif ia > 50:
        aging_text = f"Ia% = {ia}%, що свідчить про виражене старіння."
    else:
        aging_text = f"Ia% = {ia}%."

    desc = f"{location}: обстежено {n} особин. {interp} {aging_text} Стан: {status}."
    report_data.append([location, n, kr, ia, status, desc])

df_report = pd.DataFrame(report_data, columns=["Локація", "Кількість", "Kr", "Ia%", "Стан", "Інтерпретація"])

# 📤 Завантажуємо в Google Sheets
set_with_dataframe(sheet_summary, df_report)
```

Рис. 2.13. Фрагмент коду для створення описового звіту у Google Sheets з кольоровим форматуванням станів популяцій (фрагмент коду з Google Colab, особиста розробка автора)

Нижче подано короткий опис основних блоків Python-скрипту, реалізованого у Google Colab, який забезпечує послідовну обробку даних, розрахунок демографічних показників та автоматичне формування звітів у Google Sheets.

Як інтерфейс введення та виведення даних використовується Google Sheets, що забезпечує інтуїтивно зрозумілу роботу для користувачів, які звикли до роботи з табличними даними у Microsoft Excel або аналогічних

програмах. Структура робочої книги складається з п'яти основних аркушів, кожен з яких виконує специфічну функцію у процесі аналізу даних.

Аркуш "Input" призначений для введення первинних польових даних, де користувач вказує назву локалітету, вікові класи виявлених особин та їхню кількість або щільність на квадратний метр. Формат введення даних максимально спрощений та не вимагає попередньої підготовки, агрегації інформації або статистичної обробки – користувач просто переносить дані безпосередньо з польових бланків обліку.

Аркуш "Thresholds" містить налаштування порогових значень для класифікації демографічного стану відповідно до розробленої системи інтегрованих критеріїв. Базові налаштування включають межі для молодих особин (вік <4 років) та старших вікових класів (вік >6 років), порогові значення коефіцієнта відновлення Kr (1,0 та 0,5), індексу старіння I_aging (30% та 50%), індексу популяційної стійкості PSI (0,6 та 0,4), коефіцієнта варіації CV% (25% та 35%). Ці параметри відповідають критеріям, викладеним у таблиці (рис. 2.14) проте можуть бути адаптовані дослідником відповідно до регіональних особливостей популяцій або за необхідності застосування методології для інших видів прісноводних молюсків.

Аркуш "Results" автоматично заповнюється розрахованими демографічними показниками для кожного локалітету в структурованому форматі. Для кожної популяції виводяться базові статистичні параметри (N, середній вік, медіана, SD), спеціалізовані демографічні індекси (Kr, I_aging, PSI, CV%), присвоєний статус за Статтею 17 (FV/U1/U2/XX) та рівень екологічної безпеки (високий/задовільний/незадовільний). Така структура результатів забезпечує відтворюваність аналізу та прозору інтерпретацію результатів для незалежної верифікації.

1	Детальна характеристика демографічних станів		
2	✓ ВИСОКИЙ РІВЕНЬ (FV - Favourable)		
3	Критерій	Діапазон/Характеристика	Біологічна інтерпретація
4	Середній вік	5–7 років	Медіанне значення для здорових популяцій в Україні
5	CV	≤ 25%	Стабільна вікова структура
6	γ_1	0 до +0,5	Слабка правостороння асиметрія, успішне поповнення молодими особинами
7	K_r	> 1,0	Переважання молодих (до 4 років) над старими (>6 років)
8	I_aging	< 30%	Молода популяція з активним відновленням
9	PSI	> 0,6	Висока демографічна стабільність
10	Density	> 10 ос./м²	Висока щільність популяції
11	Віковий спектр	3–9 років, всі групи	Безперервне успішне поповнення протягом останніх років
12	⚠ ЗАДОВІЛЬНИЙ РІВЕНЬ (U1 - Unfavourable-Inac		
13	Критерій	Діапазон/Характеристика	Біологічна інтерпретація
14	Середній вік	4–5 або 7–8 років	Зміщення у бік молодих або старших вікових класів
15	CV	25–35%	Модерована флуктуація вікової структури
16	γ_1	-0,5 до 0 або > +0,5	Асиметрія, що свідчить про порушення стабільного відновлення
17	K_r	0,5–1,0	Збалансоване або знижене співвідношення молодих до старих особин
18	I_aging	30–50%	Підвищена частка старших вікових класів
19	PSI	0,4–0,6	Помірна демографічна стабільність
20	Density	3–10 ос./м²	Середній рівень щільності популяції
21	Віковий спектр	неповний	Періодичне або нерегулярне відновлення
22	🔴 НЕЗАДОВІЛЬНИЙ РІВЕНЬ (U2 - Unfavourable-B		
23	Критерій	Діапазон/Характеристика	Біологічна інтерпретація
24	Середній вік	< 4 або > 8 років	Домінування незрілих або дуже старих вікових класів
25	CV	> 35%	Нестабільна вікова структура (велика варіативність)
26	γ_1	< -0,5 або > +1,0	Сильна асиметрія, що вказує на різкі демографічні зрушення
27	K_r	< 0,5	Недостатнє рекрутування (молоді особини майже відсутні)
28	I_aging	> 50%	Популяція, що швидко старіє
29	PSI	< 0,4	Низька демографічна стабільність
30	Density	< 3 ос./м²	Низька щільність популяції
31	Віковий спектр	обмежений, перерваний	Немає доказів постійного поповнення
32			

Рис. 2.14. Аркуш "Thresholds" з налаштуванням порогових значень (особиста розробка автора)

Аркуш "Описовий звіт" містить автоматично згенерований текстовий аналіз стану кожної популяції у науковому стилі з кольоровим кодуванням відповідно до присвоєного статусу: зелений – сприятливий стан (FV, високий рівень екологічної безпеки), жовтий – помірні порушення (U1, задовільний рівень), помаранчевий і червоний – критичні порушення (U2, незадовільний та критичний рівні), сірий – недостатньо даних для оцінки (XX). Згенерований текст може бути безпосередньо використаний у звітах за Статтею 17, наукових публікаціях, природоохоронних планах або управлінських документах басейнових управлінь водними ресурсами.

Аркуш "Критерії стану" забезпечує методичну прозорість інструменту, наводячи повну специфікацію порогових значень всіх демографічних показників для чотирьох рівнів екологічної безпеки з відповідною біологічною інтерпретацією кожного критерію. Це дозволяє будь-якому користувачу або незалежному аналітику перевірити логіку класифікації, співставити отримані значення показників з пороговими

критеріями та скоригувати інтерпретацію при необхідності з урахуванням специфіки конкретної водної екосистеми.

Обчислювальний процес реалізовано у вигляді послідовного конвеєра обробки даних, який включає шість основних етапів. Етап автентифікації та зчитування даних забезпечує підключення до Google Sheets через API, зчитування даних з аркушів "Input" та "Thresholds", первинну валідацію формату даних та виявлення некоректних записів. Етап попередньої обробки та групування здійснює групування даних за локаціями, очищення від аномальних записів (відсутність вікових значень, некоректні формати чисел, дублікати), перевірку достатності обсягу вибірки для статистичного аналізу відповідно до мінімальних вимог Статті 17.

Етап розрахунку базових статистичних параметрів для кожної локації обчислює: загальну кількість особин (N), середній вік популяції ($\bar{x}$), медіанне значення віку, стандартне відхилення (SD), коефіцієнт варіації (CV%), коефіцієнт асиметрії розподілу (γ_1), ексцес розподілу. Ці показники характеризують основні параметри вікової структури та слугують основою для обчислення спеціалізованих демографічних індексів.

Етап розрахунку спеціалізованих демографічних індексів обчислює показники, розроблені у підрозділі 4.1: кількість молодих особин (вік ≤ порогового значення), кількість старших особин (вік ≥ порогового значення), коефіцієнт відновлення Kr = Nмолодих / Nстарших, індекс старіння I_aging = (Nстарших / Nзагальна) × 100%, індекс популяційної стійкості PSI = (Kr / (1 + Kr)) × (1 - I_aging/100) × (1 - CV%/100). Усі обчислення виконуються відповідно до формул, наведених у підрозділі математичної формалізації критеріїв.

Етап класифікації демографічного стану здійснює присвоєння статусу популяції відповідно до розробленої системи інтегрованих критеріїв екологічної безпеки (розділ 4.1). Алгоритм класифікації

послідовно перевіряє виконання критеріїв для кожного рівня, починаючи з високого: високий рівень екологічної безпеки (статус FV) присвоюється при Kr > 1,0 та I_aging < 30% та PSI > 0,6 та CV% ≤ 25%; задовільний рівень (статус U1) при Kr від 0,5 до 1,0 або I_aging від 30% до 50% або PSI від 0,4 до 0,6 або CV% від 20% до 35%; незадовільний рівень (статус U2) при Kr < 0,5 або I_aging > 50% або PSI < 0,4 або CV% > 35%; критичний рівень (статус U2, локальне зникнення) при Kr = 0 або відсутності живих особин; статус XX (недостатньо даних) присвоюється автоматично при N < 15 особин відповідно до вимог Статті 17, незалежно від значень інших показників.

При розробці алгоритму класифікації було враховано специфічні випадки демографічної структури, що виявились під час валідації на реальних даних популяцій *U. crassus*. Популяції з відсутністю старших вікових класів: якщо обсяг вибірки достатній (N ≥ 15), середній вік нижчий за поріг старших особин ($\bar{x}$ < 6 років), та популяція повністю або переважно складається з молодих особин, такий стан інтерпретується як сприятливий (FV) або задовільний (U1) залежно від значення PSI та CV%, а не як критичне порушення. Така ситуація спостерігалась у локалітетах басейну Тиси, де виявлено інтенсивну колонізацію або відновлення популяцій після усунення лімітуючих факторів. Популяції з високою варіабельністю вікової структури: при CV% > 35% система автоматично присвоює мінімум задовільний рівень U1 незалежно від інших показників, оскільки висока нестабільність демографічних показників вказує на порушення популяційної динаміки навіть за наявності молодих особин. Малі вибірки: при N < 15 система автоматично присвоює статус XX (Unknown) відповідно до вимог Статті 17, незалежно від значень інших показників, з рекомендацією провести додаткове обстеження для збільшення обсягу вибірки.

Етап формування результатів та візуалізації записує результати в аркуш "Results", генерує текстовий звіт з інтерпретацією стану кожної популяції в аркуш "Описовий звіт", створює графічну візуалізацію демографічних індикаторів Kr та I_aging по локаціях у вигляді точкової діаграми, застосовує кольорове кодування результатів через умовне форматування Google Sheets для швидкої візуальної оцінки.

Для забезпечення швидкої візуальної оцінки стану популяцій впроваджено систему кольорового кодування результатів через умовне форматування Google Sheets. Кольорові індикатори автоматично застосовуються до комірок зі статусами популяцій та рівнями екологічної безпеки відповідно до схеми: зелений фон – високий рівень ЕБ (FV), жовтий фон – задовільний рівень (U1), помаранчевий фон – незадовільний рівень (U2), червоний фон – критичний рівень (U2, зникнення), сірий фон – недостатньо даних (XX). Така візуалізація дозволяє миттєво ідентифікувати локалітети, які потребують приоритетної уваги в природоохоронному менеджменті, без необхідності детального аналізу числових значень індексів.

Додатково система генерує графічну візуалізацію співвідношення Kr та I_aging для всіх проаналізованих локалітетів у вигляді точкової діаграми, де кожна точка представляє окрему популяцію, розфарбована відповідно до присвоєного рівня екологічної безпеки. Така візуалізація дозволяє виявити кластери популяцій з подібною демографічною структурою, ідентифікувати загальні тренди на рівні регіону або басейну, виявити популяції-викиди, які потребують додаткового дослідження для з'ясування причин атипової демографічної структури. Графік демонструє чітку кореляцію між Kr та I_aging: популяції з високим Kr характеризуються низьким I_aging (зелена зона графіку), популяції з низьким Kr демонструють високий I_aging (червона зона), що візуально підтверджує обґрунтованість розробленої системи критеріїв.

Окремою функціональністю інструменту є автоматична генерація текстових описів стану популяцій у науковому стилі. Для кожного локалітету формується стандартизований опис, що включає: назву локалітету з повною географічною прив'язкою, обсяг вибірки та його відповідність мінімальним вимогам Статті 17, ключові демографічні показники (середній вік, Kr, I_aging, PSI, CV%) з їх кількісними значеннями, присвоєний статус за Статтею 17 та рівень екологічної безпеки з обґрунтуванням на основі порогових критеріїв, екологічну інтерпретацію стану популяції (інтенсивність рекрутування, демографічна стабільність, прогноз динаміки), рекомендації щодо періодичності моніторингу та необхідності природоохоронних втручань.

Користувач отримує готовий файл з результатами, візуалізацією показників (графік Kr та Ia% по локаціях) та генерацією текстового опису, що може бути вставлений у звіти або аналітичні огляди.

Для забезпечення прозорості інтерпретації результатів, у моделі автоматично формується аркуш «Критерії стану», де наведено узагальнені порогові значення всіх показників для трьох рівнів стану (добрий, помірний, критичний) із відповідною біологічною інтерпретацією.

Це дозволяє досліднику або сторонньому аналітику швидко звірити значення показників (Kr, Ia, CV, PSI тощо) з порогами, а також використовувати цю таблицю як методичну основу для екологічних висновків або оцінки стану видів.

Розроблений інструмент було протестовано на масиві даних з 47 локалітетів *U. crassus* у 8 річкових басейнах України (загалом 410 проаналізовані особини). Валідація підтвердила коректність обчислень математичних індексів відповідно до формул, наведених у підрозділі 4.1, відповідність класифікації рівнів екологічної безпеки розробленим інтегрованим критеріям, узгодженість присвоєних статусів FV/U1/U2 з європейськими підходами до оцінки природоохоронного стану видів,

практичну зручність використання в польових умовах через мобільні пристрої з доступом до інтернету.

Результати автоматизованої класифікації за допомогою інструменту повністю узгоджуються з експертною оцінкою стану популяцій на основі повного аналізу демографічних даних. Зокрема, для еталонної популяції у р. Боржава (с. Вільхівка) інструмент коректно присвоїв високий рівень екологічної безпеки (FV) на основі показників Kr = 9,43 (молодь значно переважає старших), I_aging = 9,4% (низька частка старих особин), PSI = 0,82 (високий індекс стійкості), CV% = 18,2% (стабільна вікова структура). Для популяцій з незадовільним рівнем екологічної безпеки, таких як Десна (Новгород-Сіверський), інструмент коректно ідентифікував цей стан на основі Kr = 0 (повна відсутність молоді), I_aging = 100% (популяція складається виключно зі старих особин), що відповідає критеріям критичного рівня U2.

Інструмент може бути адаптований для моніторингу інших видів довгоживучих прісноводних молюсків шляхом коригування порогових значень в аркуші "Thresholds" без необхідності модифікації програмного коду. Це забезпечує масштабованість рішення на рівні регіональних або національних програм моніторингу біорізноманіття. Зокрема, методологія може бути застосована для оцінки стану популяцій інших видів родини Unionidae за умови адаптації вікових меж відповідно до специфіки онтогенезу конкретного виду.

Переваги розробленого інструменту порівняно з традиційними підходами до оцінки стану популяцій включають: відсутність потреби у ліцензійному статистичному програмному забезпеченні (SPSS, Statistica, SAS), що значно знижує фінансові бар'єри для впровадження методології в установах з обмеженими ресурсами; автоматизацію рутинних обчислень та мінімізацію ризику арифметичних помилок при ручному розрахунку складних індексів; стандартизацію методології оцінки між різними

дослідниками, регіонами та установами, що забезпечує порівнянність результатів моніторингу; забезпечення відтворюваності та прозорості аналізу через збереження всієї історії обчислень та можливість незалежної верифікації; можливість роботи в польових умовах через мобільні пристрої з обмеженими обчисловальними ресурсами; генерацію готових звітів для управлінської документації у форматі, що відповідає вимогам Статті 17 Директиви про оселища.

Всі обчислення виконуються з використанням стандартних математичних формул, які документовані в коментарях до коду Python-скрипту. Повний вихідний код інструменту доступний у відкритому доступі на платформі GitHub, що забезпечує можливість верифікації методології незалежними дослідниками, адаптації інструменту для інших видів або регіонів, розвитку додаткової функціональності силами наукової спільноти. Ліцензування коду за принципом open source (MIT License) дозволяє вільне використання, модифікацію та розповсюдження інструменту без комерційних обмежень.

Поточна версія інструменту орієнтована на аналіз даних вікової структури, отриманих методом підрахунку річних кілець росту на черепашках молюсків. Перспективними напрямками розвитку інструменту є: інтеграція з геоінформаційними системами (QGIS, ArcGIS) для просторового аналізу стану популяцій та картографування рівнів екологічної безпеки басейнів; імплементація статистичних тестів для виявлення значущості трендів змін демографічної структури у часових рядах моніторингу; розробка модулів для автоматичного розпізнавання та підрахунку річних кілець росту на цифрових зображеннях черепашок із використанням методів машинного навчання (computer vision); створення мобільного застосунку для введення даних безпосередньо під час польових робіт з автоматичною синхронізацією з хмарною базою даних; інтеграція з

національними базами даних про біорізноманіття та системами звітності за міжнародними природоохоронними конвенціями.

Розроблений цифровий інструмент забезпечує практичну імплементацію теоретичної системи інтегрованих критеріїв оцінки екологічної безпеки через автоматизацію обчислення демографічних індексів Kr, I_aging, PSI та CV%, стандартизацію процедур класифікації рівнів екологічної безпеки та статусів Статті 17. Інструмент може бути використаний у національних програмах моніторингу біорізноманіття, підготовці звітів за Статтею 17 Директиви про оселища, розробці планів управління річковими басейнами, оцінці ефективності природоохоронних заходів у об'єктах природно-заповідного фонду, наукових дослідженнях популяційної екології прісноводних молюсків. Відкритість коду та безкоштовність використання забезпечують доступність методології для широкого кола природоохоронних установ, науково-дослідних організацій та органів басейнового управління водними ресурсами України.

Висновки до розділу 2:

У розділі науково обґрунтовано вибір об’єкта дослідження, визначено обсяги та структуру емпіричних матеріалів, розроблено комплексну методологію для створення системи екологічного моніторингу прісноводних екосистем. Основні результати та висновки:

1. Обґрунтовано вибір *U. crassus* як модельного об’єкта для розробки системи моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі комплексу критеріїв: високі біоіндикаторні властивості (довготривалість життя, малорухливий спосіб життя, фільтраційне живлення), європейський законодавчий мандат (Директива 92/43/ЄЕС, Додатки II та IV), созологічна значущість (Червона книга України, МСОП категорія “Endangered”), широке географічне поширення у різних біогеографічних регіонах України та технічна реалізованість моніторингу без складного обладнання.

2. Сформовано репрезентативну емпіричну базу для розробки національної системи моніторингу екологічної безпеки, що охоплює 47 локалітетів *U. crassus* у восьми річкових басейнах України з темпоральним масштабом 29 років (1995-2024). Визначено 18 пріоритетних локалітетів для базової національної мережі моніторингу, що забезпечують територіальне покриття всіх біогеографічних регіонів поширення виду.

3. Розроблено стандартизовану методологію польового моніторингу, адаптовану на основі європейських протоколів з урахуванням гідрологічних умов України: визначено моніторингове місцезнаходження як ділянку річки довжиною 1 км з мінімум трьома трансектами, встановлено градацію вимог до обсягу вибірки (достатній рівень $N \geq 30$, мінімально достатній 20-29, обмежений 15-19, недостатній < 15), що відповідає вимогам Статті 17 Директиви про оселища щодо присвоєння статусу “Unknown” при $N < 15$.

4. Розроблено систему рекомендованих показників для оцінки демографічної структури популяцій як індикаторів екологічної безпеки: популяційні індекси відновлення (Kr = молодь/старші особини), старіння (Ia = старші особини/загальна чисельність) та стійкості (збалансованість вікової структури); базові статистичні показники вікової структури (середній вік, медіана, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, асиметрія, ексцес); класифікацію демографічного стану за трирівневою шкалою (сприятливий – FV, несприятливий – U1, критичний – U2, недостатньо даних – XX) з чіткими пороговими значеннями, інтегрованими з вимогами звітності за Статтею 17 Директиви про оселища.

5. Створено комплексну систему оцінки екологічних ризиків через розробку кількісних критеріїв демографічного стану (порогові значення середнього віку 5-7 років для сприятливого стану, >9 років для критичного), тристадійного алгоритму визначення стану популяцій та індексу созологічної значущості (ІСЗ) для пріоритизації локалітетів у національній системі моніторингу.

6. Застосовано методи дистанційного зондування Землі з використанням супутникової системи Sentinel-2 L2A (просторова роздільність 10 м) для моніторингу екологічної безпеки на рівні водозбірних басейнів. Розраховано часові серії вегетаційних індексів (NDVI, NDWI, NDMI) за період 2015-2025 років для модельної території басейну річки Уборть, що дозволило виявити ділянки деградації лісових екосистем внаслідок незаконного видобутку бурштину та оцінити масштаби антропогенної трансформації території.

7. Розроблено цифрову модель автоматизованої оцінки демографічного стану популяцій у середовищі Google Colab з інтеграцією Google Sheets, що забезпечує стандартизацію обробки даних моніторингу, відтворюваність результатів та візуалізацію екологічних ризиків через кольорове кодування станів популяцій. Модель пройшла валідацію на даних 47 локалітетів з восьми річкових басейнів та може бути адаптована для інших видів прісноводних молюсків у рамках національної системи екологічного моніторингу.

8. Методологія дослідження повністю адаптована до вимог європейського природоохоронного законодавства (Директива 92/43/ЄЕС, Стаття 17), що забезпечує порівнянність результатів з міжнародними моніторинговими програмами та створює основу для інтеграції України в європейський природоохоронний простір. Застосований комплекс методів забезпечує стандартизацію процедур на всіх етапах – від польового збору даних до інтегральної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем.

РОЗДІЛ 3
ЄВРОПЕЙСЬКИЙ ДОСВІД УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНИМИ РИЗИКАМИ ЧЕРЕЗ СТАНДАРТИЗОВАНИЙ МОНІТОРИНГ

3.1. Європейський досвід моніторингу *Unio crassus* як методологічна основа для розробки національної концепції

Розробка національної концепції моніторингу перлівниці товстої в Україні вимагає ґрунтовного аналізу європейських стандартів, які сформувалися протягом останніх трьох десятиліть та довели свою ефективність у забезпеченні збереження рідкісних видів прісноводної фауни. Цей аналіз критично важливий з огляду на три взаємопов'язані обставини.

По-перше, Україна як сторона Бернської конвенції з 1999 року вже має юридичні зобов'язання щодо охорони *U. crassus* через створення об'єктів Смарагдової мережі, що вимагає систематичного моніторингу популяцій виду. По-друге, євроінтеграційні процеси передбачають необхідність підготовки до виконання більш детальних вимог Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ, включаючи шестирічну звітність за Статтею 17 та майбутню інтеграцію в мережу Natura 2000. По-третє, відсутність систематичної програми моніторингу *U. crassus* в Україні створює суттєвий розрив між поточним станом природоохоронної діяльності та європейськими стандартами, який необхідно ліквідувати через науково обґрунтовану розробку адаптованих до умов України методологій.

Наукометричний аналіз публікаційної активності підтверджує методологічну сформованість європейських підходів до моніторингу *U. crassus*. Аналіз публікацій у базі Scopus показав, що за період 1964-2025

років їх кількість з цієї проблематики становила 144 публікації. Аналіз дозволяє прослідкувати еволюцію від епізодичних систематичних досліджень до комплексних міждисциплінарних програм збереження виду. Найбільш продуктивний період припадає на 2000-2015 роки, що корелює з імплементацією Директиви про оселища та формуванням стандартизованих протоколів моніторингу в країнах-членах ЄС. Сучасна стабілізація публікаційної активності на високому рівні (2015-2025 роки) свідчить про формування сталої системи стандартизованих підходів, валідованих багаторічною практикою і готових до адаптації в нових національних контекстах.

Нами проаналізовано ключові компоненти європейських стандартів моніторингу *U. crassus* з метою виокремлення елементів, критично необхідних для української національної концепції. Аналіз структуровано навколо трьох взаємопов'язаних блоків: (1) правова основа охорони виду через подвійну систему Додатків II та IV Директиви про оселища, що визначає масштаб та інтенсивність необхідного моніторингу; (2) система регулярного моніторингу та звітності згідно зі Статтєю 17, що встановлює стандарти періодичності та змісту моніторингових програм; (3) методологія оцінки статусу збереження через чотири параметри (ареал, популяція, оселища, майбутні перспективи) та трирівневу систему класифікації (FV/U1/U2), що забезпечує об'єктивну оцінку стану виду та ефективності природоохоронних заходів.

Перлівниця товста (*U. crassus*) має особливий природоохоронний статус як на рівні Ради Європи, так і Європейського Союзу, будучи включеною одночасно до Додатків II і IV Директиви Ради 92/43/ЄЕС [122] про збереження природних оселищ як вид, що потребує спеціальних заходів збереження оселищ та Резолюції 6 Бернської конвенції [123]. З кінця вісімдесятих років минулого століття інтерес до вивчення цього виду на європейському континенті продовжує неухильно зростати.

Аналіз наукової активності у базі Scopus з використанням інструменту VOSviewer щодо *U. crassus*, а саме аналіз мережевої структури понять та хронологічної динаміки (рис. 3.1) дозволив отримати важливі висновки. Представлена мережева діаграма демонструє складну систему взаємопов'язаних наукових напрямків у дослідженнях перлівниці товстої, де центральне положення терміну "*Unio crassus*" підтверджує його ключову роль як об'єкта міждисциплінарних досліджень. Аналіз понять виявляє три основні тематичні кластери, які відображають різні аспекти наукового підходу до вивчення виду.

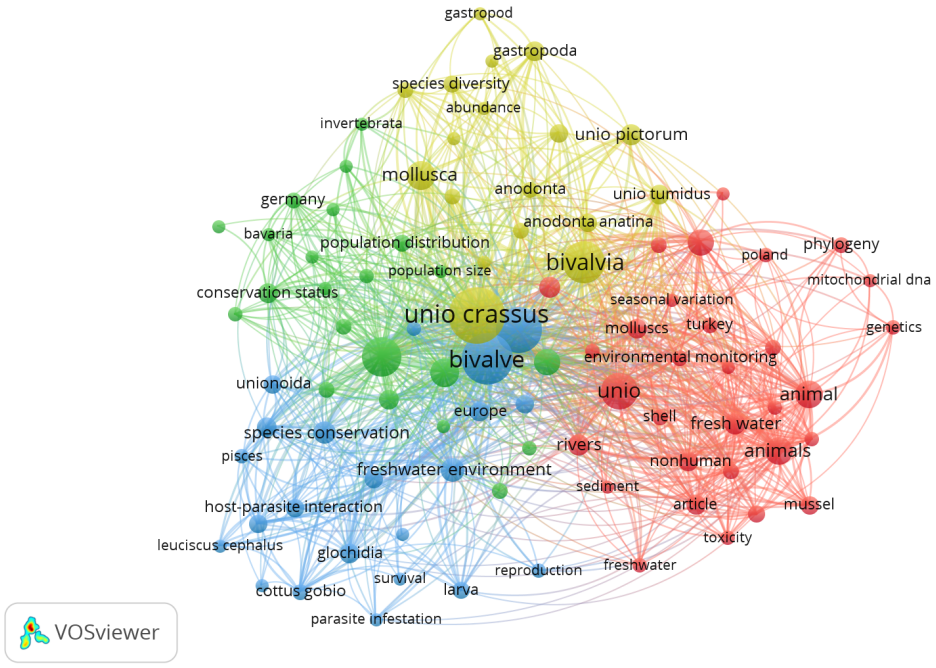


Рис. 3.1. Система взаємопов’язаних наукових концептів у дослідженні *U. crassus*

Таксономічно-морфологічний кластер охоплює терміни "mollusca", "bivalvia", "anodonta", "unio pictorum", що відображає систематичне положення виду та порівняльні дослідження з іншими представниками родини Unionidae. Цей сегмент наукового дискурсу підкреслює важливість

філогенетичного контексту для розуміння екологічних особливостей перлівниці товстої.

Екосистемно-консерваційний кластер охоплює поняття "animal", "freshwater", "mussel", "environmental monitoring", "conservation status", що свідчить про інтенсивні дослідження природоохоронного статусу та моніторингу виду. Особлива увага до моніторингових програм проявляється у значній частоті терміну "environmental monitoring" та його тісних зв'язках з поняттями "freshwater environment" та "species conservation", що підкреслює актуальність стандартизації моніторингових підходів для цього виду.

Хазяїн-паразитний кластер містить терміни "host-parasite interaction", "glochidia", "survival", "reproduction", що відображає специфічні дослідження життєвого циклу виду та роль риб-хазяїв для успішного його завершення.

Концепт охорони виду представлений терміном "conservation status", який демонструє множинні зв'язки з географічними маркерами та екологічними параметрами, що свідчить про масштабність природоохоронних досліджень на європейському рівні.

Гістограма (рис. 3.2) демонструє нерівномірність географічного розподілу публікацій про *U. crassus*, що відображає як історичні традиції досліджень, так і сучасний природоохоронний статус виду в різних країнах. Польща демонструє беззаперечне лідерство з 39 публікаціями, що корелює з наявністю значних популяцій виду в басейнах Вісли та Німану та потужною малакологічною школою у цій країні. Німеччина з 27 публікаціями відображає розвинену систему моніторингу згідно з вимогами Директиви про оселища та найповнішу представленість у публікаціях цього процесу, тоді як Чеська Республіка з 16 публікаціями представляє активні дослідження в контексті центральноєвропейських популяцій та дослідження риб, на яких розвиваються глохідії.

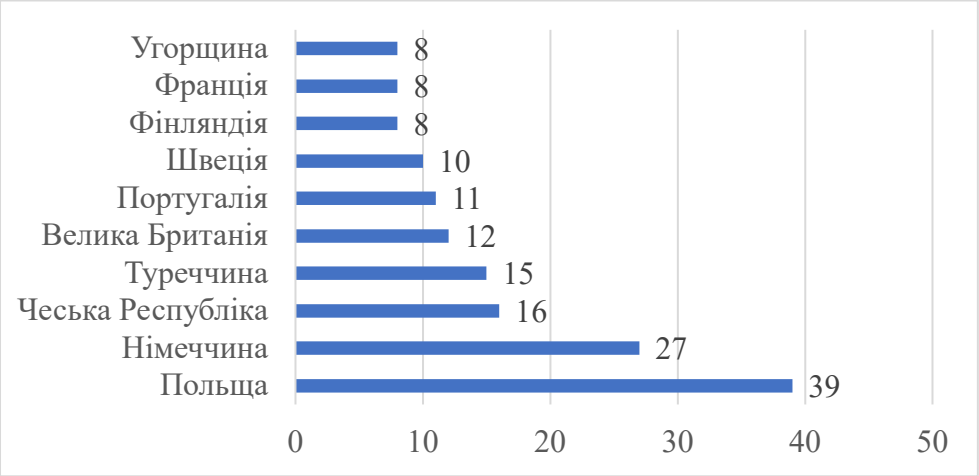


Рис. 3.2. Країни з найбільшою кількість публікацій присвячених *U. crassus*

Середній рівень активності демонструють Туреччина, Велика Британія та Португалія, що може відображати периферійне поширення виду або менш розвинені дослідницькі програми. При цьому варто додати, що Туреччина не є країною Євросоюзу, не повинна звітуватись за Статтею 17, однак використовує цей вид у моніторингових дослідженнях прісних водойм. Однакові показники для Угорщини, Франції та Фінляндії свідчать про стандартизований необхідний рівень досліджень, необхідний для виконання зобов'язань у рамках Директиви про оселища. Виражена концентрація досліджень у країнах Центрально-Східної Європи підтверджує гіпотезу про те, що ця регіональна популяційна група є критично важливою для глобального збереження виду та розробки стандартизованих протоколів моніторингу.

Аналіз 144 публікацій за шестидесятирічний період 1964-2025 років дозволяє виділити кілька характерних фаз у дослідженнях перлівниці товстої, що відображають еволюцію наукових підходів та природоохоронних пріоритетів (рис. 3.3). Початковий період характеризувався епізодичними публікаціями, переважно присвяченими

систематиці та географічному розповсюдженню виду. Низька публікаційна активність цього етапу відображала загальний стан гідробіологічних досліджень у Європі в умовах, коли *U. crassus* все ще розглядався як звичайний компонент прісноводної малакофауни.

Остання декада двадцятого століття позначилася поступовим зростанням наукового інтересу до виду, що корелювало з прийняттям Директиви про оселища та включенням виду до відповідних додатків, першими системними спостереженнями за скороченням популяцій у Західній Європі та формуванням концептуальних основ моніторингу прісноводних молюсків. Цей період характеризується переходом від суто академічних досліджень до прикладних природоохоронних програм.

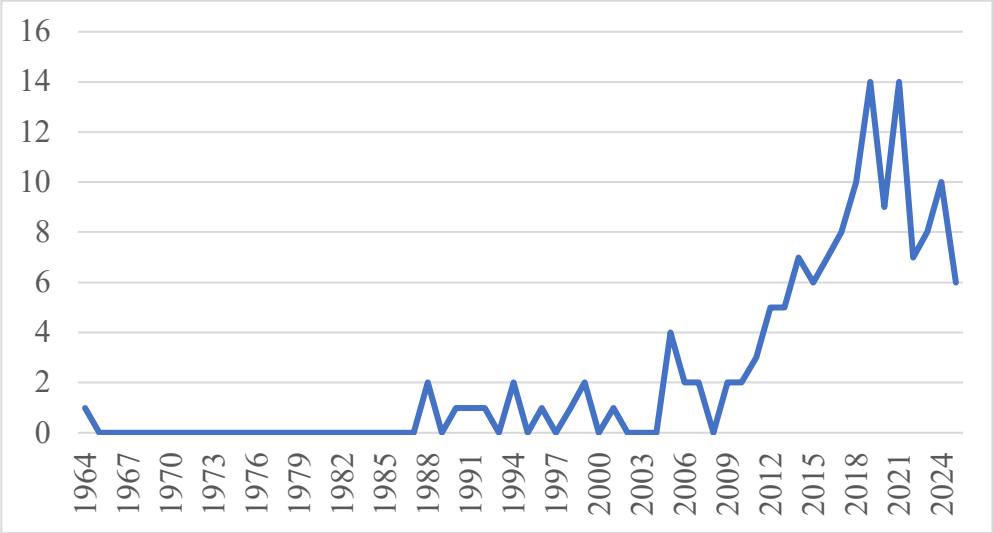


Рис. 3. 3. Часовий проміжок (1964-2025 рр.) публікаційної активності (база Scopus) присвяченої *U. crassus*

Найбільш продуктивний період у дослідженнях *U. crassus* припадає на 2000-2015 роки та характеризується методологічним проривом через широке впровадження молекулярно-генетичних методів, розвиток гідро-геоморфологічного моделювання та стандартизацію протоколів моніторингу. Міжнародна координація проявилася у формуванні мережі європейських дослідницьких центрів та гармонізації підходів у рамках

звітності за Директивою про оселища, тоді як прикладна спрямованість виразилася у масштабних програмах реінтродукції, розробці планів управління популяціями та створенні ex-situ програм розмноження.

Сучасний період характеризується стабілізацією публікаційної активності, що свідчить про методологічну зрілість через формування стандартизованих підходів до моніторингу, валідацію протоколів оцінки стану популяцій та розвиток предиктивного моделювання. Інтеграційний характер сучасних досліджень проявляється у синтезі генетичних, екологічних та природоохоронних даних, розробці комплексних стратегій збереження виду та міжнародній імплементації європейських стандартів моніторингу на національному рівні.

Часовий аналіз публікаційної активності демонструє класичну модель наукового розвитку від первинного накопичення фактів до формування теоретичних узагальнень та практичних рекомендацій. Шестидесятирічний період досліджень *U. crassus* відображає еволюцію підходів до вивчення рідкісних видів від описової систематики до комплексних природоохоронних програм, де найінтенсивніший період досліджень співпадає з критичним погіршенням природоохоронного статусу виду в більшості європейських країн, що підтверджує реактивний характер наукових досліджень у природоохоронній галузі. Сучасна стабілізація публікаційної активності на високому рівні свідчить про формування сталої системи моніторингу та управління популяціями *U. crassus*, що створює міцну основу для стандартизації екологічного моніторингу прісноводних екосистем у контексті імплементації.

В Україні інтерес до дослідження стану популяцій виду також з’явився у зв’язку з різким скороченням їх чисельності та фрагментацією ареалу [56]. Ці дослідження стали продовженням систематичних, морфологічних та екологічних досліджень Стадниченко А. [51] П. та Корнюшина О. [242]. В.У 2021 році вид набув охоронного статусу, його

було занесене до Червоної книги України зі статусом EN (загрожений/зникаючий) [58; 44].

В Україні відсутня систематична програма моніторингу виду. Це створює серйозні перешкоди для ефективної охорони виду та не відповідає європейським стандартам, які вимагають регулярного моніторингу популяцій на основі стандартизованих методик. Впровадження національної програми моніторингу дозволить Україні не лише виконати поточні міжнародні зобов'язання, але й продемонструвати готовність до імплементації правового доробку ЄС у сфері охорони природи, який включає ключові директиви – про оселища (Council Directive 92/43/EEC, 1992) [131], Рамкову директиву про воду (Directive 2000/60/EC, 2000) [132] та Директиву про оцінку впливу на довкілля (Directive 2011/92/EU, 2011) [134], що формують комплексну систему захисту водних екосистем та їх біорізноманіття. Окрім того, відповідно до постанови Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758 Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод Додаток 1 (№ 758) [31] під час здійснення Діагностичного моніторингу показником, що оцінюється, є донні макробезхребетні, які мають оцінюватись за рядом показників. При цьому програма такого моніторингу також не розроблена.

Систематичний моніторинг перлівниці товстої матиме важливе наукове значення для заповнення прогалин у знаннях про українські популяції виду, оскільки згідно з дослідженнями Conservation Biology [367], регіони Східної Європи, у тому числі Україна, залишаються найменш вивченими.

Практична цінність програми має стратегічне значення і полягає в тому, що моніторинг цього виду-індикатора дозволить комплексно оцінювати екологічний стан водойм відповідно до вимог Рамкової директиви про воду, а впровадження передових технологій, таких як eDNA метабаркодинг [324; 325; 326; 327] та автоматизовані системи біоіндикації,

підвищить науковий потенціал країни та сприятиме інтеграції в європейські мережі екологічного моніторингу EIONET [166], створюючи основу для майбутнього переходу від Смарагдової мережі до Natura 2000 після вступу до ЄС.

Збереження біорізноманіття через ефективний моніторинг перлівниці товстої матиме позитивний вплив на всю водну екосистему, оскільки цей вид є важливим індикатором якості водного середовища. Згідно з канадськими дослідженнями, існують значні кореляції між показниками різноманіття бентосних макробезхребетних та присутністю рідкісних видів молюсків, що підкреслює важливість інтегрованого підходу до моніторингу водних екосистем [171]. Таким чином, поліпшення екологічного стану водойм через впровадження комплексного моніторингу сприятиме не лише збереженню перлівниці товстої, але й покращенню умов для інших видів водної фауни та забезпечення належної якості питної води [174, 175].

Розглянемо правову основу ЄС для охорони перлівниці товстої. Директива Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ і дикої фауни та флори, так звана Директива про оселища. Згідно з офіційним текстом Директиви, Додаток II містить "види тваринного та рослинного світу, що мають значення для Співтовариства, збереження яких потребує призначення спеціальних зон охорони. Водночас Додаток IV перелічує "види тваринного та рослинного світу, що мають значення для Співтовариства і потребують суворої охорони". Така класифікація означає, що перлівниця товста потребує не лише створення спеціальних територій охорони в рамках мережі Natura 2000, але й всебічної охорони на всій території поширення [122].

Стаття 3 Директиви встановлює обов'язок створення когерентної європейської екологічної мережі спеціальних зон охорони під назвою "Natura 2000", що складається з територій, які містять типи природних оселищ, перелічені в Додатку I, та оселища видів з Додатку II. Для

перлівниці товстої це означає необхідність ідентифікації та призначення водних територій, критично важливих для виживання виду, включаючи не лише місця безпосереднього існування молюсків, але й оселища їх риб-хазяїв, без яких неможливе завершення життєвого циклу виду.

Стаття 12 Директиви встановлює систему суворої охорони для видів з Додатку IV, зокрема забороняє всі форми навмисного відлову або вбивства цих видів у дикій природі. Крім того, забороняється навмисне порушення цих видів, особливо під час розмноження, виховання потомства, гібернації та міграції, а також навмисне знищення або збирання яєць з дикої природи та погіршення або знищення місць розмноження або відпочинку [159]. У контексті перлівниці товстої ці положення набувають особливого значення, оскільки вид характеризується тривалим життєвим циклом та високою чутливістю до порушень водного середовища.

Система моніторингу та звітності згідно зі Статтею 17. Стаття 17 Директиви Ради 92/43/ЄЕС встановлює фундаментальні вимоги до звітності держав-членів, згідно з якими "кожні шість років, починаючи з закінчення періоду, передбаченого у статті 23, держави-члени складають звіт про впровадження заходів, передбачених цією Директивою" [232]. Згідно з офіційними методичними рекомендаціями Європейської агенції з довкілля, цей звіт має містити детальну інформацію про статус збереження типів природних оселищ з Додатку I та видів з Додатків II, IV та V, оцінку впливу заходів збереження на статус збереження, а також основні результати нагляду, передбаченого Статтею 11 [164].

Стаття 11 Директиви Ради 92/43/ЄЕС встановлює чіткі зобов'язання щодо моніторингу, вимагаючи від держав-членів здійснення нагляду за статусом збереження природних оселищ та видів дикої фауни і флори, згаданих у статті 2, з особливою увагою до пріоритетних типів природних оселищ та пріоритетних видів. У контексті перлівниці товстої це означає необхідність розробки та впровадження систематичної програми

моніторингу, яка забезпечуватиме регулярну оцінку стану популяцій виду та тенденцій їх змін [149].

Європейська система оцінки статусу збереження, розроблена для потреб звітування за Статтею 17, базується на чотирьох основних параметрах, які мають оцінюватися для кожного виду. Перший параметр стосується ареалу поширення та передбачає оцінку поточного ареалу виду відносно його природного ареалу, включаючи аналіз тенденцій змін. Другий параметр охоплює характеристики популяції, зокрема її розмір та демографічні тенденції. Третій параметр присвячений оцінці оселищ виду, включаючи площу доступних оселищ та їх якісні характеристики. Четвертий параметр стосується майбутніх перспектив та передбачає загальну оцінку життєздатності популяцій в умовах наявних та очікуваних загроз [149].

Європейська система класифікації статусу збереження передбачає три основні категорії оцінки. Статус "FV (Favourable)" присвоюється у випадках, коли динаміка популяції виду свідчить про те, що він продовжуватиме існувати як життєздатний компонент своїх природних оселищ у довгостроковій перспективі, природний ареал виду не зменшується і не ймовірно, що зменшиться в осяжному майбутньому, а існує та, ймовірно, продовжуватиме існувати, має достатньо великі оселища для підтримання його популяцій у довгостроковій перспективі. Статус "U1 (Unfavourable-Inadequate)" використовується у випадках, коли будь-який з вищезазначених критеріїв не виконується, але відсутні ознаки серйозного ризику зникнення виду в осяжному майбутньому. Статус "U2 (Unfavourable-Bad)" присвоюється у найбільш критичних випадках, коли вид стикається з високим ризиком зникнення [162].

Згідно з методичними рекомендаціями European Environment Agency, ефективна система моніторингу повинна забезпечувати не лише регулярну оцінку тенденцій популяцій, але й виявлення основних загроз та негативних

факторів, що впливають на вид, оцінку ефективності впроваджених заходів збереження, а також координацію з іншими європейськими директивами, зокрема Рамковою директивою про воду 2000/60/ЄС та Морською стратегічною рамковою директивою 2008/56/ЄС [133]. Розробка стандартизованих підходів до моніторингу прісноводних молюсків на європейському рівні стала результатом визнання критичної ситуації з їх збереженням та необхідності координації зусиль між країнами-членами. При цьому у більшості держав-членів ЄС розроблені національні протоколи моніторингу для видів та типів оселищ, однак методології та якість даних можуть значно відрізнятися між країнами.

Висновки до підрозділу 3.1:

1. Аналіз публікаційної активності за 1964-2025 роки демонструє еволюцію наукового інтересу до *U. crassus* від епізодичних систематичних досліджень до комплексних міждисциплінарних програм збереження, що відображає зміну статусу виду від звичайного компонента прісноводної малакофауни до критично важливого об'єкта природоохоронної діяльності.
2. Стабілізація публікаційної активності на високому рівні у 2015-2025 роках свідчить про методологічну зрілість галузі та формування сталої системи стандартизованих підходів до моніторингу та управління популяціями *U. crassus* на європейському рівні.
3. Включення *U. crassus* одночасно до Додатків II та IV Директиви Ради 92/43/ЄЕС створює подвійну систему охорони, що вимагає як створення спеціальних територій охорони в межах мережі Natura 2000, так і впровадження суворого охоронного режиму на всій території поширення виду.
4. Європейська система оцінки природоохоронного статусу за чотирма параметрами (ареал, популяція, оселища, майбутні перспективи) та

трьома категоріями (FV, U1, U2) забезпечує стандартизований підхід до моніторингу, що має принципове значення для імплементації вимог Статті 17 Директиви про оселища.

5. Для України євроінтеграційні процеси створюють необхідність переходу від статусу сторони Бернської конвенції з обов'язками щодо Смарагдової мережі до повноцінної імплементації вимог Директиви про оселища, включаючи шестирічну звітність та інтеграцію в мережу Natura 2000.
6. Відсутність систематичної програми моніторингу *U. crassus* в Україні створює суттєвий розрив між поточним станом природоохоронної діяльності та європейськими стандартами, що потребує невідкладного впровадження національної системи моніторингу на основі стандартизованих методик.
7. Технології екологічного моніторингу перлівниці товстої становлять ефективний інструмент імплементації європейських стандартів водної політики та демонстрації готовності України до виконання зобов'язань у рамках євроінтеграційного процесу в галузі охорони довкілля.

3.2. Аналіз національних програм моніторингу *Unio crassus* у країнах ЄС для адаптації в Україні

3.2.1. Німецька система моніторингу перлівниці товстої *U. crassus*

Німецький досвід моніторингу *U. crassus* аналізується як базова модель для української концепції з огляду на три ключові обставини. По-перше, Німеччина має найтривалішу історію систематичного моніторингу виду (з 1993 року), що забезпечує валідацію методологічних підходів багаторічною практикою [294; 137]. По-друге, німецька модель демонструє ефективну імплементацію вимог Директиви Ради 92/43/ЄЕС через

багаторівневу систему координації, що може бути адаптована до української адміністративної структури. По-третє, критичний стан виду в Німеччині (CR у національному Червоному списку) та успішні проекти відновлення популяцій надають цінні уроки для України, де вид має статус EN (зникаючий) та перебуває на схожій траєкторії деградації популяцій.

Німецька система моніторингу перлівниці товстої (*U. crassus*) представляє комплексну модель, що базується на положеннях Федерального закону про охорону природи (Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG) та вимогах Директиви Ради 92/43/ЄЕС (Директиви про оселища) [437].

Концептуальною основою німецької моделі моніторингу є розуміння розповсюдження перлівниці товстої як природно дискретного явища як на локальному рівні в межах водної ділянки або протягом водотоку, так і в регіональному масштабі в межах водозбірного басейну, що відображає сучасне наукове розуміння екології прісноводних молюсків як метапопуляційних систем. Концепція метапопуляцій характеризується мережею субпопуляцій, окремі з яких можуть зникати і знову утворюватися, між якими час від часу, але регулярно відбувається обмін особинами [351], що дозволяє формулювати важливі аспекти для концепцій захисту загрозливих видів та встановлення пріоритетів заходів [67].

Для української концепції метапопуляційний підхід має критичне значення, оскільки фрагментація популяцій *U. crassus* внаслідок антропогенної трансформації річкових екосистем створює подібні умови до німецьких. Розуміння динаміки метапопуляцій дозволить розробити стратегію пріоритизації територій для охорони, визначити, які субпопуляції є джерелами для природного поповнення інших локалітетів, та оптимізувати розміщення моніторингових пунктів для виявлення екологічних коридорів між окремими популяціями.

З початку програми моніторингу молюсків у 1993 році *U. crassus* було виявлено в 52 водотоках Мекленбурга-Передньої Померанії, проте більш ніж у половині водотоків цей вид зник, і лише порожні мушлі свідчать про колишні популяції, при цьому вісімнадцять струмків і річок в даний час містять популяції *U. crassus* з розмірами від ста до шести сотень тисяч особин на річку [437].

Ці дані демонструють критичну швидкість деградації популяцій навіть за умов систематичного моніторингу та вказують на необхідність превентивних заходів в Україні. Втрата більш ніж половини популяцій за три десятиліття підкреслює важливість раннього виявлення негативних трендів через регулярний моніторинг, що дозволяє втрутитися до досягнення критичного стану популяції.

Методологічні підходи німецької системи включають аналіз якості води як ключового фактора [76; 210; 211; 106; 77], при цьому один з основних факторів, пов'язаних із зниженням чисельності *U. crassus*, становить підвищений вміст нітрат-нітрогену, спричинений евтрофікацією, оскільки молодь реєструвалася лише у водотоках зі значеннями NO_3-N близько або нижче 2 мг/л, що стало основою для розробки методик оцінки придатності водних оселищ [239; 371].

Цей критерій має пряме практичне застосування для української системи моніторингу як простий та економічно ефективний інструмент швидкої оцінки потенціалу водотоків для підтримання популяцій *U. crassus*. Вимірювання концентрації NO_3-N не вимагає складного обладнання, може проводитися польовими методами та дозволяє ідентифікувати водотоки, де природоохоронні заходи матимуть найвищу ймовірність успіху через придатні хімічні параметри води.

Просторовий аналіз та картографування з використанням геоінформаційних систем дозволяє визначати потенційні площі відновлення популяцій та ідентифікувати як наявні популяції, так і

потенційні території для реінтродукції виду. Для України, де існують геоінформаційні ресурси та доступ до супутникових даних, цей підхід може бути імплементований без значних додаткових інвестицій, дозволяючи оптимізувати використання обмежених ресурсів через фокусування на найперспективніших територіях.

Популяційна динаміка та демографічний аналіз передбачають детальне вивчення розвитку чисельності та щільності населення в різних місцезнаходженнях *U. crassus* [437], при цьому довготривалі дослідження індивідуально мічених особин з чотирьох популяцій центральної та південно-західної Німеччини виявили, що нульовий ріст і скорочення дорослих молюсків із верхніх 50% діапазону довжини популяції є поширеними явищами, а загальні виміри довжини черепашки або підрахунок ліній росту на черепашках живих дорослих молюсків можуть значно недооцінювати їх вік і повинні розглядатися як непридатні для визначення фактичної вікової структури популяції [294].

Ця методологічна знахідка критично важлива для української програми моніторингу, оскільки попереджає про ненадійність традиційних методів визначення віку через підрахунок ліній росту. Застосування індивідуального мічення особин з наступним довготривалим відстеженням забезпечує високу точність демографічних оцінок та може стати основою для створення базових даних про структуру та динаміку українських популяцій.

Аналіз репродуктивних процесів демонструє високу варіабельність успішності відтворення між популяціями та роками, при цьому популяційна динаміка *U. crassus* є високодиференційованою, а результати свідчать про те, що навіть у найбільшій популяції *U. crassus* у Німеччині трапляються роки, коли не спостерігається жодної молоді, що пов'язано з особливостями життєвого циклу виду та часом перебування глохідій на рибах-господарях під час зараження [437; 380; 382]. Характерною особливістю *U. crassus* є

значна тривалість життя, що становить важливий фактор популяційної стійкості, при цьому максимальний вік у водах Мекленбурга-Передньої Померанії коливався від 15 до 25 років [436], що дозволяє популяціям переживати періоди несприятливих умов для розмноження, проте також означає, що відновлення популяцій після порушень відбувається повільно.

Це спостереження має фундаментальне значення для інтерпретації результатів моніторингу в Україні: відсутність молодих особин протягом одного-двох років не обов'язково сигналізує про критичний стан популяції, але вимагає багаторічного моніторингу для виявлення справжніх трендів. Тривалість життя 15-25 років також означає, що ефекти природоохоронних заходів можуть проявлятися через роки або десятиліття, що вимагає довгострокового планування та політичної стабільності фінансування програм.

Просторова гетерогенність популяційних характеристик відображає варіабельність екологічних умов різних водотоків [437], що підкреслює необхідність диференційованого підходу до управління різними популяціями. Методологічні аспекти демографічного аналізу характеризуються використанням стандартизованих методів індивідуального мічення особин для довготривалого відстеження життєвих циклів, що забезпечує високу точність демографічних оцінок та дозволяє виявляти міжрічні коливання демографічних показників та їх зв'язок з екологічними факторами.

Організаційна структура німецької системи моніторингу перлівниці товстої характеризується багаторівневим підходом, що включає федеральний та земельний рівні координації, при цьому у зв'язку з включенням *U. crassus* до Директиви ЄС про оселища Мекленбург-Передня Померанія ініціювала щорічну схему моніторингу, починаючи з 2003 року, у результаті чого було прийнято рішення проводити моніторинг відповідно до методів, використовуваних на національному рівні. Методологічна

основа німецького моніторингу розроблена відповідно до рекомендацій для обліку та оцінки видів як основи моніторингу згідно зі статтями 11 та 17 Директиви про оселища в Німеччині, які встановлюють обов'язкові вимоги щодо спостереження за станом збереження природних оселищ та видів, що становлять інтерес для Співтовариства, а також регулярної звітності про результати такого спостереження.

Для України цей багаторівневий підхід може бути адаптований через створення координаційного центру в рамках відповідного Міністерства з залученням обласних управлінь екології та місцевих природоохоронних організацій. Німецький досвід демонструє важливість чіткого розподілу відповідальності між рівнями управління: федеральний рівень розробляє загальні принципи та стандарти, регіональний рівень адаптує їх до місцевих умов, а локальні установи здійснюють безпосередню реалізацію польових досліджень.

Німецька методологія базується на уніфікованих протоколах, які забезпечують порівнянність результатів між різними регіонами та періодами спостережень і включають детальні інструкції щодо методів пошуку, ідентифікації, підрахунку та документування знахідок *U. crassus*, при цьому стандартизація методів є критично важливою для отримання надійних даних про тенденції зміни чисельності та розповсюдження виду на національному рівні. Оцінка стану збереження *U. crassus* базується на комплексі показників, які включають популяційні параметри, якість оселищ та наявність загроз, при цьому кожен з цих компонентів оцінюється за стандартизованою шкалою, що дозволяє класифікувати стан збереження як сприятливий, незадовільний або поганий.

Україна може проаналізувати німецькі протоколи та адаптувати деякі їх положення до своїх умов, що забезпечить сумісність з європейськими стандартами, можливість міжнародного співставлення даних. Процедури забезпечення та контролю якості досліджень, що охоплюють підготовку

спеціалістів, стандартизацію обладнання та методів, а також перевірку достовірності отриманих результатів, можуть стати основою для системи акредитації українських моніторингових лабораторій.

Методологія передбачає систематичне визначення розміру популяцій, їх просторового розподілу та демографічної структури з особливою увагою до виявлення ознак успішного відтворення, зокрема присутності ювенільних особин різних вікових класів, а також детальні критерії для оцінки придатності водних оселищ, які охоплюють гідрологічні характеристики водотоків, якість води, особливості субстрату та наявність відповідних риб-хазяїв. Систематичний аналіз факторів, що негативно впливають на популяції *U. crassus*, є ключовим елементом методологічної основи, при цьому загрози класифікуються за їх інтенсивністю, просторовим охопленням та потенційним впливом на життєздатність популяцій, що дозволяє встановлювати пріоритети для природоохоронних заходів та оцінювати їх ефективність.

Проект LIFE Bachmuschel у землі Бранденбург представляє найсучасніший підхід Німеччини до збереження перлівниці товстої, що зосереджується на стабілізації, відновленні та реінтродукції популяцій *U. crassus* на 14 територіях Natura 2000 у північно-східній Німеччині з періодом реалізації з 01/01/2023 до 30/06/2032, загальним кваліфікованим бюджетом 11,576,145 євро та внеском ЄС у розмірі 8,682,109 євро [160]. При цьому проект має на меті збереження та збільшення існуючих популяцій перлівниці товстої у 10 річкових системах у водозбірних басейнах [160; 295].

Для України масштаби фінансування проекту LIFE Bachmuschel (понад 11 мільйонів євро на 10 річних систем) демонструють необхідний рівень інвестицій для ефективного збереження загрожених видів та вказують на потребу пошуку міжнародного фінансування через програми технічної допомоги ЄС, грантові програми та потенційну участь у

європейських проектах співробітництва. Партнерство з Інститутом внутрішнього рибальства (IfB), який керує моніторингом популяцій риби-господарів та впровадженням заходів підтримки запасів і реінтродукції, та Державним музеєм природознавства Штутгарта (SMNS), що проводить популяційно-генетичні дослідження [160; 295; 191], ілюструє важливість міжінституційної співпраці, що поєднує наукові дослідження з практичною реалізацією природоохоронних заходів.

Найбільш документований успіх у Німеччині представляє відновлення річки Люттер для *M. margaritifera* як один з небагатьох успішних прикладів повного відновлення екосистеми прісноводної перлівниці звичайної у дикій природі [184], при цьому проект Люттер продемонстрував, що відновлення повних річкових водозбірних басейнів є ключем до успішного відновлення перлівниці звичайної та інших видів, залежних від субстрату [71], що узгоджується з новою Європейською рамковою директивою про води, яка вимагає планів на рівні водозбірних басейнів для кращого врахування впливів на перлівницю звичайну та інші види [184].

Комплексний підхід проекту базувався на зменшенні антропогенного навантаження седиментами, при цьому приклад річки Люттер у Північній Німеччині чітко ілюструє, що зменшення антропогенного навантаження піском та мулом до природного рівня може індукувати успішне поповнення прісноводних молюсків у дикій природі та покращити статус популяції інших видів, залежних від субстрату, таких як голець *Phoxinus phoxinus* [184]. Проект Люттер став одним з небагатьох задокументованих випадків у Європі, де вдалося відновити природне відтворення прісноводних молюсків через відновлення оселищ, а не лише через штучне розведення [71].

Досвід річки Люттер має фундаментальне значення для української стратегії, оскільки демонструє можливість природного відновлення

популяцій через покращення якості середовища без необхідності створення дорогих програм штучного розведення. Цей підхід є більш економічно ефективним та екологічно стійким, оскільки адресує корінні причини деградації популяцій замість симптоматичного втручання через реінтродукцію. Досвід також підкреслює, що штучні стратегії збереження повинні розглядатися як важливий, але тимчасовий аварійний захід для порятунку та підтримання генетично унікальних популяцій до тих пір, поки природне оселище не буде відновлено [184; 191].

3.2.2. Польська модель моніторингу перлівниці товстої *Unio crassus*

Польський досвід моніторингу *U. crassus* має особливе значення для розробки української концепції з огляду на чотири ключові чинники релевантності. По-перше, Польща є безпосереднім сусідом України з транскордонними річковими басейнами (Західний Буг, Сян), що створює можливості для спільних програм моніторингу та доступу до польських методологій. По-друге, Польща демонструє найвищу публікаційну активність щодо *U. crassus* серед європейських країн (39 публікацій), що свідчить про розвинену малакологічну школу та доступність експертизи. По-третє, статус виду в Польщі (EN – Endangered) є ідентичним українському, що забезпечує методологічну сумісність підходів до оцінки популяцій. По-четверте, Польща як країна Центрально-Східної Європи пройшла шлях імплементації європейських стандартів після вступу до ЄС у 2004 році, що робить її досвід особливо цінним для України в контексті євроінтеграційних процесів [23; 421; 423].

Польська модель моніторингу перлівниці товстої в контексті імплементації Директиви про оселища базується на Ustawa o ochronie przyrody від 16 квітня 2004 року [394], яка становить правову основу системи охорони природи в Польщі і є ключовим інструментом імплементації вимог Директиви Ради 92/43/ЄЕС щодо збереження *U.*

crassus як виду, що становить інтерес для Європейського Співтовариства та внесений до додатків II та IV Директиви про оселища. Система моніторингу інтегрована з державним моніторингом навколишнього середовища через спостереження за природним різноманіттям біологічного та ландшафтного характеру, що включає *U. crassus* як вид європейського значення та забезпечує систематичне відстеження стану популяцій перлівниці товстої в контексті більш широких екосистемних процесів.

Для України прийняття комплексного закону про охорону природи, аналогічного польському Ustawa o ochronie przyrody, може стати правовою основою для інтеграції моніторингу *U. crassus* з існуючою системою державного моніторингу навколишнього середовища. Польський підхід демонструє ефективність включення видоспецифічного моніторингу в більш широкий контекст екосистемних спостережень, що дозволяє оптимізувати ресурси через використання спільної інфраструктури та персоналу для моніторингу різних компонентів біорізноманіття.

Територіальні форми охорони базуються на мережі Natura 2000, створеній для охорони найцінні́ших і найбільш загрожених зникненням природних оселищ та понад тисячі рідкісних і зникаючих видів, включаючи *U. crassus*, а також на stanowiska dokumentacyjne (в українському контексті аналогічно заказнику місцевого значення) як формі охорони невеликих територій з рідкісними або науково цінними видами для точкового моніторингу окремих популяцій *U. crassus* у водотоках поза межами великих охоронних територій.

Ця двокомпонентна система територіальної охорони має пряме застосування для України, де існує природно-заповідний фонд різних категорій та рівнів підпорядкування. Поєднання великих охоронних територій (національні природні парки, заповідники) з малими локальними об'єктами (заказники місцевого значення, пам'ятки природи) забезпечує повноцінне покриття популяцій *U. crassus* незалежно від їх розміру та

локалізації. Польський досвід показує, що stanowiska dokumentacyjne особливо ефективні для моніторингу невеликих ізольованих популяцій у малих водотоках, які не виправдовують створення великих природоохоронних територій, але потребують систематичного спостереження.

Практична реалізація моніторингових програм демонструється досвідом південної Польщі, де у 2010-2014 роках проводилися активні заходи з охорони виду, включаючи інвентаризацію, дослідження генетичного різноманіття та реінтродукцію, що сприяло збільшенню чисельності популяцій та подвоєнню ареалу поширення виду в річці [321; 98; 365]. Проведенню заходів передувало вивчення екологічних особливостей виду [218], репродуктивних процесів [427]. Найбільш значущим проектом став проект реінтродукції перлівниці товстої у річці Бяла Тарновська між 2010 та 2014 роками, реалізований Регіональним управлінням водного господарства в Кракові у співпраці з Інститутом охорони природи Польської академії наук та WWF Польща [433; 432; 429; 431; 430], що передбачав відновлення 51 км річки з прилеглими прибережними оселищами, демонтаж чотирьох дамб та використання штучних методів розведення, включаючи випуск вагітних самиць, випуск риби, зараженої глохідіями, та молодняк, вирощений in vitro, що дозволило подвоїти популяцію молюска в річці Бяла Тарновська [365; 115; 428].

Досвід річки Бяла Тарновська демонструє ефективність комбінованого підходу, що поєднує відновлення оселищ (демонтаж дамб, відновлення 51 км річки) з різними методами штучного розведення. Для України цей кейс має подвійне значення: він показує технічну можливість успішної реінтродукції навіть у трансформованих екосистемах, але також підкреслює необхідність комплексного підходу, де штучне розведення доповнює, а не замінює відновлення природних оселищ. Подвоєння популяції протягом чотирьох років свідчить про потенційно швидкий ефект

цільових природоохоронних заходів при достатньому фінансуванні та міжінституційній співпраці.

Польські дослідження включають використання сучасних молекулярних методів, зокрема ДНК-маркери для вивчення генетичного різноманіття популяцій, що дозволяє не лише відстежувати чисельність популяцій, але й оцінювати їх генетичне здоров'я та адаптаційний потенціал [237].

Інтеграція генетичного моніторингу в українську концепцію забезпечить оцінку не лише демографічних параметрів популяцій, але й їх еволюційного потенціалу та ризиків інбридингу в ізольованих популяціях. Це особливо важливо для планування заходів з реінтродукції, оскільки генетичні дослідження дозволяють ідентифікувати генетично унікальні популяції, що мають пріоритет для збереження, та визначати оптимальні схеми переміщення особин для підтримання генетичного різноманіття. Україна може розвинути ці компетенції через співпрацю з польськими науковими центрами та залучення міжнародної експертизи.

Адміністративна структура моніторингу характеризується централізованим управлінням даними через Генерального директора з охорони навколішнього середовища [23; 41], який веде центральний реєстр форм охорони природи, що включає інформацію про території та об'єкти, важливі для збереження *U. crassus*, при цьому органи, що створили охоронні території, зобов'язані протягом 30 днів надсилати копії актів про створення охоронних територій та здійснювати внесення інформації до центрального реєстру, що забезпечує актуальність та повноту інформації.

Для України створення національної бази даних моніторингу за польською моделлю дозволить централізувати інформацію про популяції *U. crassus*, забезпечити доступ до даних для різних установ та науковців, а також виконувати міжнародні звітні зобов'язання. Вимога надсилання інформації протягом 30 днів забезпечує актуальність даних та може бути

імплементована через електронну систему звітності, що мінімізує адміністративне навантаження на регіональні структури.

Міжнародне співробітництво передбачає можливість визначення прикордонних територій для спільної охорони із сусідніми державами, що особливо важливо для моніторингу *U. crassus*, популяції якої часто поширюються через державні кордони вздовж річкових систем, а наукове забезпечення включає обов'язок органів державного управління, наукових та освітніх установ щодо проведення освітньої, інформаційної та промоційної діяльності в галузі охорони природи, що забезпечує широку підтримку моніторингових програм.

Правові механізми для транскордонної охорони в польському законодавстві мають пряме застосування для українсько-польського співробітництва в басейнах Західного Бугу та Сяну. Ці річкові системи є природними об'єктами для пілотних проектів спільного моніторингу, що можуть фінансуватися через програми прикордонної співпраці ЄС та слугувати моделлю для подальшого розширення транскордонного моніторингу з іншими сусідніми країнами.

Інноваційною особливістю польської системи є біологічний моніторинг якості води з використанням прісноводних молюсків, що працює щонайменше у 50 водоочисних спорудах Польщі на принципі поведінкових реакцій молюсків, які закривають стулки при виявленні забруднень у воді та автоматично генерують сигнал тривоги, контролюючи воду для мільйонів людей. Результати досліджень молюсків рекомендовано для прийняття рішень у сфері управління водними ресурсами [310; 244; 110].

Це інноваційне рішення демонструє потенціал інтеграції природоохоронних цілей з практичними потребами водопостачання. Для України впровадження системи біомоніторингу на базі прісноводних молюсків може стати революційним підходом, що поєднує охорону

біорізноманіття з підвищенням безпеки питної води. Система може бути впроваджена на водоочисних спорудах України, де вона забезпечить раннє виявлення забруднень та створить додаткову мотивацію для фінансування досліджень прісноводних молюсків через їх практичну цінність для суспільства.

Польський досвід імплементації Директиви про оселища через проекти LIFE демонструється програмою LIFE як єдиним фінансовим інструментом Європейського Союзу для співфінансування проектів у сфері навколишнього середовища, при цьому майже 4180 проектів з усієї Європи, включно з 126 з Польщі, отримали фінансування від Європейської комісії [155], а Національний фонд охорони навколишнього середовища та водного господарства виступає національною контактною точкою програми LIFE з 2008 року. Завдяки національній системі додаткового співфінансування 64 проекти LIFE впроваджуються в Польщі з бюджетом майже 620 мільйонів злотих та підтримкою від Національного фонду в розмірі 260 мільйонів злотих, що свідчить про ефективність польської моделі імплементації зобов'язань за Директивою про оселища та створює модель для інших країн Центральної та Східної Європи.

Польська модель національного співфінансування проектів LIFE (260 мільйонів злотих додаткової підтримки для 64 проектів) демонструє стратегічний підхід до залучення європейського фінансування через створення національної контактної точки та системи додаткової підтримки. Для України це означає необхідність не лише подання якісних проектних пропозицій до програм LIFE та Horizon Europe, але й створення механізмів національного співфінансування, що підвищують конкурентоспроможність заявок та демонструють серйозність намірів держави щодо імплементації європейських природоохоронних стандартів.

3.2.3. Шведський досвід моніторингу перлівниці товстої *Unio crassus*

Шведський досвід моніторингу *U. crassus* аналізується для української концепції як модель найдовготривалішої інституційної стабільності та успішного відновлення популяцій після локального вимирання. Релевантність шведського досвіду для України визначається п'ятьма ключовими факторами. По-перше, Швеція має найдовші часові ряди екологічного моніторингу в Європі (з 1978 року), що демонструє критичну важливість довгострокового фінансування через окреме урядове асигнування. По-друге, проект LIFE+ UC4LIFE (2012-2016) вперше у Скандинавії розробив методи штучного розведення та реінтродукції *U. crassus*, що створює можливість для України стати піонером подібних технологій у Східній Європі. По-третє, масштабні дослідження взаємодії молюск-риба-хазяїн (електролов на 168 км річки, ідентифікація 13 з 17 видів риб як потенційних хазяїв) надають методологічну основу для аналогічних досліджень в українських водотоках. По-четверте, успішна реінтродукція в місцях, де вид вимер, доводить можливість відновлення популяцій навіть у найскладніших умовах. По-п'яте, статус виду у Швеції (NT – Near Threatened) відображає відносно кращий стан популяцій порівняно з більшістю європейських країн, що робить шведський досвід особливо цінним для розуміння умов, за яких популяції можуть відновлюватися.

Шведський досвід моніторингу перлівниці товстої характеризується координацією через Шведське агентство з охорони навколишнього середовища (Naturvårdsverket), яке здійснює національний екологічний моніторинг з метою забезпечення цілісного уявлення про стан навколишнього середовища Швеції, при цьому програма національного екологічного моніторингу фінансується окремим урядовим асигнуванням, а рішення про розподіл коштів приймає Шведське агентство з охорони навколишнього середовища у консультації зі Шведським агентством з

морських і водних питань [280; 378]. Агентство розпочало свій екологічний моніторинг у 1978 році, що робить шведські часові ряди унікальними за своєю довжиною та забезпечує описання як поточного стану, так і змін у навколишньому середовищі [378].

Для України механізм окремого урядового асигнування для екологічного моніторингу має стратегічне значення, оскільки забезпечує довгострокову фінансову стабільність програм незалежно від щорічних коливань державного бюджету. Шведський досвід показує, що часові ряди з 1978 року дозволяють не лише відстежувати поточний стан популяцій, але й аналізувати довгострокові тренди, виявляти циклічні коливання та оцінювати ефективність природоохоронних заходів протягом десятиліть. Україна потребує створення аналогічного механізму гарантованого фінансування природоохоронних програм на десятиліття вперед, що може бути реалізовано через цільовий фонд або окрему бюджетну лінію з конституційними гарантіями фінансування.

Стан популяцій перлівниці товстої у Швеції характеризується тим, що багато популяцій *U. crassus* вимерли, при цьому популяції цього зникаючого виду стали фрагментованими приблизно на 140 місцях з поширенням, обмеженим південно-східною Скандинавією, популяції все ще скорочуються, хоча в деяких районах стабільні [157; 292]. Це зниження пов'язане з деградацією середовища існування, включаючи фрагментацію, днопоглиблення та каналізацію водотоків, а також наслідковою нестачею риби-хазяїна [349; 350; 409], що призводить до невеликих популяцій молюсків, у яких не можна підтримувати поповнення молодих молюсків, тому старіючі популяції повільно вимирають [157].

Шведський кейс демонструє, що навіть у країні з найдовшою історією екологічного моніторингу [316; 279] та високими стандартами охорони природи популяції *U. crassus* продовжують скорочуватися через комплексний вплив антропогенних факторів [349; 350; 409]. Для України це

підкреслює необхідність превентивних заходів: фрагментація на 140 місць у Швеції, незважаючи на десятиліття моніторингу, вказує на те, що без активного втручання популяції будуть продовжувати деградувати навіть за умов систематичного спостереження. Ключовим фактором є нестача риб-хазяїв, що робить дослідження цієї взаємодії критично важливим компонентом української концепції моніторингу.

Найбільш комплексною ініціативою став проект LIFE+ UC4LIFE (2012-2016), мета якого полягала в зміцненні природоохоронного статусу перлівниці товстої, класифікованої як "несприятлива" згідно з Директивою ЄС про місця існування, та покращення екологічного стану річок, де вона зустрічається у Швеції. При цьому проект обрав 12 місць, включаючи три з них де молюски вже вімерли, для ідентифікації та картографування риби-хазяїна, відтворення природної річкової динаміки через відновлення структур та процесів, розведення та реінтродукції молодих молюсків та переселення дорослих молюсків у більш сприятливі місця існування [157].

Для України підхід проекту UC4LIFE, що включає роботу з місцями локального вимирання виду, має особливе значення. Включення трьох місць, де молюски вже вимерли, до проекту реінтродукції демонструє амбітну стратегію не лише збереження існуючих популяцій, але й відновлення історичного ареалу виду. Це створює оптимістичну перспективу для українських локалітетів, де популяції *U. crassus* зникли в останні десятиліття, показуючи, що при достатньому фінансуванні та науковому забезпеченні вид може бути успішно реінтродукований навіть після тривалої відсутності.

Методологічні засади моніторингу включали оцінку видів риб, які *U. crassus* використовує як хазяїв, що проводилася шляхом електролову на протяжності 168 км річки та лабораторної ідентифікації, що показало, що 13 з 17 видів риб мали зябра, заражені глохідіями, з яких проектна команда ідентифікувала три види як найбільш придатні для діяльності з

реінтродукції [157]. Між 2012 та 2016 роками дослідники Університету Карлстад працювали з окружними правліннями у південній Швеції, відновивши загалом 300 км у дванадцяти струмках для покращення середовища існування молюска та дослідивши види риб як відповідних хазяїв для облігатних паразитичних личинок перлівниці товстої, при цьому види такі як голець *Phoxinus phoxinus*, уклейка *Alburnus alburnus* та бичок-підкаменщик *Cottus gobio* виявилися важливими хазяями для молюска [304].

Електролов на 168 км річки з ідентифікацією 13 з 17 видів риб як потенційних хазяїв демонструє масштабність досліджень, необхідних для розуміння взаємодії молюск-риба-хазяїн. Для України визначення гольця *P. phoxinus*, уклейки *A. alburnus* та бичка-підкаменщика *C. gobio* як ключових видів може бути безпосередньо релевантним, оскільки ці види поширені в українських водотоках. Проте необхідні аналогічні дослідження для верифікації складу риб-хазяїв в українських популяціях *U. crassus*, оскільки географічна відмінність та можливі локальні адаптації можуть впливати на спектр використовуваних риб-хазяїв. Методологія електролову та лабораторної ідентифікації глохідій на зябрах риб може бути безпосередньо адаптована в Україні без значних методологічних модифікацій.

Науково-методичне забезпечення базується на фундаментальному документі [280] "Åtgärdsprogram för bevarande av tjockskalig målarmussla (*Unio crassus*)", що визначає стратегічні підходи до моніторингу виду, при цьому *U. crassus* зустрічається у водотоках Швеції переважно середнього або меншого розміру на м'яких ґрунтах з дрібними осадами мулу, піску та гравію у затінених та мезо-евтрофних місцях існування [409].

Фундаментальний документ "Åtgärdsprogram för bevarande av tjockskalig målarmussla" [280] може служити зразком для української стратегії збереження виду з детальною характеристикою придатних оселищ та конкретними природоохоронними діями. Для України розробка

аналогічного стратегічного документа забезпечить науково обґрунтовану основу для всіх компонентів системи моніторингу та охорони виду, включаючи критерії вибору моніторингових локалітетів, протоколи польових досліджень та пріоритети природоохоронних заходів.

Результати моніторингових заходів включають випуск 484 особин інфікованих риб-хазяїв у річки, що призвело до випуску близько 170 000 молодих молюсків з риби, випуск 6 783 молодих молюсків, отриманих від зараженої у лабораторії риби, та переселення 790 вагітних дорослих молюсків у більш придатні місця існування, що призвело до випуску близько 12 мільйонів глохідій у струмку Fyleån та близько 13 мільйонів у річці Klingavälsån, успішно реінтродукуючи популяції в місця, де вид вимер [157].

Масштаби реінтродукції (170 000 молодих молюсків з риби, 12-13 мільйонів глохідій) демонструють амбітність цілей, необхідних для успішного відновлення популяцій. Для України ці цифри можуть служити орієнтиром при плануванні власних програм реінтродукції: випуск сотень тисяч молодих особин та мільйонів глохідій вказує на те, що невеликі пілотні програми з випуском десятків чи сотень особин навряд чи матимуть вимірний ефект на популяційному рівні. Успішна реінтродукція в місцях локального вимирання доводить можливість повернення *U. crassus* навіть після зникнення, що створює оптимістичну перспективу для українських локалітетів з історичними знахідками виду.

Різноманітні покращення середовища існування було досягнуто на всіх 12 проектних ділянках загалом 267 км довжини річки, включаючи побудову двох бічних каналів та зняття або обхід восьми основних міграційних бар'єрів для підвищення з'єднаності в шести річках, що важливо для руху риби-хазяїна [157], при цьому проект UC4LIFE розробив методи розведення та реінтродукції перлівниці товстої в річки, де вона вимерла, вперше у Скандинавії, створивши спеціалізовану установу для

розведення молюсків та основу для сталого моніторингу та збереження виду в майбутньому.

Відновлення 267 км річок на 12 ділянках, зняття або обхід 8 міграційних бар'єрів та побудова 2 бічних каналів демонструють системний підхід до покращення гідрологічної з'єднаності водотоків. Для України це підкреслює важливість не лише моніторингу популяцій молюсків, але й активного управління річковими екосистемами через ліквідацію фрагментації та відновлення природної гідрологічної динаміки. Створення спеціалізованої установи для розведення молюсків вперше у Скандинавії показує, що Україна має потенціал стати піонером подібних технологій у Східній Європі з можливістю регіонального лідерства та експорту досвіду до сусідніх країн.

Співпраця Університету Карлстад з окружними правліннями у південній Швеції демонструє важливість поєднання академічних досліджень з практичною реалізацією природоохоронних заходів. Для України партнерство між університетами (які забезпечують науково-методичну основу) та регіональними органами влади (які мають адміністративні ресурси для реалізації заходів) може стати моделлю ефективної імплементації програми моніторингу на локальному рівні.

3.2.4. Досвід моніторингу *Unio crassus* у Франції

Французький досвід моніторингу *U. crassus* має особливе значення для розробки української концепції як джерело методологічних стандартів, що стали основою для загальноєвропейських рекомендацій. Релевантність французького досвіду визначається п'ятьма ключовими факторами. По-перше, французькі протоколи моніторингу прісноводних двостулкових молюсків були адаптовані як європейські стандарти, що робить їх безпосередньо придатними для імплементації в Україні з гарантованою сумісністю з європейськими системами звітності [410; 291; 324; 93]. По-

друге, методологічний прорив у розумінні обмежень візуальних методів обліку (виявлення лише 10% особин порівняно з ручним вилученням) надає критично важливу інформацію для інтерпретації результатів моніторингу [251; 252; 292]. По-третє, інноваційні технології екологічної ДНК (eDNA) та метабаркодування демонструють можливість революціонізації моніторингу через виявлення видів у низькій щільності популяції без інвазивних методів [327; 326; 325]. По-четверте, потужна інституційна база Французького офісу біорізноманіття (OFB) з бюджетом 433 мільйони євро та 2800 співробітниками показує масштаби ресурсів, необхідних для ефективної національної системи моніторингу біорізноманіття. По-п'яте, інтеграція з дистанційним зондуванням та кліматичним моделюванням забезпечує адаптивне управління в контексті глобальних екологічних змін, що критично важливо для довгострокового планування в Україні [223].

Інституційна структура моніторингу зазнала еволюції від Національного агентства з питань води та водних середовищ (ONEMA), яке було створено для координації національної політики у сфері водних ресурсів та відігравало ключову роль у розробці методологічних підходів до моніторингу прісноводних двостулкових молюсків через свою міжрегіональну делегацію Північного Сходу [251; 252], до створення у 2017 році Французького агентства з питань біорізноманіття (AFB) та остаточного формування 1 січня 2020 року Французького офісу біорізноманіття (OFB) через злиття AFB з Національним офісом полювання та дикої фауни (ONCFS). OFB функціонує як державний адміністративний заклад під подвійною опікою Міністерства екологічного переходу та Міністерства сільського господарства і продовольства, налічує близько 2800 співробітників та 300 представництв по всій території Франції [306].

Для України еволюція французької інституційної структури від ONEMA до OFB демонструє важливість консолідації природоохоронних функцій в єдину ефективну систему замість розпорошення відповідальності

між множиною відомств. Штат 2800 співробітників показує масштаби ресурсів, необхідних для ефективного моніторингу біорізноманіття на національному рівні, що може служити орієнтиром для довгострокового планування української системи. Територіальне покриття через 88 департаментських служб забезпечує реалізацію моніторингових програм на локальному рівні, що може бути адаптовано в Україні через департаменти (управління) екології та природних ресурсів обласних державних адміністрацій та територіальні органи Державної екологічної інспекції України.

Методологічні основи моніторингу включають стандартизовані підходи до обліку популяцій, розроблені французькими дослідниками через дослідження в річках північно-східної Франції між 2009 та 2014 роками, які порівняли ефективність візуального спостереження з використанням батископа та ручного вилучення зі дна для кількісної оцінки щільності популяцій. При цьому результати показали, що візуальний підхід дозволяє виявити лише 10% особин порівняно з методом ручного вилучення, особливо недооцінюючи молодих особин через їх схильність заривається в субстрат [251; 252].

Це методологічне відкриття має критичне значення для української програми моніторингу, оскільки демонструє фундаментальну дилему між точністю оцінок популяції та мінімізацією впливу на оселища. Візуальні методи з батископом є неінвазивними та можуть застосовуватися багаторазово без шкоди популяціям, хоча виявляють лише 10% особин, що робить їх придатними для якісної оцінки присутності виду, але непридатними для точної оцінки чисельності. Ручне вилучення забезпечує точні дані, але є трудомістким та може завдавати шкоди оселищу [251; 252]. Для України це означає необхідність диференційованого підходу: візуальні методи для регулярного моніторингу та швидкої оцінки багатьох

локалітетів, ручне вилучення для детального демографічного аналізу обмеженої кількості ключових популяцій.

Оптимізація зусиль відбору проб базується на стратегії мінімізації зусиль при максимізації ефективності інвентаризації, використовуючи гідроморфологічні дані з 26 річкових ділянок, що показали, що комплексне візуальне обстеження семи ширин річки з батископом підтверджує присутність юніонід у 96% випадків та присутність всіх видів у 88% випадків, при цьому додаткове обстеження ще семи ширин збільшує останній показник до 96%, а третє обстеження забезпечує реєстрацію всіх видів у всіх обстежених річках [251; 252].

Методика "семи ширин річки" [251; 252] має пряме практичне застосування для України з обмеженими ресурсами на моніторинг, оскільки дозволяє виявити 96% присутності юніонід при мінімальних зусиллях. Для національної програми з потенційно сотнями моніторингових локалітетів цей стандартизований підхід забезпечує порівнянність результатів між різними водотоками та дозволяє ефективно розподілити обмежені ресурси. Додаткове обстеження ще семи ширин для збільшення показника до 96% може застосовуватися селективно для найважливіших локалітетів, де необхідна максимальна впевненість у присутності всіх видів молюсків.

Регіональні програми включають моніторинг у мережі Natura 2000, зокрема дослідження 2014 року в природоохоронній території FR1102007 "Rivière du Vannetin" в департаменті Сена і Марна, ініційоване Федерацією Сени і Марни з рибальства та захисту водного середовища для картування географічного розподілу *U. crassus* та отримання перших кількісних даних про чисельність популяції [93], а також дослідження риб-хазяїв у дев'яти річках північно-східної Франції, які ідентифікували *P. phoxinus* та *C. gobio* як основних приймаючих риб для паразитичної личинкової стадії глохідіїв [254].

Ідентифікація *P. phoxinus* та *C. gobio* як основних риб-хазяїв у дев'яти річках північно-східної Франції [254] узгоджується зі шведськими даними та підтверджує важливість цих видів для життєвого циклу *U. crassus* у європейських популяціях. Для України це створює робочу гіпотезу про склад риб-хазяїв, що може бути верифікована через аналогічні дослідження в українських водотоках. Ініціація моніторингу Федерацією рибальства та захисту водного середовища демонструє потенціал залучення громадських організацій до природоохоронних програм, що особливо актуально для України з обмеженими державними ресурсами.

Застосування інноваційних технологій включає використання екологічної ДНК (eDNA) для моніторингу *U. crassus*, що показало особливу ефективність для виявлення виду в умовах низької щільності популяції, при цьому метабаркодування екологічної ДНК використовується як інструмент для оцінки біорізноманіття прісноводних двостулкових молюсків, а також інтеграцію з дистанційним зондуванням для оцінки якості оселищ через застосування географічних інформаційних систем для аналізу просторових даних, моделювання екологічної ніші та прогнозування потенційного поширення виду в умовах кліматичних змін [340].

Технологія екологічної ДНК (eDNA) та метабаркодування має революційний потенціал для українського моніторингу, оскільки дозволяє виявляти присутність *U. crassus* без інвазивних методів пошуку через аналіз проб води. Це особливо цінно для пошуку рідкісних популяцій у віддалених або важкодоступних водотоках, де традиційні методи обліку є логістично складними. Метабаркодування дозволяє одночасно ідентифікувати всі види молюсків у пробі, що оптимізує зусилля при інвентаризації малакофауни. Для України впровадження eDNA може розпочатися з пілотних досліджень у кількох ключових басейнах з подальшим масштабуванням при підтвердженні ефективності методу.

Застосування географічних інформаційних систем для аналізу просторових даних, моделювання екологічної ніші та прогнозування потенційного поширення виду в умовах кліматичних змін забезпечує адаптивне управління та довгострокове планування природоохоронних стратегій. Для України, яка характеризується високою просторовою варіабельністю кліматичних умов та прогнозованими змінами режимів стоку річок через глобальне потепління, інтеграція кліматичного моделювання в систему моніторингу дозволить ідентифікувати потенційні рефугіуми для *U. crassus* та планувати створення екологічних коридорів для міграції виду в умовах змін середовища існування.

Основними викликами залишаються методологічні обмеження щодо точної оцінки чисельності популяцій, оскільки візуальні методи значно недооцінюють справжню щільність популяції, тоді як більш точні методи вилучення є трудомісткими та можуть завдавати шкоди оселищу, при цьому необхідність балансування між точністю оцінок та мінімізацією впливу на середовище залишається ключовою методологічною проблемою [251; 252]. Французькі програми моніторингу тісно інтегровані з європейськими ініціативами звітності згідно зі статтею 17 Директиви про оселища, при цьому стандартизовані методології, розроблені французькими дослідниками, використовуються як основа для європейських рекомендацій з моніторингу прісноводних двостулкових молюсків, а майбутній розвиток включає посилену увагу до впливу кліматичних змін через розробку прогнозних моделей змін ареалу виду, ідентифікацію потенційних рефугіумів та створення екологічних коридорів для міграції видів в рамках програм адаптивного управління.

3.2.5. Програма моніторингу перлівниці товстої в Люксембурзі

Люксембурзький досвід моніторингу *U. crassus* аналізується для української концепції як модель ефективної концентрації обмежених

ресурсів на критичних популяціях та комплексного відновлення екосистем малих річок [238]. Релевантність люксембурзького досвіду визначається п'ятьма ключовими факторами. По-перше, стратегія фокусування на двох останніх популяціях у річках Our та Sûre демонструє, як малі країни з обмеженими ресурсами можуть досягти вимірних результатів через концентрацію зусиль на найкритичніших територіях замість розпорошення по багатьох локалітетах. По-друге, міжінституційне партнерство між урядовою структурою (MECDD), науковою установою (LIST) та спеціалізованим природоохоронним фондом (Fondation Hëllef fir d'Natur) показує ефективність розподілу функцій між різними типами організацій. По-третє, комплексний підхід до відновлення водозбірних басейнів через 40 агроекологічних заходів, 2000 м огорожі та 60 водних лотків демонструє необхідність роботи з усім басейном, а не лише з річковим руслом. По-четверте, контроль інвазивного виду ондатри як основного хижака молюсків підкреслює критичну важливість управління інвазивними видами для успіху програм збереження [402].

Національна програма моніторингу перлівниці товстої в Люксембурзі базується на інституційній структурі, де Міністерство навколишнього середовища, клімату та сталого розвитку (MECDD) доручило Люксембурзькому інституту науки і технологій (LIST) розробити схему документування змін стану біорізноманіття, використовуючи прісноводних безхребетних як індикаторну групу видів [262; 263], а також використання методів їх штучного розмноження [172].

Для України модель партнерства між урядовою структурою (стратегічне планування та політична підтримка), науковою установою (методологічна розробка та дослідження) та спеціалізованим природоохоронним фондом (операційна реалізація) може бути адаптована через співпрацю Міністерства захисту довкілля з академічними установами (наприклад, Інститут гідробіології НАН України) та неурядовими

організаціями з досвідом реалізації природоохоронних проектів. Це дозволить поєднати сильні сторони кожного типу організації: урядові структури забезпечують правову легітимність та доступ до бюджетного фінансування, наукові установи надають методологічну експертизу, а НГО характеризуються гнучкістю та ефективністю в реалізації польових заходів. Правовою основою програми є імплементація Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ дикої фауни і флори через національне законодавство, що забезпечує відповідність європейським стандартам моніторингу видів Додатків II та IV, при цьому моніторинг здійснюється в рамках виконання зобов'язань за Статтями 11 та 17 Директиви про оселища щодо спостереження за станом збереження та регулярної звітності. Географічне охоплення програми сконцентровано на двох популяціях перлівниці товстої в Люксембурзі, локалізованих на територіях Natura 2000 річок Our та Sûre, що зазнали скорочення через високий вміст дрібних відкладень у річкових системах Центральної Європи, які створюють проблеми особливо для молодих молюсків та сприяють евтрофікації [178; 179; 158].

Стратегія концентрації на двох популяціях замість розпорошення ресурсів по багатьох локалітетах має пряме застосування для України, де обмежені фінансові та людські ресурси вимагають пріоритизації зусиль. Люксембурзький досвід показує, що інтенсивна робота з обмеженою кількістю ключових популяцій може дати вимірні результати швидше, ніж поверхневий моніторинг багатьох локалітетів [182]. Для України це означає необхідність ідентифікації найкритичніших популяцій (найбільші за чисельністю, найперспективніші для відновлення, найбільш загрожені) та концентрації початкових зусиль саме на цих пріоритетних територіях з подальшим розширенням програми при нарощуванні ресурсної бази.

Методологічні підходи включають візуальне спостереження з використанням батископа для обстеження неглибоких річкових ділянок,

моніторинг близько 100 км річок, відновлення оселищ через зменшення кількості дрібних відкладень у двох територіях Natura 2000 шляхом впровадження різних найкращих практик для запобігання ерозії поблизу річкових берегів, агроекологічні заходи для зменшення концентрації поживних речовин у притоках та основному потоці, впровадження методів штучного розведення та випуск розмножених молюсків на обох проектних ділянках для зміцнення старіючих популяцій молодими молюсками [158].

Практичні заходи передбачають покращення з'єднаності річкової системи через усунення міграційних перешкод для покращення популяції риб-хазяїв, зокрема бичка-підкаменщика (*C. gobio*) та коричневої форелі (*Salmo trutta fario*), покращення річкових лож на обох ділянках через додавання природного гравію в річкові системи, контроль щільності популяцій інвазивного виду ондатри (*Ondatra zibethicus*) як основного хижака молюсків, встановлення 2000 м огорожі та п'яти водопійних місць для зменшення впливу ерозії від худоби на річкових берегах, встановлення 60 водних лотків для мінімізації стоку відкладень на вибраних ділянках та впровадження 40 агроекологічних заходів для прямого зменшення кількості поживних речовин у водозборі з допомогою фермерам у сталому управлінні їх ґрунтом.

Комплексний підхід до відновлення водозбірних басейнів через впровадження 40 агроекологічних заходів, встановлення 2000 м огорожі та 60 водних лотків демонструє необхідність роботи з усім басейном, а не лише з річковим руслом. Для України, де сільськогосподарська діяльність є домінуючим джерелом дифузного забруднення та ерозії, цей підхід особливо актуальний. Люксембурзький досвід показує, що успішне відновлення популяцій *U. crassus* вимагає вирішення проблем на рівні землекористування в басейні через співпрацю з фермерами та впровадження найкращих агроекологічних практик, що може включати

буферні зони вздовж водотоків, контрольоване випасання худоби та оптимізацію внесення добрив.

Систематичний контроль щільності популяцій ондатри (*O. zibethicus*) як основного хижака молюсків підкреслює критичну важливість управління інвазивними видами для успіху програм збереження. Для України, де водні екосистеми характеризуються присутністю різних інвазивних видів (ондатра, американський сом, китайський краб-рукавичник), інтеграція контролю інвазивних видів у програму моніторингу *U. crassus* є необхідною умовою ефективності природоохоронних заходів. Люксембурзький досвід показує, що контроль ондатри дозволяє зберігати сотні окремих молюсків щороку, що може бути критичним для виживання малих популяцій.

Наукове забезпечення програми включає дослідження якості води як ключового фактора, оскільки один з основних факторів зниження чисельності *U. crassus* становить підвищений вміст нітрат-азоту, спричинений евтрофікацією. При цьому молодь реєструвалася лише у водотоках зі значеннями NO_3-N близько або нижче 2 мг/л, що стало критерієм для оцінки придатності водних оселищ, а також популяційно-генетичні дослідження для забезпечення генетичного різноманіття при реінтродукції та моніторинг ефективності природоохоронних заходів через оцінку покращення природоохоронного статусу не лише перлівниці товстої, але й інших видів Додатку II, включаючи прісноводну перлівницю (*M. margaritifera*), бичка-підкаменщика, коричневу форель, європейську річкову міногу (*Lampetra planeri*) та європейську видру (*Lutra lutra*).

Критерій NO_3-N < 2 мг/л, узгоджений з німецькими даними, підтверджує його універсальність для оцінки придатності водотоків і може стати стандартним інструментом швидкої оцінки в українській системі моніторингу. Мультивидовий підхід до оцінки ефективності через моніторинг шести видів Додатку II (*U. crassus*, *M. margaritifera*, *C. gobio*, *S. trutta fario*, *L. planeri*, *L. lutra*) дозволяє максимізувати віддачу від

інвестицій у відновлення екосистем через комплексну оцінку стану водних біоценозів. Для України це означає можливість інтеграції моніторингу *U. crassus* з існуючими програмами моніторингу іхтіофауни та інших компонентів водних екосистем.

Фінансування програми здійснювалося в рамках проекту LIFE11 NAT/LU/000857 "Restoration of *Unio crassus* rivers in the Luxemburgish Ardennes" з періодом реалізації з 01 вересня 2012 року по 28 лютого 2019 року, загальним кваліфікованим бюджетом 2 057 068 євро та внеском ЄС у розмірі 1 028 534 євро, що забезпечило довготривалу фінансову підтримку комплексних заходів з відновлення та моніторингу.

Результати програми включають створення більш чистого та менш засміченого гравію в річці для покращення самоочисної здатності річки та значного поліпшення екосистемних послуг, випуск 200 риб-хазяїв на рік у кожну з річок, випуск від 500 до 1000 молюсків у кожну річкову систему після третього року життя, додатковий випуск 100 риб-хазяїв у клітках щороку в кожну річкову систему для прямого зміцнення популяцій у річках, усунення шести перешкод для міграції для відновлення з'єднання приблизно 15 км річки на кожній ділянці з основними потоками, додавання 100 м³/рік відповідного гравію в кожну річкову систему для створення нових оселищ молюсків та нерестових місць для інших видів риб, що демонструє комплексний підхід до відновлення екосистем малих річок та ефективність цільових природоохоронних заходів для збереження рідкісних видів прісноводної фауни в умовах обмеженого географічного охоплення.

Проект LIFE з бюджетом понад 2 мільйони євро на 6,5 років (загальний бюджет 2 057 068 євро, внесок ЄС 1 028 534 євро) показує масштаби фінансування, необхідного навіть для двох малих річкових систем. Для України це підкреслює, що навіть пілотні програми відновлення популяцій *U. crassus* вимагають мільйонних бюджетів для

досягнення вимірних результатів. При цьому 50% співфінансування від ЄС демонструє можливості залучення міжнародних коштів для українських природоохоронних проектів через програми LIFE та інші європейські механізми фінансування. Конкретні результати (усунення 6 перешкод, додавання 100 м³/рік гравію, випуск 500-1000 молюсків щороку) надають орієнтири для планування українських програм з чіткими кількісними показниками ефективності.

Висновки до підрозділу 3.2:

1. Обґрунтовано німецьку метапопуляційну концепцію як науково-методологічну основу управління екологічними ризиками через розуміння популяцій *U. crassus* як взаємопов'язаних систем. Критерій NO_3-N < 2 мг/л створює простий інструмент швидкої діагностики загроз від евтрофікації для забезпечення довгострокової життєздатності популяцій.

2. Систематизовано досвід проекту LIFE Bachmuschel (2023-2032, €11,576 млн) як найсучаснішої моделі через інтеграцію популяційно-генетичних досліджень, моніторингу риб-хазяїв та відновлення 14 територій Natura 2000. Успіх річки Люттер довів пріоритет відновлення оселищ як економічно ефективної стратегії екологічної безпеки.

3. Доведено ефективність польської системи централізованого управління даними з 30-денним терміном внесення інформації. Інноваційний біомоніторинг якості води у 50 водоочисних спорудах забезпечує автоматичне раннє виявлення токсичних забруднювачів для мільйонів людей, демонструючи подвійне використання технологій.

4. Систематизовано результати польського проекту Бяла Тарновська: відновлення 51 км річки, демонтаж 4 дамб, комбінація методів реінтродукції призвели до подвоєння популяції. Система національного співфінансування (€260 млн) демонструє ефективну модель залучення міжнародних ресурсів.

5. Обґрунтовано унікальність шведського досвіду через найдовші часові ряди з 1978 року з окремим урядовим асигнуванням. Проект UC4LIFE випустив 170,000 молодих молюсків, відновив 267 км річок, зняв 8 міграційних бар'єрів, створивши першу у Скандинавії установу штучного розведення.

6. Встановлено значення французької інституційної еволюції до OFB (2800 співробітників). Французькі стандартизовані протоколи стали основою європейських рекомендацій. Технології eDNA та метабаркодування революціонізують виявлення видів у низькій щільності.

7. Систематизовано люксембурзьку модель концентрації ресурсів на двох критичних популяціях через комплексний підхід: 40 агроекологічних заходів, усунення 6 міграційних перешкод, контроль ондатри.

8. Встановлено через порівняльний аналіз п'яти моделей критичні компоненти управління екологічними ризиками: науково обґрунтована правова база, довготривала інституційна стабільність, стандартизовані протоколи, інноваційні технології раннього виявлення загроз (біомоніторинг, eDNA, ГІС), міжнародне співробітництво.

9. Обґрунтовано для України стратегію поетапної адаптації: початковий фокус на найзагрозливіших популяціях (люксембурзька модель), розробка національної правової бази та централізованої системи даних (польський досвід), впровадження критерію NO_3-N < 2 мг/л (німецький стандарт), залучення міжнародного фінансування (польська модель), інтеграція технологій eDNA та біомоніторингу (французький та польський досвід) для створення системи превентивного управління екологічною безпекою у контексті євроінтеграції та виконання зобов'язань за Бернською конвенцією.

3.3. Наявні передумови та можливості розробки національної концепції моніторингу *Unio crassus*

Розробка національної концепції моніторингу перлівниці товстої в Україні має ґрунтуватися не лише на аналізі європейського досвіду, але й на критичному аналізі вже наявних передумов, що створюють сприятливі умови для її імплементації. Комплексна оцінка цих передумов дозволяє визначити, які елементи концепції можуть бути впроваджені найшвидше, де існують найбільші можливості для міжнародної співпраці, та які ресурси вже доступні для використання без значних додаткових інвестицій.

Аналіз поточної ситуації виявляє п'ять взаємопов'язаних типів передумов для створення національної системи моніторингу *U. crassus*: (1) правові та інституційні передумови через членство в Бернській конвенції та функціонування Смарагдової мережі; (2) методологічні передумови через доступність валідованих європейських протоколів та стандартів; (3) інфраструктурні передумови через інтеграцію з міжнародними базами даних GBIF та CONFREMU; (4) наукові та мережеві передумови через участь України в пан-європейських дослідницьких консорціумах; (5) географічні та транскордонні передумови через спільні річкові басейни з чотирма країнами-членами ЄС. Кожен з цих типів передумов створює специфічні можливості для різних компонентів майбутньої концепції моніторингу.

Транскордонний характер річкових екосистем та широкий ареал *U. crassus*, що охоплює системи, які перетинають державні кордони України, визначають необхідність міжнародної координації зусиль у сфері моніторингу та охорони. Фрагментація популяцій внаслідок антропогенного впливу та природних бар'єрів вимагає гармонізації методологічних підходів та обміну інформацією на міжнародному рівні для забезпечення ефективної охорони виду. Методологічна гармонізація

створює основу для порівняння стану популяцій між країнами та оцінки ефективності природоохоронних заходів у транскордонному контексті, що є критично важливим для забезпечення сумісності українських даних із європейськими базами даних та для підготовки до потенційного членства в ЄС.

Україна як сторона Бернської конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі з 1999 року вже має юридичні зобов'язання щодо охорони *U. crassus*, що створює правову основу для розробки національної системи моніторингу. Смарагдова мережа (Emerald Network) є практичним інструментом імплементації Бернської конвенції та аналогом системи Natura 2000, що функціонує в країнах Європейського Союзу. Мережа покликана забезпечити довготривале збереження видів та оселищ, визнаних рідкісними або такими, що перебувають під загрозою зникнення на загальноєвропейському рівні [8; 9; 10; 11; 12].

Формування Смарагдової мережі в Україні є невід'ємною складовою процесу гармонізації національного законодавства з європейськими стандартами відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та ЄС. Основою для визначення територій Смарагдової мережі є Резолюції №4 та №6 Постійного комітету Бернської конвенції. Резолюція №6 (1998, оновлена у 2011 р.) містить перелік видів флори та фауни, для яких необхідні спеціальні заходи збереження їхніх оселищ. *U. crassus* включено до Резолюції №6, що зобов'язує Україну забезпечити створення спеціальних природоохоронних територій для збереження виду [41; 9; 10].

Станом на 2019 рік до складу Смарагдової мережі України увійшло 377 територій загальною площею близько 8 млн га, що становить приблизно 10% території держави. Для водних екосистем Смарагдова мережа має особливе значення, оскільки річкові коридори виконують функції екологічних коридорів, що забезпечують просторову зв'язність між

окремими природними територіями та міграцію водних організмів. Інтеграція системи моніторингу *U. crassus* з територіями Смарагдової мережі дозволяє забезпечити не лише виявлення змін у стані популяцій виду, але й превентивне управління ризиками через встановлення відповідних режимів охорони та використання територій.

Включення територій до Смарагдової мережі створює правові та організаційні механізми для регулювання господарської діяльності, проведення оцінки впливу на довкілля та забезпечення фінансування природоохоронних програм. Це відкриває можливості для міжнародного співробітництва, зокрема у транскордонних річкових басейнах (Тиса, Дунай, Дністер), де спільні території Смарагдової мережі та Natura 2000 можуть слугувати платформою для координації природоохоронних заходів із сусідніми країнами – Польщею, Румунією, Угорщиною, Словаччиною та Молдовою.

Програми моніторингу, спеціально спрямовані на *U. crassus*, функціонують у двадцяти європейських країнах, що створює міцну методологічну базу для адаптації в українських умовах. Аналіз методологічних підходів виявив використання стандартизованих протоколів, що забезпечують порівнянність результатів між країнами. Домінуючою технікою польового обліку *U. crassus* у всіх проаналізованих країнах є візуальний огляд та ручний пошук особин у придатних біотопах. Ця методика є найбільш ефективною для виявлення та обліку молюсків, що живуть частково або повністю закопаними в донні відклади.

Стратегії вибору моніторингових локалітетів включають: вибір локалітетів на основі історичних даних про присутність виду; випадкову або стратифіковану вибірку в межах потенційно придатних оселищ; цільовий пошук у місцях з оптимальними екологічними умовами; моніторинг у межах спеціальних природоохоронних територій [9]. Ці

підходи часто комбінуються для забезпечення репрезентативності вибірки та ефективного використання ресурсів.

Організація польових робіт включає: повний облік на всій заселеній ділянці річки (6 країн), закладання фіксованих трансектів для стандартизації зусиль пошуку (4 країни), комбінований підхід з елементами обох методик (3 країни). Набір демографічних параметрів, що реєструються під час моніторингу, варіює між країнами, проте базові показники включають загальну чисельність, вікову структуру популяції, присутність рекрутів (молодих особин) та метричні параметри черепашок.

Європейський досвід інтеркалібрації методів екологічної оцінки демонструє критичну важливість гармонізації підходів для забезпечення порівнянності результатів моніторингу [94; 95]. Процес інтеркалібрації включає: верифікацію відповідності національних методів загальним вимогам Водної рамкової директиви; порівняльний аналіз класифікаційних систем; встановлення числових меж між класами екологічного стану; валідацію результатів на незалежних датасетах.

Програм моніторингу *U. crassus* у різних країнах включають оцінку характеристик оселища. Абіотичні параметри, що реєструються, охоплюють: гідроморфологічні характеристики (тип субстрату, швидкість течії, глибина, ширина русла); фізико-хімічні параметри води (температура, pH, електропровідність, концентрація кисню); індикатори антропогенного впливу (евтрофікація, забруднення, гідроморфологічна деградація). Біотичні фактори, що аналізуються в контексті моніторингу *U. crassus*, включають: присутність інших видів молюсків, включаючи інвазивні види; наявність риб-хазяїв для глохідіїв; структура макрофітної рослинності та інші. Інтегрована оцінка абіотичних та біотичних характеристик дозволяє визначити придатність оселища для виду та ідентифікувати фактори, що лімітують розвиток популяцій.

Україна вже інтегрована в ключові міжнародні системи обміну даними про біорізноманіття, що створює технічну інфраструктуру для моніторингу *U. crassus* без необхідності побудови нових платформ з нуля. Платформа Global Biodiversity Information Facility (GBIF) забезпечує вільний доступ до даних про біорізноманіття в глобальному масштабі, включаючи інформацію про розповсюдження та стан популяцій рідкісних видів молюсків [341]. Інтеграція українських даних моніторингу *U. crassus* до GBIF через національний вузол створює можливості для аналізу просторово-часових трендів на континентальному рівні та ідентифікації факторів загроз.

Важливим кроком у інтеграції українських даних до міжнародних баз стало створення датасету «Database of animal species of the laboratory of analysis and expertise of biotic resources» на порталі GBIF [202]. Датасет містить дані про знахідки тварин, включаючи прісноводних молюсків України. Стандарт Darwin Core, використовуваний GBIF для структурування даних про біорізноманіття, підтримує детальну документацію екологічних загроз та їх впливу на популяції [414]. Дані, зібрані громадськими науковими проектами (citizen science), становлять значну частину інформації, доступної через GBIF, що дозволяє масштабний моніторинг біорізноманіття [114].

Ключовим інструментом міжнародної співпраці у сфері дослідження та охорони прісноводних молюсків є комплексна база даних CONFREMU (Conservation of Freshwater Mussels), опублікована у 2025 році в журналі Scientific Data видавництва Nature [271]. База даних містить 270 287 георефернційованих записів про 101 валідний вид прісноводних двостулкових молюсків (93 аборигенних та 8 неаборигенних видів) і є найбільш повним зібранням даних про поширення Unionida та Veneroida у Західній Палеарктиці. Часовий діапазон даних охоплює період з 1674 по 2023 рік, що дозволяє аналізувати історичні зміни в поширенні видів.

База даних була створена зусиллями 82 дослідників з 29 країн у рамках мережі COST Action CA18239 «CONFREMU» (рис. 3.1). Дані для бази CONFREMU отримано з шести основних типів джерел: польові дані співавторів (44 671 запис), наукова література (більше 25 000 записів з 1 629 публікацій), музейні колекції (3 540 записів), національні та регіональні бази охорони природи, онлайн-бази біорізноманіття та дані природоохоронних агенцій.

Таблиця 3.1

Представленість країн у базі даних CONFREMU [271]

Країна	Кількість записів	Кількість видів	Площа (км²)
Франція	55 331	44	551 695
Нідерланди	42 951	35	34 951
Німеччина	21 307	41	357 022
Польща	8 075	35	312 696
Україна	989	25	600 353

Україна виступила одним із 29 учасників міжнародного консорціуму, що створив найбільшу європейську базу даних про прісноводних молюсків, представлена 989 записами про 25 видів. Це демонструє потенціал України для інтеграції в міжнародні дослідницькі мережі та наявність базового масиву даних для подальшої мобілізації інформації про біорізноманіття. Аналіз географічного розподілу записів виявляє, що при площі території 600 353 км² Україна має щільність даних приблизно 0,0016 записів/км², що вказує на значний потенціал для зростання через систематичний моніторинг та публікацію результатів досліджень.

Участь України в пан-європейських дослідницьких мережах створює потужну наукову основу для розробки національної концепції моніторингу через доступ до експертизи, методологій та можливостей співфінансування. COST Action CA18239 «Conservation of freshwater mussels: a pan-European

approach» (CONFREMU) є пан-європейською мережею для координації досліджень та природоохоронних заходів щодо прісноводних молюсків. Мережа об'єднує понад 200 дослідників з більш ніж 30 країн. У 2024 році опубліковано документ «European Freshwater Bivalves: Moving from Assessment to Conservation Action», що узагальнює результати оцінки статусу 16 видів прісноводних молюсків відповідно до методології IUCN та містить конкретні рекомендації щодо природоохоронних дій [224].

Мережа експертів Групи спеціалістів з молюсків IUCN (IUCN SSC Mollusc Specialist Group) координує оцінку природоохоронного статусу та обмін інформацією про загрози для прісноводних молюсків на глобальному рівні. Регулярні оцінки для Червоного списку IUCN включають аналіз трендів популяцій, факторів загроз та ефективності природоохоронних заходів для *U. crassus* в різних частинах ареалу [273; 276]. Глобальні оцінки статусу прісноводних двостулкових молюсків демонструють критичний рівень загрози для багатьох видів, включаючи *U. crassus*, що підкреслює необхідність скоординованих міжнародних природоохоронних зусиль [272].

Позитивним моментом є включення інформації про *U. crassus* українських популяцій до Червоного списку IUCN, що підтверджує визнання значимості українських даних для глобальної оцінки статусу виду та створює основу для участі українських спеціалістів у міжнародних експертних групах (рис. 3.4; 3.5).

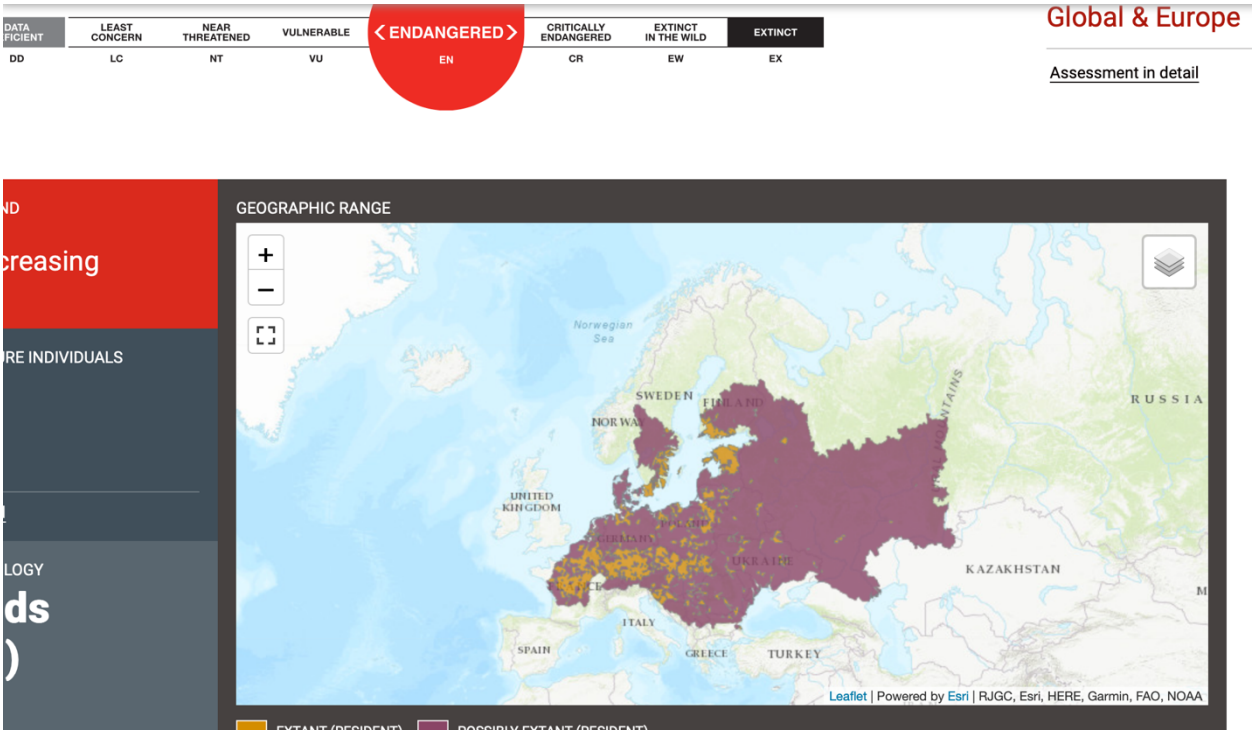


Рис. 3.4. Інформація з офіційної сторінки IUCN Red List [274]

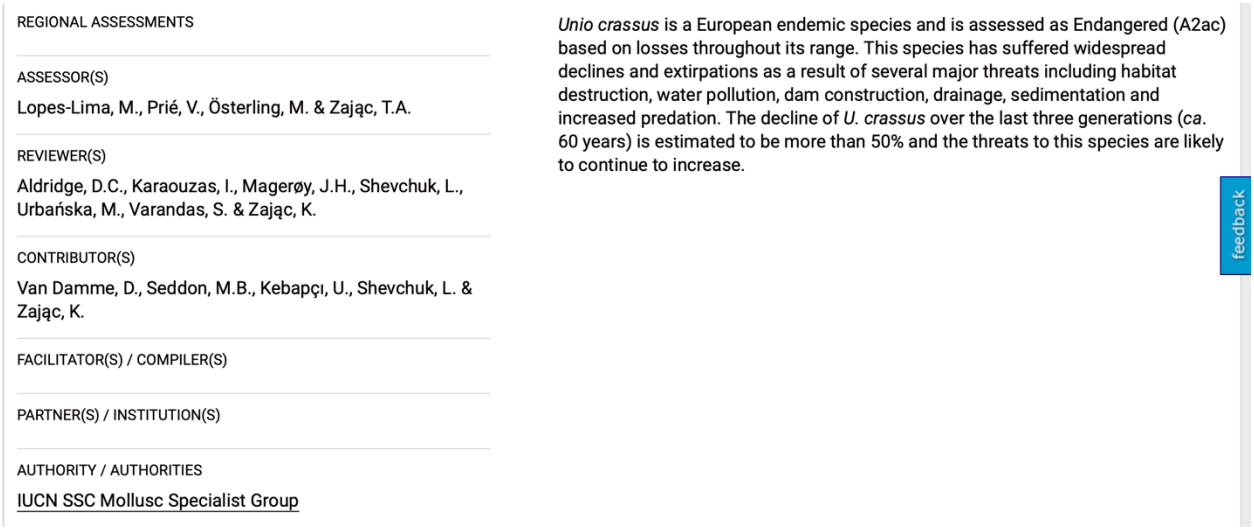


Рис. 3.5. Інформація з офіційної сторінки IUCN Red List про внесення інформації [274]

Аналіз національних червоних списків демонструє, що Україна перебуває в унікальній географічній позиції, де стан популяцій *U. crassus* є проміжним між критичною ситуацією у Західній Європі та відносно

кращим станом у деяких країнах Східної Європи (табл. 3.2). Ця позиція створює як виклики, так і можливості для розробки концепції моніторингу.

Таблиця 3.2

Статус охорони *U. crassus* у національних червоних списках європейських країн

Країна	**Статус**	**Джерело**
Німеччина	CR (Critically Endangered)	[210; 437; 92]
Австрія	CR (Critically Endangered)	[335]
Польща	EN (Endangered)	[422; 425]
Румунія	EN (Endangered)	[348]
Чехія	EN (Endangered)	[173]
Литва	EN (Endangered)	[332]
Україна	**EN (Endangered)**	**Червона книга України, 2021**
Словаччина	VU (Vulnerable)	[370]
Латвія	VU (Vulnerable)	[343]
Швеція	NT (Near Threatened)	[80]
Нідерланди	EX (Extinct)	[303]

Найбільш критична ситуація спостерігається у країнах Центральної Європи: Німеччині та Австрії, де вид має статус CR (Critically Endangered – на межі зникнення). У Нідерландах *U. crassus* вважається зниклим (Extinct) – останні підтверджені знахідки датуються серединою XX століття [303]. Україна разом з Польщею, Румунією, Чехією та Литвою характеризується статусом EN (Endangered), що вказує на серйозну загрозу, але також на наявність життєздатних популяцій, які можуть бути збережені при впровадженні ефективного моніторингу.

Різниця в національних статусах відображає як реальні відмінності в стані популяцій, так і різний рівень вивченості виду. У країнах Західної Європи тривала індустріалізація та інтенсифікація сільського господарства призвели до деградації річкових екосистем у XIX–XX століттях, що спричинило критичне скорочення популяцій *U. crassus*. У країнах Східної Європи, де індустріалізація відбувалася пізніше та з меншою інтенсивністю, популяції виду зберегли відносно кращий стан, хоча і перебувають під зростаючим антропогенним тиском.

Транскордонний характер ключових річкових систем України створює унікальні можливості для міжнародної співпраці та доступу до програм співфінансування. Пріоритетними напрямками є співпраця з Польщею (басейн Вісли – річки Західний Буг, Сян), Румунією (басейн Дунаю – річки Тиса, Прут), Молдовою (басейн Дністра) та Словаччиною (басейн Дунаю – річка Уж). Розробка спільних програм транскордонного моніторингу *U. crassus* може включати: гармонізацію методологічних підходів; узгодження періодичності та географічного охоплення моніторингу; створення спільних баз даних; координацію природоохоронних заходів у транскордонних річкових системах.

Особливу увагу необхідно приділити басейну Дністра, де функціонує Спільна українсько-молдовська комісія та існує інституційна основа для розвитку програм моніторингу біорізноманіття. У басейні Західного Бугу пріоритетом є інтеграція з польською мережею Natura 2000 та адаптація польських протоколів моніторингу для української частини басейну. Спільні території Смарагдової мережі та Natura 2000 у транскордонних басейнах можуть слугувати платформою для координації природоохоронних заходів із сусідніми країнами.

Висновки до підрозділу 3.3:

1. Аналіз виявляє п'ять взаємопов'язаних типів передумов (правові, методологічні, інфраструктурні, наукові, географічні), які створюють сприятливі умови для розробки національної концепції моніторингу *U. crassus*.
2. Членство в Бернській конвенції з 1999 року та наявність 377 територій Смарагдової мережі (10% території держави) створюють обов'язкову правову основу для систематичного моніторингу *U. crassus*. Включення виду до Резолюції №6 Бернської конвенції надає політичну легітимність програмі моніторингу та обґрунтовує необхідність бюджетного фінансування природоохоронних заходів.
3. Функціонування програм моніторингу *U. crassus* у двадцяти європейських країнах та наявність стандартизованих протоколів дозволяє Україні уникнути тривалого процесу розробки оригінальних методик, а в значній мірі адаптовувати загальноєвропейські підходи.
4. Інтеграція з GBIF через національний вузол та участь у базі CONFREMU як одного з 29 учасників забезпечують готову платформу для публікації та обміну даними моніторингу.
5. Участь у COST Action CA18239 та включення українських популяцій до Червоного списку IUCN відкривають доступ до найсучасніших методологій та міжнародної експертизи.
6. Спільні річкові басейни з чотирма країнами-членами ЄС (Польща, Румунія, Словаччина, Угорщина) та статус EN, ідентичний статусу в країнах-сусідах, створюють високий потенціал для доступу до програм прикордонної співпраці ЄС.
7. Таким чином, наявні передумови створюють сприятливі умови для розробки та імплементації національної концепції моніторингу *U. crassus*, де ключовим фактором успіху є ефективна інтеграція існуючих ресурсів та можливостей.

РОЗДІЛ 4
НАУКОВО-ПРАКТИЧНІ ОСНОВИ ІМПЛЕМЕНТАЦІЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОПУЛЯЦІЙ *UNIO CRASSUS* В УКРАЇНІ

4.1. Методологія оцінки демографічного стану популяцій *Unio crassus* для моніторингу екологічної безпеки прісноводних екосистем

Офіційні керівні принципи до Статті 17 встановлюють загальну рамку оцінювання природоохоронного статусу видів на основі чотирьох обов'язкових параметрів: ареал, чисельність популяції, якість середовища існування та майбутні перспективи [170]. Проте керівні принципи не містять специфічних методичних протоколів для окремих таксономічних груп, залишаючи державам-членам простір для розробки власних підходів з урахуванням біологічних особливостей конкретних видів. Для параметра чисельності популяції керівні принципи згадують необхідність оцінки репродукції, смертності та вікової структури за наявності відповідних даних, але не деталізують методи збору та аналізу такої інформації для прісноводних молюсків.

Вікова структура популяції є демографічним індикатором, який дозволяє опосередковано оцінити два (чисельність популяції та майбутні перспективи) з чотирьох обов'язкових параметрів Статті 17, проте не є самостійним параметром оцінювання згідно з офіційною методологією. Показники вікової структури можуть надавати додаткову інформацію для інтерпретації параметра "чисельність популяції" через наступні аспекти. Наявність молодих вікових класів вказує на успішне поповнення популяції протягом останніх років, що свідчить про активні репродуктивні процеси та достатню чисельність репродуктивно активних особин. Відсутність

молодих особин при наявності старих може вказувати на припинення або різке зниження інтенсивності поповнення, що часто передує скороченню загальної чисельності популяції. Збалансована вікова структура з представленістю всіх основних вікових класів свідчить про стабільну чисельність популяції з регулярним успішним розмноженням. Домінування однієї або кількох вікових когорт при відсутності інших може вказувати на флуктуації чисельності або епізодичні несприятливі події. Співвідношення молодих до старих особин, виражене через коефіцієнт відновлення, дозволяє оцінити інтенсивність поповнення відносно виживання дорослих особин. Високий коефіцієнт відновлення вказує на позитивний тренд чисельності або стабільне підтримання популяції, тоді як низький коефіцієнт може сигналізувати про негативний тренд або недостатнє поповнення для компенсації природної смертності.

Параметр "майбутні перспективи" за Статтею 17 оцінює ймовірність того, що популяція зможе підтримувати або покращувати свій природоохоронний статус у майбутньому за умови збереження поточних умов середовища існування та рівня загроз. Вікова структура є ключовим індикатором для прогнозування майбутньої динаміки популяції. Молода вікова структура з високим представленням ювенільних та субдорослих особин вказує на сприятливі майбутні перспективи, оскільки ці особини досягнуть репродуктивного віку та забезпечать подальше поповнення популяції. Старіюча структура з високим індексом старіння та відсутністю молоді свідчить про несприятливі перспективи, оскільки після природної загибелі поточних дорослих особин популяція може зазнати різкого скорочення через брак репродуктивного резерву. Наявність декількох послідовних вікових когорт молодих особин вказує на стабільні умови для розмноження та позитивні перспективи підтримання популяції. Пропуски у віковому спектрі, особливо відсутність молодших вікових класів протягом кількох років, вказують на тривалі несприятливі умови та погіршення

перспектив популяції. Такі порушення можуть бути наслідком деградації середовища існування, зниження чисельності риб-хазяїв, або інших факторів, що перешкоджають успішному завершенню життєвого циклу.

Використання вікової структури для оцінки параметрів Статті 17 має певні обмеження, які необхідно враховувати. Вікова структура відображає лише демографічні процеси і не надає інформації про абсолютну чисельність популяції, площу ареалу або якість середовища існування. Одноразові обстеження вікової структури не дозволяють виявити міжрічну варіабельність та довгострокові тренди. Малі обсяги вибірок можуть не відображати справжню вікову структуру популяції через статистичні обмеження. Методологічні особливості визначення віку можуть призводити до систематичних похибок, особливо для старших вікових класів. Остаточна оцінка природоохоронного статусу за Статтею 17 повинна базуватися на комплексному аналізі всіх чотирьох обов'язкових параметрів відповідно до офіційної методології. Показники вікової структури є цінним додатковим інструментом, що підвищує інформаційну цінність оцінювання параметрів "чисельність популяції" та "майбутні перспективи", проте не можуть замінити прямих вимірювань та офіційних процедур оцінювання, встановлених Директивою про оселища ЄС.

Нашою метою було проведення комплексного статистичного аналізу вікової структури популяцій *U. crassus* у восьми річкових басейнах України, розробка кількісних критеріїв оцінки демографічного стану популяцій на основі показників вікової структури та інтеграція цих критеріїв у систему оцінювання природоохоронного статусу відповідно до вимог Статті 17 Директиви про оселища ЄС та в подальшому для встановлення рівня екологічної безпеки водойми. Результати дослідження мають забезпечити науково обґрунтовану основу для стандартизації методів моніторингу виду в Україні та сприяти ефективному управлінню його популяціями в контексті збереження біорізноманіття прісноводних

екосистем. Оскільки розробка рекомендацій вимагає врахування інформації про популяції з усієї території України, а збір матеріалу на територіях, які є окупованими, або на них тривають військові дії, не можливий, то у такому випадку проаналізовано інформацію з цих популяцій за результатами зборів до 2011 року, які було опубліковано раніше.

Запропонований нами вибір статистичних показників та популяційних індексів для аналізу вікової структури популяцій *U. crassus* базується на розрахунку середнього віку, медіанного віку, максимальної тривалості життя (95-й перцентиль), стандартного відхилення, коефіцієнта варіації, коефіцієнтів асиметрії та ексцесу, коефіцієнта відновлення, індексу старіння та індексу популяційної стійкості.

Середній вік популяції забезпечує інтегральну оцінку центральної тенденції вікової структури та дозволяє порівнювати популяції за загальним віковим складом [434]. Для довгоживучих видів з тривалим репродуктивним періодом середній вік є чутливим індикатором балансу між процесами поповнення та смертності. Медіанний вік доповнює середнє значення, забезпечуючи більш робастну оцінку центральної тенденції, менш чутливу до екстремальних значень та викидів, що особливо важливо за наявності малих вибірок або нерівномірного розподілу особин за віковими класами [363].

Максимальна тривалість життя, визначена як 95-й перцентиль вікового розподілу, надає інформацію про верхню межу віку в популяції без надмірного впливу поодиноких екстремально старих особин. Використання перцентильного підходу замість абсолютного максимуму забезпечує більш стабільні оцінки при повторних дослідженнях та дозволяє коректне порівняння між популяціями з різним обсягом вибірок [328]. Для *U. crassus*, який демонструє значну географічну варіабельність тривалості життя, цей показник дозволяє оцінити локальні умови існування та потенційний вплив стресових факторів на виживання.

Стандартне відхилення та коефіцієнт варіації характеризують ступінь розсіювання вікових значень навколо центральної тенденції. Стандартне відхилення надає абсолютну міру варіабельності у тих самих одиницях, що й вихідні дані, тоді як коефіцієнт варіації забезпечує відносну міру, що дозволяє порівнювати популяції з різним середнім віком [363]. Низька варіабельність може вказувати на домінування однієї або кількох вікових когорт внаслідок епізодичного успішного розмноження, тоді як висока варіабельність свідчить про регулярне поповнення популяції протягом тривалого періоду. Для популяцій двостулкових молюсків з облігатною паразитичною личинковою стадією коефіцієнт варіації відображає стабільність умов для завершення життєвого циклу, включаючи наявність риб-хазяїв та придатність гідрологічних умов [437].

Коефіцієнти асиметрії та ексцесу надають інформацію про форму вікового розподілу, що має пряме демографічне значення [434]. Правостороння асиметрія (позитивний коефіцієнт асиметрії) вказує на переважання молодих особин та активне поповнення популяції, що є сприятливою ознакою для довгострокової життєздатності. Лівостороння асиметрія свідчить про старіння популяції та можливі проблеми з відтворенням. Коефіцієнт ексцесу дозволяє виявити популяції з концентрацією особин у вузькому віковому діапазоні (гостровершинний розподіл) або з рівномірним розподіленням за всіма віковими класами (плосковершинний розподіл). Він рекомендований нами як додатковий. Ці характеристики відображають історію демографічних процесів та дозволяють виявити епізодичні події, що вплинули на динаміку популяції [290].

Запропоновані нами спеціалізовані популяційні індекси доцільно використовувати для прямої оцінки конкретних демографічних характеристик, що мають природоохоронне значення. Коефіцієнт відновлення, що виражає співвідношення молодих до старих особин, є

прямим індикатором інтенсивності поповнення популяції [84]. Для популяцій *U. crassus* цей показник має критичне значення, оскільки успішне поповнення залежить від складної взаємодії факторів, включаючи наявність специфічних риб-хазяїв, якість водного середовища та придатність субстрату для осідання метаморфізованих особин. Низький коефіцієнт відновлення є раннім попереджувальним сигналом про погіршення умов для відтворення, що може передувати скороченню загальної чисельності популяції на десятиліття через тривалість життя дорослих особин.

Індекс старіння кількісно виражає частку старших вікових класів у популяції та безпосередньо пов'язаний з оцінкою майбутніх перспектив за Статтею 17. Популяції з високим індексом старіння перебувають під загрозою демографічного колапсу після природної загибелі поточних дорослих особин, навіть якщо поточна чисельність залишається достатньою. Цей показник особливо релевантний для довгоживучих видів, у яких порушення репродуктивних процесів може не проявлятися в загальній чисельності протягом тривалого часу через накопичення старших вікових класів.

Індекс популяційної стійкості інтегрує інформацію про варіабельність вікової структури, ефективний розмір популяції та ступінь старіння в єдиний показник, що дозволяє зробити синтетичну оцінку демографічної життєздатності [290]. Індекс популяційної стійкості може бути використаний для ранжування популяцій за пріоритетністю природоохоронних втручань та для моніторингу ефективності управлінських заходів у часі.

Запропонований набір показників забезпечує багаторівневий аналіз вікової структури: від базових дескриптивних статистик, що характеризують центральну тенденцію та варіабельність, через показники форми розподілу, що відображають демографічну історію популяції, до

спеціалізованих індексів, що безпосередньо оцінюють природоохоронно релевантні характеристики. Така ієрархічна система дозволяє адаптувати глибину аналізу до доступності даних та специфічних цілей дослідження, зберігаючи при цьому можливість стандартизованого порівняння результатів між популяціями та дослідницькими програмами.

Усі запропоновані методи базуються на загальноприйнятих статистичних підходах, що забезпечує їх методологічну коректність, можливість верифікації результатів та порівнянність з міжнародними дослідженнями прісноводних молюсків. Використання стандартизованих формул та чітко визначених порогових значень дозволяє імплементувати ці методи в рутинних моніторингових програмах без необхідності спеціалізованого програмного забезпечення або складних статистичних процедур. Для зручності усі методи зведено у таблицю 4.1.

Таблиця 4.1

Базові статистичні показники та індекси стану популяції

Показник	Формула	Позначення	Інтерпретація результатів
1. БАЗОВІ СТАТИСТИЧНІ ПОКАЗНИКИ			
Середній вік популяції ($\bar{x}$)	$\bar{x} = \Sigma(n_i \times a_i) / N$ (2.1)	n_i – кількість особин віку i; a_i – вік особин, років; N – загальна чисельність вибірки; k –кількість вікових класів	Характеризує центральну тенденцію вікової структури популяції. Низькі значення (3–5 років) свідчать про молоду популяцію з активним відтворенням. Високі значення (>6 років) вказують на старіючу популяцію та можливі проблеми з поповненням
Медіанний вік (Me)	Me = a(n+1)/2 (якщо N непарне); Me = ($a_{n/2} + a_{n/2+1}$) / 2 (якщо N парне) (2.2)	a_i – вік i-ї особини у впорядкованому ряді	Ділить популяцію на дві рівні частини: 50% особин молодші за цей вік, і 50% особин старші за цей вік. Співвідношення медіани та середнього віку вказує

			на симетричність розподілу. Значна різниця між цими показниками свідчить про асиметрію вікової структури
Максимальна тривалість життя (A_max)	$A\_max = P_{95}$ (2.3)	P_{95} – 95-й перцентиль розподілу (значення віку, нижче якого знаходиться 95% особин)	Визначає верхню межу очікуваного віку у діапазоні. Особини старші за A_max зустрічаються рідко (<5% популяції). Віковий діапазон [A_min; A_max] визначає рекомендований віковий діапазон особин для включення у вибірку при проведенні моніторингових досліджень
Стандартне відхилення (σ)	$\sigma = \sqrt{[\Sigma n(a_i - \bar{x})^2 / (N-1)]}$ (2.4)	Усі позначення відповідають вищенаведеним	Характеризує ступінь розкиду вікових значень навколо середнього. Низькі значення (σ < 1,2) вказують на концентрацію особин у вузькому віковому діапазоні. Високі значення (σ > 1,5) свідчать про широкий віковий спектр популяції
Коефіцієнт варіації (CV)	$CV = (\sigma / \bar{x}) \times 100\%$ (2.5)	σ − стандартне відхилення; $\bar{x}$ − середній вік	CV < 20% − низька варіабельність, стабільна популяція; CV = 20–30% − середня варіабельність, нормальний стан популяції; CV > 30% − висока варіабельність, нестабільність популяції
Коефіцієнт асиметрії (γ_1)	$\gamma_1 = \Sigma n(a_i - \bar{x})^3 / [(N-1) \times \sigma^3]$ (2.6)	Усі позначення відповідають вищенаведеним	$\gamma_1 > 0$ − правостороння асиметрія, переважання молодих особин (сприятлива ознака); $\gamma_1 = 0$ − симетричний розподіл; $\gamma_1 < 0$ − лівостороння асиметрія, переважання старих особин (несприятлива ознака)
Коефіцієнт ексцесу (γ_2)	$\gamma_2 = [\Sigma n(a_i - \bar{x})^4 / ((N-1) \times \sigma^4)] - 3$ (2.7)	Усі позначення відповідають вищенаведеним	$\gamma_2 > 0$ − гостроверхинний розподіл, концентрація особин навколо середнього віку; $\gamma_2 = 0$ − нормальний розподіл; $\gamma_2 <$

			0 − плосковерхинний розподіл, рівномірне розподілення за віковими групами
2. ІНДЕКСИ СТАНУ ПОПУЛЯЦІЇ			
Коефіцієнт відновлення (K_r)	K_r = n_young / n_old (2.8)	n_young − кількість особин >4 роки; n_old − кількість особин >6 років	K_r > 1,0 − добре поповнення популяції молодими особинами; K_r = 0,5–1,0 − задовільне поповнення популяції; K_r < 0,5 − недостатнє поповнення, тривожний стан популяції; K_r = 0 − відсутність молодих особин, критичний стан
Індекс старіння (I_aging)	I_aging = ($n \geq 7_r$ / N) × 100% (2.9)	$n \geq 7_r$ − кількість особин ≥7 років; N − загальна чисельність вибірки	I_aging < 30% − молода популяція з активним відновленням; I_aging = 30–50% − нормальна вікова структура популяції; I_aging > 50% − старіюча популяція з загрозою вимирання
Індекс популяційної стійкості (PSI)	PSI = (1 − (CV/100) × (N_eff / k) × (1 − I_aging/100) (2.10)	CV − коефіцієнт варіації, %; N_eff − ефективний розмір популяції (≈N); k − еталонний розмір популяції (k = 50); I_aging − індекс старіння, %	PSI > 0,6 − стабільна популяція; PSI = 0,4–0,6 − помірно стійка популяція; PSI < 0,4 − нестабільна популяція, потребує впровадження заходів охорони

Для забезпечення надійності оцінок ми пропонуємо встановити мінімальні вимоги до обсягів вибірок на основі статистичних принципів. Обсяг вибірки N більший або рівний 30 особинам забезпечує достатню статистичну потужність для параметричних тестів та дозволяє застосовувати центральну граничну теорему для оцінки розподілів [434; 328]. Обсяг вибірки від 20 до 29 особин є мінімально достатнім для надійних оцінок основних статистичних показників відповідно до вимог статистичної потужності. Обсяг вибірки від 15 до 19 особин дозволяє застосовувати непараметричні тести, але обмежує можливості детального

аналізу вікової структури. У розробленій методології обсяг вибірки менший за 15 особин визначено як недостатній для статистично надійної оцінки демографічних параметрів відповідно до принципів біостатистики, що відповідає категорії XX (Unknown – недостатньо даних) в системі звітності Статті 17 Директиви про оселища (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Вимоги до обсягу вибірки для статистичної надійності

Обсяг вибірки (N)	Статистична потужність	Можливості аналізу	Статус Стаття 17
≥ 30	Висока	Параметричні тести, центральна гранична теорема, повний аналіз вікової структури	Достатній
20–29	Достатня	Надійні оцінки основних статистичних показників	Мінімально достатній
15–19	Обмежена	Непараметричні тести, обмежений аналіз вікової структури	Обмежений
< 15	Недостатня	Статистично необґрунтовані висновки неможливі	XX (Unknown)

На основі показників вікової структури нами запропоновано систему кількісних критеріїв для оцінки демографічного стану українських популяцій. Ці критерії доцільно використовувати як допоміжний інструмент для інформування оцінки параметрів "чисельність популяції" та як ключовий інструмент для параметру "майбутні перспективи" згідно з Статтею 17 (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Критерії оцінки демографічного стану популяцій для параметру «майбутні перспективи»

Показник	Сприятливий стан (FV)	Помірні порушення (U1)	Критичні порушення (U2)
Середній вік ($\bar{x}$), років	5–7	4–8	< 4 або > 8
Коефіцієнт варіації (CV), %	≤ 25	20–35	> 35
Коефіцієнт асиметрії (γ_1)	0 до +0,5	−0,5 до +1,0	< −0,5 або > +1,0
Коефіцієнт відновлення (K_r)	> 1,0	0,5–1,0	< 0,5
Індекс старіння (I_aging), %	< 30	30–50	> 50
Індекс популяційної стійкості (PSI)	> 0,6	0,4–0,6	< 0,4
Відсутність вікових груп	Присутні всі групи (3–9 років)	Не більше 2 груп відсутні	≥ 3 групи відсутні

Таким чином, популяція демонструє сприятливий демографічний стан, який підтримує статус FV за параметрами Статті 17, за наявності всіх наступних характеристик. Середній вік популяції знаходиться в діапазоні від 5 до 7 років, що відповідає медіанному значенню для здорових популяцій виду в Україні. Коефіцієнт варіації не перевищує 25%, що вказує на стабільну вікову структуру відповідно до критеріїв популяційної екології. Коефіцієнт асиметрії знаходиться в діапазоні від 0 до +0,5, що

свідчить про слабку правосторонню асиметрію та присутність успішного поповнення молодими особинами. Коефіцієнт відновлення перевищує 1,0, що означає переважання молодих особин (до 4 років) над старими особинами (>6 років). Індекс старіння не перевищує 30%, що характерно для молодих популяцій з активним відновленням. Індекс популяційної стійкості перевищує 0,6, що відображає високу демографічну стабільність. Віковий спектр включає всі основні вікові групи в діапазоні від 3 до 9 років, що свідчить про безперервне успішне поповнення протягом останніх років.

Популяція демонструє помірні порушення демографічної структури, які узгоджуються зі статусом U1 за параметрами Статті 17, за наявності наступних ознак. Середній вік популяції знаходиться в розширеному діапазоні від 4 до 5 років або від 7 до 8 років, що вказує на змішення у бік молодих або старших вікових класів. Коефіцієнт варіації становить від 25 до 35%, що відображає модеровану флуктуацію вікової структури. Коефіцієнт асиметрії знаходиться в діапазоні від -0,5 до 0 або від +0,5 до +1,0, що свідчить про асиметрію, яка вказує на порушення стабільного відновлення. Коефіцієнт відновлення знаходиться в діапазоні від 0,5 до 1,0, що відповідає збалансованому або зниженому співвідношенню молодих до старих особин. Індекс старіння становить від 30 до 50%, що вказує на підвищену частку старших вікових класів. Індекс популяційної стійкості знаходиться в діапазоні від 0,4 до 0,6, що відповідає помірній демографічній стабільності. Віковий спектр є неповним з періодичним або нерегулярним відновленням, можлива відсутність окремих вікових груп.

Популяція демонструє критичні порушення демографічної структури, які узгоджуються зі статусом U2 за параметрами Статті 17, за наявності принаймні однієї з наступних ознак. Середній вік популяції є меншим за 4 роки або перевищує 8 років, що свідчить про домінування незрілих або дуже старих вікових класів. Коефіцієнт варіації перевищує 35%, що вказує на нестабільну вікову структуру з великою варіативністю.

Абсолютне значення коефіцієнта асиметрії є меншим за -0,5 або перевищує +1,0, що свідчить про сильну асиметрію, яка вказує на різкі демографічні зрушення. Коефіцієнт відновлення є меншим за 0,5, що вказує на недостатнє рекрутування (молоді особини майже відсутні). Індекс старіння перевищує 50%, що характерно для популяції, що швидко старіє. Індекс популяційної стійкості є меншим за 0,4, що відображає низьку демографічну стабільність. Віковий спектр є обмеженим або перерваним, що вказує на немає доказів постійного поповнення(табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Детальна характеристика демографічних станів
популяцій *U. crassus* для параметру «майбутні перспективи»

Критерій	СПРИЯТЛИВИЙ СТАН (FV - Favourable)	ПОМІРНІ ПОРУШЕННЯ (U1 - Unfavourable-Inadequate)	КРИТИЧНІ ПОРУШЕННЯ (U2 - Unfavourable-Bad)*
Середній вік	5–7 років Медіанне значення для здорових популяцій в Україні	4–8 років (розширений) Деякі відхилення від оптимальної вікової структури	<4 або >8 років Суттєві деформації вікової структури
CV	≤25% Стабільна вікова структура	20–35% Підвищена варіабельність демографічних показників	>35% Дуже висока нестабільність демографічних показників
γ_1	0 до +0,5 Слабка правостороння асиметрія, успішне поповнення молодими особинами	−0,5 до +1,0 Помірне переважання старих особин до інтенсивного поповнення молодими	<−0,5 або >+1,0 Сильна асиметрія, що вказує на різкі демографічні зрушення
Kr	>1,0 Переважання молодих (до 4	0,5–1,0	<0,5 Критично недостатнє

	років) над старими (>6 років)	Задовільне, але не оптимальне поповнення	поповнення молодими особинами
I_aging	<30% Молода популяція з активним відновленням	30–50% Нормальна структура з підвищеною часткою старих особин	>50% Старіюча популяція під загрозою репродуктивного колапсу
PSI	>0,6 Висока демографічна стабільність	0,4–0,6 Помірна демографічна стабільність, необхідність моніторингу	<0,4 Низька демографічна стабільність, високий ризик локального зникнення
Віковий спектр	3–9 років, всі групи Безперервне успішне поповнення протягом останніх років	Не більше 2 груп відсутні Епізодичні проблеми з поповненням у окремі роки	≥3 групи відсутні Тривалі систематичні проблеми з поповненням, порушення репродуктивного циклу

* ВАЖЛИВО: Для встановлення критичного стану (U2) достатньо однієї з наведених ознак!

Встановлені порогові значення базуються на емпіричному аналізі даних українських популяцій та науковій літературі. Діапазон середнього віку від 5 до 7 років для сприятливого стану визначено на основі медіанного значення та міжквартильного розмаху для 205 проаналізованих особин з басейну Дунаю, який демонструє найкращі показники серед досліджених басейнів. Пороги коефіцієнта варіації встановлено на рівні 25% для сприятливого стану, 25-35% для помірного порушення та понад 35% для критичного стану, що узгоджується з загальноприйнятою класифікацією варіабельності в популяційній екології [363; 434]. Критерії для коефіцієнта асиметрії базуються на інтерпретації демографічних процесів, де слабка

правостороння асиметрія (0 до +0,5) відображає успішне поповнення, помірна асиметрія (-0,5 до +1,0) вказує на порушення стабільного відновлення, а абсолютні значення понад 1,0 свідчать про критичні деформації структури з різкими демографічними зрушеннями. Пороги для індексів відновлення та старіння встановлено на основі аналізу співвідношення вікових класів у здорових популяціях європейських прісноводних молюсків.

Розроблені критерії на основі вікової структури мають використовуватись як додатковий інструмент для інформування офіційної оцінки за Статтею 17, але не замінюють обов'язкову процедуру оцінювання чотирьох параметрів. Процес інтеграції пропонується здійснювати поетапно.

На першому етапі проводиться збір та аналіз даних про вікову структуру популяцій у відповідному біогеографічному регіоні або річковому басейні. Визначаються основні статистичні показники для кожної досліджуваної популяції. Розраховуються популяційні індекси відновлення, старіння та стійкості. Оцінюється повнота вікового спектру та наявність критичних пропусків у віковій структурі.

На другому етапі результати аналізу вікової структури використовуються для інформування оцінки параметра "чисельність популяції" за Статтею 17. Популяції з сприятливою віковою структурою, високим коефіцієнтом відновлення та низьким індексом старіння розглядаються як такі, що мають достатню чисельність та демонструють позитивні або стабільні тренди. Популяції з помірними порушеннями вікової структури розглядаються як такі, що потребують уваги та можуть мати недостатню чисельність або негативні тренди. Популяції з критичними порушеннями вікової структури розглядаються як такі, що перебувають під серйозною загрозою і мають неадекватну чисельність.

На третьому етапі результати аналізу використовуються для інформування оцінки параметра "майбутні перспективи" за Статтею 17. Популяції з молодою віковою структурою та високим коефіцієнтом відновлення оцінюються як такі, що мають сприятливі майбутні перспективи за умови збереження якості середовища існування. Популяції з підвищеним індексом старіння або нестабільною віковою структурою оцінюються як такі, що мають невизначені перспективи та потребують моніторингу та можливих управлінських втручань. Популяції зі старіючою структурою, низьким поповненням та відсутністю декількох вікових класів оцінюються як такі, що мають несприятливі перспективи і потребують термінових природоохоронних заходів.

На четвертому етапі здійснюється комплексна оцінка всіх чотирьох параметрів Статті 17 з урахуванням інформації про вікову структуру поряд з даними про ареал, абсолютну чисельність та якість середовища існування. Застосовується принцип "one out, all out" для визначення підсумкового природоохоронного статусу. Результати оформлюються відповідно до стандартного формату звітування Статті 17.

Розроблена система критеріїв має певні обмеження, які необхідно враховувати при її застосуванні. Критерії базуються на даних українських популяцій і можуть потребувати адаптації для інших географічних регіонів з відмінними екологічними умовами. Також потрібно враховувати, що інформація про популяції з окупованих територій та територій з активними бойовими діями є застарілою. Проте така інформація відображає стан популяцій до активного впливу на території та водойми військових дій, тому вона відображає реальний стан популяцій.

Важливим є аспект, що вікова структура відображає лише демографічний аспект стану популяції і повинна розглядатися в комплексі з іншими параметрами, зокрема якістю середовища існування та наявністю загроз. Малі обсяги вибірок з деяких річкових басейнів обмежують

статистичну надійність оцінок і вимагають обережної інтерпретації результатів. Саме через це вибір критеріїв для оцінки демографічної структури популяцій здійснювався на підставі об'єднаної вибірки. Одноразові обстеження не дозволяють виявити міжрічну варіабельність вікової структури та довгострокові тренди. Відсутність даних про абсолютну чисельність популяцій унеможливлює повну оцінку параметра "чисельність популяції" за Статтею 17.

Для зручності використання методології оцінки демографічних показників популяцій ми візуалізували їх у таблицях 4.2-4.4 та розробили алгоритм проведення оцінки (рис. 4.1).

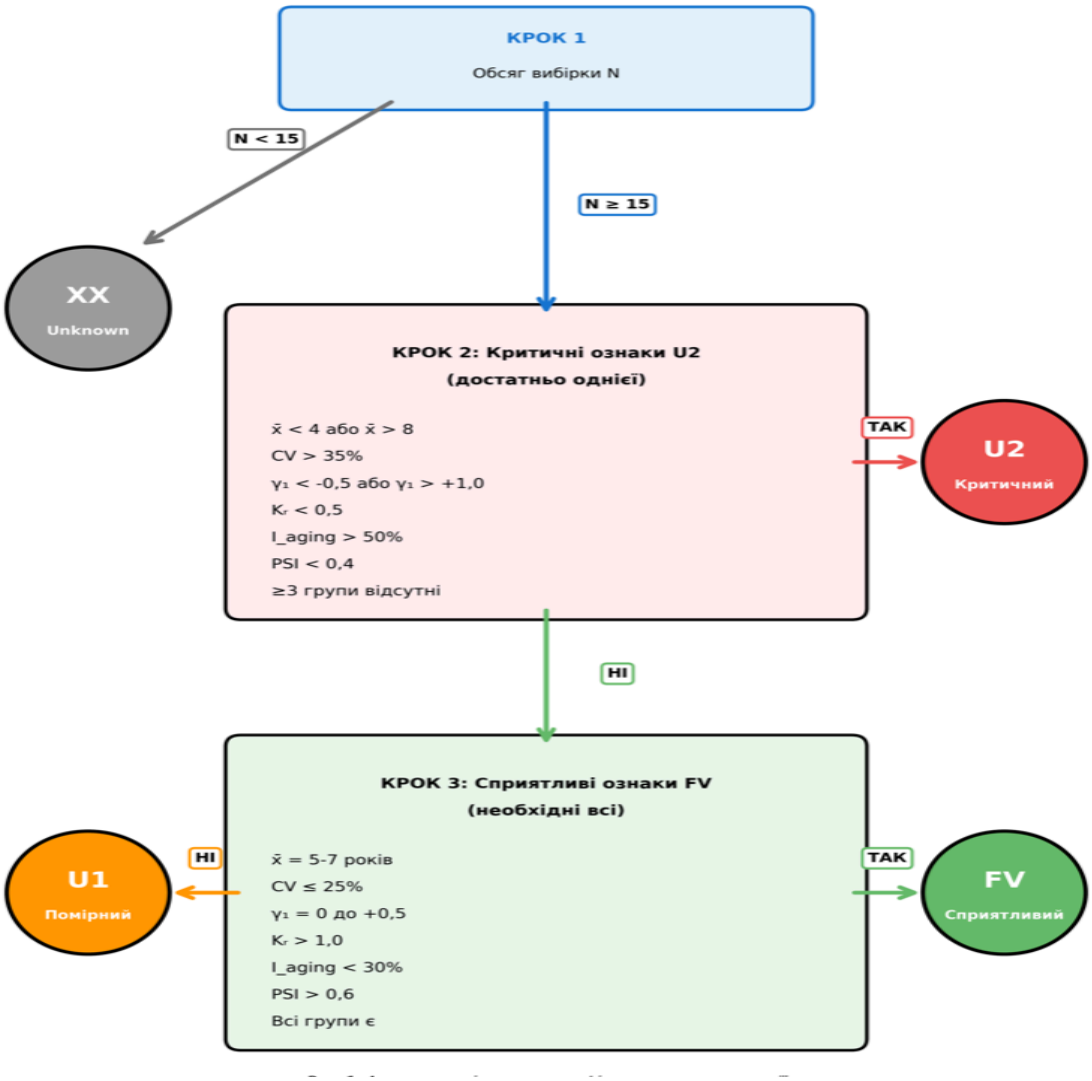


Рис.4.1. Алгоритм оцінки демографічного стану популяції *U. crassus*

Для практичної імплементації розробленої методології оцінки демографічного стану популяцій *U. crassus* було створено спеціалізований цифровий інструмент, який забезпечує автоматизований аналіз вікової структури на основі первинних польових даних. Інструмент призначений для використання польовими дослідниками, фахівцями з охорони природи та моніторингових служб без потреби у спеціалізованих знаннях програмування або встановленні комерційного програмного забезпечення. Цей же інструмент також ми рекомендуємо використовувати для встановлення критерію екологічної безпеки оселища (розділ 6.3).

Висновки до підрозділу 4.1:

У результаті проведеного дослідження розроблено науково-методичні основи оцінки демографічного стану популяцій *U. crassus*, що дозволяє зробити наступні висновки:

1. Запропоновано використання комплексної системи показників вікової структури (7 статистичних показників та 3 спеціалізовані індекси) як інструменту оцінки демографічного стану популяцій довгоживучих прісноводних молюсків як основного критерію для оцінки параметру «майбутні перспективи», та як додаткового для оцінки параметру «чисельність популяції».

2. Встановлено кількісні критерії оцінки демографічного стану для трьох категорій параметру «майбутні перспективи» відповідно до Статті 17: сприятливий стан (FV), помірні порушення (U1) та критичні порушення (U2), що узгоджуються з системою оцінювання Директиви про оселища ЄС.

3. Визначено градацію вимог до обсягу вибірки для забезпечення статистичної надійності оцінок: достатній рівень ($N \geq 30$), мінімально достатній (20-29), обмежений (15-19) та недостатній (< 15).

4. Розроблено тристадійний алгоритм визначення демографічного стану популяцій, що забезпечує інтеграцію показників вікової структури у систему оцінювання природоохоронного статусу Статті 17.

5. Вперше для України розроблено стандартизовану методологію оцінки демографічного стану популяцій *U. crassus* на основі кількісних критеріїв, адаптовану до вимог європейського природоохоронного законодавства.

4.2. Созологічний аналіз популяцій *Unio crassus* як додатковий критерій для визначення локалітетів в системі моніторингу

Забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем потребує не лише оцінки стану цільового виду, але й урахування загального созологічного контексту – сукупності охоронюваних видів, що сумісно населяють досліджувані водотоки та відображають загальний рівень екологічної безпеки водного середовища. З цією метою в рамках розробки національної системи моніторингу проведено созологічний аналіз локалітетів *U. crassus* у восьми річкових басейнах України.

Методологічна необхідність такого аналізу обумовлена кількома чинниками екологічної безпеки. По-перше, ідентифікація ключових природних територій – ядер підвищеної концентрації охоронюваних видів родини Unionidae – дозволяє виявити ділянки водних екосистем з найвищим рівнем екологічної безпеки, де антропогенний тиск залишається в межах допустимого навантаження. Такі території виступають еталонними зонами при оцінці ризиків деградації екосистем і слугують «донорами» для відновлення біорізноманіття на деградованих ділянках. По-друге, присутність або відсутність супутніх охоронюваних видів є самостійним індикатором рівня екологічної безпеки водотоку: полівидові угруповання Unionidae формуються лише за умови задовільного стану всього комплексу

абіотичних та біотичних параметрів середовища, що підтверджує відсутність критичних загроз екологічній безпеці на рівні локалітету. По-третє, включення до Червоної книги України видання 2021 року [44] одразу трьох представників родини – *U. crassus*, *P. complanata* та *A. cygnea* – зобов'язує систему екологічного моніторингу враховувати сукупний природоохоронний ризик, а не обмежуватися оцінкою лише одного виду. Запропонований підхід повністю узгоджується з вимогами Статті 17 Директиви про оселища щодо комплексної оцінки стану збереження видів та не суперечить стандартизованим протоколам національних моніторингових програм *U. crassus* країн ЄС. Водночас він розширює їх, забезпечуючи додатковий рівень діагностики екологічної безпеки через аналіз созологічної цінності локалітетів як інтегрального показника стану прісноводної екосистеми.

Проведено комплексний аналіз структури видових комплексів представників родини Unionidae у місцях виявлення *U. crassus* на території України. Встановлено, що у близько 18% випадків (вісім локалітетів) *U. crassus* формує моновидові поселення. При цьому, 75% таких поселень зосереджено у басейні Дунаю (шість локалітетів у гірських річках Закарпаття), у решті випадків такі поселення локалізовані у Криму. У решті випадків вид співіснує з іншими представниками нативної малакофауни (для водойм України характерно шість нативних видів, включаючи *U. crassus*), формуючи полівидові угруповання різного ступеня складності, в одному локалітеті (р. Латориця, с. Чабанівка) вид мешкає сумісно з інвазивним видом *S. woodiana* та ще чотирма нативними видами.

Аналіз співіснування *U. crassus* з іншими видами перлівницевих виявив чітку структуру міжвидових асоціацій (рис. 4.2). За результатами обчислення коефіцієнтів Жаккара (Kj) та Сьоренсена-Чекановського (Ks) встановлено, що *U. crassus* демонструє найвищий ступінь співіснування з представниками свого роду – *U. pictorum* (Kj=0,59; Ks=0,74) та *U. tumidus*

(Kj=0,52; Ks=0,69). Це свідчить про схожість екологічних преференцій цих видів та їхню здатність формувати стійкі полівидові угруповання в річкових екосистемах з помірною швидкістю течії.

Значно нижчі показники виявлено для співіснування з *A. anatina* (Kj=0,37; Ks=0,54), що може бути зумовлено частковим перекриттям екологічних ніш цих видів. *P. complanata* демонструє ще менший рівень асоціативності з *U. crassus* (Kj=0,23; Ks=0,37), що вказує на істотні відмінності в їхніх екологічних потребах. Отримані показники також можуть бути пояснені загалом низькою частотою трапляння *P. complanata* (близько 10%) у водоймах України.

Мінімальні значення коефіцієнтів зафіксовано для *A. cygnea* та *S. woodiana* (Kj=0,01; Ks=0,03) (рис. 4.2), що свідчить про майже повну екологічну відокремленість цих видів від *U. crassus*. Такий розподіл може бути результатом різних вимог до умов середовища або конкурентного виключення. Важливо підкреслити, що *S. woodiana* є інвазивним видом і його виявлено в Україні лише у басейні Дунаю.

Для поглибленої кількісної оцінки структури угруповань та просторової диференціації між басейнами додатково застосовано комплекс методів багатовимірної статистики – аналіз головних координат (PCoA), матрицю коефіцієнтів Phi та оцінку бета-різноманіття між басейнами.

За результатами аналізу видно, що структура даних має дуже чітке “ядро” типових видів і кілька рідкісних/специфічних компонентів, які й формують відмінності між локалітетами та басейнами (рис. 4.3). Загалом обстежено 331 локалітет, але лише 162 (48,9%) мають хоча б один зафіксований вид (сума presence/absence > 0), тоді як 169 (51,1%) мають “нульовий” профіль (усі 7 видів = 0). Це важливо, бо саме “нульові” записи різко впливають на басейнові порівняння (особливо на Jaccard distance для пулів видів). Серед локалітетів із позитивними реєстраціями типовим є видовий набір із 3 видами: *U. tumidus* + *U. pictorum* + *A. anatina* (31

локалітет), а також близькі варіанти цього комплексу: додавання *A. cygnea* (13 локалітетів) або включення *U. crassus* (наприклад, *U. tumidus* + *U. pictorum* + *U. crassus* + *A. anatina* – 11 локалітетів). Окремо існують "монотипні" профілі, які теж повторюються: лише *A. anatina* (14 локалітетів) і лише *U. crassus* (8 локалітетів). У підсумку, якщо дивитися тільки на "позитивні" локалітети, середнє видове багатство становить 2,83, медіана – 3 (найчастіше трапляються локалітети з 3–4 видами), але через велику частку нульових записів у повному масиві даних середні значення різко "падають".

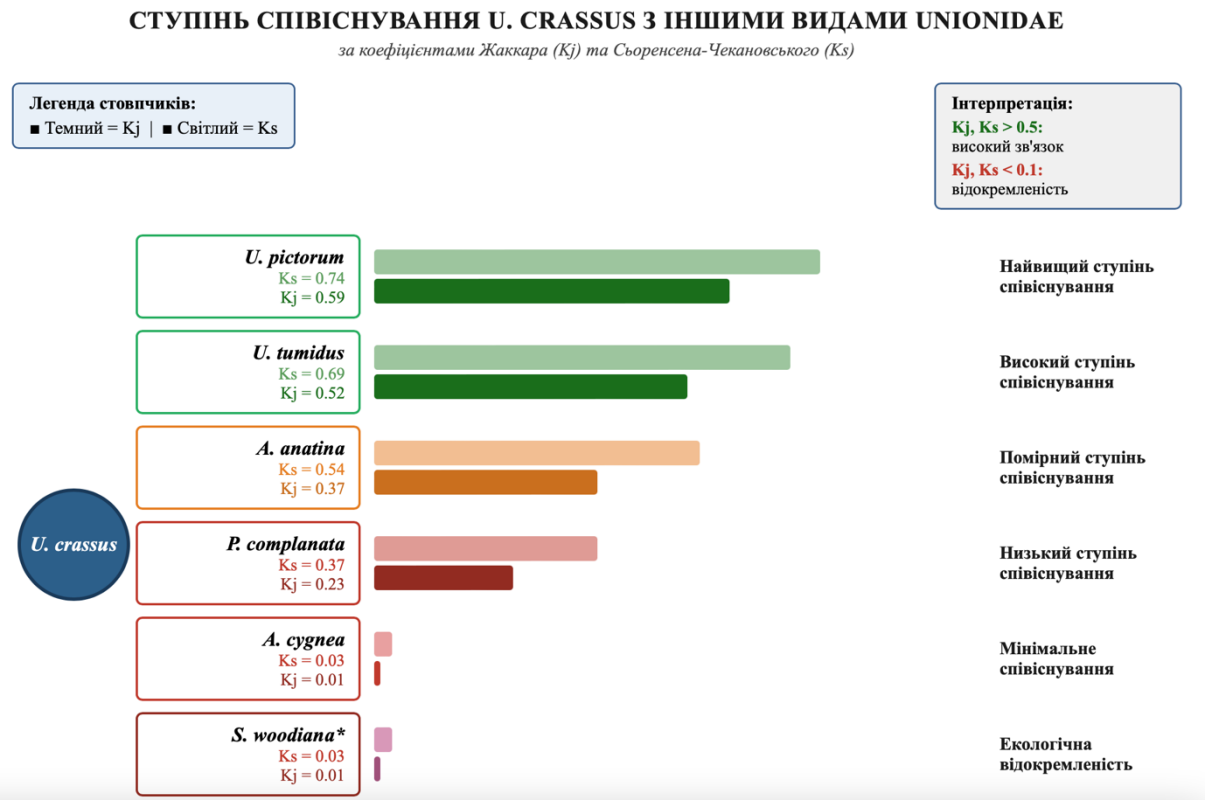


Рис. 4.2. Ступінь співіснування *U. crassus* з іншими видами перлівницевих

На PCoA-ординації (Jaccard distance) ця логіка проявляється як скупчення точок, що відповідають найбільш поширеним комбінаціям видів. Найбільший внесок у "ядро" ординаційного простору дають три найчастіше зареєстровані види: *A. anatina* (119/162 = 73,5%), *U. tumidus* (116/162 =

71,6%) **і** *U. pictorum* (113/162 = 69,8%)**.** Саме вони формують найбільш типовий видовий комплекс, який повторюється в різних басейнах, тому на графіку спостерігається перекриття кольорів: локалітети різних басейнів потрапляють у ті самі зони, якщо мають однаковий “каркас” складу. Натомість віддалені/крайові положення точок в ординації найчастіше відповідають рідкіснішим комбінаціям, де з’являються додаткові види або відсутній один із “ядрових”. У досліджуваній вибірці такими “маркерними” видами є насамперед *U. crassus* (44/162 = 27,2%), а також *A. cygnea* (30/162 = 18,5%), *P. complanata* (30/162 = 18,5%) і особливо *S. woodiana* (7/162 = 4,3%). Сам факт, що *U. crassus* та *P. complanata* трапляються значно рідше за “ядрові” види, означає, що локалітети з їхньою присутністю автоматично стають більш відмінними від більшості “типових” локалітетів – і це природно відображається у віддаленні таких точок в ординаційному просторі.

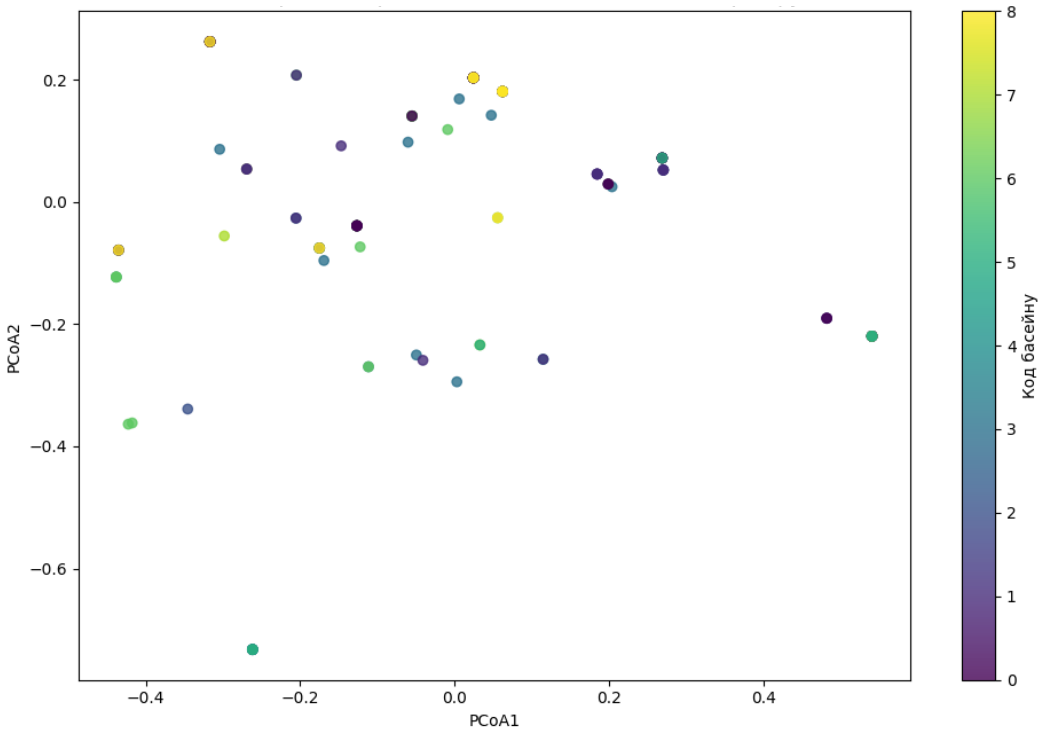


Рис. 4.3. PCoA-ординація локалітетів за видовим складом (Jaccard distance), точки зафарбовані відповідно до річкового басейну

Теплова карта бета-різноманіття між басейнами (Jaccard distance для “пулу видів”) дає вже басейновий зріз: тут не важлива частота, а важливо, чи “є вид хоч десь у басейні” (рис. 4.4). Саме тому найбільш контрастним блоком на матриці стає група басейнів/категорій, де за наявними даними не зафіксовано жодного виду (пул = 0): це «2» (n=29), «Приазов’я» (n=5) і «Сіверський Донець» (n=1)**.** Для таких “порожніх” пулів Jaccard distance до будь-якого “непорожнього” басейну математично наближається до 1, що й створює великий світлий блок “дуже різні”. Це слід інтерпретувати передусім як характеристику покриття даними (відсутність реєстрацій/нульові профілі), а не як біологічний доказ відсутності Unionidae. Серед “непорожніх” басейнів ключові відмінності визначаються наявністю/відсутністю окремих видів у пулі. Наприклад, Дунай вирізняється тим, що тільки тут у пулі басейну присутня *S. woodiana* (і на рівні частот це теж видно: у басейні Дунай частка локалітетів із *S. woodiana* становить 0,14, тобто близько 14% у досліджуваній вибірці). Крим має значно “вужчий” пул: у ньому присутні *U. tumidus*, *U. crassus*, *A. anatina*, але відсутні *U. pictorum*, *A. cygnea*, *P. complanata*, *S. woodiana***,** що робить його помітно віддаленим від більшості басейнів із “повнішим” набором. Західний Буг також має специфіку: там у пулі є *A. cygnea*, але немає *U. crassus* і *P. complanata*, тому за Jaccard він не повністю збігається з “типовими” басейнами, де *P. complanata* та/або *U. crassus* все ж трапляються. Натомість такі басейни як Дніпро, Десна, Прип’ять, Дністер, Південний Буг, Сіверський Донець у пулі мають однаковий набір із шести видів (усі, крім *S. woodiana*), і тому між ними очікувано нижчі відстані та кластерне зближення на heatmap.

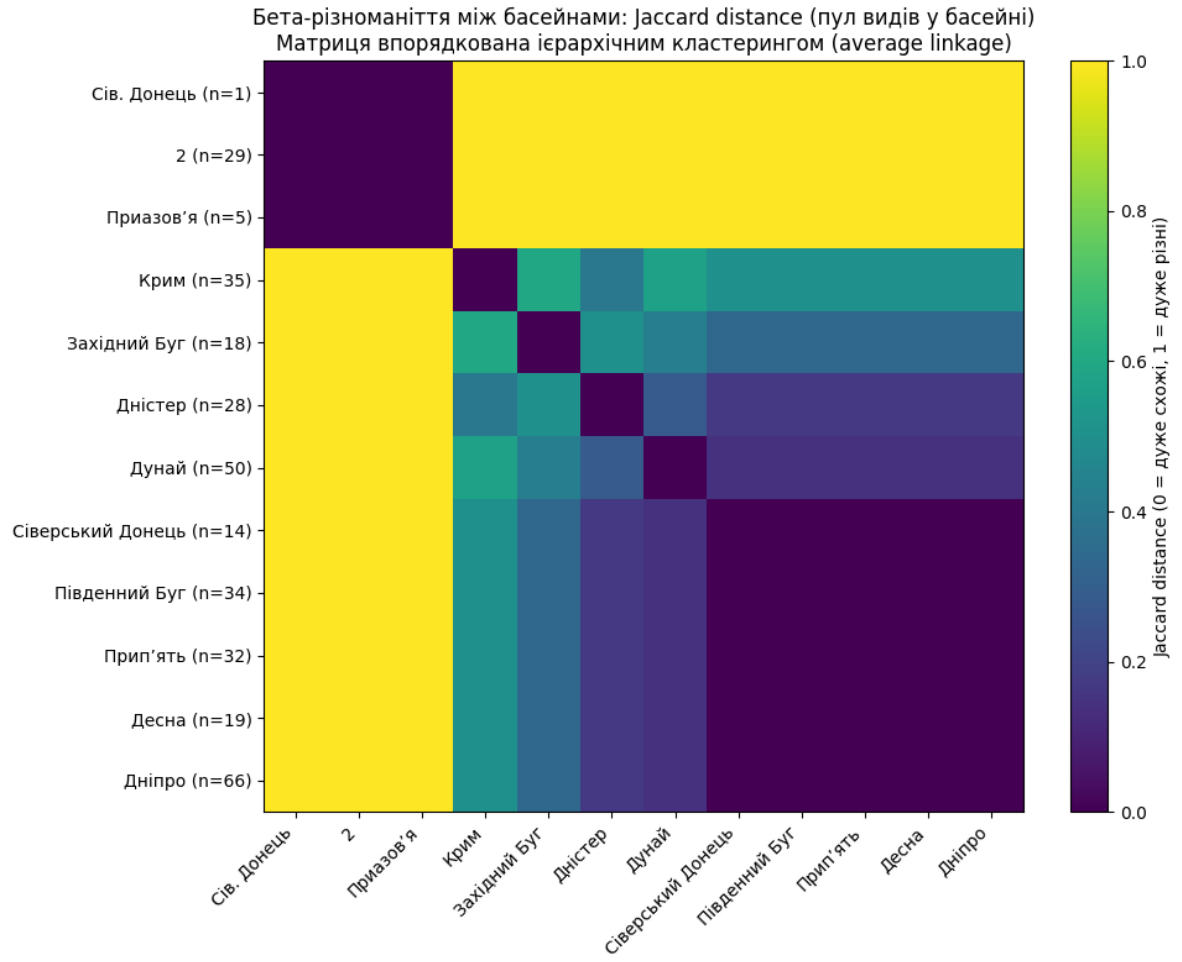


Рис. 4.4. Бета-різноманіття між басейнами: матриця Jaccard distance для “пулу видів у басейні”, впорядкована ієрархічним кластерингом (average linkage)

Матриця ко-зустрічальності (Phi) показує, які види систематично “ходять разом” на рівні локалітетів, а які мають тенденцію розходитись по місцях реєстрації (рис. 4.5). Найсильніша позитивна асоціація у всій матриці – це пара *U. tumidus* ↔ *U. pictorum* із φ = 0,42 і дуже великою кількістю спільних локалітетів (n = 95), що фактично підтверджує їхню роль як спільного “ядра” багатьох угруповань у вибірці. Додатково “ядро” підсилює зв’язок *U. tumidus* ↔ *A. anatina* **(**φ = 0,15; n = 90**),** що логічно узгоджується з високою частотою *A. anatina*. Важливі для інтерпретації “специфічні” зв’язки стосуються *U. crassus*: найбільш виразний позитивний

зв’язок *U. crassus* – із *P. complanata* (φ = 0,28; n = 16), тобто коли *U. crassus* зустрічається, він відносно частіше, ніж “в середньому по вибірці”, співпадає з *P. complanata*. Натомість для *U. crassus* ↔ *A. anatina* спостерігається помітна негативна асоціація (φ = −0,23; n = 25), що означає: при загальній поширеності *A. anatina*, локалітети з *U. crassus* відносно частіше не є “типовими *A. anatina*-домінантними” точками, а зміщуються до іншого типу умов/комбінацій. Для *U. crassus* ↔ *U. pictorum* і *U. crassus* ↔ *U. tumidus* зв’язки слабкі (φ ≈ 0,04 та φ ≈ −0,02 відповідно, при n=32 і n=31), тобто в межах досліджуваної вибірки вони не формують сильного “парного сигналу” і радше входять у ширші комбінації. Окремі значення φ для рідкісних видів слід трактувати обережно через малу підтримку: наприклад, *U. crassus* ↔ *A. cygnea* має від’ємне φ, але спільних локалітетів лише n = 1, тому це радше артефакт малої чисельності, ніж надійний екологічний патерн; аналогічно для *S. woodiana*, який має лише 7 реєстрацій у всій вибірці, будь-які асоціації (наприклад, *P. complanata* ↔ *S. woodiana*: φ = 0,13; n = 3) є попередніми.

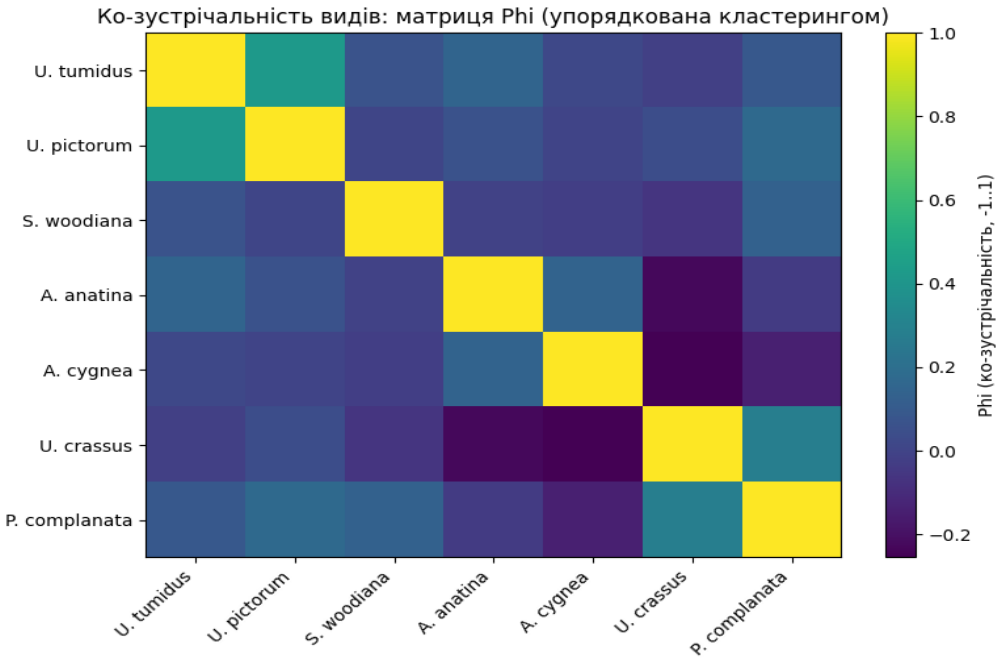


Рис. 4.5. Ко-зустрічальність видів: матриця Phi (φ), упорядкована кластерингом

Якщо перейти від “патернів на графіках” до статистично формалізованих висновків, то результати підкріплюють ідею, що басейни відрізняються і за видовым багатством, і за видовою композицією. Для видового багатства між басейнами (з достатнім n) різниця є значущою (Kruskal–Wallis: H = 69,67; p = $1{,}76\times10^{-11}$**),** а pairwise-порівняння (Holm correction) показують, що найбільш контрастним за багатством виступає Прип’ять (середнє 2,94**,** медіана 3) порівняно з басейнами з низьким багатством, зокрема Кримом (середнє 0,26**,** медіана **0**; Holm p = $8{,}56\times10^{-8}$**),** а також порівняно з Дунаєм (1,14; медіана 0; Holm p ≈ 0,0011) і Західним Бугом (0,61; медіана 0; Holm p ≈ 0,0013). Водночас Дніпро (1,95; медіана 2) та Десна (2,37; медіана 3) теж статистично “вищі” за Крим і Західний Буг (наприклад, Дніпро vs Крим: Holm p ≈ $6{,}85\times10^{-7}$**;** Дніпро vs Західний Буг: Holm p ≈ 0,024; Десна vs Крим: Holm p ≈ $3{,}03\times10^{-5}$**;** Десна vs Західний Буг: Holm p ≈ 0,0368). Для саме видового складу (а не лише кількості видів) PERMANOVA на Jaccard для локалітетів із ≥1 видом дає pseudo-F = 3,37; p = 0,005, тобто композиції достовірно різняться між басейнами, і ця різниця не зводиться лише до “більше/менше видів”, а відображає зміну комбінацій presence/absence (що узгоджується з басейновою heatmap пулів і з тим, що окремі басейни мають специфічні види або втрату частини “типового набору”).

Таким чином, статистичний аналіз підтвердив специфічність видового профілю локалітетів *U. crassus* та достовірність просторової диференціації угруповань між басейнами, що стало емпіричним підґрунтям для розробки індексу созологічної значущості як інструменту пріоритизації локалітетів у системі моніторингу.

Для об'єктивної оцінки природоохоронної цінності локалітетів нами розроблено індекс созологічної значущості (ІСЗ), який враховує присутність охоронюваних видів та їх созологічний статус. Застосування

ІСЗ дозволило виділити три категорії пріоритетності для моніторингу (рис. 4.6):

1. критично важливі локалітети (ІСЗ>3,0) з присутністю трьох видів, що занесені до Червоної книги України;

2. локалітети високої созологічної цінності (ІСЗ 2,0-3,0) з двома охоронюваними видами;

3. локалітети базової пріоритетності (ІСЗ<2,0).



Рис. 4.6. Категорії пріоритетності локалітетів

Також до категорії критично важливі локалітети рекомендовано включити моновидові поселення *U. crassus*, які мають особливе значення для вивчення лімітуючих факторів існування виду. Ідентифікація ключових природних територій з максимальним видовим багатством перлівницевих та високими значеннями ІСЗ є фундаментальним компонентом формування регіональної екологічної мережі. Такі території функціонують як ядра збереження генетичного різноманіття популяцій охоронюваних видів,

забезпечують підтримання метапопуляційної структури та слугують донорами для реколонізації порушених ділянок річкових систем.

Інтеграція созологічного підходу у систему моніторингу *U. crassus* забезпечує науково обґрунтоване планування природоохоронних заходів, оптимізацію використання обмежених ресурсів та відповідність вимогам екологічної безпеки щодо збереження біорізноманіття прісноводних екосистем України. Запропонована методологія створює основу для розробки національного стандарту моніторингу рідкісних видів молюсків відповідно до європейських природоохоронних директив.

За результатами застосування індексу созологічної значущості ідентифіковано 16 критично важливих локалітетів *U. crassus*, які можуть сформувати основу національної мережі моніторингу виду та які характеризуються найвищою природоохоронною цінністю. Ці території розподілено на два типи угруповань залежно від видової структури малакофауни.

Полівидові угруповання з трьома червонокнижними видами (вісім локалітетів). У басейні Дунаю виявлено чотири такі локалітети: р. Латориця в околицях с. Чабанівка (Закарпатська обл.) з шістьма видами молюсків, р. Латориця (нове русло) поблизу с. Соломонове (Закарпатська обл.) з чотирма видами, р. Боржава біля с. Вари (Закарпатська обл.) з чотирма видами, та р. Сталінешті в районі с. Кошуляни (Чернівецька обл.) з чотирма видами. У басейні Прип'яті один локалітет локалізовано на р. Тня поблизу с. Соколів (Житомирська обл.), де зареєстровано шість видів молюсків. Басейн Дністра представлений двома локалітетами: р. Мурафа в околицях с. Біла (Вінницька обл.) з п'ятьма видами та р. Гнізна поблизу м. Теребовля (Тернопільська обл.) з трьома видами. У басейні Південного Бугу критично важливий локалітет виявлено на р. Південний Буг у районі м. Південноукраїнськ (Миколаївська обл.), де зареєстровано п'ять видів молюсків.

Моновидові поселення *U. crassus* (вісім локалітетів). Шість локалітетів зосереджено у басейні Дунаю на території Закарпатської області: р. Боржава біля с. Вільхівка, р. Іршава поблизу с. Сільце, р. Латориця в межах м. Мукачево, р. Апшиця в околицях с. Грушово, р. Уж у межах м. Ужгород, а також один локалітет у Чернівецькій області – р. Сірет (нове русло) поблизу с. Старий Вовчинець. Два моновидові локалітети виявлено на території Криму на р. Чорна: у межах м. Сімферополь та в околицях с. Хмельницьке.

Виділені 16 критично важливих локалітетів представляють різноманітні гідрологічні умови в межах чотирьох річкових басейнів України та Криму, що забезпечує репрезентативність національної мережі моніторингу *U. crassus* та дозволяє оцінювати стан збереження виду в усіх типових для нього біотопах.

На основі созологічного аналізу рекомендовано окрім пунктів розширеної моніторингової мережі, яка має одинадцять пунктів, якнайшвидше включити до моніторингу п'ять додаткових локалітетів, які, незважаючи на низьку щільність популяцій *U. crassus* (близько 1 особина на м²), мають виняткову природоохоронну цінність та потребують систематичного спостереження.

Пункти з високою созологічною значущістю (полівидові угруповання):

1. Річка Тня, с. Соколів (басейн Прип'яті)

Максимальна чисельність вибірки n≈10 (попередні обстеження). Мала річка басейну Прип'яті (Житомирська обл.) з поліським типом гідрологічного режиму. Незважаючи на низьку щільність популяції *U. crassus* (близько 1 особина на м²), локалітет характеризується найвищою видовою різноманітністю перлівницевих молюсків серед досліджених пунктів – шість видів, включаючи три червонокнижні таксони (*U. crassus*, *A. cygnea*, *P. complanata*). Критично важливий пункт з максимальним

індексом созологічної значущості (ІСЗ > 3,0) для оцінки стану збереження полівидових угруповань охоронюваних молюсків у поліському регіоні. Потребує першочергового включення до розширеної мережі моніторингу як ключова територія для багатовидового підходу до охорони прісноводного біорізноманіття.

2. Річка Гнізна, м. Теребовля (басейн Дністра)

Максимальна чисельність вибірки n≈10 (попередні обстеження). Мала гірсько-передгірна річка басейну Дністра (Тернопільська обл.) з швидкою течією. Незважаючи на низьку щільність популяції *U. crassus* (близько 1 особина на м²), локалітет підтримує полівидове угруповання з трьома червонокнижними видами молюсків родини Unionidae (*U. crassus*, *A. cygnea*, *P. complanata*), що забезпечує високий індекс созологічної значущості (ІСЗ > 3,0). Важливий репрезентативний пункт для басейну Дністра, який доповнює базову мережу та дозволяє оцінити просторову варіабельність популяційних характеристик охоронюваних видів у межах Подільської височини. Рекомендується до включення в розширену мережу моніторингу для забезпечення комплексної оцінки стану збереження червонокнижних молюсків у різних гідрологічних умовах регіону.

Моновидові поселення з особливою науковою цінністю:

3. Річка Іршава, с. Сільце (басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n≈3-5 (попередні обстеження). Мала гірська річка басейну Тиси (Закарпатська обл.) з природним характером русла. Формує моновидове поселення *U. crassus* з низькою щільністю популяції (близько 1 особина на м²) при відсутності інших представників родини Unionidae. Має виняткове значення для вивчення лімітуючих факторів, що перешкоджають формуванню полівідових угруповань перлівницевих молюсків у гірських водотоках Українських Карпат. Потребує першочергового повторного обстеження для уточнення

популяційних характеристик та з'ясування причин моновидового характеру поселення. Рекомендується до включення в розширену мережу моніторингу як науково цінний об'єкт для порівняльного аналізу з полівідовими угрупованнями суміжних річок басейну.

4. Річка Апшиця, с. Грушово (басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n=5 (попередні обстеження). Мала гірська річка басейну Тиси (Закарпатська обл.) з кам'янисто-гальковим дном та швидкою течією. Характеризується моновидовим поселенням *U. crassus* з низькою щільністю популяції (близько 1 особина на м²). Представляє типовий приклад ізольованої популяції у верхів'ях гірської річки, що функціонує без підтримки інших видів родини Unionidae. Потребує першочергового повторного обстеження для оцінки життєздатності популяції та встановлення екологічних факторів, що визначають моновидовий характер угруповання. Рекомендується до включення в розширену мережу моніторингу для розуміння механізмів адаптації виду до специфічних умов гірських водотоків та визначення мінімально життєздатного розміру ізольованих популяцій.

5. Річка Уж, м. Ужгород (басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n=6 (попередні обстеження). Середня річка басейну Тиси (Закарпатська обл.) у межах міської агломерації з помірним антропогенним навантаженням. Підтримує моновидове поселення *U. crassus* з низькою щільністю популяції (близько 1 особина на м²) в умовах відсутності інших перлівницевих молюсків. Критично важливий для оцінки здатності виду зберігати життєздатні популяції в урбанізованих ландшафтах без підтримки полівідових угруповань. Потребує першочергового повторного обстеження для встановлення впливу міської інфраструктури на демографічні характеристики популяції та виявлення специфічних загроз для моновидових поселень у трансформованих екосистемах. Рекомендується до

включення в розширену мережу моніторингу як індикаторний пункт для оцінки толерантності виду до урбанізації та розробки природоохоронних заходів у міських агломераціях.

П'ять рекомендованих локалітетів, незважаючи на низьку щільність популяцій *U. crassus*, мають виняткову природоохоронну та наукову цінність. Два полівидові локалітети (р. Тня, р. Гнізна) забезпечують збереження критично важливих угруповань з шістьма та трьома видами молюсків відповідно, що підтверджується максимальними значеннями індексу созологічної значущості. Три моновидові локалітети (р. Іршава, р. Апшиця, р. Уж) представляють унікальні об'єкти для вивчення екологічних механізмів, що визначають формування ізольованих популяцій без підтримки інших перлівницевих. Включення цих пунктів до розширеної мережі забезпечить комплексний підхід до моніторингу як полівидових угруповань з високою созологічною значущістю, так і моновидових поселень з особливою науковою цінністю для розуміння вимог до умов існування *U. crassus*.

Розроблена методика созологічної оцінки локалітетів на основі індексу созологічної значущості (ІСЗ) має широкий потенціал практичного застосування у різних напрямах природоохоронної діяльності та наукових досліджень.

1. Гармонізація системи моніторингу з європейськими стандартами. Запропонований підхід створює методологічну основу для імплементації вимог статті 17 Директиви Ради 92/43/ЄЕС про оселища щодо регулярної звітності про стан збереження видів. Виділені критично важливі локалітети можуть бути включені до національної програми моніторингу біорізноманіття як опорні точки для оцінки популяційних трендів *U. crassus* та формування національних звітів для Європейської Комісії.

2. Оптимізація природоохоронного планування. Індекс созологічної значущості може бути використаний природоохоронними органами для

науково обґрунтованого визначення територій, які потребують включення до складу природно-заповідного фонду України або встановлення спеціального режиму охорони. Кількісна оцінка природоохоронної цінності локалітетів дозволяє об'єктивно ранжувати території при обмежених фінансових та організаційних ресурсах, спрямовуючи зусилля на захист найбільш цінних популяцій. Методика також може бути адаптована для оцінки ефективності існуючих природоохоронних територій через порівняння їхніх показників ІСЗ із локалітетами поза межами ПЗФ.

3. Розширення методологічного підходу на інші таксони. Принципи розрахунку ІСЗ можуть бути екстрапольовані на інші групи рідкісних та зникаючих видів прісноводної фауни України. Адаптація методики передбачає визначення вагових коефіцієнтів відповідно до созологічного статусу кожного виду та специфіки їхніх екологічних угруповань.

4. Удосконалення методології оцінки стану збереження видів. Результати аналізу структури полівидових угруповань перлівницевих молюсків та встановлені закономірності міжвидових асоціацій створюють основу для розробки інтегральних показників оцінки стану прісноводних екосистем. Виявлені коефіцієнти співіснування видів можуть використовуватися як індикатори екологічної якості водойм та ступеня антропогенної трансформації біотопів. Такий підхід дозволяє перейти від моновидового до багатовидового моніторингу, що забезпечує більш комплексну оцінку стану водних екосистем.

5. Транскордонне співробітництво у сфері охорони природи. Методика созологічної оцінки може бути впроваджена в рамках міжнародних програм збереження *U. crassus* у транскордонних річкових басейнах (Дунай, Дністер, Прип'ять).

6. Розвиток концепції екологічних мереж. Ідентифіковані критично важливі локалітети можуть бути інтегровані до національної екологічної мережі як ключові елементи для підтримання популяцій рідкісних видів

молюсків. Просторовий аналіз розташування локалітетів із високим ІСЗ дозволяє визначити екологічні коридори для забезпечення зв'язності між ізольованими популяціями та підтримання генетичного різноманіття виду на регіональному рівні.

7. Наукові дослідження популяційної екології. Виділені моновидові поселення *U. crassus* представляють особливий інтерес для вивчення факторів, що лімітують формування багатовидових угруповань перлівницевих. Дослідження цих унікальних локалітетів може розкрити механізми міжвидової конкуренції, специфіку використання ресурсів та адаптаційні стратегії виду в умовах відсутності конкурентних. видів, що має фундаментальне значення для розуміння екології прісноводних молюсків.

Таким чином, результати дослідження мають значний потенціал для практичного впровадження у систему охорони біорізноманіття України та можуть бути використані як методологічна основа для розробки національної стратегії збереження рідкісних видів прісноводної фауни в контексті європейської інтеграції та виконання міжнародних зобов'язань України.

Висновки до підрозділу 4. 2:

1. Розроблено та апробовано індекс созологічної значущості (ІСЗ) для кількісної оцінки природоохоронної цінності локалітетів *U. crassus*, який інтегрує созологічний статус охоронюваних видів молюсків родини Unionidae через систему вагових коефіцієнтів (*U. crassus* – 5, *A. cygnea* – 4, *P. complanata* – 4) та нормування на загальну кількість нативних видів у локалітеті. Запропонована методика забезпечує об'єктивне порівняння локалітетів із різною видовою структурою угруповань та дозволяє уникнути суб'єктивності при визначенні природоохоронних пріоритетів.

2. На основі значень ІСЗ виділено три категорії пріоритетності локалітетів для включення до національної системи моніторингу: критично важливі (ІСЗ>3,0) з присутністю трьох червонокнижних видів, локалітети високої созологічної цінності (ІСЗ 2,0-3,0) з двома охоронюваними видами, та локалітети базової пріоритетності (ІСЗ<2,0). До критично важливих локалітетів також віднесено всі моновидові поселення *U. crassus* незалежно від значення ІСЗ через їхнє особливе значення для вивчення лімітуючих факторів існування виду.
3. Застосування розробленої методики до 47 досліджених локалітетів *U. crassus* в Україні дозволило ідентифікувати 16 критично важливих територій, які можуть сформувати основу національної мережі моніторингу виду. Серед них вісім локалітетів представляють полівидові угруповання з трьома червонокнижними видами (басейни Дунаю, Прип'яті, Дністра та Південного Бугу) та вісім локалітетів є моновидовими поселеннями *U. crassus* (переважно у басейні Дунаю та Криму).
4. Созологічний аналіз підтвердив природоохоронну пріоритетність базової моніторингової мережі: п'ять із семи пунктів (71,4%) віднесено до критично важливих локалітетів з найвищим індексом созологічної значущості (ІСЗ > 3,0). Це включає чотири полівидові угруповання з трьома червонокнижними видами молюсків (р. Латориця біля с. Соломонове, р. Сталінешті біля с. Кошуляни, р. Мурафа біля с. Біла, р. Південний Буг біля м. Південноукраїнськ) та унікальне моновидове поселення *U. crassus* з найвищою чисельністю популяції в Україні (р. Боржава біля с. Вільхівка). Таким чином, базова мережа поєднує популяційні критерії відбору з созологічною оцінкою видового різноманіття, що забезпечує багатовидовий підхід до моніторингу прісноводних екосистем та ефективне використання ресурсів для збереження охоронюваних таксонів.

5. Созологічний аналіз обґрунтував доцільність включення до розширеної моніторингової мережі п'яти додаткових локалітетів з низькою щільністю популяцій *U. crassus* (близько 1 особина на м²), але високою природоохоронною цінністю. Два полівидові локалітети з максимальним індексом созологічної значущості (ІСЗ > 3,0): р. Тня біля с. Соколів з шістьма видами молюсків (найвища видова різноманітність серед досліджених пунктів) та р. Гнізна біля м. Теребовля з трьома червонокнижними видами, забезпечують багатовидовий підхід до моніторингу охоронюваних молюсків. Три моновидові поселення (р. Іршава біля с. Сільце, р. Апшиця біля с. Грушово, р. Уж у м. Ужгород) мають особливе значення для вивчення лімітуючих факторів формування полівідових угруповань та адаптаційних механізмів виду в умовах ізоляції від інших перлівницевих. Всі рекомендовані локалітети потребують першочергового повторного обстеження для верифікації популяційних параметрів перед включенням у програму регулярного моніторингу.
6. Встановлено чітку структуру міжвидових асоціацій у перлівницевих молюсків, де *U. crassus* демонструє найвищий ступінь співіснування з представниками свого роду *U. pictorum* (Kj=0,59; Ks=0,74) та *U. tumidus* (Kj=0,52; Ks=0,69), що свідчить про схожість екологічних преференцій цих видів. Мінімальні значення коефіцієнтів виявлено для *A. cygnea* та інвазивного виду *S. woodiana* (Kj=0,01; Ks=0,03), що підтверджує майже повну екологічну відокремленість цих видів від *U. crassus*.
7. Статистичний аналіз структури угруповань підтвердив достовірність просторової диференціації видового складу між річковими басейнами (PERMANOVA: pseudo-F = 3,37; p = 0,005) та встановив, що локалітети з присутністю *U. crassus* характеризуються специфічним видовим профілем, що відрізняється від типових угруповань Unionidae, що

додатково підтверджує їхню підвищену природоохоронну цінність як об'єктів моніторингу екологічної безпеки.

8. Запропонована методика созологічної оцінки створює науково обґрунтовану основу для гармонізації української системи моніторингу *U. crassus* з вимогами статті 17 Директиви про оселища щодо регулярної звітності про стан збереження видів. Індекс созологічної значущості може бути адаптований для оцінки популяцій інших рідкісних видів прісноводної фауни України та застосований при формуванні національної екологічної мережі для визначення ключових територій збереження біорізноманіття прісноводних екосистем.

4.3. Наукове обґрунтування вибору пріоритетних локалітетів для моніторингу *Unio crassus* в басейнах річок Україні

Розробка національного стандарту моніторингу перлівниці товстої *U. crassus* в Україні потребує науково обґрунтованого підходу до відбору річок та конкретних пунктів спостережень, який враховує як біологічні характеристики популяцій виду, так і специфічні умови функціонування водних екосистем України. Відповідно до вимог Статті 17 Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ та видів природної фауни і флори, держави-члени зобов'язані проводити регулярний моніторинг репрезентативних популяцій для довгострокового моніторингу.

На відміну від центральноєвропейської практики, де моніторинг *U. crassus* традиційно зосереджується виключно на малих річках з площею водозбору менше 1000 км², результати багаторічних досліджень у період 1995-2024 років засвідчили необхідність моніторингу в Україні стабільних, самовідтворюваних популяцій не стільки в малих, як у середніх та великих річках різних басейнів (класифікація прийнята за типологією Водної

рамкової директиви ЄС [16]. Ця фундаментальна відмінність зумовлена критичним екологічним станом малих річок України, які характеризуються надмірною зарегульованістю ставками та малими водосховищами, маловодністю та пересиханням русел у літній період, інтенсивним замуленням та евтрофікацією внаслідок сільськогосподарського використання водозборів, а також прямим скиданням недостатньо очищених промислових та комунальних стічних вод. За таких умов великі та середні річки, де антропогенні впливи є розосередженими і буферизованими більшим об'ємом води, виявляються більш придатними для довгострокового збереження популяцій двостулкових молюсків та забезпечення стабільності програми моніторингу.

Відбір річок для базової моніторингової мережі здійснювався на основі комплексу критеріїв, що включають популяційні характеристики (чисельність популяції не менше 20 особин для базової мережі, не менше 15 особин при наявності унікального природоохоронного статусу (Смарагдова мережа)), широта вікової структури з мінімум 4 віковими класами, наявність ювенільних особин віком менше 4 років як індикатора успішного відтворення), гідроекологічні параметри (стабільність гідрологічного режиму, відсутність критичного пересихання, збереження природного або помірно трансформованого характеру русла, доступні для обстеження глибини), географічні характеристики (репрезентативність основних басейнів та фізико-географічних зон України, можливість екстраполяції результатів на подібні річкові системи), за можливості природоохоронний статус (належність до територій Смарагдової мережі або об'єктів природно-заповідного фонду України) та практичні можливості (доступність для регулярного обстеження, можливість стандартизації методик, наявність інфраструктури моніторингу якості води або наближеність до гідрологічного поста). Також при цьому враховувались запропоновані нами Індекс созологічної значущості поселень перлівницевих та рівень

екологічної безпеки популяцій *U. crassus.* Інтегральна оцінка за цими критеріями дозволила сформувати базову моніторингову мережу з семи пунктів, які забезпечують географічну репрезентативність, методичну повноту та відповідність міжнародним природоохоронним зобов'язанням України.

Басейн Дунаю репрезентований у базовій моніторинговій мережі трьома пунктами, розташованими на річках Боржава, Латориця та Сталінешті, які характеризують різні типи водотоків гірсько-передгірного регіону Закарпаття та Північної Буковини.

Річка Боржава у пункті моніторингу поблизу села Вільхівка (координати 48.276638, 23.047548) є середньою річкою за класифікацією Водної рамкової директиви ЄС з площею басейну 1300 км², шириною русла від 10 до 53 метрів та глибиною від 0,5 до 2,0 метрів. Обсяг вибірки *U. crassus* у цьому пункті є найчисельнішою серед виявлених в Україні, налічуючи 62 особини за результатами обстежень 2009, 2011 та 2023 років, з оптимальною віковою структурою від 3 до 6 років, що свідчить про стабільне відтворення та збалансовану смертність різних вікових класів. Річка характеризується гірським характером з швидкою течією, що може сягати 3 метрів на секунду на окремих ділянках, кам’янисто-гальковим дном та природним паводковим режимом з весняною повінню у березні-травні та літніми паводками у червні-серпні. Боржава є правою притокою Тиси з живленням змішаного типу, де переважає снігове та дощове живлення з участю підземних вод. Річище укріплене у нижній частині, де наявні кілька дамб, проте обстежувана ділянка біля села Вільхівка зберігає природний характер з помірною швидкістю течії та відсутністю критичних антропогенних трансформацій. Повторні обстеження у 2009, 2011, 2023 роках підтвердили темпоральну стабільність популяції, що дозволяє розглядати цей пункт як еталонний для гірсько-передгірних річок Українських Карпат.

Річка Латориця у пункті моніторингу поблизу села Соломонове (нове русло) (48.453462, 22.163943) є середньою річкою з площею басейну 1630 км², шириною русла від 2 до 5 метрів на окремих ділянках та глибиною від 0,3 до 0,7 метра у рівнинній частині, де характер течії змінюється з гірського на рівнинний. Обсяг вибірки налічує 60 особин за даними обстежень 2010-2011, 2023 років з найширшою виявленою в Україні віковою структурою від 4 до 9 років, включаючи особин граничного віку, що свідчить про виняткову якість біотопу та тривале збереження сприятливих умов існування. Критично важливою особливістю є формування стабільної популяції в умовах спрямленого русла та наявності польдерної системи біля села Нове Давидкове, що демонструє високу екологічну пластичність виду та його здатність адаптуватися до помірних гідротехнічних трансформацій. Латориця є лівою притокою Бодрогу, що належить до басейну Дунаю, з живленням змішаного типу де переважає дощове живлення, та характеризується тривалими літніми паводками у період з травня по вересень. У верхній та середній течії русло має валунно-галькові донні матеріали та швидкість течії до 3 метрів на секунду на порогах та водоспадах, тоді як у рівнинній частині, де розташований пункт моніторингу, дно стає глинисто-мулистим з домішками гравію, а швидкість течії знижується до 1 метра на секунду. Повторні обстеження підтверджують стабільність популяції у часі, що робить цей пункт унікальним для вивчення екології виду у трансформованих руслах середніх річок.

Річка Сталінешті у пункті моніторингу поблизу села Кошуляни (координати 48.247375, 26.553667) є малою річкою з площею басейну менше 1000 км², шириною русла від 3 до 10 метрів та глибиною від 0,3 до 1,0 метра [29]. Обсяг вибірки налічує 20 особин за результатами обстеження 2010, 2023 років з широкою віковою структурою від 3 до 8 років, що підтверджує життєздатність та самовідтворення популяції. Річка

характеризується гірсько-передгірним характером з швидкою течією, кам'янисто-гальковим дном, весняно-літніми паводками та змішаним живленням. Як притока Пруту, що належить до басейну Дунаю, Сталінешті забезпечує гідрологічну стабільність та відсутність значних антропогенних впливів на водозборі. Цей пункт є критично важливим для моніторингової мережі як представник класичних європейських біотопів *U. crassus* у малих гірських річках, що відповідає стандартним підходам центральноєвропейських країн та дозволяє проводити порівняльний аналіз з популяціями у Польщі, Чехії, Німеччині та інших європейських країн. Типові для виду екологічні умови у вигляді швидкої течії, кам'янисто-галькового дна робить цей пункт еталонним для малих водотоків та методично важливим для стандартизації підходів моніторингу.

Басейн Дністра репрезентований у базовій мережі річкою Мурафа у пункті моніторингу поблизу села Біла (координати 48.235010, 28.206624), що є середньою річкою з площею басейну 1630 км², шириною русла від 15 до 20 метрів (на окремих ділянках до 52 метрів) та глибиною від 0,5 до 2,5 метрів. Обсяг вибірки характеризується малою чисельністю у 8 особин за даними обстеження 2013 року, проте відзначається унікальною віковою структурою від 5 до 10 років, що включає найстаріших виявлених в Україні особин *U. crassus* віком 10 років. Наявність таких довгоживучих особин свідчить про виняткову якість біотопу та стабільність екологічних умов протягом тривалого періоду, проте критично важливою проблемою є повна відсутність ювенільних особин, оскільки мінімальний вік виявлених молюсків становить 5 років. Ця особливість може свідчити про порушення процесів відтворення або підвищену смертність молоді внаслідок специфічних локальних факторів, що потребує першочергового детального вивчення та розробки природоохоронних заходів. Обстеження 2020 року підтвердили існування популяції та дозволили збільшити обсяг вибірки до 20 особин.

Річка Мурафа характеризується V-подібною долиною у верхній течії з крутими розчленованими схилами, глибина долини у пониззі досягає 80-120 метрів при ширині 1-1,5 кілометри. Русло у верхній та середній течії є кам'янистим з порогами, що забезпечує реофільні умови та інтенсивну оксигенацію води. Похил річки становить 1,6 метра на кілометр, що обумовлює достатню швидкість течії для підтримання популяцій двостулкових молюсків. Річка має весняну повінь у березні-квітні та літні паводки, живлення змішаного типу з переважанням дощового компоненту. Критично важливим для природоохоронного статусу пункту є розташування у межах або безпосередній близькості до регіонального ландшафтного парку Мурафа [64], створеного у 2008 році з площею 3452,7 гектара для охорони ділянок лучно-степової рослинності та унікальних лісів лісостепової зони. Додатково функціонує ландшафтний заказник місцевого значення Мурафа площею 220 гектарів, оголошений у 1990 році у долині річки між селами Скалопіль та Вила Ярузькі Чернівецького району Вінницької області. Басейн річки Мурафа визначений як регіональний екологічний коридор у системі екологічної мережі України, що надає додаткового природоохоронного значення території. Належність до регіонального ландшафтного парку забезпечує правові механізми для проведення детальних наукових досліджень, впровадження природоохоронних заходів та довгострокового моніторингу унікальної популяції з найстарішими особинами, що надає цьому пункту критичного пріоритету для щорічних спостережень у базовій моніторинговій мережі.

Басейн Прип'яті: поліські річки Українського Полісся

Басейн Прип'яті репрезентований річкою Уборть у пункті моніторингу поблизу села Рудня-Хочинська (51.437916, 27.900900), що є середньою транскордонною річкою з загальною довжиною 292 кілометри, з яких 166 кілометрів протікає територією України, та площею басейну 5820 км², з яких в Україні знаходиться 3910 км². Річка характеризується

шириною русла від 10 до 15 метрів у середній течії з розширенням до 50-60 метрів у пониззі, глибиною біля Ємільчина до 1,5 метра з ямами до 4 метрів та нижче села Зубковичів до 6,5 метрів. Обсяг вибірки *U. crassus* за даними обстеження 2022 року налічує 3 особини віком 4 роки, проте іще 10 років тому саме у цій річці було виявлено найчисельніші популяції в Україні, загальна кількість досліджених особин становила понад 30. Така ситуація вказує на потребу проведення моніторингових досліджень саме у цій річці. Як додаткові пункти можуть бути обрані села Сущани та Кишин. Окрім того, саме Житомирське Полісся за результатами багаторічних досліджень вважається найбагатшим та найважливішим регіоном для збереження перлівницевих [56].

Уборть є типовою поліською річкою з повільною течією, що обумовлена малим похилом русла у 0,34 метра на кілометр, заболоченою заплавою розчленованою старицями, змішаним живленням з весняною повінню та літньо-осінньою меженню. Русло характеризується кристалічними породами, зокрема гранітами та гнейсами, що виходять на поверхню у вигляді скелястих берегів на ділянках Українського кристалічного щита. У пониззі басейну розташований Поліський природний заповідник, створений у 1968 році з площею 20104 гектари у межиріччі Уборті та Болотниці на території Овруцького та Олевського районів Житомирської області [1]. Пункт моніторингу с. Рудня-Хочинська розташований у безпосередній близькості до заповідної зони, що забезпечує найвищий рівень природоохоронного статусу з режимом абсолютної заповідності та забороною будь-якої господарської діяльності.

Критично важливим для включення Уборті до базової моніторингової мережі є належність Поліського заповідника до Смарагдової мережі Європи з номером UA0000001 [9] як першої офіційно затвердженої території особливого природоохоронного інтересу в Україні. Територія заповідника відповідно до Бернської конвенції входить до площ спеціального

збереження Смарагдової мережі Європи, охороняючи березові та хвойні заболочені ліси, верхові болота та водно-болотні угруповання, що характерні для бореального та неморального типів рослинності. У заповіднику зберігаються унікальні для України соснові ліси підтайгового типу, які більше ніде на території країни не зустрічаються, що визначає виняткову цінність території для збереження європейського біорізноманіття. Додатковою перевагою пункту є функціонування постійного пункту моніторингу якості води у селі Рудня-Хочинська [5], що дозволяє інтегрувати біологічний моніторинг *U. crassus* з гідрохімічним та гідробіологічним моніторингом без додаткових логістичних витрат. Регулярні відбори проб води створюють можливості для проведення регулярного аналізу показників середовища, що критично важливо для аналізу умов існування популяції. Наявність актуальних даних 2022 року підтверджує збереженість популяції та дозволяє встановити базовий рівень для подальшого довгострокового моніторингу.

Транскордонний характер річки Уборть надає моніторингу міжнародного значення. Режим абсолютної заповідності та відсутність будь-яких форм господарського використання прилеглої території заповідника дозволяють використовувати пункт Рудня-Хочинська як еталонний для оцінки антропогенного впливу на інші популяції поліського регіону. Порівняння популяційних характеристик між еталонним пунктом та антропогенно трансформованими річками дозволить кількісно оцінити ступінь деградації популяцій та ефективність природоохоронних заходів. Без включення Уборті до базової мережі поліський тип річок був би представлений лише в розширеній мережі сильно зарегульованою річкою Случ або річками з одиничними знахідками, що не забезпечує достатньої репрезентативності для однієї з найважливіших фізико-географічних зон України з найвищою гідрографічною густотою.

Басейн Десни репрезентований у базовій моніторинговій мережі пунктом біля міста Новгород-Сіверський (координати 52.008211, 33.292962), що розташований на найбільшій незарегульованій річці України з загальною довжиною 1130 кілометрів, з яких 591 кілометр протікає територією України, та площею басейну 88900 км², з яких в Україні знаходиться 33800 км². Десна є другою за площею водозбірного басейну притокою Дніпра після Прип'яті. Глибина русла становить пересічно від 2 до 4 метрів з максимальними значеннями до 17 метрів на плесах.

Обсяг вибірки *U. crassus* у пункті Новгород-Сіверський налічує 4 особини за даними обстеження 2010 року з віковою структурою від 6 до 9 років, що включає старовікових особин граничного віку. Незважаючи на малу чисельність виявлених особин, широка вікова структура з чотирма віковими класами свідчить про життєздатність популяції та сприятливі умови існування протягом тривалого періоду. Мала чисельність може бути наслідком як справжньої низької щільності популяції, так і недостатнього обстеження, оскільки стандартні методики обмежуються обстеженням прибережної зони на глибині до 1,2 метра. Обстеження 2020 року виявили додаткових особин, підвищивши загальний обсяг вибірки до понад 30 особин (N>30), що забезпечує достатню статистичну потужність відповідно до критеріїв підрозділу 4.1.

Десна характеризується піщаним дном, на плесах зі спокійною течією, пісок містить домішку мулу, що створює різноманітність мікробіотопів для донної фауни. Швидкість течії на перекатах досягає 1,0 метра на секунду, на плесах знижується до 0,3-0,4 метра на секунду, що забезпечує оптимальні умови для існування реофільних двостулкових молюсків. Річка має природний паводковий режим з весняною повінню, коли рівень води спадає на 3-4 метри влітку, та низькими літньою і зимовою меженями. Живлення є переважно сніговим, річка замерзає у верхів'ях на

початку грудня, у пониззі наприкінці грудня, скресає у верхів'ях на початку квітня, у пониззі на початку березня. Критично важливою особливістю Десни є відсутність зарегулювання на території України, на відміну від усіх інших великих річок країни, де функціонують каскади водосховищ. Це робить Десну унікальним еталоном природного гідрологічного режиму великої рівнинної річки та безцінним об'єктом для вивчення екології *U. crassus* у природних умовах без антропогенної трансформації стоку.

Долина річки Десна була офіційно включена до Смарагдової мережі України у складі перших восьми об'єктів мережі наприкінці 2016 року разом з долинами річок Снов та Сейм, ставши однією з перших територій, що отримали цей міжнародний природоохоронний статус [8]. У грудні 2019 року долина Десни була додатково включена до складу мережі як окрема територія особливого природоохоронного інтересу у межах 106 нових українських територій, затверджених Постійним комітетом Бернської конвенції. Пункт моніторингу на річці Десна у м. Новгород-Сіверський характеризується відносно високим рівнем природоохоронної забезпеченості, оскільки басейн річки Десна визнано пріоритетним об'єктом Смарагдової мережі України, що створює передумови для ефективного управління екологічними ризиками у регіоні. Десна є транскордонною річкою, що надає моніторингу міжнародного значення. Басейн Десни містить найбільші запаси прісних підземних вод в Україні та є джерелом питного водопостачання для міст Київ та Чернігів, що визначає соціально-економічне значення річки та необхідність забезпечення екологічної безпеки водної екосистеми.

Альтернативним до пункту біля Новгород-Сіверського може бути пункт біля села Жукин у Київській області. Проте, Новгород-Сіверський розташований у верхній течії Десни на території України, де річка зберігає більш природний характер з меншим антропогенним навантаженням порівняно з нижньою течією біля Жукина, що знаходиться у зоні впливу

Київської агломерації. Також у верхній течії річка характеризується перехідним гірсько-рівнинним характером з чергуванням плес і перекатів, що створює різноманітніші біотопні умови порівняно з типовою рівнинною ділянкою біля Жукина. Включення Десни до базової моніторингової мережі є методично критичним, оскільки це єдина велика незарегульована річка в мережі, що дозволяє вивчати популяційну екологію виду в умовах природного гідрологічного режиму без впливу зарегулювання стоку, а всі інші великі річки мережі характеризуються значним зарегулюванням.

Басейн Південного Бугу: порожисті ділянки степової зони

Басейн Південного Бугу репрезентований пунктом моніторингу на ділянці біля міста Південноукраїнськ (координати 47.809241, 31.177876), що розташований на найбільшій річці, яка повністю протікає територією України, з довжиною 806 кілометрів та площею басейну 63700 км². Річка характеризується шириною русла від 50 до 150 метрів у середній течії та від 200 до 400 метрів у нижній течії з глибиною від 2 до 5 метрів у середньому та до 10-12 метрів на плесах. Обсяг вибірки *U. crassus* налічує 5 особин за даними обстежень 2010 року з віковою структурою від 3 до 8 років, що включає як ювенільних особин, так і старовікових, що свідчить про повний життєвий цикл та успішне відтворення популяції. Повторні обстеження 2020 року підтвердили існування популяції, дозволивши збільшити загальну вибірку досліджених особин до 20. Існування цієї популяції підтверджують і інші дослідники [54].

Критично важливою особливістю пункту моніторингу є його розташування на порожистій ділянці нижче Олександрівського водосховища, де русло характеризується виходами кристалічних порід Українського щита у вигляді гранітів та гнейсів, валунами та галькою, що створює біотопні умови нетипові для рівнинних річок України. На плесах швидкість течії становить від 0,3 до 0,8 метра на секунду, на перекатах збільшується до 1,0-1,5 метра на секунду, а на порогах досягає 2,0-2,5 метра

на секунду, що забезпечує інтенсивну оксигенацію води та формування реофільних угруповань донної фауни. У верхній течії порожистої ділянки субстрат представлений піском, галькою та глиною, у середній течії на порожистій ділянці переважають кристалічні породи, валуни та галька з піском, тоді як у нижній течії дно стає піщаним з мулом. Замерзання є нестійким у період грудень-лютий, що обумовлено південним розташуванням та впливом степового клімату.

Південний Буг є єдиною великою річкою степової природної зони з підтвердженою життєздатною популяцією *U. crassus*, що робить цей пункт критично важливим для репрезентації південних регіонів материкової України у моніторинговій мережі. Усі інші великі річки південного регіону або мають лише одиничні знахідки без підтвердження стабільних популяцій, або знаходяться на тимчасово окупованих територіях, що робить неможливим систематичний моніторинг. Популяція на порожистій ділянці нижче Олександрівського водосховища є останнім рефугіумом виду у басейні після створення каскаду з шістнадцяти водосховищ, які трансформували більшу частину русла у каскад стоячих водойм непридатних для реофільних видів молюсків. Порожиста ділянка зберегла природний характер течії та субстрату завдяки виходам твердих кристалічних порід, які неможливо затопити водосховищами без створення надзвичайно високих гребель.

Басейн Південного Бугу характеризується значним антропогенним навантаженням, включаючи забруднення промисловими та комунальними стоками великих міст Хмельницький, Вінниця, Первомайськ, Миколаїв, зарегулювання стоку системою водосховищ, інтенсивне сільськогосподарське використання водозбору з надходженням біогенних елементів та пестицидів. Це створює критичні загрози для існування популяції та обумовлює необхідність систематичного моніторингу для своєчасного виявлення негативних тенденцій та впровадження

природоохоронних заходів. У нижній течії створено природний парк Бузький Гард, проте пункт моніторингу розташований вище за течією від меж парку на ділянці, що поки не має офіційного природоохоронного статусу. Моніторинг популяції у межах природного парку може бути альтернативним варіантом.

Критично важливим для природоохоронного обґрунтування є включення долин річок Південний Буг і Снивода у Вінницькій області до тіньового списку Смарагдової мережі України у 2017 році як територій, що пропонуються для отримання статусу європейського природоохоронного значення. Це рішення базувалося на наявності рідкісних видів флори і фауни та унікальних природних оселищ, що підлягають охороні згідно резолюцій Бернської конвенції. Результати моніторингу популяції *U. crassus* на порожистій ділянці можуть стати додатковим науковим обґрунтуванням для офіційного включення території до Смарагдової мережі з подальшим затвердженням Постійним комітетом Бернської конвенції, що забезпечить міжнародно-правовий захист унікального біотопу. Наявність виду, включеного до Додатку II Директиви про оселища, є одним з основних критеріїв для визначення територій особливого природоохоронного інтересу, що робить популяцію Південного Бугу ключовою для природоохоронної аргументації.

Одним з пріоритетних пунктів для включення до базової моніторингової мережі є річка Чорна у Криму. Важливість моніторингу саме цієї популяції пов’язана з тим, що саме в Криму існує інший вид видового комплексу *Unio crassus*, а саме *Unio gontierii* [274].Однак окупації Автономної Республіки Крим з 2014 року робить фізично неможливим проведення систематичного моніторингу популяції на річці Чорна, незважаючи на її високу природоохоронну цінність як єдиної південної популяції з карстовим живленням у межах Байдарського ландшафтного заказника загальнодержавного значення. Включення до базової

моніторингової мережі територій, недоступних для досліджень на невизначений строк, суперечить принципам науково обґрунтованого планування та практичної реалізації національного стандарту моніторингу. Таким чином, Південний Буг є єдиною альтернативою для репрезентації південних регіонів України у доступній для досліджень частині країни, що забезпечує географічну повноту моніторингової мережі та можливість оцінки стану виду у степовій природній зоні. Після деокупації Криму річка Чорна підлягає першочерговому включенню до базової моніторингової мережі з найвищим природоохоронним пріоритетом через унікальність види, біотопу, належність до заказника та наявність чисельної популяції з широкою віковою структурою за даними останнього обстеження 2011 року.

Запропонована базова моніторингова мережа з семи пунктів охоплює пріоритетні басейни. Карпатський регіон репрезентований трьома пунктами на річках Боржава, Латориця та Сталінешті, що характеризують різні типи гірсько-передгірних водотоків від малих гірських потоків до середніх річок рівнинної частини. Подільська височина репрезентована річкою Мурафа з унікальною популяцією найстаріших особин у межах регіонального ландшафтного парку. Українське Полісся репрезентоване річкою Уборть у межах заповідної зони Поліського заповідника як еталонний пункт з найвищим природоохоронним статусом. Лісостепова зона репрезентована річкою Десна як найбільшою незарегульованою річкою України з належністю до Смарагдової мережі. Степова зона репрезентована Південним Бугом з унікальною порожистою ділянкою як єдиною доступною південною популяцією. Однак, перед початком процедури моніторингу відповідно до Статті 17 необхідно іще раз валідувати репрезентативність рекомендованих для моніторингу популяцій.

За типологією Водної рамкової директиви ЄС мережа включає дві малі річки з площею басейну менше 1000 км² (Сталінешті, Чорна після

деокупації Криму), чотири середні річки з площею басейну від 1000 до 10000 км² (Боржава, Латориця, Мурафа, Уборть) та дві великі річки з площею басейну понад 10000 км² (Десна, Південний Буг), що забезпечує репрезентативність всього спектру розмірних класів водотоків. За гідрологічним режимом мережа включає гірські річки з швидкою течією та кам'янисто-гальковим дном (Боржава, Сталінешті), передгірні річки перехідного типу (Латориця, Мурафа), рівнинні поліські річки з повільною течією та заболоченими заплавами (Уборть), великі рівнинні річки лісостепу (Десна) та порожисті ділянки степових річок (Південний Буг). За ступенем антропогенної трансформації мережа включає еталонні пункти з мінімальним впливом близько заповідної зони (Уборть), пункти з природним гідрологічним режимом без зарегулювання (Десна), пункти з помірною трансформацією близько до регіонального ландшафтного парку (Мурафа) та пункти з значним антропогенним навантаженням для оцінки адаптивних можливостей виду (Південний Буг).

Методична повнота базової моніторингової мережі забезпечується наявністю пункту у безпосередній близькості до заповідної зоні з режимом абсолютної заповідності (Уборть), що дозволяє використовувати його для порівняльного аналізу та оцінки антропогенного впливу на інші популяції. Наявність пункту на єдиній великій незарегульованій річці (Десна) дозволяє вивчати природні механізми підтримання популяцій без впливу зарегулювання стоку, що критично важливо для розуміння екології виду у великих водотоках. Наявність пунктів з різним ступенем антропогенної трансформації від еталонних до значно трансформованих дозволяє встановити кількісні залежності між інтенсивністю впливу та характеристиками популяцій, що необхідно для розробки науково обґрунтованих критеріїв оцінки екологічного стану водних екосистем. Наявність пунктів у різних басейнах дозволяє оцінити внутрішньовидову

варіабельність популяційних характеристик та можливі адаптації до специфічних регіональних умов.

Запропонована базова моніторингова мережа відповідає вимогам Статті 11 Директиви про оселища щодо організації системи моніторингу природоохоронного статусу видів, включених до Додатку II, у шестирічному звітному циклі з можливістю щорічних спостережень для ключових популяцій. Мережа забезпечує методичну основу для стандартизації підходів до моніторингу різних типів річок, від малих гірських потоків де застосовуються класичні європейські методики до великих рівнинних річок де необхідна розробка специфічних методик обстеження прибережної зони. Результати моніторингу базової мережі створять наукову основу для поступового розширення системи спостережень на додаткові пункти розширеної моніторингової мережі та включення нових територій до природоохоронних програм національного та європейського рівня, що забезпечить довгострокове збереження *U. crassus* в Україні як виду європейського природоохоронного значення в умовах зростаючого антропогенного навантаження та глобальних кліматичних змін.

Окрім пунктів базової мережі, нами виділені пункти розширеної мережі. Включення цих пунктів у програму моніторингу має стати другим кроком у порядку звітування за Статтею 17. За наявності можливості, вони мають бути включені в програму як найшвидше. Розширена мережа включає одинадцять додаткових пунктів, що репрезентують різні типи річок та басейни України. Моніторинг цих пунктів рекомендується проводити з періодичністю 2-3 роки відповідно до можливостей, з обов'язковим обстеженням у шестирічному циклі згідно з вимогами Директиви. Ці пункти репрезентують різні річкові басейни, однак обсяги виборок у них не завжди досягали 20 особин. Всі вони потребують повторного ретельного обстеження.

1. Річка Латориця, с. Старе Давидково (басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n=24 (обстеження 2010-2011, 2024 роки). Додатковий пункт на р. Латориця для оцінки просторової варіабельності популяційних характеристик. Розташування у районі польдерної системи дозволяє оцінити вплив гідротехнічних споруд на стан популяції.

2. Річка Латориця, м. Мукачево (басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n=22 (обстеження 2010-2011, 2023 роки). Референтний пункт у середній течії Латориці для порівняльного аналізу популяційних характеристик у межах басейну. Розташування у межах міської агломерації дозволяє оцінити вплив урбанізованих територій на стан популяції *U. crassus*. Важливий для встановлення градієнта антропогенного тиску вздовж річкової системи.

3. Річка Латориця, с. Чабанівка **(**басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n=5 (обстеження 2010-2011 років). Пункт на каналі, з'єднаному з річкою Латориця. Має важливе значення для оцінки здатності *U. crassus* колонізувати штучні водотоки та підтримувати популяції в меліоративних системах. Виявлення особин віком 4-7 років свідчить про можливість використання каналів як вторинних оселищ за умови збереження сприятливих гідроекологічних параметрів. Доповнює розуміння екологічної пластичності виду в контексті антропогенно трансформованих гідросистем. Потребує додаткових обстежень для накопичення достатнього обсягу вибірки ($N \geq 15$).

4. Річка Боржава, с. Вари (басейн Дунаю)

Максимальна чисельність вибірки n=13 (обстеження 2010-2011, 2023 роки). Додатковий пункт на р. Боржава для оцінки просторової варіабельності популяційних характеристик.

5. Річка Случ, м. Баранівка (басейн Прип'яті)

Максимальна чисельність вибірки n=21 (обстеження 2009-2011, 2018-2023 роки). Велика рівнинна річка (площа басейну 13 800 км², довжина 451 км) з кристалічними породами русла у верхній та середній течії. Критично важливий пункт для оцінки впливу зарегулювання стоку (39 штучних водойм на руслі) на стан популяцій. Наявність молодих та старших вікових класів свідчить про збереження відтворювальної здатності популяції навіть в умовах значної антропогенної трансформації річкової системи.

6. Річка Уборть, с. Сущани (басейн Прип'яті)

Максимальна чисельність вибірки n=27 у 2009 р., лише пусті черепашки у 2023 р. (обстеження 2009, 2023 роки). Потребує першочергового повторного обстеження для підтвердження актуальності популяції, оскільки для річок цього регіону задокументовано проблему маловодності та замулення русла.

7. Річка Уборть, с. Кишин (басейн Прип'яті)

Максимальна чисельність вибірки n=10 (обстеження 1997, 2023 роки). Додатковий пункт на р. Уборть для оцінки просторової варіабельності популяційних параметрів у межах басейну. Дозволяє провести порівняльний аналіз стану популяцій у різних ділянках річкової системи з однотипними гідрологічними характеристиками. Необхідний для встановлення закономірностей розподілу виду вздовж поздовжнього профілю річки та виявлення локальних лімітуючих факторів.

8. Річка Сейм, с. Чумакове (басейн Десни)

Максимальна чисельність вибірки n=7 (обстеження 2010, 2020 роки). Велика транскордонна річка (площа басейну 27 500 км², в Україні близько 250 км) з піщаним нестійким дном. Популяція складається переважно зі зрілих та старших особин, що може свідчити про відсутність успішного відтворення в останні роки. Потребує регулярного моніторингу для встановлення популяційних трендів та з'ясування лімітуючих факторів.

9. Річка Десна, с. Жукин (басейн Десни)

Максимальна чисельність вибірки n=4 (обстеження 2010, 2020 роки). Критично важливий пункт для розуміння екології виду у великих водотоках. Незважаючи на малу чисельність виявлених особин, наявність широкої вікової структури свідчить про потенційну життєздатність популяції. Потребує розширення обстежень для встановлення справжнього розміру популяції.

10. Річка Псел, с. Запсілля (басейн Дніпра)

Максимальна чисельність вибірки n=15 (обстеження 2009, 2020 роки). Велика річка (довжина 717 км, в Україні 520 км; площа басейну 22 800 км², в Україні 16 270 км²) лісостепової зони з піщаним дном. Характеризується значним зарегулюванням (понад 10 руслових водосховищ у середній течії). Популяція зі збалансованою віковою структурою. Потребує підтвердження актуальності.

11. Річка Ворскла, м. Кобеляки (басейн Дніпра)

Максимальна чисельність вибірки n=10 (обстеження 2009, 2020 роки). Велика річка (довжина 464 км, в Україні 317 км; площа басейну 14 700 км²) з сильним антропогенним навантаженням (надходження нітрогену, фосфору з водозбору, зарегульованість греблями). Важливий індикаторний пункт для оцінки впливу евтрофікації на стан популяцій двостулкових молюсків.

Таким чином, трирівнева структура моніторингової мережі базується на диференційованому підході до відбору локалітетів залежно від їхніх популяційних характеристик та наукової значущості. Базова моніторингова мережа (7 пунктів) включає локалітети з найчисельнішими та найстабільнішими популяціями (n≥20 особин, широка вікова структура 4-9 років, підтверджене відтворення), що забезпечують географічну репрезентативність основних річкових басейнів України та відповідають вимогам Статті 17 Директиви про середовища існування щодо регулярного довгострокового моніторингу. Пункти розширеного моніторингу (11

локалітетів) охоплюють популяції з меншою чисельністю або специфічними екологічними умовами, що мають важливе значення для розуміння просторової варіабельності популяційних параметрів, впливу антропогенних факторів та екологічної пластичності виду в трансформованих гідросистемах. Пункти для поступового включення (29 локалітетів) (табл. 4.5) представлені одиничними знахідками або локалітетами з обмеженими даними, що потребують верифікації наявності та чисельності популяцій перед включенням у регулярний моніторинг, при цьому 2 пункти на окупованих територіях (Крим, Донбас) рекомендовано включати після деокупації. Така градація дозволяє оптимізувати ресурси для моніторингу, зосередивши первинну увагу на найбільш репрезентативних та стабільних популяціях, водночас зберігаючи можливість поступового розширення мережі на основі накопичення нових даних та зміни пріоритетів природоохоронної політики. Додаткові пункти моніторингу представлено у таблиці 4. 5.

Таблиця 4.5

Розподіл пунктів додаткового моніторингу *U. crassus* по басейнах річок України

Басейн	Річка	Пункт моніторингу	Примітка
Басейн Дунаю			
	Іршава	с. Сільце	Пріоритетний (високий ІСЗ)
	Апшиця	с. Грушово	Пріоритетний (високий ІСЗ)
	Уж	м. Ужгород	Пріоритетний (високий ІСЗ)
Басейн Дністра			
	Стрій	с. Малий Кропивник	
	Дністер	с. Заліщики	
	Гнізна	с. Теребовля	Пріоритетний (високий ІСЗ)

Басейн Південного Бугу			
	Інгул	Софіївка	
Басейн Прип'яті			
	Стир	с. Маюничі	
	Тня	с. Соколів	Пріоритетний (високий ІСЗ)
	Уж	с. Поліське	
	Уж	с. Народичі	
	Жерев	с. Ігнатпіль	
	Жерев	с. Лугини	
	Жерев	с. Степанівка	
	Норинь	с. Богданівка	
	Уборть	м. Олевськ	
	Горинь	с. Городець	
	Смілка	с. Смолка	
	Хомора	с. Першотравневе	
Басейн Дніпра			
	Гнилоп'ять	м. Житомир	
	Псел	с. Михайлівка	
	Ворскла	м. Полтава	
Басейн Десни			
	Десна	с. Надинівка	
	Сейм	м. Батурин	
Басейн Сіверського Дінця			
	Сіверський Донець	с. Станично-Луганське	
	Айдар	с. Новоайдар	
Річки Криму			
	Чорна	с. Хмельницьке	
	Чорна	м. Сімферополь	
	Карасівка	с. Желябівка	

Таким чином, загальна кількість рекомендованих на разі пунктів моніторингу становить 47. Пункти, що знаходяться на окупованих

територіях рекомендовано включати в програму моніторингу після завершення війни та відновлення контролю України над втраченими територіями.

Висновки до підрозділу 4.3:

1. Розроблено науково обґрунтовану методологію відбору пріоритетних локалітетів для національної мережі моніторингу *U. crassus* в Україні, що базується на комплексному врахуванні популяційних характеристик (чисельність ≥20 особин, вікова структура 4+ класи, наявність молодих особин), гідроекологічних параметрів, географічної репрезентативності та відповідності міжнародним природоохоронним зобов'язанням України.
2. Встановлено відмінність екологічної ситуації в Україні від центральноєвропейської практики: найстабільніші та найчисельніші популяції *U. crassus* зосереджені не лише в малих річках (площа водозбору <1000 км²), а у середніх та великих річках різних басейнів внаслідок критичного екологічного стану малих водотоків, що характеризуються надмірною зарегульованістю, маловодністю, замуленням та евтрофікацією.
3. Сформовано базову моніторингову мережу з 7 пріоритетних пунктів, які забезпечують репрезентативність п'яти основних річкових басейнів України: Дунаю (3 пункти: р. Боржава біля с. Вільхівка, р. Латориця біля с. Соломонове, р. Сталінешті біля с. Кошуляни), Дністра (1 пункт: р. Мурафа біля с. Біла), Прип'яті (1 пункт: р. Уборть біля с. Рудня-Хочинська), Десни (1 пункт: р. Десна біля м. Новгород-Сіверський) та Південного Бугу (1 пункт: р. Південний Буг біля м. Південноукраїнськ). Ці локалітети характеризуються найвищими популяційними показниками та підтвердженою темпоральною

стабільністю за результатами багаторічних обстежень (2009-2024 рр.).

4. Ідентифіковано 11 додаткових пунктів моніторингу (р. Латориця біля м. Мукачево та с. Чабанівка, р. Боржава біля с. Вари, р. Случ біля м. Баранівка, р. Уборть біля с. Сущани та с. Кишин, р. Сейм біля с. Чумакове, р. Десна біля с. Жукин, р. Псел біля с. Запсілля, р. Ворскла біля м. Кобеляки), що мають важливе значення для оцінки просторової варіабельності популяційних параметрів, впливу антропогенних факторів (зарегулювання стоку, урбанізація, польдерні системи) та екологічної пластичності виду в трансформованих гідросистемах. Ці локалітети доповнюють базову мережу та забезпечують методичну повноту моніторингу.
5. Визначено 29 локалітетів для поступового включення в моніторингову мережу після верифікації наявності та чисельності популяцій, з яких 2 пункти знаходяться на тимчасово окупованих територіях (АР Крим, Донбас) і рекомендовані для включення після деокупації. Це створює перспективу розвитку національної системи моніторингу *U. crassus* та можливість адаптації до зміни екологічних умов та природоохоронних пріоритетів.
6. Загальна структура рекомендованої моніторингової мережі налічує 47 пунктів (7 базових + 11 розширеної мережі + 29 додаткових для поступового включення), що забезпечує географічну комплексність, методичну гнучкість та відповідність вимогам Статті 17 Директиви Ради 92/43/ЄЕС про регулярний моніторинг репрезентативних популяцій видів, включених до Додатків II та IV, для оцінки їхнього природоохоронного статусу на національному рівні.

4.4. Оцінка природоохоронної забезпеченості пунктів моніторингу *Unio crassus* як елемент системи екологічної безпеки

Ефективна система екологічної безпеки водних об'єктів базується на інтеграції моніторингу, оцінки ризиків та превентивних управлінських заходів. Смарагдова мережа (Emerald Network) є одним із ключових інструментів превентивного управління екологічними ризиками на рівні окремих територій та екосистем у межах загальноєвропейського простору.

Смарагдова мережа створюється відповідно до положень Бернської конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі, до якої Україна приєдналась у 1996 році. Мережа є аналогом системи Natura 2000, що функціонує в країнах Європейського Союзу, і покликана забезпечити довготривале збереження видів та оселищ, визнаних рідкісними або такими, що перебувають під загрозою зникнення на загальноєвропейському рівні. У контексті екологічної безпеки, Смарагдова мережа виконує функцію територіального механізму мінімізації ризиків втрати біологічного різноманіття та деградації екосистем.

Формування Смарагдової мережі в Україні є невід'ємною складовою процесу гармонізації національного законодавства з європейськими стандартами відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та ЄС. Згідно з Додатком XXX до Угоди, Україна зобов'язалася імплементувати положення Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних середовищ існування [40] та дикої фауни і флори (Habitats Directive) через створення та забезпечення функціонування Смарагдової мережі.

Основою для визначення територій Смарагдової мережі є Резолюції №4 та №6 Постійного комітету Бернської конвенції. Резолюція №4 (1996) визначає перелік природних оселищ (біотопів) [40], що знаходяться під загрозою і потребують спеціальних заходів для їх збереження, тоді як

Резолюція №6 (1998, оновлена у 2011) містить перелік видів флори та фауни, для яких необхідні спеціальні заходи збереження їхніх оселищ [122]. Включення територій до мережі відбувається на підставі науково обґрунтованих даних про наявність на цих територіях значущої частки національної популяції видів із Резолюції №6 та/або репрезентативних площ типів оселищ із Резолюції №4 [41].

Станом на 2019 рік до складу Смарагдової мережі України увійшло 377 територій загальною площею близько 8 млн га, що становить приблизно 10% території держави [11]. Попередній перелік Смарагдових територій був затверджений Постійним комітетом Бернської конвенції у листопаді 2016 року та включав 271 територію, до якої переважно увійшли існуючі об'єкти природно-заповідного фонду – заповідники, національні природні парки, регіональні ландшафтні парки. Подальше розширення мережі відбувається шляхом наукового обґрунтування та включення нових територій, важливих для збереження видів та оселищ європейського значення.

Для водних екосистем Смарагдова мережа має особливе значення, оскільки річкові коридори виконують функції екологічних коридорів, що забезпечують просторову зв'язність між окремими природними територіями та міграцію водних організмів. Захист ключових ділянок річок у межах Смарагдової мережі дозволяє знизити ризики фрагментації популяцій гідробіонтів, втрати біологічного різноманіття та деградації водних екосистем.

Перлівниця товста *U. crassus* є одним із видів, включених до Резолюції №6 Бернської конвенції. Відповідно до європейського законодавства, цей вид також внесено до Додатків II та IV Директиви про оселища (92/43/ЄЕС), що зобов'язує держави-члени створювати спеціальні природоохоронні території для збереження виду та його середовищ існування [122]. У контексті екологічної безпеки України, забезпечення збереження популяцій *U. crassus* через інтеграцію ключових оселищ виду

до Смарагдової мережі є важливим компонентом виконання міжнародних зобов'язань держави та підтримання екологічної стабільності водних екосистем.

Інтеграція системи моніторингу *U. crassus* з територіями особливого природоохоронного значення (Смарагдовою мережею) дозволяє забезпечити не лише виявлення змін у стані популяцій виду, але й превентивне управління ризиками через встановлення відповідних режимів охорони та використання територій, контроль джерел антропогенного впливу та реалізацію природовідновлювальних заходів. Це відповідає сучасним принципам екосистемного підходу до управління водними ресурсами, закріпленим у Водній рамковій директиві ЄС (2000/60/ЕС), імплементація якої також є зобов'язанням України згідно з Угодою про асоціацію з ЄС.

Загалом було розглянуто 47 оселищ виду та визначено сім пунктів, які мають становити базову мережу моніторингу, одинадцять пунктів, що мають бути включені до розширеної мережі моніторингу. Решта оселищ потребують повторного дослідження за для встановлення популяційних характеристик.

Для оцінки ступеня природоохоронної забезпеченості запропонованих пунктів моніторингу було проведено аналіз їх розташування відносно існуючих об'єктів Смарагдової мережі України за допомогою картографічного веб-застосунку Європейського агентства з навколишнього середовища [50] (рис. 4.7). Природоохоронна забезпеченість розглядається як наявність юридично закріпленого статусу території особливого природоохоронного значення, що передбачає обмеження або регулювання господарської діяльності з метою збереження екологічної цінності території та зниження ризиків деградації екосистем.

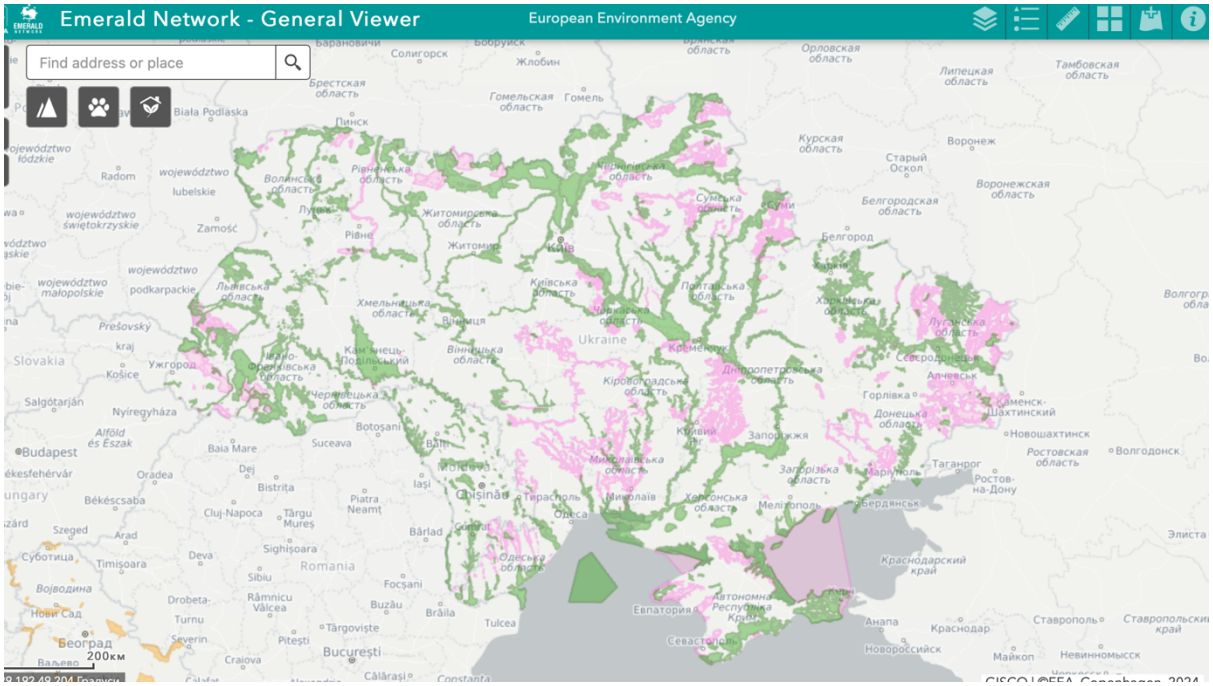


Рис. 4.7. Смарагдова мережа України. Зелений колір – затверджені об'єкти Смарагдової мережі ; рожевий колір – проектні території [50]

Пункти базової мережі моніторингу:

1. Річка Боржава, біля с. Вільхівка (Закарпатська область). 48.276638, 23.047548

Річка Боржава є правою притокою Тиси і протікає через Свалявський, Іршавський, Виноградівський та Берегівський райони Закарпатської області. Басейн річки характеризується наявністю гірсько-річкових екосистем Українських Карпат з відносно збереженим природним гідрологічним режимом.

Аналіз просторового розташування на карті Смарагдової мережі виявив, що ділянка річки в районі с. Вільхівка не входить до складу затверджених об'єктів Смарагдової мережі України станом на жовтень 2025 року. На картографічному застосунку ця територія відображається без зеленого маркування, що підтверджує відсутність статусу охорони. Це створює ризики для популяції *U. crassus* через відсутність юридично

закріпленого статусу охорони території та можливість нерегульованої господарської діяльності у прибережній зоні.

2. Річка Латориця, біля с. Соломонове, нове русло (Закарпатська область). 48.453462, 22.163943

Латориця є лівою притокою Бодрогу (басейн Дунаю) і однією з найбільших річок Закарпаття. Річка має важливе значення для підтримання екологічної стабільності водних екосистем рівнинної частини Закарпатської низовини.

Картографічний аналіз підтвердив, що ділянка біля с. Соломонове включена до складу затверджених територій Смарагдової мережі (зелене маркування на карті), що створює юридичні передумови для превентивного управління екологічними ризиками на даній території.

3. Річка Сталінешті, с. Кошуляни (Чернівецька область). 48.247375, 26.553667

Аналіз картографічних даних підтвердив відсутність включення даної ділянки до Смарагдової мережі. Буковинський регіон представлений у мережі переважно об'єктами гірської частини, тоді як рівнинні річки басейну Прута мають обмежену репрезентацію у системі територій особливого природоохоронного значення. Відсутність природоохоронного статусу створює ризики антропогенного впливу на оселища *U. crassus*.

4. Річка Мурафа, с. Біла (Вінницька область). 48.235010, 28.206624

Мурафа є лівою притокою Дністра і протікає у межах Лісостепової зони. Картографічна перевірка підтвердила, що ділянка басейну Мурафи біля с. Біла входить до складу затверджених об'єктів Смарагдової мережі (зелене маркування), що забезпечує певний рівень природоохоронної забезпеченості цього пункту моніторингу.

5. Річка Уборть, с. Рудня-Хочинська (Житомирська область). 51.437916, 27.900900

Уборть є лівою притокою Прип'яті і протікає у межах Поліського регіону. Басейн річки має важливе значення для підтримання гідрологічного режиму заплавних та болотних екосистем Полісся.

Аналіз картографічних даних показав, що частина басейну Уборті біля с. Рудня-Хочинська має підтверджений статус у Смарагдовій мережі (зелене маркування). Це свідчить про відносно високий рівень природоохоронної забезпеченості даного пункту моніторингу в межах існуючої мережі.

6. Річка Десна, м. Новгород-Сіверський (Чернігівська область). 52.008211, 33.292962

Долина річки Десни визнана пріоритетним об'єктом для збереження у межах Смарагдової мережі через високу екологічну цінність заплавних екосистем та наявність популяцій рідкісних видів. Перші території долини Десни були офіційно включені до Смарагдової мережі наприкінці 2016 року у складі восьми об'єктів [8].

У безпосередній близькості від м. Новгород-Сіверський розташований об'єкт Смарагдової мережі UA0000031 "Деснянсько-Старогутський національний природний парк", що підтверджується зеленим маркуванням території на карті. Таким чином, даний пункт моніторингу характеризується високим рівнем природоохоронної забезпеченості, що знижує ризики деградації оселищ *U. crassus* та створює передумови для ефективної реалізації природоохоронних заходів.

7. Річка Південний Буг, м. Південноукраїнськ (Миколаївська область). 47.809241, 31.177876

Долина Південного Бугу у степовій зоні України має важливе значення для підтримання екологічної стабільності у регіоні з високим рівнем антропогенної трансформації ландшафтів.

У рамках розробки пропозицій щодо розширення Смарагдової мережі, долини річок Південний Буг і Снивода у Вінницькій області були

визначені як перспективні території. Картографічна перевірка підтвердила входження ділянки басейну біля м. Южноукраїнськ до складу затверджених територій Смарагдової мережі (зелене маркування).

8. Річка Чорна у Криму

З огляду на тимчасову окупацію Автономної Республіки Крим, питання оцінки природоохоронної забезпеченості територій Криму та їх включення до Смарагдової мережі України залишається відкритим і потребує вирішення після відновлення контролю України над півостровом.

Пункти розширеної мережі моніторингу

Аналіз розміщення пунктів розширеної мережі моніторингу виявив різний рівень природоохоронної забезпеченості. Зокрема:

Пункти поза межами затверджених об'єктів:

1. Річка Латориця (с. Старе Давидково, м. Мукачево, с. Чабанівка) та річка Боржава (с. Вари) у Закарпатській області не входять до складу затверджених об'єктів Смарагдової мережі, що створює додаткові ризики для популяцій U. crassus у басейнах цих річок.
2. Річка Случ, м. Баранівка (Житомирська область). Долина річки Случ у Житомирській області була визначена як перспективна для включення до Смарагдової мережі через значення для міграцій перелітних птахів та збереження заплавних екосистем [41]. Однак станом на жовтень 2025 року цей пункт ще не має підтвердженого статусу у затвердженій мережі.
3. Річка Уборть, с. Кишин (Житомирська область) не входять до складу затверджених об'єктів Смарагдової мережі.

Пункти з проектним статусом:

1. Річка Уборть, с. Сущани (Житомирська область) - розташована у басейні річки, що має природоохоронне значення. Картографічна перевірка показала, що на відміну від ділянки біля с. Рудня-Хочинська, територія біля с. Сущани відображається на карті рожевим кольором,

що вказує на її статус як проектної або кандидатської території Смарагдової мережі. Це свідчить про визнання екологічної цінності даної ділянки, проте юридично закріплений природоохоронний статус ще відсутній.

Пункти у складі затверджених об'єктів:

1. Річка Сейм, с. Чумакове (Сумська область). Подібно до Десни, долина Сейму була включена до першого пакету територій Смарагдової мережі, запропонованих у 2016 році [41]. Сумська область має кілька затверджених об'єктів Смарагдової мережі, що підвищує природоохоронну забезпеченість регіону.
2. Річка Десна, с. Жукин (Київська область) - додатковий пункт моніторингу у басейні Десни, що характеризується відносно високим рівнем природоохоронної забезпеченості через включення до затверджених об'єктів Смарагдової мережі.
3. Річка Псел (с. Запсілля, Полтавська область) та річка Ворскла (м. Кобеляки, Полтавська область) - пункти моніторингу розташовані у басейнах середньої течії лівобережних приток Дніпра, які включені у Смарагдову мережу України.

Проведений картографічний аналіз виявив, що близько 70% запропонованих пунктів моніторингу *U. crassus* базової мережі та 40% розширеної мережі мають підтверджений статус у складі затверджених об'єктів Смарагдової мережі України (позначені зеленим кольором на карті). Загалом такий статус мають 50% таких територій. Найвищим рівнем природоохоронної забезпеченості характеризуються пункти моніторингу на річках Уборть, Десна та Сейм (Житомирська, Чернігівська та Сумська області), басейни яких частково охоплені об'єктами Смарагдової мережі, включаючи заповідник та національні природні парки.

Водночас, значна частина пунктів розташована поза межами існуючих затверджених об'єктів або має статус проектних/кандидатських

територій (відображаються рожевим кольором). Це свідчить про недостатню природоохоронну забезпеченість частини ключових оселищ *U. crassus* в Україні та обмежені можливості превентивного управління екологічними ризиками для популяцій виду на цих територіях.

Особливої уваги заслуговують басейни річок Боржава та Латориця у Закарпатській області, де розташовуються одні з найбільших популяцій в Україні, проте ці ділянки не входить до складу затверджених об'єктів мережі, а також території у Чернівецькій та частково Житомирській областях (ділянки річок Сталінешті та Уборть), які потребують першочергового включення до Смарагдової мережі для забезпечення ефективної охорони популяцій перлівниці товстої.

Проектні території (рожевий колір на карті) мають потенціал для включення до мережі, що створить додаткові можливості для збереження виду після офіційного затвердження їх статусу.

Відсутність статусу території особливого природоохоронного значення (Смарагдової мережі) для більшості пунктів моніторингу *U. crassus* створює комплекс екологічних ризиків, які можуть призвести до деградації оселищ виду та скорочення чисельності популяцій.

При цьому ми можемо виокремити такі основні категорії екологічних ризиків:

1. Ризики деградації якості води. Перлівниця товста є видом-індикатором екологічного стану малих та середніх річок і надзвичайно чутливою до якості води (Geist, 2010). Відсутність природоохоронного статусу території обмежує можливості контролю джерел забруднення та регулювання господарської діяльності у водозборах. Основними загрозами є: надходження біогенних елементів (нітратів, фосфатів) зі стоком з сільськогосподарських угідь; органічне забруднення води від скидів комунальних стічних вод населених пунктів; забруднення хімічними речовинами від промислових об'єктів.

Дослідження у європейських країнах показали, що перевищення концентрації NO_3-N понад 2 мг/л призводить до припинення успішного розмноження *U. crassus* [371]. За даними [276], погіршення якості води є однією з головних причин зникнення популяцій виду у багатьох регіонах Європи.

2. Ризики гідроморфологічних змін. Зарегулювання стоку, руслові роботи, спрямлення річок та інші гідротехнічні втручання можуть призвести до руйнування оселищ *U. crassus* через зміну характеру донних відкладів, швидкості течії та глибин. Поза межами охоронних територій відсутні механізми превентивного контролю таких втручань. Ключові загрози включають: днопоглиблювальні роботи, що призводять до руйнування субстрату з молюсками; видалення прибережної рослинності, що змінює термічний режим води; будівництво гребель та інших гідротехнічних споруд, що порушують екологічну зв'язність річок.

3. Ризики фрагментації популяцій. *U. crassus* має складний життєвий цикл, що включає обов'язкову паразитичну стадію на зябрах риб-хазяїв. Будівництво гребель та інших штучних бар'єрів блокує міграції риб, що призводить до репродуктивної ізоляції популяцій молюсків та зниження генетичного різноманіття. Фрагментовані популяції характеризуються підвищеною вразливістю до стохастичних факторів та мають вищий ризик локального зникнення.

4. Ризики від рекреаційної діяльності. Неконтрольована рекреація у прибережних зонах може призводити до механічного пошкодження оселищ молюсків, забруднення води, ерозії берегів та збурення субстрату. На територіях без спеціального статусу відсутні механізми регулювання рекреаційного навантаження.

5. Ризики, пов'язані з кліматичними змінами. Зміна кліматичних умов може призводити до збільшення частоти та інтенсивності екстремальних гідрологічних явищ (повеней та посух), підвищення температури води та

зміни гідрологічного режиму річок. Популяції *U. crassus* на територіях без природоохоронного статусу є більш вразливими до таких впливів через відсутність цілеспрямованих адаптаційних заходів.

Для ділянок річок поза межами Смарагдової мережі характерний кумулятивний ефект від одночасної дії кількох факторів ризику, що значно підвищує вірогідність деградації оселищ та локального зникнення популяцій *U. crassus*. Міжнародний досвід показує, що навіть у країнах з високим рівнем екологічного контролю популяції *U. crassus* поза охоронними територіями зазнають постійного скорочення чисельності [276]. В умовах України, де система екологічного контролю перебуває у стадії реформування та адаптації до європейських стандартів, ризики для популяцій виду поза межами Смарагдової мережі є особливо високими.

Включення ключових оселищ *U. crassus* до Смарагдової мережі створює правові та організаційні механізми для: регулювання господарської діяльності у водозборах та прибережних зонах; проведення оцінки впливу на довкілля для планованих проектів, що можуть вплинути на стан популяцій; реалізації цілеспрямованих природовідновлювальних заходів; забезпечення фінансування природоохоронних програм з державних та міжнародних джерел.

Таким чином, інтеграція пунктів моніторингу *U. crassus* з системою територій особливого природоохоронного значення є необхідною умовою для зниження екологічних ризиків та забезпечення довготривалого збереження популяцій виду в Україні.

Висновки до підрозділу 4.4:

1. Проведений аналіз природоохоронної забезпеченості пунктів моніторингу *U. crassus* виявив, що 50% запропонованих пунктів базової та розширеної мережі розташовані поза межами існуючих об'єктів Смарагдової мережі України.

2. Відсутність статусу території особливого природоохоронного значення для таких оселищ *U. crassus* створює підвищені екологічні ризики, включаючи ризики деградації якості води, гідроморфологічних змін, фрагментації популяцій та кумулятивні впливи антропогенних факторів. Це обмежує можливості превентивного управління екологічними ризиками та знижує ефективність природоохоронних заходів.
3. Інтеграція пунктів моніторингу *U. crassus* з системою Смарагдової мережі України є необхідним компонентом комплексної системи екологічної безпеки водних екосистем. Включення територій до Смарагдової мережі створює правові та організаційні механізми для регулювання господарської діяльності, проведення оцінки впливу на довкілля, реалізації природовідновлювальних заходів та забезпечення фінансування природоохоронних програм.
4. Інтеграція програми моніторингу *U. crassus* з системою територій особливого природоохоронного значення відповідає міжнародним зобов'язанням України за Бернською конвенцією та Угодою про асоціацію з ЄС, сприяє гармонізації національного природоохоронного законодавства з європейськими стандартами та створює передумови для залучення міжнародного фінансування природоохоронних проектів після вступу України до Європейського Союзу.

РОЗДІЛ 5
ІНТЕГРАЦІЯ ПРОГРАМИ МОНІТОРИНГУ *UNIO CRASSUS* В ЄВРОПЕЙСЬКУ СИСТЕМУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

5.1. Науково-методичні основи багатопараметричної оцінки біотопів *Unio crassus* для забезпечення екологічної безпеки

За останні два десятиліття у країнах Європейського Союзу було розроблено та стандартизовано комплексні методології моніторингу популяцій *U. crassus* у зв'язку з включенням виду до Додатків II та IV Директиви про середовища існування (92/43/ЄЕС). Провідні європейські дослідницькі групи встановили критичні діапазони показників середовища у Німеччині загалом [372; 130], Баварії [264], Польщі [437], Франції [253; 324] та Бельгії [395; 396], які забезпечують життєздатність популяцій. Ці роботи створили науковий фундамент для оцінки природоохоронного статусу виду згідно з вимогами Статті 17 Директиви.

Для українських популяцій *U. crassus* подібні комплексні дослідження раніше не проводились. Це створює істотну прогалину у розумінні екологічних вимог виду в умовах України та унеможливлює розробку науково обґрунтованих критеріїв оцінки стану популяцій відповідно до європейських стандартів моніторингу. Однак, деякі з рекомендованих у сучасних моніторингових дослідженнях показників аналізувались при дослідженні екологічних вимог перлівницевих [51; 56].

Найбільш задокументованими є методологічні підходи, розроблені для баварських популяцій цього виду, які демонструють високий ступінь деталізації та можуть бути адаптовані для українських умов з урахуванням специфіки гідроекологічного режиму водотоків (рис. 5.1).

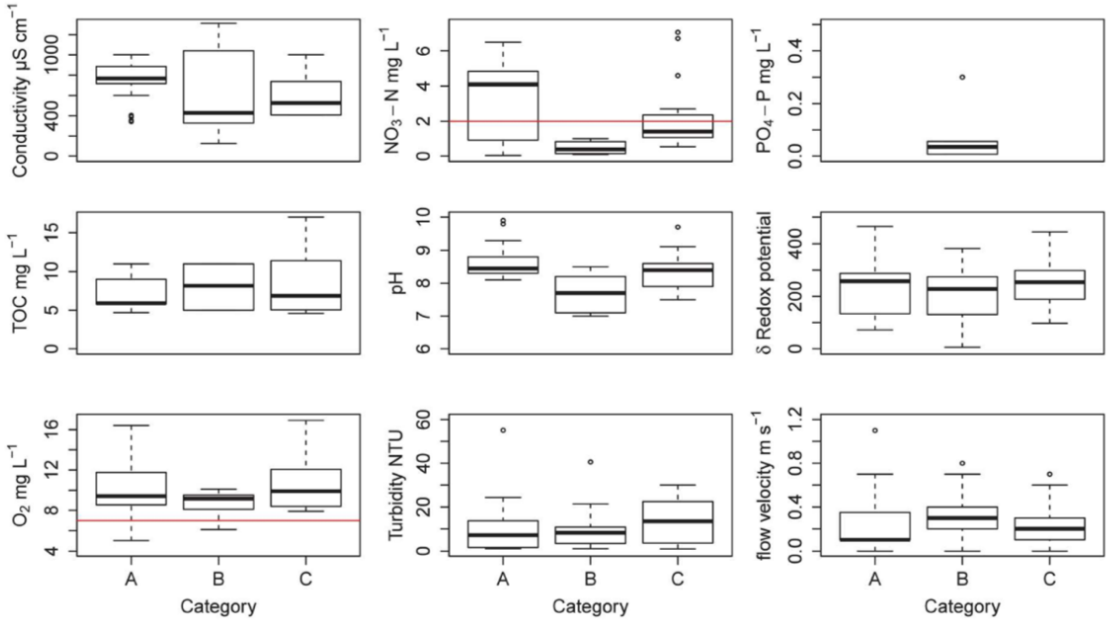


Рис. 5.1. Фізико-хімічні параметри у водотоках з *U. crassus* у Німеччині. Червоні лінії позначають порогові значення згідно з «Leitfaden Bachmuschelschutz» [264].

Рекомендовано проводити гідрохімічні дослідження одночасно зі збором матеріалу, однак, за відсутності можливості, у деяких країнах (наприклад, Польщі) хімічні показники якості води можуть бути використані за результатами вимірювань найближчого до локалітету молюсків пункту гідрологічних спостережень державної системи моніторингу якості вод. Важливим моментом є те, що отримані під час моніторингових досліджень дані, мають бути порівнюваними з отриманими для інших європейських популяцій (табл. 5.1).

Фізико-хімічні характеристики середовища існування *U. crassus* рекомендовано аналізувати у репрезентативних точках моніторингу, кількість яких визначається довжиною заселеної ділянки водотоку [184]. Оптимальна щільність точок відбору становить 5–10 на водотік, при цьому точки розподіляються випадковим чином по всій довжині досліджуваної ділянки для забезпечення репрезентативності вибірки [372].

Таблиця 5.1.

Граничні значення параметрів середовища існування *U. crassus* за даними європейських досліджень

Параметр	Оптимальні/сприятливі значення	Субоптимальні значення	Критичні значення (несприятливі)
БІОГЕННІ ЕЛЕМЕНТИ			
NO_3-N, мг/л	< 2,0	2,0–5,0	> 5,0 (припинення відтворення) > 10,0 (повна непридатність)
	ПРИМІТКА: *Виявлено активне рекрутування при 4,1–6,5 мг/л, що вказує на вищу толерантність виду. Джерела:* [212; 437; 139; 130; 371]		
PO_4-P, мг/л	< 0,02–0,03	0,03–0,10	> 0,10
	ПРИМІТКА: *Кореляція між PO_4-P та присутністю U. crassus не виявлена. Джерела:* [371; 413; 130]		
КИСНЕВИЙ РЕЖИМ			
O_2, мг/л	> 7–8	5–7	< 5
pH	7,0–8,5	6,5–7,0	< 6,5 або > 8,5
ОКИСНО-ВІДНОВНИЙ ПОТЕНЦІАЛ			
Eh (інтерстиціальна зона), мВ	> +300	+200 до +300	< +200
	ПРИМІТКА: *Активне рекрутування спостерігалось при значеннях близько +300 мВ. Джерела:* [187; 130]		
ΔEh (різниця між вільною водою та інтерстицієм), мВ	< 150	150–250	> 250
	ПРИМІТКА: *Середнє значення для U. crassus 259,2 ± 95,1 мВ (вища толерантність ніж у M. margaritifera). Джерела:* [187; 371]		
ГІДРОДИНАМІЧНІ ПАРАМЕТРИ			
Швидкість течії, м/с	0,11–0,31 *(зони високих щільностей)*	0,05–0,11 0,31–0,50	< 0,05 > 0,50–0,70
	ПРИМІТКА: *Зареєстрований діапазон 0,0–1,35 м/с (середнє 0,32 ± 0,26 м/с). Джерела:*[371; 372]		
ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ПАРАМЕТРИ			
Температура води, °C [187]	14–17 *(літо, Баварія)*	5–25	*Дані недостатні*

Параметр	Оптимальні/сприятливі значення	Субоптимальні значення	Критичні значення (несприятливі)
Електропровідність, µS/см [187]	140–200	100–140 200–500	< 100 (дефіцит Ca) > 1000 (забруднення)
Каламутність, NTU	*Дані недостатні (вища толерантність порівняно з M. margaritifera)*		
СУБСТРАТ			
Частка дрібних часток (<0,85 мм), %	*Широка толерантність (рекрутування навіть при частці до 99%; кореляція не виявлена)* [187]		
D_{50} (медіанний розмір часток), мм [187]	~3		

Нижче наводиться детальна характеристика методів вимірювання фізико-хімічних параметрів водного середовища рекомендованих європейськими моніторинговими програмами, впровадження яких є доцільним для моніторингових досліджень в Україні.

Електропровідність (ЕП) є інтегральним показником мінералізації води, що відображає сумарний вміст розчинених іонів у водному середовищі [208]. Вимірювання електропровідності може здійснюватись за допомогою портативних мультипараметричних приладів, обладнаних кондуктометричними датчиками з інтегрованим температурним сенсором [187]. При дослідженні баварських популяцій використовувався прилад Multi 3430 з датчиком TetraCon 925 (WTW GmbH, Вайльхайм, Німеччина), проте можуть застосовуватися аналогічні прилади інших виробників з подібними технічними характеристиками. Такі прилади повинні забезпечувати автоматичну температурну компенсацію та стандартизацію результатів до референтної температури 20°C або 25°C відповідно до міжнародних стандартів. Медіанні значення електропровідності у водотоках категорії B становили 200 µS/см, тоді як у водотоках категорії C

— 142 μS/см для *M. margaritifera*, що співіснує з *U. crassus* у деяких басейнах [372].

Методика вимірювання передбачає занурення електрода у вільно текучу воду на глибину не менше 10 см від поверхні для уникнення впливу поверхневої плівки та атмосферного газообміну [72; 73]. Датчик витримується у воді протягом 30–60 секунд до стабілізації показників, що індикується припиненням коливань значень на дисплеї приладу [184]. Результат реєструється після досягнення стабільного значення з варіацією не більше ±1–2 мкСм см$^{-1}$ протягом 10 секунд.

Дуже низькі значення ЕП (нижче 100 мкСм см$^{-1}$) можуть свідчити про ультрапрісні води з дефіцитом кальцію, необхідного для побудови мушлі, тоді як дуже високі значення (понад 1000 мкСм см$^{-1}$) можуть вказувати на антропогенне забруднення або природну високу мінералізацію карстових водотоків [374]. Проте слід зазначити, що *U. crassus* демонструє широку екологічну толерантність до мінералізації води, і популяції виду виявлені у водотоках з різними значеннями електропровідності [371].

Розчинений кисень є лімітуючим фактором для аеробних організмів, включаючи двостулкові молюски, які потребують постійного надходження кисню для дихання та метаболічних процесів. Вимірювання концентрації розчиненого кисню (O_2) проводиться за допомогою оптичних або електрохімічних кисневих датчиків, інтегрованих у портативні мультипараметричні прилади [184]. При дослідженні баварських популяцій застосовувався оптичний датчик FDO 925, проте можуть використовуватися інші типи кисневих зондів з еквівалентними характеристиками.

Оптичні датчики працюють на основі принципу динамічного гасіння флуоресценції (luminescence quenching), коли молекули кисню взаємодіють із флуоресцентним барвником на поверхні сенсора, зменшуючи інтенсивність та тривалість флуоресценції пропорційно до концентрації O_2

[201]. Цей метод має суттєві переваги порівняно з традиційними електрохімічними датчиками Кларка, оскільки не споживає кисень під час вимірювання, не потребує постійної рециркуляції води навколо мембрани і характеризується мінімальним дрейфом показників та тривалим терміном служби сенсора [72; 73].

Методика польового вимірювання передбачає занурення датчика у вільно текучу воду з забезпеченням мінімальної швидкості потоку навколо сенсора не менше 3 см $с^{-1}$ для запобігання утворення застійної зони [72]. Датчик витримується у воді протягом 2–3 хвилин до повної стабілізації показників, що особливо важливо для оптичних сенсорів при зміні температури води [201]. Вимірювання проводяться на глибині 5–15 см від поверхні води у зоні основного потоку для отримання репрезентативних даних щодо кисневого режиму в місцях мешкання молюсків [187].

Для популяцій *U. crassus* у природних водотоках зареєстровано широкий діапазон концентрацій розчиненого кисню. Середня концентрація розчиненого кисню у водотоках з популяціями *U. crassus* становила 9,9 мг/л [271], що відповідає добре оксигенованим умовам. Загалом вважається, що високі концентрації розчиненого кисню (понад 7–8 мг/л) є сприятливими для існування двостулкових молюсків [374], проте *U. crassus* демонструє толерантність до помірно знижених значень, що відрізняє цей вид від більш чутливої перлівниці звичайної *Margaritifera margaritifera* [187]. В українських популяціях цей вид було виявлено нами при концентрації розчиненого кисню 9-10 мг/л.

У реофільних водотоках з швидкою течією концентрація кисню зазвичай є високою завдяки інтенсивній турбулентності та атмосферній реаерації, тоді як у водотоках з уповільненою течією та підвищеним вмістом органічної речовини можуть спостерігатися коливання вмісту O_2, особливо в нічний період через дихання водних організмів [208; 376].

Водневий показник (pH) характеризує концентрацію іонів гідрогену у водному розчині і визначає кислотно-лужний баланс середовища, який впливає на біодоступність поживних речовин, токсичність металів та фізіологічні процеси водних організмів [208]. Для двостулкових молюсків pH є важливим фактором, що визначає можливість відкладення карбонату кальцію ($CaCO_3$) у мушлі та регуляцію осмотичного тиску.

Вимірювання pH проводиться за допомогою портативних pH-метрів, обладнаних комбінованими скляними електродами [187]. При дослідженні баварських популяцій використовувався pH-метр pH 3110 з електродом SenTix 41 (WTW GmbH, Вайльхайм, Німеччина), проте можуть застосовуватися аналогічні прилади інших виробників.

Принцип роботи pH-електрода базується на вимірюванні електрорушійної сили (ЕРС), що виникає на межі скляної мембрани, чутливої до іонів H^+, відповідно до рівняння Нернста [72; 73]. Технічні характеристики сучасних портативних pH-метрів зазвичай включають діапазон вимірювання pH від 0 до 14 одиниць з роздільною здатністю 0,01 pH та точністю ±0,01–0,02 pH при температурній компенсації в діапазоні 0–100°C [201].

Калібрування pH-електрода є критичною процедурою, що має проводитися щоденно перед початком польових вимірювань з використанням стандартних буферних розчинів [201]. Рекомендується дво- або три-точкове калібрування з використанням сертифікованих буферів з pH 4,01, 7,00 та 9,18 або 10,01 при 25°C відповідно до стандартів DIN 19266 або NIST [72]. Для водотоків, заселених *U. crassus*, достатнім може бути двох-точкове калібрування з використанням буферів pH 7,00 та pH 9,18, оскільки pH природних вод зазвичай перебуває в діапазоні 6,5–8,5 [187].

Перед кожним вимірюванням електрод ретельно промивається деіонізованою або дистильованою водою і обережно висушується безворсовою серветкою без торкання скляної мембрани [72]. Забороняється

інтенсивне витирання мембрани, оскільки це може призвести до створення статичного заряду та помилкових показників. Електрод занурюється у вільно текучу воду на глибину, достатню для покриття діафрагми (зазвичай 5–10 см), і витримується до стабілізації показників протягом 1–2 хвилин [201].

Важливою особливістю вимірювання pH у природних водах є необхідність мінімізації дегазації розчиненого діоксиду карбону (CO_2), який формує карбонатну буферну систему і визначає pH води [208]. Тому вимірювання слід проводити безпосередньо у водотоці без відбору проби у окрему ємність, оскільки контакт з атмосферою призводить до втрати CO_2 та штучного підвищення pH [72]. За необхідності вимірювання в пробі, воду слід відбирати в щільно закриту ємність повністю без повітряного простору і вимірювати pH протягом 15 хвилин після відбору [201].

Для популяцій *U. crassus* у баварських водотоках зареєстровано значення pH в діапазоні 7,0–8,5, що відповідає нейтральному або слабколужному середовищу [130]. Значення pH 6,5–7,0 можуть бути субоптимальними, але допустимими за умови достатньої твердості води [374]. За нашими даними, в українських популяціях вид існував при таких значення pH.

У водотоках із силікатним підстилаючим субстратом та низькою буферною ємністю pH може коливатися в залежності від інтенсивності фотосинтезу водних рослин (підвищення pH вдень через споживання CO_2) та дихання (зниження pH вночі через виділення CO_2), що слід враховувати при інтерпретації результатів [208]. Значення pH вище 8,5–9,0 можуть спостерігатися у високопродуктивних евтрофних водотоках з масовим розвитком макрофітів або водоростей [374].

Температура води є фундаментальним екологічним фактором, що контролює швидкість метаболічних процесів, темпи росту, репродуктивні цикли та видову структуру водних екосистем [208]. Для двостулкових

молюсків температура визначає тривалість періоду активного живлення, швидкість фільтрації, ефективність засвоєння їжі та часові параметри розмноження [376]. Вимірювання температури води проводиться одночасно з визначенням інших фізико-хімічних параметрів за допомогою інтегрованих температурних сенсорів мультипараметричних приладів або окремих температурних зондів [187]. Сучасні температурні датчики типу NTC (Negative Temperature Coefficient thermistor) або платинові термометри опору (Pt100/Pt1000) забезпечують точність вимірювання ±0,1°C в діапазоні 0–50°C, що є достатнім для екологічних досліджень [72].

Методика вимірювання передбачає занурення температурного датчика у вільно текучу воду на глибину не менше 10–20 см від поверхні в зоні основного потоку, та найближче до глибини де мешкають молюски [72]. Для малих водотоків глибиною менше 30 см датчик розміщується на середині глибини водного стовпа. Час відгуку сучасних термісторів становить менше 30 секунд ($t_{90} < 30$ с), що дозволяє швидко отримувати стабільні показники без тривалого очікування [201].

Температурні датчики зазвичай не потребують спеціального калібрування в польових умовах, оскільки відхарактеризовані заводським налаштуванням з прослідковуваністю до міжнародних температурних стандартів (ITS-90) [72]. Проте рекомендується періодична перевірка точності датчика з використанням еталонного лабораторного термометра або термостату з відомою температурою, особливо при дослідженнях, що вимагають високої точності вимірювань.

Температурний режим локалізації *U. crassus* значно варіює залежно від географічного розташування, типу живлення водотоку та пори року. У баварських водотоках середні температури під час літнього сезону становили 14–17°C [130], що відповідає холодноводним та помірно-холодноводним річкам. В експериментальних дослідженнях життєздатності глохідіїв *U. crassus* відмічали діапазон температур від 5 до

25°C [86], що вказує на можливість існування виду в широкому температурному діапазоні.

Популяції *U. crassus* виявлено у водотоках з різним термічним режимом – від холодноводних джерельних потоків до помірно теплих рівнинних річок [371]. Зимові температури близько 0°C не є лімітуючим фактором для цього виду, оскільки *U. crassus* здатний переносити холодні умови, переходячи до стану зниженої метаболічної активності.

Важливим аспектом температурного режиму є амплітуда добових коливань температури, яка в природних лісових водотоках з затіненим руслом зазвичай не перевищує 2–4°C, тоді як у водотоках з відкритим руслом та відсутністю прибережної деревної рослинності може досягати 8–12°C. Висока амплітуда температурних коливань може бути індикатором деградації локалітетів і негативно впливати на популяції двостулкових молюсків через необхідність постійної температурної адаптації [79]. Прісноводні двостулкові молюски є одними з найтермочутливіших груп гідробіонтів, що робить їх вразливими до будь-яких змін термічного режиму водотоків [312; 374; 380].

Каламутність води є важливим параметром для оцінки якості середовища існування двостулкових молюсків-фільтраторів, оскільки підвищений вміст зважених часток може негативно впливати на ефективність живлення, засмічувати зяброві структури та спричиняти фізіологічний стрес [103; 200; 278]. Вимірювання каламутності здійснюється за допомогою спеціалізованих каламутномірів або турбідиметрів, які визначають ступінь розсіювання світла зваженими частинками у воді [72]. При дослідженні баварських популяцій використовувався каламутномір Turb 355 T або Turb 430 IR (WTW GmbH, Вайльхайм, Німеччина), проте можуть застосовуватися інші прилади з аналогічними характеристиками та калібруванням за стандартом формазину.

Методика вимірювання передбачає відбір проби води у чисту скляну кювету без бульбашок повітря та забруднень на стінках, оскільки будь-які домішки або подряпини можуть призвести до помилкових завищених показників [72]. Перед вимірюванням кювета ретельно промивається деіонізованою водою, а потім декілька разів ополіскується водою з місця відбору проби. Вимірювання проводиться безпосередньо після відбору проби, оскільки зважені частинки можуть осідати або агрегуватися з часом, змінюючи показники каламутності [201].

Для *U. crassus* зареєстровано вищу толерантність до каламутності порівняно з *M. margaritifera*. У баварському дослідженні [372] показники каламутності у водотоках з *U. crassus* були вищими, ніж у водотоках з перлівницею звичайною. Ця відмінність узгоджується з даними про більшу екологічну толерантність *U. crassus* до підвищеного вмісту завислих речовин та менші вимоги до якості інтерстиціального субстрату порівняно з *M. margaritifera* [129; 130].

Експериментальні дослідження на північноамериканських видах Unionidae продемонстрували, що підвищення концентрації завислих речовин (Total Suspended Solids, TSS) негативно впливає на швидкість фільтрації молюсків. При концентраціях TSS понад 20–100 мг $л^{-1}$ спостерігається значне зниження швидкості кліренсу та репродуктивного успіху [390; 391]. Проте молюски з природно каламутних водотоків демонструють морфологічні адаптації зябрових структур та вищу толерантність до завислих речовин порівняно з особинами з прозорих водотоків [391].

Дослідження на європейському виді *Unio pictorum* показали, що швидкість фільтрації залишається відносно постійною незалежно від розміру часток або концентрації завислих речовин, що спростовує гіпотезу про засмічення зябер дрібними частинками [278]. Це вказує на складний

характер взаємодії між каламутністю води та фізіологією різних видів прісноводних молюсків.

Важливо відзначити, що каламутність відображає не тільки вміст неорганічних мінеральних часток, але й органічних завислих речовин, включаючи фітопланктон, детрит та бактеріальні агрегати [72]. Для двостулкових молюсків-фільтраторів органічні компоненти завислих речовин можуть слугувати потенційним джерелом їжі, тоді як високі концентрації неорганічних часток створюють додаткове навантаження на фільтраційний апарат без живильної цінності [404; 374].

Підвищена каламутність часто корелює з деградацією водозбірного басейну, інтенсивною ерозією ґрунтів внаслідок сільськогосподарської діяльності, вирубування прибережних лісів або порушень морфології русла. Тому показники каламутності є не лише прямим фактором впливу на молюсків, але й індикатором загального екологічного стану водотоку та його водозбірної території [376; 308].

Хімічний аналіз якості води також має важливе значення при проведенні моніторингових досліджень.

Особливу увагу приділяють вимірюванню концентрацій нітратів (NO_3^-) та ортофосфатів (PO_4^{3-}), оскільки ці показники є ключовими індикаторами евтрофікації водойм, яка негативно впливає на популяції *U. crassus* через ряд прямих та опосередкованих механізмів [374; 130].

Нітроген та фосфор є лімітуючими біогенними елементами у прісноводних екосистемах, що визначають первинну продуктивність та трофічний статус водойм [413]. Підвищені концентрації цих елементів, зумовлені антропогенним евтрофуванням внаслідок надходження комунальних стічних вод, змиву добрив з сільськогосподарських угідь та ерозії ґрунтів, призводять до каскаду негативних ефектів для популяцій прісноводних молюсків [374].

Основні механізми негативного впливу включають: масовий розвиток фітопланктону та перифітону, що знижує прозорість води та порушує фільтраційне живлення молюсків; зміну якісного складу фітопланктону в бік домінування синьо-зелених водоростей (ціанобактерій), які можуть продукувати токсини; посилення седиментації органічної речовини та закупорювання пор субстрату детритом; розвиток нічної та донної гіпоксії/аноксії внаслідок деструкції надлишкової органічної речовини; стимуляцію розвитку нитчастих водоростей, які можуть вкривати молюсків та перешкоджати їх диханню [374; 308].

Для визначення концентрацій біогенних елементів проводять відбір проб води у 3–6 точках вздовж кожної досліджуваної ділянки довжиною 50–100 м [130]. Проби відбирають з центральної частини водного потоку на глибині 10–30 см від поверхні, використовуючи попередньо промиті чисті пластикові або скляні пляшки об'ємом 500 мл–1 л [72]. Критично важливим є уникнення контамінації проб, тому пляшки перед відбором промивають 2–3 рази водою з місця відбору.

Проби для аналізу нітратів та фосфатів фільтрують безпосередньо у польових умовах через мембранні фільтри з діаметром пор 0,45 мкм для видалення завислих частинок та отримання розчинених форм біогенних елементів [72; 130]. Фільтровані проби переносять у чисті маркіровані пляшки та охолоджують до температури +2–6°C у переносному холодильнику для транспортування до лабораторії, бажано протягом 6–24 годин після відбору [72]. Якщо аналіз неможливо провести протягом 24–48 годин, проби заморожують при температурі −18–20°C, що дозволяє зберігати їх до 1 місяця.

Концентрації нітратного нітрогену (NO_3-N) та ортофосфатного фосфору (PO_4-P) визначають у лабораторії з використанням стандартизованих методів [72].

Для визначення нітратів застосовують спектрофотометричний метод з кадмієвою колонкою (редукція нітратів до нітритів з подальшим визначенням за реакцією діазотування) або УФ-спектрофотометричний метод (пряме вимірювання поглинання при довжині хвилі 220 нм з корекцією на 275 нм). Межа виявлення методів становить 0,01–0,05 мг N/л [72].

Для визначення ортофосфатів використовують молібдатний метод (метод з аскорбіновою кислотою), який базується на утворенні синього забарвленого комплексу фосфомолібденової кислоти з подальшим спектрофотометричним вимірюванням при довжині хвилі 880 нм. Межа виявлення методу становить 0,001–0,01 мг P/л [72].

Альтернативним методом одночасного визначення основних аніонів (Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}) та катіонів (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+) є іонна хроматографія з межами виявлення на рівні 0,01–0,1 мг/л [72; 411]. Цей метод використовувався у дослідженнях європейських популяцій прісноводних перлівниць для комплексної характеристики хімічного складу води.

Концентрації біогенних елементів виражають у міліграмах елемента на літр (мг N/л для нітратів, мг P/л для фосфатів) або у мікромолях на літр (мкмоль/л). При порівнянні даних необхідно враховувати перерахункові коефіцієнти: 1 мг NO_3-N/л = 4,43 мг NO_3/л; 1 мг PO_4-P/л = 3,06 мг PO_4/л [72].

Прісноводні перлівниці, включаючи *U. crassus*, є типовими представниками оліготрофних та мезотрофних водних екосистем з низькими концентраціями біогенних елементів [437]. На основі досліджень європейських популяцій встановлено чіткий негативний зв'язок між концентраціями нітратів та успішністю відтворення популяцій. Молодь реєструвалася лише у водотоках зі значеннями NO_3-N близько або нижче 2 мг/л. Цей критерій став основою для розробки методик оцінки придатності водних оселищ [437].

У дослідженнях баварських популяцій *U. crassus* були виявлені ділянки з активним рекрутуванням при концентраціях нітратного нітрогену 4,1–6,5 мг NO_3-N/л, що значно перевищує раніше встановлений пороговий рівень 2,0 мг/л і свідчить про вищу толерантність цього виду до підвищених концентрацій нітратів порівняно з *Margaritifera margaritifera* [130].

Фосфор є часто лімітуючим елементом у прісноводних екосистемах, і навіть невеликі підвищення його концентрацій можуть призвести до інтенсивного евтрофування [413]. Ортофосфати є безпосередньо доступною для засвоєння водними рослинами формою фосфору і тому служать найкращим індикатором ризику евтрофування.

Оптимальні концентрації ортофосфатного фосфору для підтримання життєздатних популяцій *U. crassu s*становлять < 0,02–0,03 мг PO_4-P/л, що характерно для непорушених або слабо порушених водотоків з мінімальним антропогенним навантаженням.

Окрім нітратів та ортофосфатів, в комплексних дослідженнях рекомендується також визначати амонійний нітроген (NH_4-N) – індикатор органічного забруднення. Оптимальні концентрації < 0,05–0,10 мг NH_4-N/л. Підвищені концентрації (> 0,2–0,5 мг NH_4-N/л) свідчать про скиди органічних стоків або інтенсивну деструкцію органічної речовини в умовах дефіциту кисню [72].

Важливо розуміти, що концентрації біогенних елементів взаємодіють з іншими факторами середовища, визначаючи сукупну придатність біотопу для *U. crassus*. Наприклад, високі концентрації біогенів у поєднанні з низькою швидкістю течії створюють максимальний ризик евтрофування, тоді як помірні концентрації при високій проточності та грубому субстраті можуть бути частково компенсовані інтенсивною аерацією та винесенням надлишкових біогенів течією.

Основними джерелами підвищених концентрацій нітратів та фосфатів є: змив мінеральних та органічних добрив з

сільськогосподарських угідь, надходження стоків з тваринницьких ферм, скиди з очисних споруд, ерозія ґрунтів та атмосферна депозиція сполук азоту.

Для зниження концентрацій біогенних елементів до рівнів, сумісних з існуванням популяцій *U. crassus*, необхідна реалізація природоохоронних заходів на рівні водозбору: створення прибережних буферних смуг шириною мінімум 10–30 м з природної рослинності, модернізація очисних споруд з видаленням біогенних елементів, впровадження екологічних сільськогосподарських практик, відновлення заплав та водно-болотних угідь, регулювання випасу худоби. Регулярний моніторинг концентрацій біогенних елементів у поєднанні з оцінкою стану популяцій молюсків дозволяє оцінити ефективність природоохоронних заходів.

Також для аналізу можуть використовуватись результати моніторингу якості води отримані з постійних гідрологічних постів державної системи моніторингу якості вод, як це роблять, наприклад, при моніторингу польських популяцій.

Важливим є визначення гідродинамічних параметрів. Швидкість течії є важливим гідродинамічним параметром, що визначає придатність локалітетів для *U. crassus* та впливає на розподіл популяцій у водотоках. Вимірювання швидкості течії проводяться за допомогою ручних витратомірів або гідрометричних вертушок на глибині 50% від товщі води, що відповідає стандартним гідрометричним протоколам для визначення середньої швидкості потоку [195]. При дослідженні баварських популяцій використовувався витратомір HFA (Höntzsch, Вайблінген, Німеччина), проте можуть застосовуватися аналогічні прилади інших виробників з подібними технічними характеристиками.

Методика вимірювання передбачає розміщення датчика витратоміра на середині глибини водного стовпа в місцях концентрації молюсків для отримання репрезентативних даних щодо гідродинамічних умов їхнього

існування. Для малих водотоків глибиною менше 50 см датчик розміщується на глибині 50–60% від дна, що забезпечує вимірювання в зоні основного потоку [195]. Час вимірювання зазвичай становить 30–60 секунд для кожної точки, що дозволяє усереднити миттєві коливання швидкості течії, пов'язані з турбулентністю [72].

Дослідження місць існування *U. crassus* у Баварії продемонстрували широкий діапазон гідродинамічних умов, за яких зареєстровано популяції цього виду. У водотоках з популяціями перлівниці товстої швидкість течії варіювала від 0,0 до 1,35 м $с^{-1}$ при середньому значенні 0,32 ± 0,26 м $с^{-1}$ [372]. В українських популяціях цей вид було виявлено за умов швидкості течії до 0,1 м $с^{-1}$, однак за умови повної відсутності течії вид не існував.

Проте детальніший аналіз локалітетів виявив важливі відмінності в гідродинамічних преференціях *U. crassus*. Дослідження [371] показали, що середні швидкості течії в місцях концентрації молюсків становили 0,11–0,31 м $с^{-1}$, при цьому абсолютні максимальні значення у досліджуваних водотоках варіювали від 0,22 до 0,95 м $с^{-1}$. Ділянки з високою щільністю молюсків характеризувалися низькими швидкостями течії (< 0,3 м $с^{-1}$) порівняно з незаселеними ділянками, де швидкості течії були вищими.

Максимальна придонна швидкість течії в місцях мешкання *U. crassus* становила 0,33 м $с^{-1}$, тоді як на незаселених ділянках реєструвалися швидкості до 0,52 м $с^{-1}$ і вище [371]. На глибині 60% від товщі води максимальні швидкості в місцях з молюсками становили 0,35 м $с^{-1}$, тоді як на незаселених ділянках досягали 0,95 м $с^{-1}$. Ці дані вказують на те, що *U. crassus* уникає ділянок з найвищими швидкостями течії та обирає локалітети з помірним або зниженим гідродинамічним навантаженням.

Дослідження в інших європейських регіонах підтвердили широку гідродинамічну толерантність виду. За даними [203; 204], оптимальні швидкості течії для *M. margaritifera* становлять 0,25–0,75 м $с^{-1}$, що частково перетинається з діапазоном, сприятливим для *U. crassus*. Проте на відміну

від попередніх уявлень про *U. crassus* як виключно реофільний вид, що потребує помірних та високих швидкостей течії (>0,3 м $с^{-1}$), сучасні дослідження продемонстрували, що цей вид може успішно існувати навіть у водотоках з уповільненою течією та м'яким субстратом [371].

Важливим чинником є те, що *U. crassus* часто обирає локалітети біля берегової лінії, біля коренів дерев, у затінку великих каменів або в інших зонах з локально зниженою швидкістю течії, навіть якщо загальна швидкість потоку у водотоці є високою [426; 317]. Ця поведінкова адаптація дозволяє виду уникати високих напружень зсуву, які можуть призвести до вимивання молюсків або пошкодження їхніх мушель.

Гідрогеоморфологічні дослідження в Бельгії виявили, що питома потужність потоку (specific stream power) негативно впливає на ймовірність присутності *U. crassus*, тоді як площа водозбору позитивно корелює з наявністю виду [396]. Це підтверджує, що *U. crassus* уникає ділянок з високою енергією потоку, яка може спричиняти ерозію субстрату та нестабільність місцеіснувань.

Низька придонна швидкість течії створює сприятливі умови для осідання органічних часток, які є джерелом їжі для молюсків-фільтраторів, а також забезпечує стабільність субстрату, необхідну для закріплення та зариття молюсків [376]. Водночас достатня швидкість течії забезпечує надходження кисню та поживних речовин до молюсків і запобігає надмірному накопиченню дрібнодисперсного органічного детриту, який може засмічувати фільтраційний апарат [404].

Слід зазначити, що гідродинамічні умови у водотоках характеризуються значною просторовою та часовою варіабельністю, пов'язаною з коливаннями водності, морфологією русла та наявністю структурних елементів (каміння, корчі, рослинність) [195]. Тому вимірювання швидкості течії мають проводитися безпосередньо в місцях

концентрації молюсків для адекватної характеристики гідродинамічних умов їхнього існування.

Текстура субстрату відіграє визначальну роль у життєдіяльності двостулкових молюсків, впливаючи на можливості зариття, стабільність положення та доступність кисню. Для баварських популяцій *U. crassus* текстура субстрату аналізувалася у трьох точках на кожному досліджуваному водотоці з використанням коробчастого пробовідбірника [371; 372]. Цей пристрій відбирає верхні 10 см субстрату через прямокутний отвір розміром 16,0 см × 12,2 см та має довжину 29,3 см [371; 372].

Коробчастий пробовідбірник обладнаний регульованими металевими пластинами з кожного боку для забезпечення відбору проб з чітко визначеної глибини субстрату, що є критичним для стандартизації даних. Його використання є функціонально подібним до об'ємного керн-пробовідбірника, проте має переваги у водотоках із складною морфологією дна [278].

Гранулометричний аналіз відібраних проб проводиться методом мокрого просіювання з використанням стандартизованої вежі для просіювання (наприклад, Fritsch, Ідар-Оберштайн, Німеччина) з різними розмірами комірок сит: 63,0, 20,0, 6,3, 2,0 та 0,85 мм [372]. Фракції, що затримуються на кожному ситі, висушуються при температурі 100°C до досягнення постійної маси і зважуються з точністю до найближчого грама [278]. Визначається відсотковий вміст кожної гранулометричної фракції.

Дослідження баварських популяцій продемонстрували, що *U. crassus* демонструє значну толерантність до підвищеного вмісту дрібних часток у субстраті. Середня частка часток менше 0,85 мм у діаметрі в місцях існування цього виду становила 41,3%, при цьому рекрутування (поповнення популяції молодими особинами) спостерігалося навіть у водотоках з максимальною часткою дрібних часток до 99% [371; 372]. Це вказує на відсутність чіткої кореляції між структурою субстрату та

успішністю відтворення у *U. crassus*, що відрізняє цей вид від більш чутливих до якості субстрату інших видів [241].

У дослідженнях популяцій зареєстровано, що субстрат, заселений *U. crassus*, має медіанний розмір часток (D50) 3 мм та медіанний максимальний розмір (D99) 26 мм [395], що відповідає піщано-гравійним відкладам з домішкою дрібного гравію. Такі умови забезпечують можливість зариття молюсків при збереженні достатньої проникності субстрату для циркуляції кисню.

Важливим аспектом є стабільність субстрату, яка визначає можливість тривалого перебування молюсків у певному місці існування без ризику вимивання або пошкодження внаслідок ерозії донних відкладів [323, 371]. Функціональні характеристики субстрату, особливо його стабільність та зони з низьким напруженням зсуву (<1,5 Н см$^{-2}$), мають велике значення для стійкості популяцій *U. crassus* [371].

Окисно-відновний потенціал (Eh) є важливим індикатором гідрологічного обміну води та кисню між вільно текучою водою і інтерстиціальною зоною субстрату [278]. Для *U. crassus*, які значну частину життя проводять занурившись у субстрат, доступність кисню в інтерстиціальній зоні є критичним фактором виживання та визначає можливість успішного рекрутування популяції [374, 130].

Вимірювання Eh проводяться у двох просторових горизонтах: у вільно текучій воді (поверхневі виміри) та безпосередньо в інтерстиціальній зоні субстрату на глибині 10 см, що відповідає типовій глибині закопування дорослих особин *U. crassus* [371]. Вибір глибини 10 см обґрунтований тим, що молюски проводять значну частину життєвого циклу саме на цій глибині, де вони здійснюють газообмін та фільтраційне живлення.

Для польових вимірювань використовується портативний pH/ORP-метр з платиновим електродом та хлорсрібним електродом порівняння (Ag/AgCl), наприклад, прилади серії WTW pH 3110 або аналогічні моделі

Multi 3630 IDS (WTW GmbH, Weilheim, Німеччина), які забезпечують точність вимірювань у діапазоні ±2–5 мВ [278; 372]. Платиновий електрод є стандартом для вимірювання окисно-відновного потенціалу у водних середовищах завдяки своїй хімічній інертності та стабільності показань.

Для вимірювання окисно-відновного потенціалу в інтерстиціальній зоні застосовується спеціалізований зонд з подовженим електродом, який акуратно занурюється у субстрат вертикально на глибину 10 см [278]. Важливо мінімізувати порушення структури субстрату під час введення електрода, оскільки механічне пошкодження може призвести до штучного насичення киснем через проникнення поверхневої води і спотворення результатів вимірювання. Стабілізація показань в субстраті може тривати 3–5 хвилин через повільніший газообмін та іонний транспорт у інтерстиціальному середовищі порівняно з вільною водою [130].

Рекомендується проводити вимірювання у 3–5 повторностях у межах досліджуваної ділянки для отримання репрезентативних даних та оцінки просторової варіабельності [278]. Точки вимірювання повинні охоплювати як ділянки з наявністю молюсків, так і потенційно придатні місця існування, де вид відсутній, для порівняльного аналізу якості біотопу.

Вимірювання доцільно проводити у різні сезони року, оскільки окисно-відновні умови можуть суттєво варіювати залежно від температури води, інтенсивності фотосинтезу, органічного навантаження та гідрологічного режиму водотоку [130]. Особливо важливими є виміри у літній період при низьких витратах води, коли ризик розвитку аноксії максимальний через підвищення температури, зниження розчинності кисню та накопичення органічної речовини у субстраті.

Значення окисно-відновного потенціалу вище +300 мВ свідчать про оксичні (аеробні) умови, сприятливі для життєдіяльності двостулкових молюсків [278; 130]. Цей пороговий рівень (+300 мВ) є загальноприйнятою межею між аеробними та анаеробними умовами у водних та ґрунтових

екосистемах [176]. У діапазоні вище +300 мВ забезпечується достатня доступність розчиненого кисню для дихання молюсків, аеробного метаболізму мікроорганізмів субстрату та підтримання окисних процесів, що запобігають накопиченню токсичних відновлених сполук.

Для *U. crassus* у місцях з активним рекрутуванням молоді значення Eh в інтерстиціальній зоні коливалися близько граничного значення +300 мВ, що свідчить про вищу толерантність цього виду до субоксичних умов порівняно з *M. margaritifera*.

Значення Eh у діапазоні +200 до +300 мВ вказують на розвиток субоксичних умов та початок відновних процесів у субстраті. В цьому діапазоні вже можливе пригнічення метаболічних процесів у молюсків, особливо у ювенільних особин [278]. Падіння Eh нижче +200 мВ свідчить про встановлення аноксичних умов та домінування анаеробних процесів. У таких умовах відбувається активна редукція заліза та марганцю, а за подальшого зниження потенціалу – сульфатредукція з утворенням токсичного сірководню [176].

Аноксичні умови в субстраті є несприятливими для існування двостулкових молюсків і можуть призводити до локального зникнення популяцій через пригнічення дихання, порушення фільтраційної активності та накопичення токсичних метаболітів анаеробного розкладу органічної речовини [374; 130]. Критичним порогом для виживання *U. crassus* є тривале (понад 48–72 годин) зниження Eh нижче +200 мВ у інтерстиціальній зоні, що може призводити до стресу та підвищеної смертності молюсків.

Важливим показником якості біотопу є різниця (дельта) між значеннями Eh у вільній воді та інтерстиціальній зоні субстрату. Невелика різниця ($\Delta Eh < 150$ мВ) вказує на хороший гідрологічний обмін між водною товщею та інтерстиціальним середовищем, тоді як велика різниця ($\Delta Eh > 250$ мВ) свідчить про закупорювання пор субстрату дрібними частинками

та погіршення умов існування молюсків [278; 372]. Для популяцій *U. crassus* у Баварії середня різниця потенціалів становила 259,2 ± 95,1 мВ, що було вище, ніж у популяцій *M. margaritifera* (154 ± 108 мВ), підтверджуючи вищу толерантність *U. crassus* до субоптимальних умов аерації субстрату [372].

Моніторинг окисно-відновного потенціалу є невід'ємною складовою оцінки придатності біотопів для реінтродукції виду та прогнозування довгострокової стійкості популяцій в умовах антропогенної трансформації водних екосистем.

Висновки до підрозділу 5.1:

1. Обгрунтовано науково-методичні основи багатопараметричної оцінки екологічної безпеки біотопів *U. crassus*, які базуються на системі граничних значень фізико-хімічних та гідродинамічних параметрів середовища існування.
2. Запропоновано багатопараметричний підхід до оцінки екологічної безпеки біотопів, який інтегрує шість груп параметрів: біогенні елементи (NO_3-N, PO_4-P), кисневий режим (O_2, pH), окисно-відновний потенціал (Eh, ΔEh), гідродинамічні характеристики (швидкість течії), фізико-хімічні показники (температура, електропровідність, каламутність) та характеристики субстрату (гранулометричний склад). Така система дозволяє здійснювати комплексну діагностику стану біотопів та ідентифікувати пріоритетні фактори екологічної небезпеки.
3. Запропонована система граничних значень забезпечує методологічну основу для створення національних стандартів екологічного моніторингу *U. crassus* у контексті імплементації вимог Оселищної Директиви ЄС та забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем.

4. Встановлено, що ефективна оцінка екологічної безпеки біотопів *U. crassus* вимагає комплексного застосування всіх шести груп параметрів, оскільки жоден окремий показник не може слугувати універсальним критерієм придатності середовища.
5. Запропонована система дозволяє ідентифікувати як гострі екологічні ризики (критичні значення окремих параметрів), так і хронічні загрози (субоптимальні значення за кількома параметрами одночасно), що забезпечує можливість диференційованого управління екологічною безпекою на різних рівнях.

5.2. Застосування методів дистанційного зондування землі для оцінки екологічної безпеки водних екосистем на прикладі басейну річки Уборть в умовах антропогенної трансформації території

Традиційний моніторинг популяцій *U. crassus* базується переважно на прямих польових обстеженнях, які забезпечують отримання даних про чисельність, щільність поселень, вікову структуру та репродуктивний стан популяцій. Водночас такий підхід має суттєві обмеження: високу трудомісткість, обмежене просторове охоплення, складність доступу до віддалених локацій та неможливість ретроспективного аналізу змін середовища існування. Крім того, результати польових досліджень фіксують поточний стан популяцій, проте не завжди дозволяють встановити причини негативних змін, що є критичним для розробки ефективних заходів охорони.

Згідно з методичними рекомендаціями щодо звітування за Статтею 17, оцінка стану збереження виду повинна враховувати не лише параметри популяції, але й якість та площу оселищ, а також основні тиски та загрози. Для прісноводних молюсків родини Unionidae ключовими факторами, що

визначають якість оселищ, є гідрологічний режим, стан прибережної рослинності, рівень седиментації та загальний стан водозбірної території. Саме ці параметри можуть ефективно оцінюватися методами дистанційного зондування Землі.

Застосування супутникових даних систем Sentinel-2 та Landsat відкриває принципово нові можливості для моніторингу оселищ *U. crassus*. Часові ряди спектральних індексів (NDVI, NDWI, FCD) дозволяють виявляти деградацію прибережної рослинності та лісового покриву водозборів, зміни водності річок та порушення гідрологічного режиму. Ретроспективний аналіз архівних супутникових даних забезпечує можливість простежити динаміку змін середовища існування та встановити їх часовий зв'язок зі змінами стану популяцій, виявленими під час польових досліджень.

Особливого значення дистанційні методи набувають при дослідженні причин скорочення або зникнення популяцій *U. crassus*. Інтеграція даних польового моніторингу популяцій з результатами супутникового аналізу стану водозбірної території дозволяє встановлювати причинно-наслідкові зв'язки між антропогенною трансформацією ландшафтів та змінами малакофауни. Такий комплексний підхід є особливо актуальним для територій з інтенсивним антропогенним навантаженням, де деградація оселищ може відбуватися швидкими темпами.

Дане дослідження апробує методологію інтеграції дистанційних та польових методів моніторингу на прикладі басейну річки Уборть, де зафіксовано значне скорочення популяцій *U. crassus* на фоні інтенсивного незаконного видобутку бурштину. Отримані результати демонструють можливості супутникового моніторингу для виявлення деградації оселищ та встановлення її зв'язку зі змінами стану популяцій охоронюваних видів, що є важливим для формування доказової бази при звітуванні за Статтею 17 Директиви про оселища.

Проблема деградації природних екосистем унаслідок незаконного видобутку бурштину на території Українського Полісся набула критичних масштабів протягом останнього десятиліття. Площі порушених земель стрімко зростають, що призводить до незворотних змін ландшафтів, втрати біорізноманіття та порушення гідрологічного режиму територій. Найбільш інтенсивно цей процес відбувається у Житомирській, Рівненській та Волинській областях [214].

Річка Уборть – права притока Прип'яті, що протікає через Житомирську область України та Гомельську область Білорусі. Загальна довжина річки становить 292 км, з яких 166 км проходить територією України; площа басейну – 5 820 км² (в Україні – 3 910 км²). Середня ширина річища коливається від 10–15 м до 50–60 м у пониззі; течія повільна, похил річки – 0,34 м/км. Басейн Уборті характеризується значною заболоченістю та залісненістю, що визначає його важливу роль у підтриманні гідрологічного балансу регіону. У пониззі басейну розташований Поліський природний заповідник, заснований 1968 року з метою збереження типових природних комплексів Полісся.

Видобуток бурштину в цьому регіоні здійснюється переважно методом гідромеханічного розмиву четвертинних відкладів з використанням мотопомп [293; 361]. Такий метод потребує інтенсивного водовідбирання з локальних водних об'єктів і призводить до порушення структури ґрунтів, знищення лісових масивів та деградації гідрологічного режиму територій.

Комплексне застосування методів дистанційного зондування Землі, включаючи аналіз часових рядів індексів FCD, NDVI, NDWI, показники індексу NDMI та візуальне дешифрування супутникових знімків, забезпечує всебічну оцінку трансформації екосистем та рівня екологічної безпеки територій Українського Полісся, що зазнають впливу нелегального видобутку бурштину. Інтеграція супутникових даних з результатами

польового моніторингу популяцій дозволяє встановлювати причинно-наслідкові зв'язки між антропогенною трансформацією водозбірних територій та змінами стану охоронюваних видів, що є важливим для формування доказової бази при звітуванні за Статтею 17 Директиви про оселища.

Метою роботи було визначити наявність і характер зв'язку між деградацією водозбірної території внаслідок видобутку бурштину та змінами стану популяцій *U. crassus* у річці Уборть шляхом інтеграції даних дистанційного зондування Землі з результатами малакологічних досліджень та гідрологічних спостережень. Завдання дослідження включали оцінку площ деградованих земель та динаміки їх зростання, аналіз змін гідрологічного режиму річки, локалізацію осередків найбільш інтенсивних порушень та встановлення їх просторового зв'язку з ділянками зникнення популяцій молюсків.

Отримані результати можуть бути використані для ідентифікації загроз екологічній безпеці прісноводних екосистем, визначення пріоритетних ділянок для природоохоронних заходів та розробки регіональних програм екологічної реабілітації Полісся. Апробована методика інтеграції дистанційних та польових методів моніторингу може бути адаптована для оцінки стану збереження *U. crassus* та інших охоронюваних видів прісноводних молюсків на інших територіях України в контексті виконання зобов'язань за Директивою про оселища.

Для аналізу змін лісового покриву та гідрологічного режиму басейну річки Уборть використовувались дані супутникової системи Sentinel-2 Європейського космічного агентства (ESA). Дослідження базувались на мультиспектральних знімках Sentinel-2 L2A з атмосферною корекцією та просторовою роздільною здатністю 10-20 м за період 2016-2025 років. Основна територія дослідження охоплювала басейн річки Уборть у

Житомирській області з фокусом на ключові населені пункти: Сущани, Замисловичі, Юрове та Олевськ.

Обробка супутникових даних включала застосування спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) для оцінки щільності лісового покриву та виявлення порушених ділянок лісу з пониженою здатністю утримувати вологу, а також використання композиції True Color (комбінація каналів B4, B3, B2) для природного відображення місцевості та візуальної інтерпретації. Проводився порівняльний часовий аналіз шляхом зіставлення знімків однієї території за різні роки та сезони для виявлення динаміки змін у водному режимі та лісовому покриві. Візуальна інтерпретація дозволила ідентифікувати місця видобутку бурштину за характерними ознаками та виявити зміни у русловій мережі річки Уборть.

Додатково проаналізовано часові ряди нормалізованого різницевого вегетаційного індексу NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) та нормалізованого різницевого водного індексу NDWI (Normalized Difference Water Index) за період 2015–2024 рр. для оцінки змін стану рослинності та водності території.

Аналіз гідрологічного режиму басейну річки Уборть базувався на даних агро-гідрологічної моделі SWAT (Soil and Water Assessment Tool), отриманих на *Онлайн платформі* "*Land & Water*" [255] та даних Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять за період 1991–2020 рр, розміщених на сайті Державного водного агентства [24]. Використано щомісячні дані витрат води ($м^3 \cdot с^{-1}$), температури повітря (°C), опадів ($мм \cdot рік^{-1}$) та запасу вологи ґрунту (мм) для суббасейну 3409. Додатково проаналізовано схему водного балансу території, що включає дані про опади, евапотранспірацію, поверхневий та ґрунтовий стік, а також значення параметра CN (Curve Number) для оцінки інфільтраційної здатності території.

Дослідження видового складу молюсків родини Unionidae проводилось у два етапи: 2009-2013 роки та 2019-2024 роки на ділянках біля міста Олевськ та сіл Сущани, Рудня-Хочинська, Юрове, Хмелівка з загальною довжиною обстеження близько 30 км (рис. 5.2). Прісноводних молюсків збирали вручну на глибині до 1,2 м стандартними методами малакологічних досліджень. Видову ідентифікацію проводили за морфологічними ознаками раковин [320, 321]. Результати польових досліджень аналізували методами порівняльної екології з розрахунком частоти трапляння видів у різні періоди дослідження, при цьому зміни у видовому складі оцінювали як індикатор стану водних екосистем.

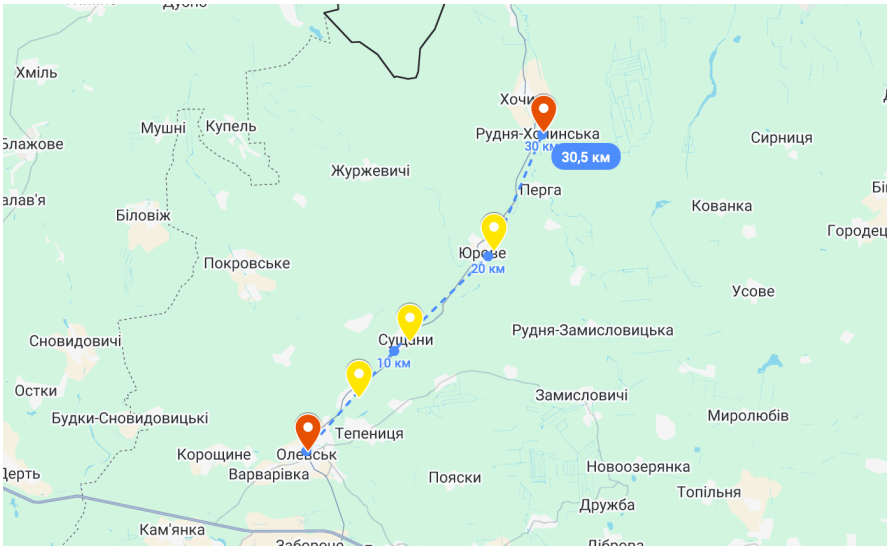


Рис.5.2. Пункти дослідження на річці Уборть

У період 2009-2013 років в Уборті у межах Олевська було виявлено чотири види молюсків – *U. tumidus*, *U. pictorum*, *U. crassus*, *P. complanata*. У наступний період дослідження виявлено лише *U. tumidus*, *U. pictorum*. У межах села Рудня-Хочинська у 2009-2013 роках виявлено види *U. tumidus*, *U. pictorum*, *U. crassus*, у період 2019-2024 років видовий склад виявлених молюсків не змінився. У межах села Сущани у період 2009-2013 років виявлено *U. pictorum*, *U. crassus*, *P. complanata*. У наступний період

обстеження жодного виду виявлено не було. У межах сіл Юрове та Хмелівка поселень двостулкових молюсків також не було виявлено. Загальний характер змін наведено у таблиці (табл. 5.2). Лише в одному пункті (с. Рудня-Хочинська) протягом близько 15 років змін складу малакофауни не відбулось.

Таблиця 5.2

Частота трапляння видів родини Unionidae у річці Уборть

Вид	До 2013 р. (%)	2019-2024 рр. (%)	Зміна (%)
Unio tumidus	67	40	-40,3
Unio pictorum	100	40	-60,0
Unio crassus	100	20	-80,0
Anodonta anatina	0	0	0
Anodonta cygnea	0	0	0
Pseudanodonta complanata	67	0	-100,0

Катастрофічне зниження частоти трапляння представників родини Unionidae у річці Уборть (від 60% до 100% для окремих видів) є прямим наслідком антропогенної трансформації водної екосистеми. Повне зникнення *P. complanata* та критичне зменшення популяцій *U. crassus* свідчить про незворотні зміни у структурі донних біоценозів.

Однією з ймовірних причин такого явища є значне зневоднення та падіння рівня води, особливо у районі села Сущани. Через це ділянка річки може зазнавати повного промерзання у зимовий період та критичного падіння рівня води влітку. Інтенсивний видобуток бурштину у цьому регіоні, що розпочався з 2014 року, спричинив деградацію лісових екосистем на площі понад 1066 га та втрату водоутримуючої здатності ґрунтів. Гідравлічний метод видобутку бурштину призводить до ерозії ґрунтів та змішування органічної речовини з іншими ґрунтовими горизонтами, що є провідною причиною деградації екосистем.

Аналіз часового ряду витрат води річки Уборть за період 1991–2020 рр. виявив чітку тенденцію до зниження водності. У період 1991–2000 рр. спостерігалися регулярні весняні піки витрат води в діапазоні 40–60 $м^3 \cdot с^{-1}$ з окремими екстремальними значеннями майже до 80 $м^3 \cdot с^{-1}$ (1999 р.) та базовим стоком у межах 15–25 $м^3 \cdot с^{-1}$.

У період 2000–2013 рр. відбувалося поступове зниження амплітуди весняних піків, хоча окремі високі значення ще фіксувалися (2006 р., 2013 р.) (рис. 5.3). Найбільш виражені зміни зафіксовано після 2014 року: весняні піки рідко перевищують 20 $м^3 \cdot с^{-1}$, а базовий стік знизився до 5–10 $м^3 \cdot с^{-1}$. Таким чином, за тридцятирічний період спостережень витрати води річки Уборть скоротилися приблизно вдвічі.

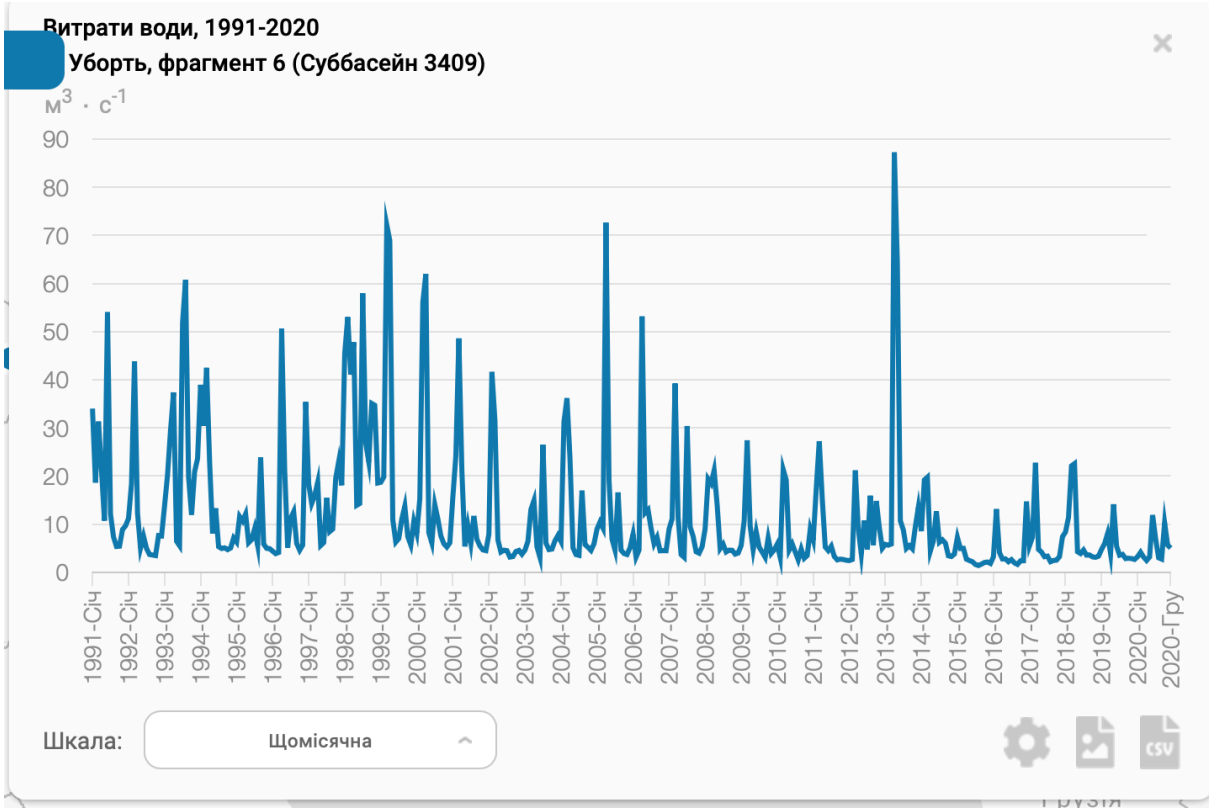


Рис. 5.3. Динаміка витрат води річки Уборть (фрагмент 6, суббасейн 3409) за період 1991–2020 рр. за даними Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять

Аналіз кліматичних даних за період 1991–2020 рр. дозволив оцінити можливий внесок кліматичних факторів у зниження водності річки. Дані щодо опадів не демонструють довгострокового тренду до зниження – річні суми опадів коливаються в межах природної варіабельності (рис. 5.4). Середньорічна кількість опадів для суббасейну 3409 становить 732 мм·рік$^{-1}$ (за даними водного балансу).

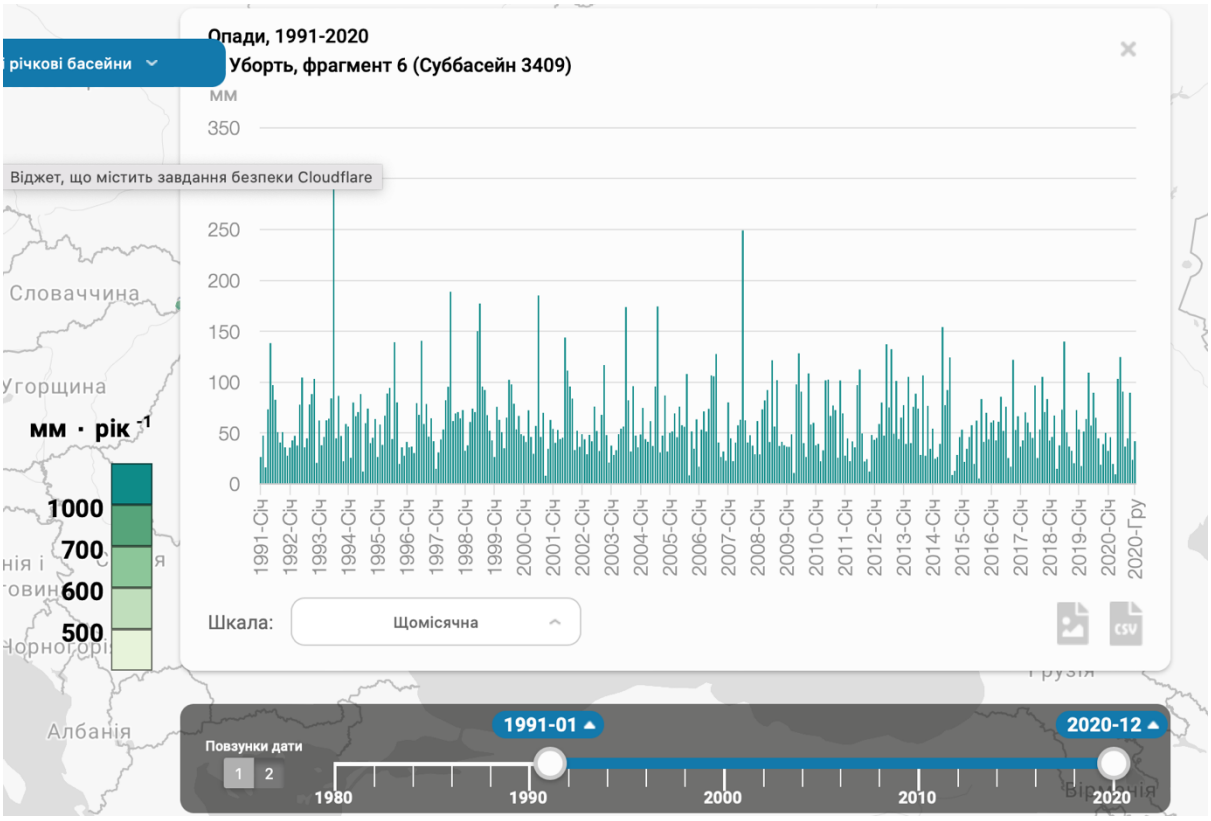


Рис. 5.4. Динаміка опадів у басейні річки Уборть (фрагмент 6, суббасейн 3409) за період 1991–2020 рр. за даними Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять

Водночас дані щодо температури повітря демонструють тенденцію до підвищення середньорічних температур, особливо помітну після 2010 року (рис. 5.5). Підвищення температури може впливати на водний баланс через збільшення евапотранспірації. За даними водного балансу, потенційна

евапотранспірація для території дослідження становить 672 мм·рік$^{-1}$, а фактичне випаровування та транспірація – 474 мм·рік$^{-1}$.

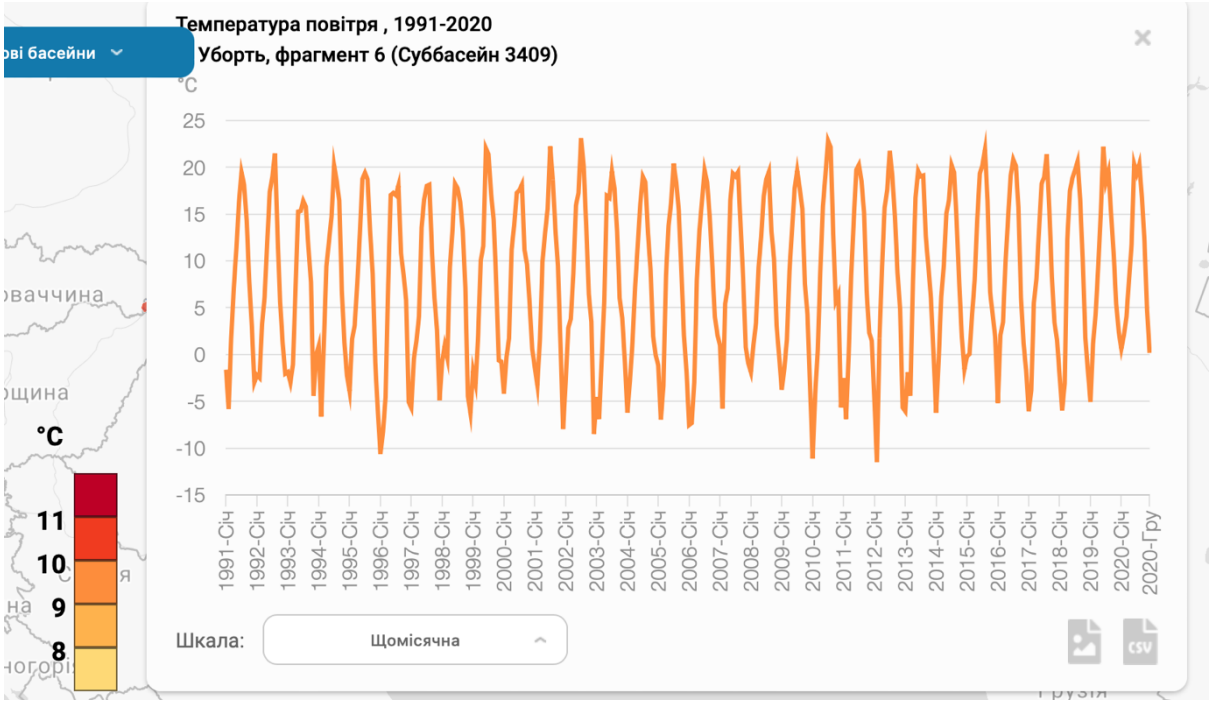


Рис. 5.5. Динаміка температури повітря у басейні річки Уборть (фрагмент 6, суббасейн 3409) за період 1991–2020 рр. за даними Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять

Дані щодо запасу вологи ґрунту демонструють сезонні коливання без чітко вираженого довгострокового тренду до зниження на загальнобасейновому рівні (рис. 5.6). Це може свідчити про локальний характер порушень водоутримуючої здатності ґрунтів – безпосередньо на ділянках видобутку бурштину, а не в масштабі всього суббасейну.

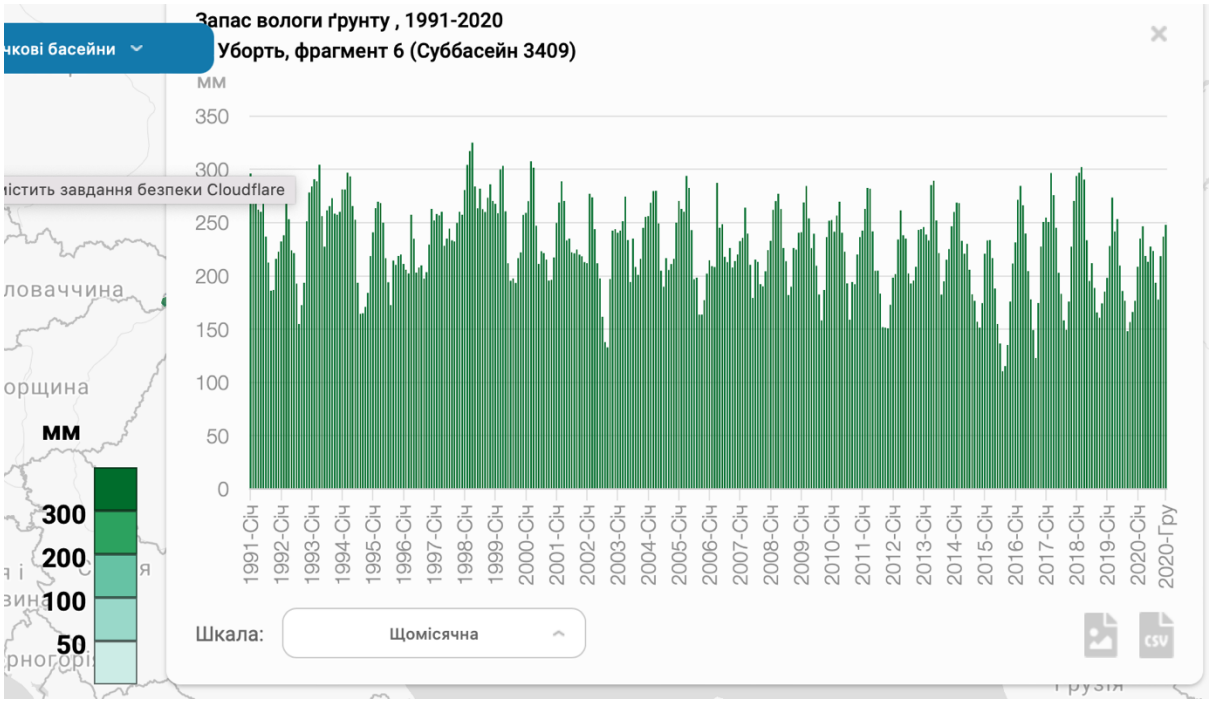


Рис. 5.6. Динаміка запасу вологи ґрунту у басейні річки Уборть (фрагмент 6, суббасейн 3409) за період 1991–2020 рр. за даними Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять

Аналіз схеми водного балансу суббасейну 3409 виявив такі характеристики: опади – 732 мм·рік$^{-1}$; випаровування та транспірація – 474 мм·рік$^{-1}$; поверхневий стік – 53 мм·рік$^{-1}$; внутрішньоґрунтовий стік – 1 мм·рік$^{-1}$; ґрунтовий стік неглибокого водоносного горизонту – 36 мм·рік$^{-1}$; ґрунтовий стік глибокого водоносного горизонту – 42 мм·рік$^{-1}$; просочування у неглибокий водоносний горизонт – 206 мм·рік$^{-1}$; випаровування з неглибокого водоносного горизонту – 134 мм·рік$^{-1}$; живлення глибоководного горизонту – 41 мм·рік$^{-1}$ (рис. 5.7).

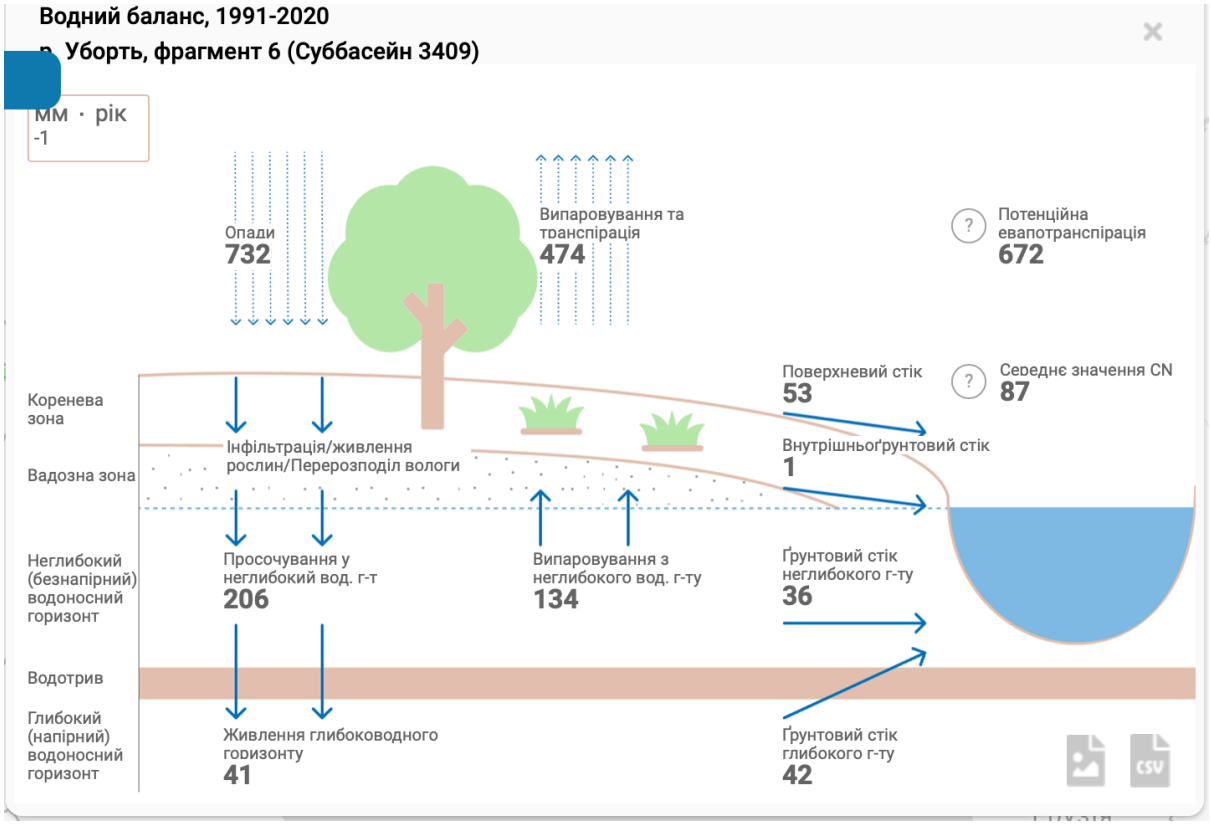


Рис. 5.7. Водний баланс у басейні річки Уборть (фрагмент 6, суббасейн 3409) за період 1991–2020 рр. за даними Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять

Особливу увагу привертає значення параметра CN (Curve Number), яке для досліджуваної території становить 87. Параметр CN використовується в гідрологічному моделюванні для оцінки потенційного поверхневого стоку. Значення CN = 87 є відносно високим і вказує на знижену інфільтраційну здатність території та підвищений поверхневий стік. Для порівняння: ліси з хорошим станом зазвичай мають CN = 55–70, тоді як урбанізовані території або ущільнені ґрунти – CN = 80–95. Високе значення CN може бути індикатором деградації ґрунтового покриву внаслідок антропогенної діяльності [393].

Порівняльний аналіз часового ряду супутникових знімків FCD за період 2016–2024 рр. виявив прогресуючу деградацію лісових екосистем у районі села Сущани. На знімку за 2014 рік було оцифровано порушені

ділянки, оцифрування було збережено на знімках за інші роки. Метою цього було прослідкувати динаміку змін антропогенної трансформації території.

Знімок за серпень 2016 року демонструє переважно збережену структуру лісових масивів з поодинокими світлими плямами порушень (рис. 5. 8). На знімку за серпень 2017 року територія залишається переважно темно-зеленою, що свідчить про збережений лісовий покрив на оцифрованих ділянках (рис. 5.9). Однак візуально помітно збільшення кількості ділянок оголеного ґрунту.

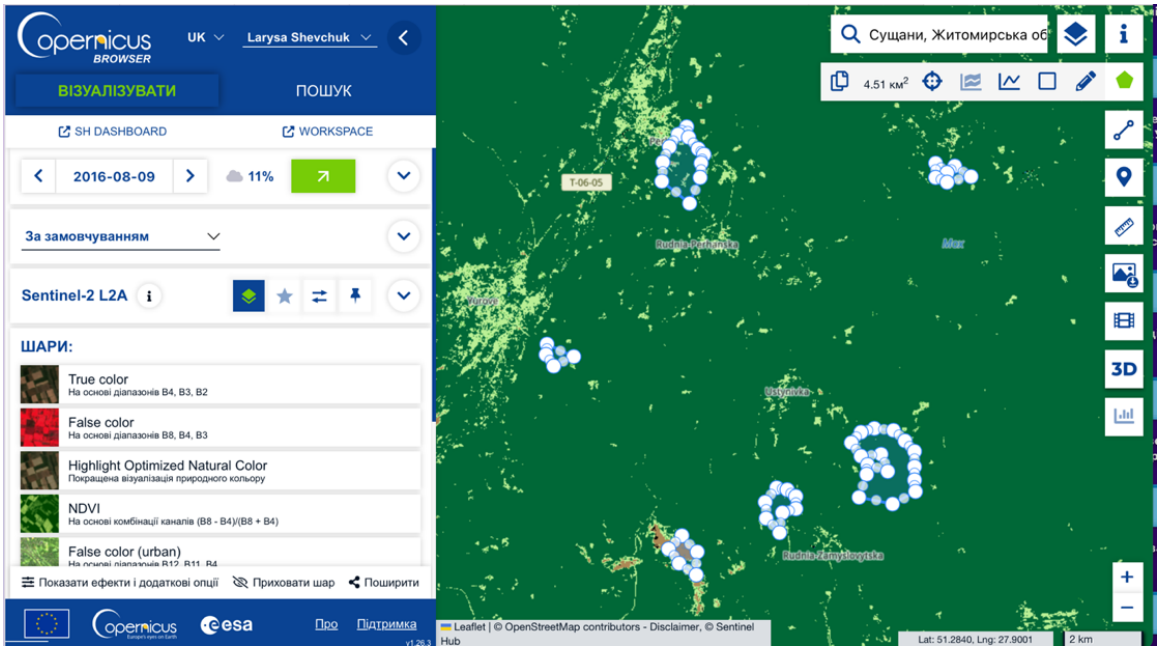


Рис. 5.8. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) (09.08.2016 року)

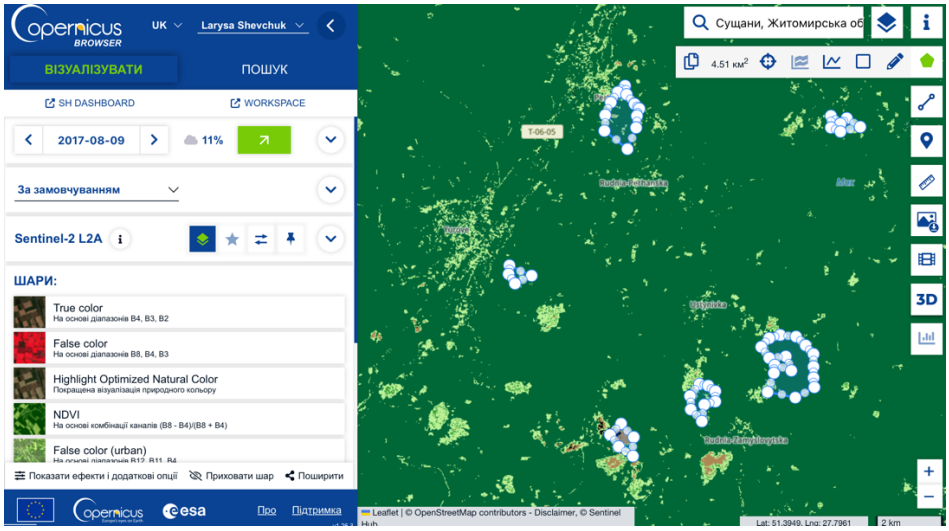


Рис. 5.9. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) (09.08.2017 року)

Знімок за серпень 2018 року фіксує початок помітної деградації – з'являються світло-зелені та жовтуваті ділянки в межах оцифрованих полігонів, що індукує зниження щільності деревного покриву (рис. 5.10).

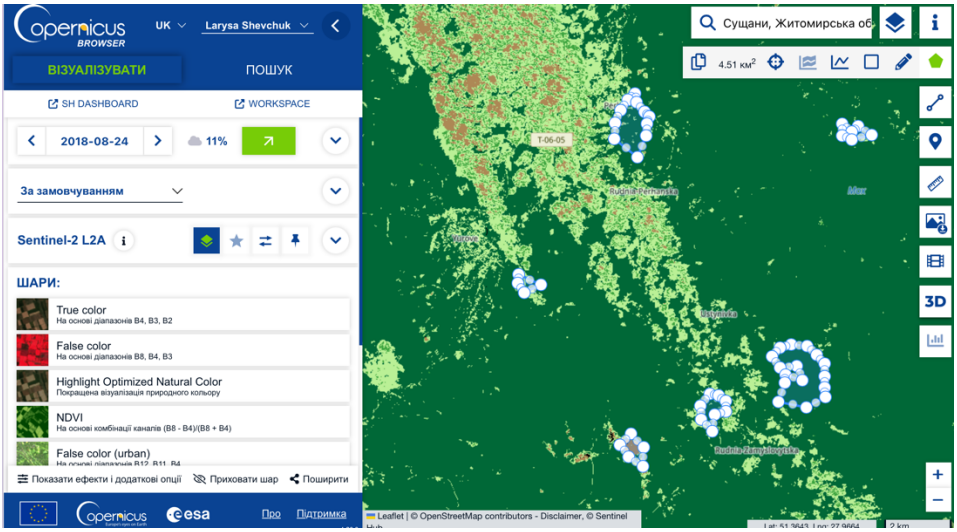


Рис. 5.10. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) (24.08.2018 року)

На знімках за червень 2020 (рис. 5.11) та квітень 2021 року (рис. 5.12) спостерігається подальше розширення площі порушених територій та

формування мозаїчної структури з чергуванням деградованих і частково збережених ділянок.

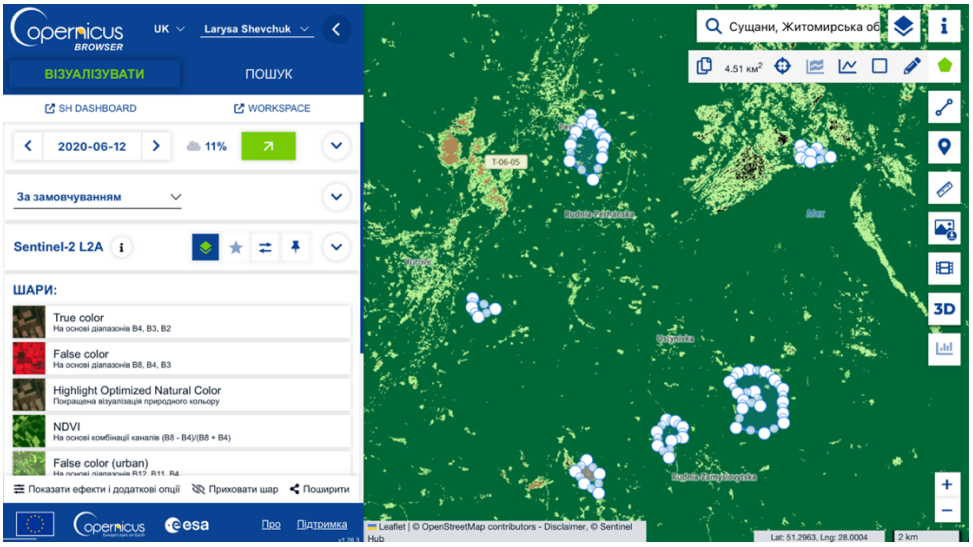


Рис. 5.11. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) (12.06.2020 року)

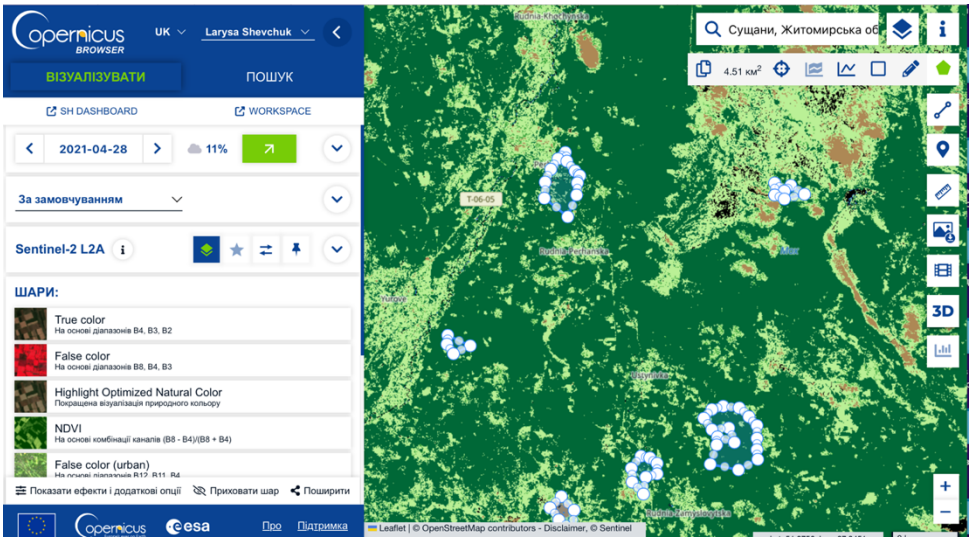


Рис. 5.12. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) (28.04.2021 року)

Знімок за серпень 2024 року демонструє зменшення площі деградованих ділянок зі збереженням осередків порушення цілісності

грунтового покриву (рис. 5.13). Оцифровані полігони порушених територій характеризуються світлим відображенням, що свідчить про зниження щільності деревного ярусу або повну втрату лісового покриву. Просторовий характер порушень – численні розкидані плями неправильної форми – є типовим для районів гідромеханічного видобутку бурштину.

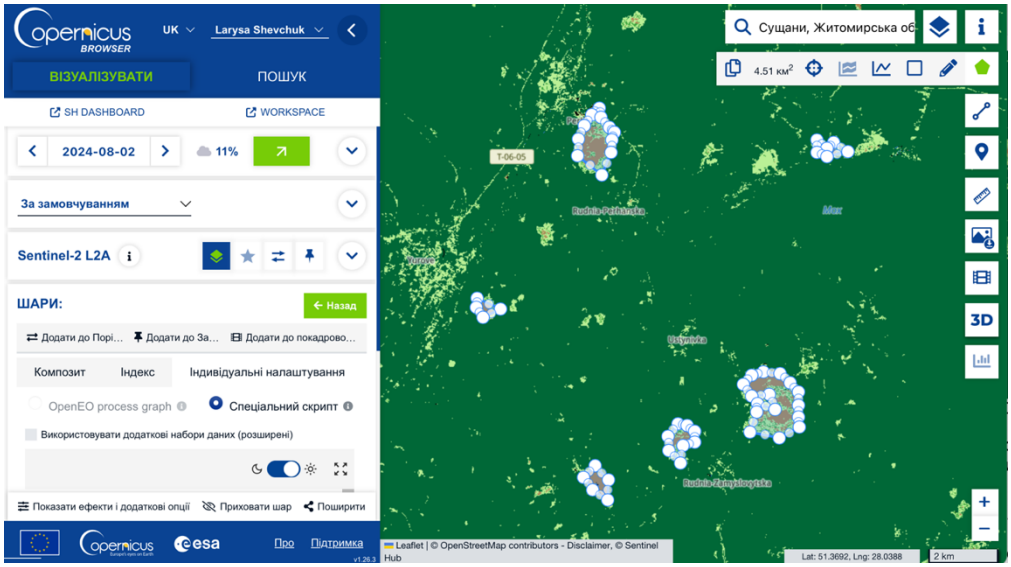


Рис. 5.13. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) (02.08.2024 року)

Аналіз часових рядів індексу NDVI за період 2017–2025 рр. не виявив статистично значущого тренду до зниження на досліджуваній території. Літні максимуми NDVI залишаються стабільними на рівні 0,7–0,9 протягом усього періоду спостережень, демонструючи типові сезонні коливання з зимовими мінімумами близько 0 (рис. 5.14).

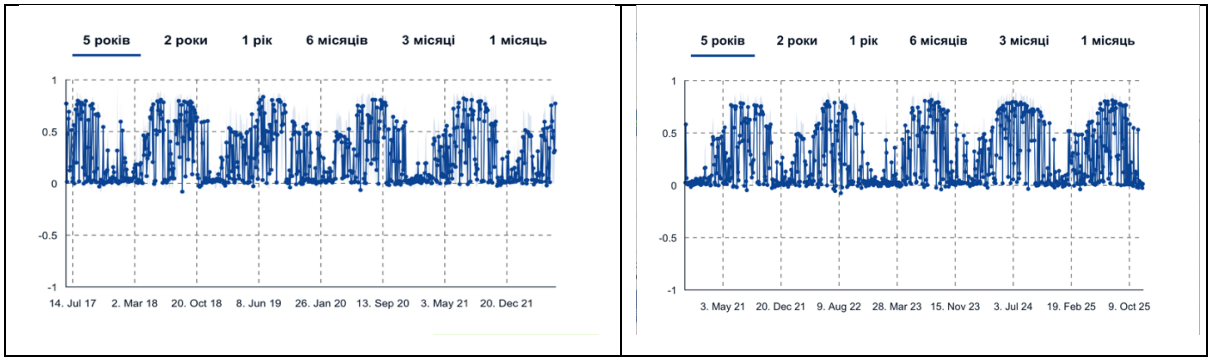
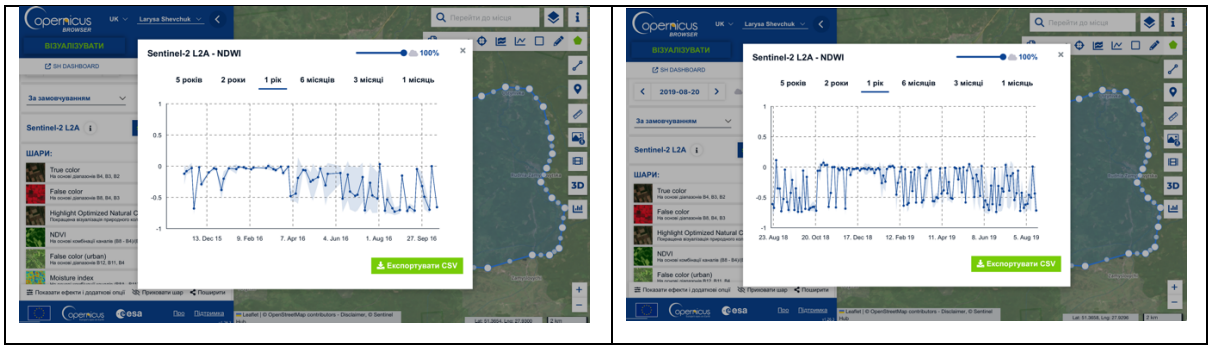


Рис. 5.14. Часовий ряд індексу вологості NDVI для території поблизу с. Сущани за період 2017–2025 рр. за даними Sentinel-2 L2A

Відсутність вираженого зниження NDVI на фоні очевидної деградації лісового покриву за даними FCD може пояснюватися особливостями індексу. NDVI вимірює загальну фотосинтетичну активність рослинності без розрізнення між деревною та трав'янистою рослинністю. На порушених ділянках після знищення лісу відбувається швидке заселення трав'янистими видами, які забезпечують високі значення NDVI у вегетаційний період. Таким чином, NDVI не є чутливим індикатором для виявлення заміщення лісової рослинності трав'яною.

Аналіз часових рядів індексу NDWI за період 2015–2024 рр. не виявив значущих змін водності на досліджуваній території (5.15). Значення індексу коливаються в межах від -0,3 до 0,1 без вираженого довгострокового тренду.



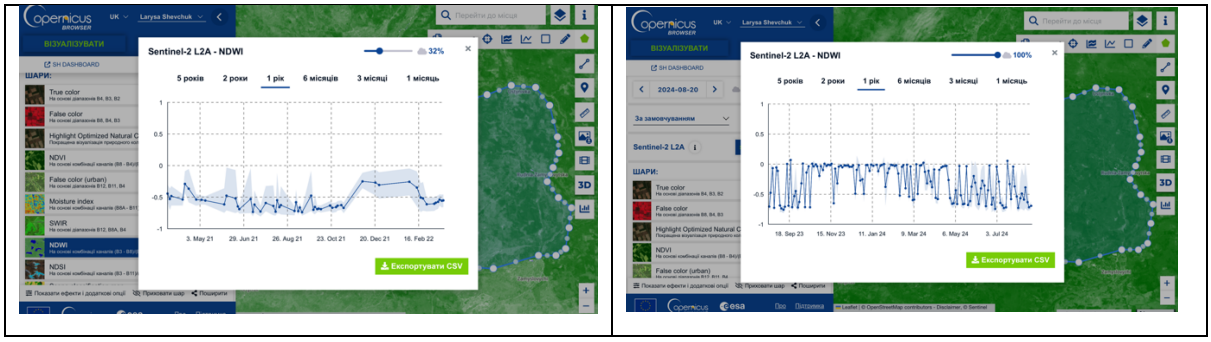


Рис. 5.15. Часовий ряд індексу NDWI (Normalized Difference Water Index) для території поблизу с. Сущани за період 2015–2016 рр. за даними Sentinel-2 L2A

Відсутність змін NDWI може бути пов'язана з методологічними обмеженнями. Просторова роздільна здатність знімків Sentinel-2 (10 м для каналів, що використовуються в розрахунку NDWI) є недостатньою для виявлення змін на невеликих територіях. Індекс NDWI ефективніше працює для великих водних об'єктів чи великих територій та не може адекватно відобразити зміни водності малих річок. Однак у даному випадку нас цікавить зникнення видів не в межах всього басейну, а локально.

Зафіксоване зниження витрат води річки Уборть після 2014 року потребує комплексної інтерпретації. Ключовим є той факт, що зниження водності відбулося на фоні відсутності значного зменшення кількості опадів. Це виключає дефіцит атмосферного живлення як основну причину і вказує на зміни в механізмах формування стоку на водозбірній території.

Можливими причинами зниження водності є комплекс факторів. По-перше, пряме водовідбирання для гідромеханічного видобутку бурштину: використання мотопомп для розмиву ґрунтів потребує значних обсягів води, яка відбирається з річкової мережі. По-друге, порушення водоутримуючої здатності ґрунтів: знищення лісового покриву та механічне порушення структури ґрунтів призводить до зниження їх інфільтраційної здатності, про що опосередковано свідчить високе

значення параметра CN = 87. По-третє, кліматичні зміни: підвищення температури повітря може збільшувати евапотранспірацію, хоча цей фактор, імовірно, є вторинним.

Часовий збіг між періодом інтенсифікації незаконного видобутку бурштину (після 2014 р.) та найбільш вираженим зниженням витрат води свідчить на користь антропогенної гіпотези. Однак для кількісної оцінки внеску кожного фактора необхідні додаткові дослідження, включаючи гідрологічне моделювання з урахуванням змін землекористування.

Просторова кореляція між районами найбільш інтенсивної деградації лісового покриву та ділянками річки, де зафіксовано зникнення популяцій молюсків, вказує на можливий причинно-наслідковий зв'язок. Найбільш критична ситуація спостерігається біля села Сущани (рис. 5.16), де збігаються максимальна концентрація порушених територій та повна відсутність малакофауни у 2019–2024 рр.

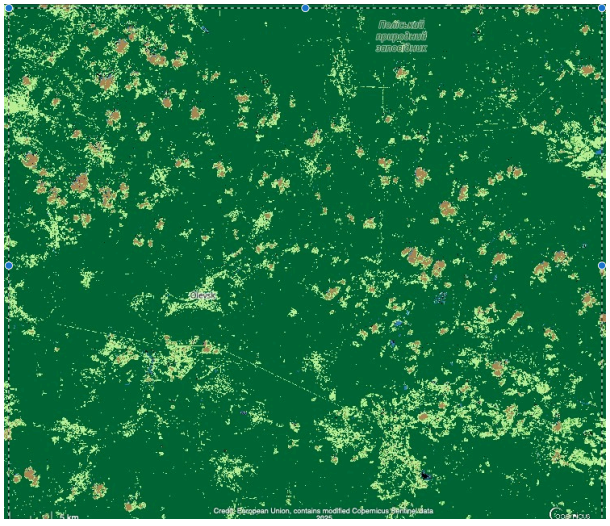


Рис. 5.16. Ділянки видобутку бурштину уздовж річки Уборть (Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) 18.06.2024). Найбільша локалізація пунктів біля с. Сущани

Порівняльний аналіз супутникових знімків від 2 серпня 2017 року (рис. 5.17) та 2 серпня 2024 року (рис. 5.18) виявляв інтенсифікацію процесів деградації лісових екосистем басейну річки Уборть протягом семирічного періоду спостережень.

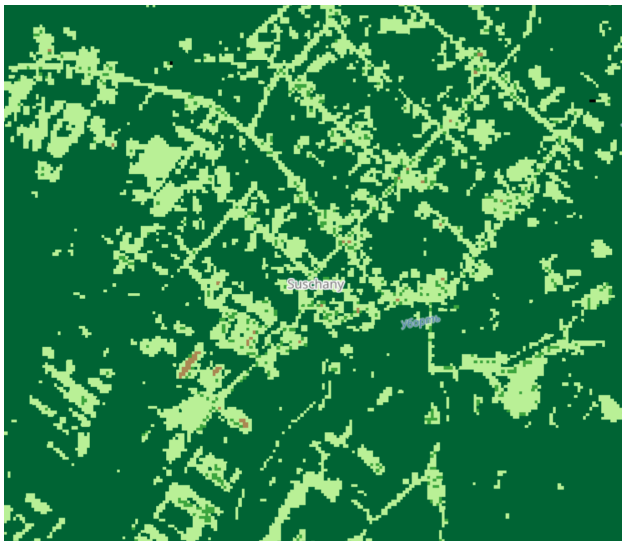


Рис. 5. 17. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) 02.08.2017

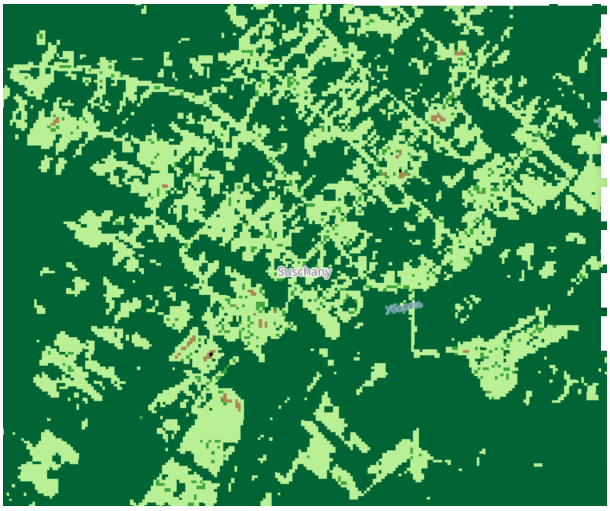


Рис. 5.18. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням спеціального скрипту FCD (Pseudo Forest Canopy Density) 02.08.2024

Потенційні механізми впливу деградації водозбірної території на популяції молюсків включають: зневоднення річки внаслідок зниження базового стоку, що призводить до пересихання та промерзання окремих ділянок русла; збільшення седиментації внаслідок ерозії порушених територій; зміни гідрохімічного режиму. Дослідження [371] показали, що *U. crassus* потребує певних гідрологічних умов, зокрема низького напруження зсуву біля дна (<1,5 $N \cdot см^{-2}$) та стабільного субстрату. Зниження водності та збільшення седиментації можуть критично погіршувати умови існування цього виду.

Аналіз спектральних індексів виявив їх різну чутливість до досліджуваних процесів. Індекс FCD виявився найбільш інформативним для виявлення деградації лісового покриву, демонструючи чітку прогресуючу динаміку порушень за період 2016–2024 рр.

Водночас індекс NDVI не виявив значущих змін, незважаючи на очевидну деградацію лісового покриву. Це пояснюється тим, що NDVI вимірює загальну фотосинтетичну активність без розрізнення типів рослинності. На порушених ділянках трав'янисті види швидко заміщують знищений ліс, забезпечуючи високі значення NDVI. Таким чином, для моніторингу лісових екосистем NDVI є недостатньо чутливим індикатором.

Індекс NDWI виявився непридатним для оцінки змін водності вузьких водотоків через обмеження просторової роздільної здатності Sentinel-2 (10 м). При середній ширині русла Уборті 10–15 м русло річки займає лише 1–2 пікселі, що унеможливлює надійну оцінку змін водності.

У 2025 році деградація ґрунтового покриву продовжується. Використання індексу SWIR дозволило виявити формування масштабної зони екологічної деградації загальною площею 7,2 км² ймовірно у наслідок вигорання, локалізованої в центральній частині досліджуваної території поблизу населених пунктів Сущани, Замисловичі та Юрово (рис. 5.19). Деградована територія характеризується чітко вираженими

морфологічними ознаками техногенного походження з переважанням темно-коричневих та чорних тонів, що індикує відсутність рослинного покриву та експозицію мінерального ґрунту.



Рис. 5.19. Космічний знімок Sentinel-2 з використанням індексу SWIR (29.03.2025 року)

Супутниковий знімок Sentinel-2 L2A з візуалізацією нормалізованого диференційного індексу вологості (NDMI) за 26 вересня 2025 року відображає сучасний стан території басейну річки Уборть у районі села Сущани.

Аналіз просторового розподілу значень NDMI виявляє виражену неоднорідність вологісного режиму території (рис. 5.20). Збережені лісові масиви візуалізуються синім кольором, що відповідає високим значенням індексу (NDMI > 0,24) та свідчить про достатній вміст вологи в рослинності без ознак водного стресу.

На загальному синьому фоні лісового покриву чітко виділяються численні деградовані ділянки округлої та неправильної форми, візуалізовані жовтим та оранжевим кольором. Ці ділянки характеризуються низькими значеннями NDMI (від -0,24 до 0), що вказує на водний стрес, дефіцит вологи та порушення водного балансу. Така округла форма

порушень є характерною ознакою гідромеханічного видобутку бурштину, при якому розмив ґрунту здійснюється мотопомпами від центральної точки.

У західній частині досліджуваної території візуалізується велика деградована ділянка, що свідчить про злиття окремих осередків видобутку у суцільну зону порушень. Мозаїчний характер розподілу деградованих ділянок серед збережених лісових масивів відображає типову просторову структуру територій нелегального видобутку бурштину на Поліссі. Знімки свідчать про продовження цієї діяльності.

Результати аналізу NDMI підтверджують, що індекс вологості є більш інформативним індикатором деградації лісових екосистем порівняно з NDVI, оскільки фіксує порушення водного балансу територій навіть за наявності вторинної трав'янистої рослинності.

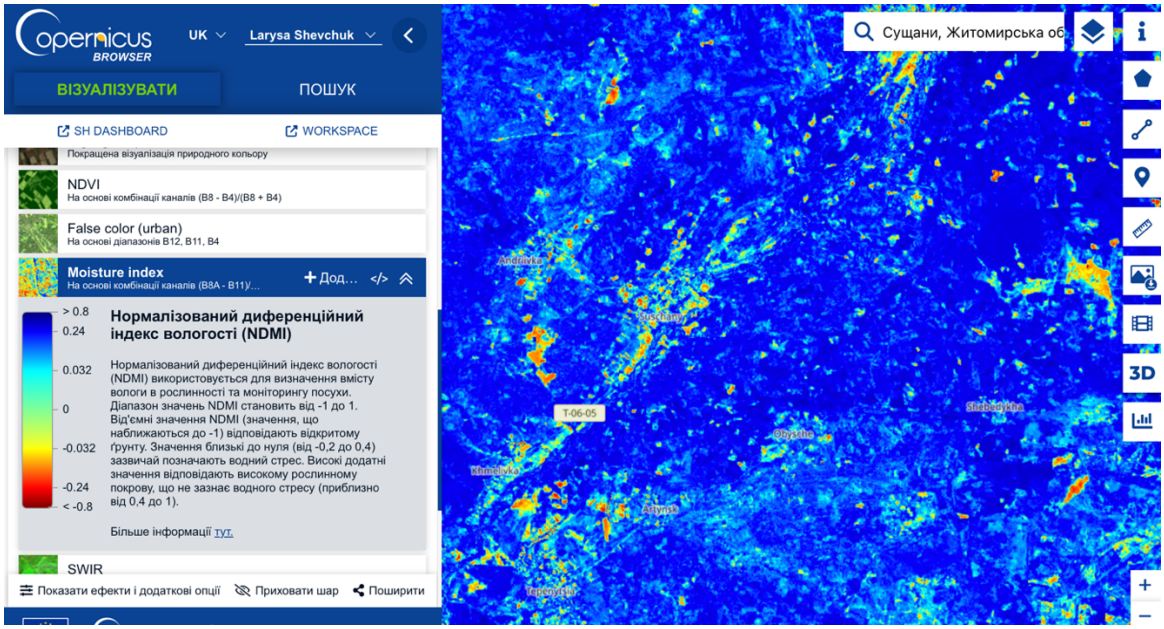


Рис. 5. 20. Просторовий розподіл значень індексу вологості NDMI на території басейну р. Уборть (район с. Сущани) за даними Sentinel-2 L2A (26.09.2025). Синій колір – збережені лісові масиви з високою вологістю; жовтий та оранжевий – деградовані ділянки з водним стресом

Водна рамкова директива ЄС (2000/60/ЕС) вимагає оцінки гідроморфологічних параметрів та стану підземних вод як елементів екологічного статусу водних об'єктів. Гідроморфологічні порушення є найбільш поширеними значущими впливами на поверхневі водні об'єкти в ЄС – вони зафіксовані для 34% водних тіл [163; 164]. Відновлення гідроморфологічних умов, включаючи гідрологію, морфологію та безперервність річок, є важливим для відновлення водних та заплавних екосистем до більш природного стану.

Результати цього дослідження підкреслюють важливість інтегрованого підходу до моніторингу прісноводних екосистем, який враховує не лише якість води, але й гідрологічний режим та стан водозбірної території. Для України, яка знаходиться в процесі імплементації європейського природоохоронного законодавства, розробка таких комплексних підходів є особливо актуальною.

Для оцінки перспективних змін земельного покриву використано дані глобального продукту Sentinel-2 10m Land Use/Land Cover Time Series з модулем прогнозування вразливості до змін до 2050 року (Land Cover Vulnerability to Change 2050 – Global), розробленого компанією Esri (рис. 5.21). Просторова роздільна здатність продукту становить 10 м, що забезпечує достатню деталізацію для аналізу локальних змін на рівні водозбірного басейну.

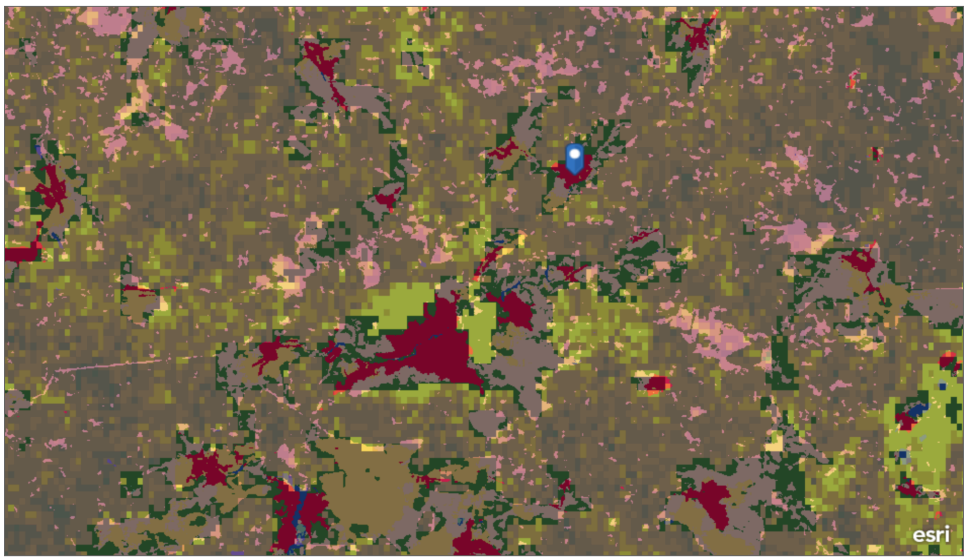


Рис. 5.21. Sentinel-2 10m Land Use / Land Cover Time Series Land Cover Vulnerability to Change 2050 – Global. Прогнозована вразливість до зміни земного покриву до 2050 р.

Аналіз карти вразливості для території басейну річки Уборть у районі населених пунктів Сущани, Замисловичі та Юрове виявив значну просторову диференціацію ступеня вразливості земельного покриву. Території з найвищим рівнем вразливості до змін (візуалізовані темно-червоним та бордовим кольором) концентруються в центральній частині досліджуваної території та просторово збігаються з районами активного видобутку бурштину, ідентифікованими за даними аналізу індексу FCD.

Просторовий розподіл класів вразливості характеризується вираженою мозаїчністю з чергуванням ділянок різного ступеня вразливості. Така фрагментація ландшафтної структури є індикатором порушення цілісності лісових масивів та формування екотонних зон між збереженими та деградованими територіями. Території зі стабільним лісовим покривом та низькою вразливістю (темно-зелені ділянки) збереглися переважно на периферії досліджуваної території та в межах заболочених ділянок.

Виявлена просторова кореляція між територіями з найвищою прогнозованою вразливістю та районами сучасної антропогенної деградації свідчить про кумулятивний характер екологічних ризиків. Території, вже порушені внаслідок видобутку бурштину, характеризуються підвищеною вразливістю до подальших негативних змін, що може призвести до незворотної трансформації екосистем за відсутності відновлювальних заходів.

Результати аналізу прогнозної моделі підтверджують необхідність розробки та впровадження комплексних заходів з охорони та відновлення порушених територій басейну річки Уборть для запобігання подальшій деградації лісових екосистем Українського Полісся там збереження біорізноманіття.

Висновки до підрозділу 5.2:

1. Аналіз часового ряду витрат води річки Уборть за період 1991–2020 рр. виявив стійку тенденцію до зниження водності, особливо виражену після 2014 року. Базовий стік знизився з 15–25 $м^3 \cdot с^{-1}$ до 5–10 $м^3 \cdot с^{-1}$, а амплітуда весняних піків скоротилася більш ніж удвічі. Зниження водності відбулося на фоні стабільного рівня опадів, що вказує на антропогенні причини порушення гідрологічного режиму, пов'язані з деградацією водозбірної території внаслідок незаконного видобутку бурштину.
2. Порівняльний аналіз супутникових знімків Sentinel-2 з використанням індексу FCD за період 2016–2024 рр. виявив прогресуючу деградацію лісового покриву в басейні річки Уборть. Просторовий характер порушень – численні плями неправильної форми з мозаїчною структурою – є типовим для районів гідромеханічного видобутку бурштину.

3. Малакологічні дослідження зафіксували критичне скорочення популяцій молюсків родини Unionidae у річці Уборть. Частота трапляння *U. crassus* знизилася на 80%, *P. complanata* повністю зникла з досліджених ділянок. На ділянках біля сіл Сущани, Юрове та Хмелівка, що знаходяться в зоні найбільш інтенсивного видобутку бурштину, поселень двостулкових молюсків не виявлено.
4. Встановлено просторово-часову кореляцію між деградацією водозбірної території, зниженням водності річки та зникненням популяцій охоронюваних видів молюсків. Території з найвищим рівнем деградації лісового покриву збігаються з ділянками повного зникнення малакофауни, що свідчить про причинно-наслідковий зв'язок між антропогенною трансформацією ландшафтів та втратою біорізноманіття.
5. Порівняльний аналіз ефективності спектральних індексів показав, що індекс щільності лісового покриву FCD є найбільш чутливим індикатором деградації лісових екосистем внаслідок видобутку бурштину. Індекси NDVI та NDWI не виявили значущих змін через методологічні обмеження: NDVI не розрізняє деревну та трав'янисту рослинність, а NDWI має недостатню просторову роздільну здатність для аналізу вузьких водотоків.
6. Апробована методика інтеграції даних дистанційного зондування Землі з результатами польових малакологічних досліджень дозволяє встановлювати причини змін стану популяцій охоронюваних видів та формувати доказову базу для звітування за Статтею 17 Директиви про оселища. Такий підхід може бути адаптований для моніторингу стану *U. crassus* та інших видів прісноводних молюсків на територіях України, що зазнають антропогенної трансформації.
7. Аналіз супутникового знімка Sentinel-2 з використанням нормалізованого диференційного індексу вологості (NDMI) за 2025

рік виявив значну просторову диференціацію вологісного режиму території басейну річки Уборть. На фоні збережених лісових масивів з високими значеннями NDMI (> 0,24) чітко візуалізуються численні деградовані ділянки округлої форми з низькими значеннями індексу (від -0,24 до 0), що вказує на водний стрес та порушення водного балансу. Індекс NDMI виявився більш інформативним індикатором деградації порівняно з NDVI, оскільки фіксує втрату вологості територій навіть за наявності вторинної трав'янистої рослинності.

5.3. Методологічні основи національного моніторингу *Unio crassus* в Україні

Метою національного моніторингу перлівниці товстої *U. crassus* є оцінка природоохоронного статусу виду, раннє виявлення несприятливих тенденцій та ідентифікація причинних факторів погіршення стану популяцій. Згідно з оцінкою IUCN, 92% видів Unionida Європи перебувають під загрозою зникнення, причому жоден вид не класифіковано як такий, щодо якого бракує даних [224]. Це свідчить про критичний стан прісноводних молюсків у глобальному масштабі та обумовлює нагальну потребу у систематичному моніторингу для документування та розуміння причин цього скорочення.

Відповідно до вимог Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ та дикої фауни і флори (Директиви про оселища), до якої Україна адаптує національне законодавство в рамках імплементації Угоди про асоціацію з ЄС, моніторинг має забезпечувати збір даних, необхідних для звітування за Статтею 17 щодо стану збереження виду. Аналіз якості моніторингу перлівницевих у країнах ЄС за Статтею 17 Директиви про оселища демонструє значну варіабельність підходів: від повних обстежень та статистично надійних оцінок до експертних суджень з обмеженими

даними або повної відсутності даних. Україна, яка наразі не проводить спеціалізованого моніторингу прісноводних молюсків, має можливість розробити методологію, що відповідає найкращим європейським стандартам.

Завдання моніторингу включають оцінку трьох ключових параметрів, визначених МСОП: ареалу виду на території України; демографічних параметрів усередині популяцій та між ними; стану середовища існування [225]. Враховуючи включення *U. crassus* до Додатку II та Додатку IV Директиви про оселища, а також до Резолюції 6 Бернської конвенції, моніторинг виду є обов'язковим елементом в контексті європейської інтеграції України. Результати моніторингу мають забезпечувати базу даних для прийняття управлінських рішень щодо охорони виду, зокрема визначення територій для створення спеціальних охоронних зон та розробки планів дій з охорони виду.

Кількість ділянок, призначених для кількісного моніторингу *U. crassus*, визначається на основі наявних ресурсів та розміру території охоплення. Згідно з європейськими рекомендаціями, кількість моніторингових ділянок має бути репрезентативною для ареалу та оселищ країни і достатньою для статистичного висновку. Для України, з урахуванням значної гідрологічної різноманітності території та поширення виду у восьми річкових басейнах розподілених по географічно цілісних регіонах, рекомендовано моніторингом охопити усі басейни.. Нами рекомендовано сім пунктів базової моніторингової мережі, які мають бути включені в програму моніторингу на першому етапі. Окрім пунктів базової мережі, нами виділено одинадцять пунктів розширеної мережі. Включення цих пунктів у програму моніторингу має стати другим кроком у порядку звітування за Статтею 17. За наявності можливості, вони мають бути включені в програму як найшвидше. Наразі рекомендована загальна кількість пунктів для проведення моніторингу становить 47. У випадку

виявлення нових репрезентативних оселищ, вони також мають включатись у мережу моніторингу.

Ділянки мають обиратися з різних біорегіонів та водозборів, з урахуванням генетичної популяційної структури там, де вона відома. В Україні моніторинг передбачає розподіл ділянок між континентальним, степовим та Карпатським біогеографічними регіонами. Першочергові пункти моніторингу представлені найбільш репрезентативними популяціями. Додатковий моніторинг слід проводити на ділянках, що перебувають під загрозою, або там, де відбулося стрімке скорочення популяції чи масова загибель особин. Представлені популяції різної щільності; однак результати відбору проб з популяцій низької щільності схильні до високої похибки і можуть бути складними для інтерпретації.

У межах кожного річкового басейну моніторингові ділянки відображають локальну екологічну гетерогенність. Для континентальної частини України це передбачає включення типово рівнинних водотоків, водотоків у гетерогенному постгляціальному ландшафті Полісся, індустріалізованих територій Придніпров'я, а також територій, де прогнозується інтенсифікація господарської діяльності. Для Карпатського регіону охоплено рівнинні та передгірні ділянки з різним гідрологічним режимом. У багатовидових угрупованнях слід моніторити всі присутні види прісноводних молюсків, що для України включає також *P. complanata*, *A. anatina*, *A. cygnea*, *U. tumidus* та *U. pictorum*.

Планування мережі кількісного моніторингу враховує біогеографічний розподіл території України, мережу територій та об'єктів природно-заповідного фонду, Смарагдову мережу України, а також стратегії охорони природи на різних адміністративних рівнях. Особливу увагу приділено територіям, що зазнають впливу незаконного видобутку бурштину в Поліському регіоні, оскільки ця діяльність призводить до катастрофічних змін гідрологічного режиму та замулення водотоків.

Вибір ділянок має ґрунтуватися на проведенні національної інвентаризації поширення видів, що перебувають під загрозою, з можливим застосуванням методу еДНК для первинного скринінгу, тому в систему моніторингу мають бути включені занесені до Червоної книги України окрім *U. crassus* види *P. complanata* та *A. cygnea*. Такий підхід обумовлений і тим, що за літературними даними перлівниця товста іще у минулому столітті була виявлена у всіх річкових басейнах України. Після попереднього оцінювання базового поширення цих видів слід зосередитися на ключових популяційних характеристиках видів та моніторити їх кількісно, включаючи характеристики оселища. У всіх випадках потрібно здійснювати лише кількісний моніторинг.

Після вибору моніторингових ділянок їх не слід змінювати. Навіть якщо *U. crassus* не виявлено протягом 2–3 циклів моніторингу, ділянки мають залишатися під спостереженням, у разі подальшого підтвердження присутності виду моніторинг має бути відновлений. Це особливо важливо для українських популяцій, які часто характеризуються низькою щільністю та мозаїчним поширенням. В Україні зафіксовано скорочення більш ніж на 50% кількості історичних субпопуляцій [58], що підкреслює важливість збереження цілісності мережі моніторингу для виявлення можливих відновлень популяцій.

Одиницею кількісного моніторингу є ділянка річки або берегової лінії водойми. При виборі ділянки слід уникати сегментів, апріорі не заселених прісноводними молюсками: обширних очеретяних заростей на берегах озер, скелястих перекатів у річках, ділянок, що пересихають. Ділянка має охоплювати всі функціональні оселища, представлені у водотоці: плеса, перекати, гравійні коси, підмивні береги тощо, це зазвичай передбачає охоплення повного циклу меандрування.

Якщо в певній річці відсутній єдиний сегмент, що містить усі функціональні оселища, слід визначити декілька ділянок таким чином, щоб

у сукупності вони охоплювали всі типи оселищ. Для карпатських приток басейну Тиси, де характер річки змінюється від рівнинного до передгірного, ділянки мають бути визначені в обох типах оселищ. Деякі види перлівницевих мешкають у широкому діапазоні оселищ, тоді як інші зазвичай пов'язані з дуже вузькими мікрооселищами. Для *U. crassus* характерна прив'язаність до чистих річкових екосистем з проточною водою та різними типами субстратів, включаючи піщані, гравійні та дрібнодисперсні донні відклади.

Перед розробкою схеми відбору проб у кожному конкретному випадку слід використовувати попередні обстеження для локалізації місць поширення молюсків. Кожна вибрана ділянка має пройти картування для ідентифікації розподілу функціональних оселищ, загального просторового розподілу молюсків та локальних чинників поширення. *U. crassus* може бути прихованим у товщі осаду або донних відкладів, коріння, рослинності чи берегових навісів – такі мікрооселища потребують окремої перевірки. Зусилля з відбору проб мають бути розподілені таким чином, щоб охопити просторову варіабельність чисельності молюсків у всіх функціональних типах оселищ, які вони займають.

Для уникнення моніторингових ділянок з одиничною присутністю молюсків підрахунки слід проводити там, де спостерігаються локальні концентрації особин. Глибоководні оселища мають бути включені в моніторинг лише за наявності ресурсів. У випадках, коли за історичними даними тут було зафіксовано популяції виду, однак попередній огляд не виявив його присутності, як перший крок у виявлені популяції рекомендується застосування методу еДНК.

Особливістю поширення виду в українських водоймах є те, що на відміну від європейських популяцій, де вид зосереджений переважно в малих річках, перлівниця товста часто оселяється у великих та середніх річках, що часто унеможливлює виявлення особин на великих глибинах при

використанні ручного збору матеріалу. Іще однією проблемою є значна зарегульованість русла, що спричинило значне замулення. Це одна з причин, чому перлівниця товста в українських водоймах утворює стабільні поселення переважно вздовж берегової лінії. Там, де молюски трапляються лише вздовж берегової лінії, підрахунки слід проводити вздовж трансект, паралельних берегу (дві трансекти: лівий та правий берег). У випадку малих річок, або там, де молюски також трапляються посередині русла, трансекти слід розміщувати перпендикулярно до течії (рис. 5.22).

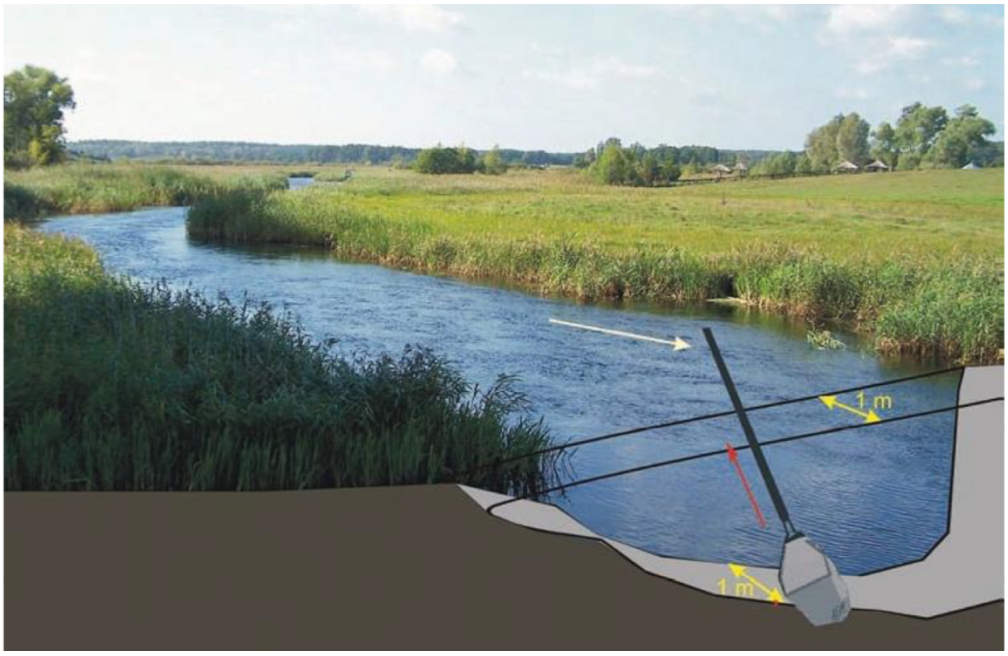


Рис. 5. 22. Відбір проб на трансекті поперек русла річки; сіра поверхня – це поверхня трансекти; біла стрілка вказує напрямок потоку води; проби слід збирати скребком [423]

Під час проєктування розміщення, орієнтації та довжини трансект слід провести попередні випробування для налаштування вибірки таким чином, щоб кількість молюсків, виявлених на трансекті, перевищувала 30 особин (рекомендована кількість для аналізу демографічної структури) [423]. Необхідно враховувати вертикальний розподіл молюсків, що

особливо важливо в глибоких річках, де молюски можуть бути агреговані на різних глибинах, іноді на значній глибині, що може вимагати занурення. Якщо в межах ділянки молюски трапляються в кластерних скупченнях, обмежених невеликою кількістю розсіяних оселищних ніш, це має бути ідентифіковано під час попереднього огляду. У таких випадках слід реєструвати кількість ніш на ділянку та загальну кількість особин у нішах. Такий підхід є оптимальним для багатьох українських популяцій, які характеризуються агрегованим розподілом особин.

Недоцільно встановлювати єдиний метод моніторингу для всіх ділянок, але той самий метод має бути стандартизований для кожної ділянки, щоб уможливити порівняння та кількісну оцінку популяційних тенденцій. За відсутності інших можливостей, як варіант варто використовувати повторні обліки з обмеженням часу (наприклад, ручний пошук) для отримання показника улову на одиницю часу (наприклад збір матеріалу у одному пункті має тривати точно 30 хвилин або годину залежно від потреби, цей проміжок часу має бути однаковим для дослідження всіх інших оселищ) [423]. Методика обліку має бути адаптована до функціонального оселища та послідовно застосовуватися протягом повторних циклів моніторингу.

Просіювання осаду для виявлення молюсків, включаючи молодих особин, має бути стандартним елементом методики. Там, де просіювання неможливе або не рекомендоване через потенційні втрати популяції чи тип субстрату (каміння, рослинність, гілки, коріння), рекомендується тактильна пальпація субстрату на глибину руки. Елементи субстрату, що перешкоджають відбору проб, не слід видаляти, оскільки це змінює структуру оселища, загрожує молюскам і може спотворити результати моніторингу в наступних циклах [423]. Слід мінімізувати стрес для тварин, пов'язаний з відбором проб, та уникати порушення або зміни оселища.

В екстремально малих популяціях, існування яких потребує верифікації, повні обстеження мають забезпечувати підрахунок усіх особин, або пошук має тривати до тих пір, поки особини не будуть виявлені протягом відносно тривалого періоду (наприклад, одного дня) [423]. Це є актуальним для ряду українських популяцій.

Частота моніторингу має бути скоригована відповідно до потреб забезпечення адекватного виявлення популяційних змін: популяції з нижчою чисельністю можуть вимагати більш частих обстежень, ніж популяції з вищою чисельністю. Для *U. crassus*, тривалість життя якого становить до 10 років в українських популяціях, оптимальною є щорічна частота моніторингу. Однак в обмежених умовах мінімальна частота моніторингу має становити не менше одного разу на 6 років.

Чинна методологія ЄС застосовує шестирічні цикли звітування. Для України, де моніторингова система знаходиться на етапі формування, рекомендується впровадження щорічного моніторингу на репрезентативній вибірці ділянок з можливістю коригування частоти відповідно до очікуваної швидкості зміни популяції. Коли спостерігається збільшення кількості мертвих особин, частоту слід інтенсифікувати до кількох разів на рік, тоді як у стабільних популяціях її можна зменшити. Там, де відбуваються масові випадки загибелі, бажаним є швидкий відбір проб.

Терміни проведення польових робіт протягом року мають бути адаптовані до локальних умов оселища в межах певної ділянки: режиму повеней, осінньої присутності листяного опаду, що покриває субстрат та маскує молюсків, розвитку плаваючої та бентосної рослинності, що ускладнює виявлення.

Відбір проб зазвичай найбільш ефективний у періоди низької води (влітку) або ранньої осені (виявлення молоді). Однак у деяких оселищах (наприклад, рівнинних річках) розвиток рослинності (наприклад, ниткуватих водоростей) або накопичення рослинного опаду може означати,

що найлегшим є відбір проб навесні. Для більшості українських річок суббасейну Тиси та деяких басейну Дністра оптимальним періодом є кінець літа – початок осені (серпень – вересень), коли рівень води є мінімальним, а рослинність ще не відмерла. Для решти регіонів оптимальним періодом є кінець весни – початок літа. Місяці моніторингу мають бути стандартизовані для кожної ділянки, щоб дані були порівнянними між подіями обстеження.

Молюски різняться за сезонністю розмноження: осінньо-зимове у видів родів *Anodonta* та *Pseudanodonta* та весняно-літнє у видів роду *Unio*. Для *U. crassus* в Україні період вивільнення глохідіїв припадає на весну (квітень–травень), що слід враховувати при плануванні досліджень, оскільки бажано у цей період тварин не турбувати.

Проте, на кожній ділянці слід моніторити всі присутні види перлівницевих [423]. Підходи до відбору проб однаково підходять для всіх видів перлівницевих на ділянці. Для України це означає, що під час моніторингу *U. crassus* слід також реєструвати всі інші види прісноводних молюсків, що зустрічаються на ділянці, включаючи *P. complanata* (вид, який також потребує особливої уваги через скорочення популяцій), *A. anatina*, *A. cygnea*, *U. pictorum*, *U. tumidus*. Це забезпечить комплексну оцінку стану угруповань прісноводних молюсків та виявлення потенційних змін у видовому складі.

Через вразливість молоді до стресових факторів деякі зовні здорові популяції можуть припинити поповнення. Зміни умов середовища можуть впливати на темпи росту, максимальні розміри, тривалість життя та розмноження. Зміни в популяціях риб-хазяїв можуть впливати на поповнення. Зібрані дані мають забезпечувати основу для оцінки популяційних тенденцій.

Слід фіксувати ознаки нещодавнього поповнення, а саме наявність молоді (якщо прийняте рішення про просіювання донних відкладів),

дорослі особини, видимі на поверхні, а також кількість агонуючих особин та свіжих черепашок мертвих молюсків, зафіксованих у природному положенні в донних відкладах, якщо такі наявні. Для *U. crassus* молодими особинами вважаються особини віком до 3 років включно.

Слід реєструвати чисельність та максимальну довжину особин (щонайменше 30 особин з випадкових проб для кожного виду). Вік особин слід визначати за річними приростами черепашки; також слід виконувати вимірювання розмірів тіла за допомогою штангенциркуля з точністю до 0,1 мм (довжина черепашки, вимірювання перших п’яти приростів, які зазвичай видимі) [423] (рис. 5.23), а також оцінювати випадки травматичної мінливості черепашки (рис. 5.24). Черепашки, транспортовані течіями, мають бути виключені з аналізу. За можливості темпи росту за річними кільцями черепашки слід вимірювати на підвибірці більших особин, що дозволяє оцінити максимальний вік та довжину. Зокрема, вимірювання перших 5 річних приростів є оптимальним для оцінки якості оселища в період росту молоді. Спостереження агонуючих особин може дозволити ідентифікувати причини цього явища.



Рис. 5.23. Метод підрахунку річних кілець (X1, X2, X3, X4) на черепашці та вимірювання її довжини, рисунок К. Зайонц [423]

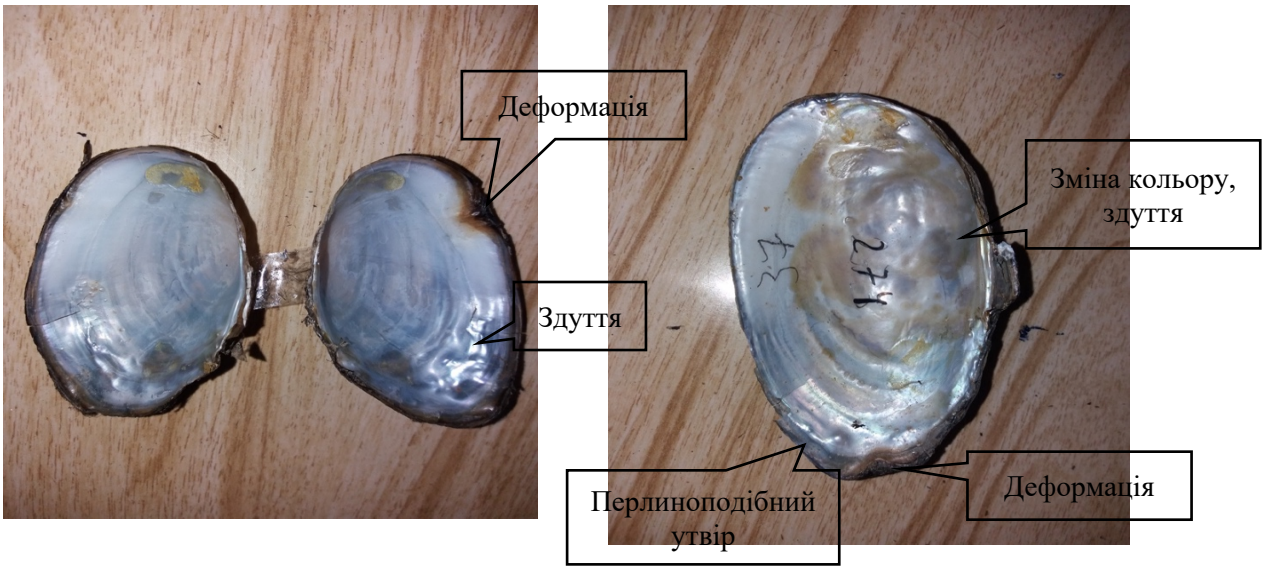


Рис. 5. 24. Ушкодження черепашки беззубок із сучасних водойм (фото автора).

Без даних про оселище складно зрозуміти, які фактори є важливими для різних видів перлівницевих і які фактори можуть бути важливими у спричиненні змін популяційних тенденцій. Першим параметром оселища, який слід описати на певній ділянці, є характер русла з використанням методології Водної рамкової директиви, з особливим акцентом на гідротехнічних втручаннях та їх наслідках. В Україні особливу увагу слід приділяти наслідкам зарегулювання стоку, випрямлення русел, а також впливу меліоративних систем на гідрологічний режим малих річок.

Важливі фактори включають: рівень води та витрату, які слід вимірювати в часових масштабах, що дозволяють виявити посуху та/або паводки; температуру води; електропровідність; pH; розчинений кисень; біогенні елементи (нітратний нітроген, загальний фосфор); загальні завислі речовини; прибережне покриття; тип субстрату [423]. Рівень води є другим за важливістю параметром оселища, включаючи частоту та тривалість періодів низького стоку та інтенсивність повеней. За неможливості

вимірювання цих даних, їх потрібно отримати з даних державних пунктів моніторингу.

В ідеалі ділянки моніторингу перлівницевих мають бути скоординовані з національними схемами моніторингу якості води або розташовані поблизу існуючих автоматизованих пунктів відбору проб води. Для українських річок рекомендується використання даних мережі гідрологічних постів Українського гідрометеорологічного центру та даних моніторингу якості води Державного агентства водних ресурсів України.

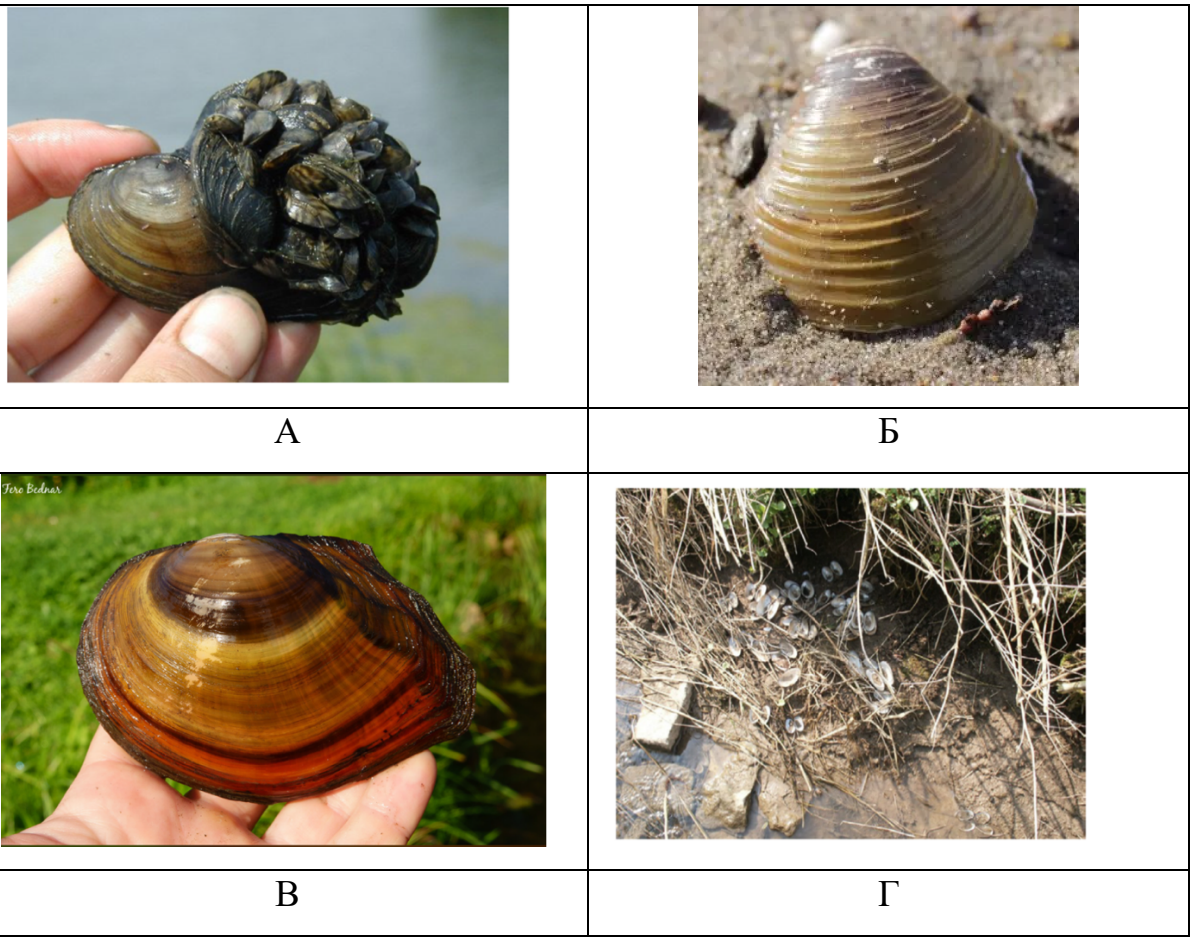
Одним з найважливіших факторів оселища для *U. crassus* є присутність риб-хазяїв, від яких залежить можливість завершення репродуктивного циклу. Для даного виду основними хазяями у басейні Дунаю є гольян звичайний (*Phoxinus phoxinus*), головень (*Squalius cephalus*), підуст звичайний (*Chondrostoma nasus*) та інші коропові риби [142; 381; 382]. Присутність та чисельність інвазивних видів риб є також важливою, оскільки такі види можуть призводити до неефективного інфікування риб-хазяїв глохідіями (ефект розведення) або становити загрозу для аборигенних риб-хазяїв. В українських водоймах слід моніторити поширення амурського чебачка (*Pseudorasbora parva*), головешки-ротана (*Perccottus glenii*) та інших інвазивних видів риб.

Там, де можливо, слід збирати кількісні дані про популяції риб-хазяїв (види, чисельність, вікові класи, масові випадки загибелі, відносна чисельність видів риб-хазяїв) або отримувати їх з програм зариблення, або ж звітів іхтіологів. Моніторинг риб має здійснюватись паралельно з моніторингом молюсків.

Обстеження мають кількісно оцінювати відносну чисельність інвазивних двостулкових молюсків, включаючи прикріплених дрейсен (*Dreissena* spp.) (рис. 5.25 А) та спільне поширення видів роду *Corbicula* (рис. 5.25 Б) та *Sinanodonta* (рис. 5.25 В), що є харчовими конкурентами. В Україні особливу увагу слід приділяти поширенню *Sinanodonta woodiana*,

яка активно розселяється у басейнах Дунаю, Дніпра та Південного Бугу. Цей інвазивний вид може конкурувати з аборигенними видами за ресурси та риб-хазяїв, а також потенційно переносити паразитів та патогени [141; 143].

Слід реєструвати ознаки хижацтва (наприклад, купи черепашок, пошкодження черепашок) (рис. 5.25 Г). Для молюсків особливо важливо моніторити присутність ссавців-хижаків (єнота-полоскуна *Procyon lotor*, видри *Lutra lutra*, ондатри *Ondatra zibethicus*), наявність яких може бути встановлена за купами черепашок. У випадку масової загибелі або погіршення стану оселища може знадобитися негайне обстеження для проведення негайних природоохоронних заходів.



А Б

В Г

Рис. 5.25. Загрози для існування *U. crassus* (А – обростання черепашки дрейсенами; Б – інвазивний вид *Corbicula;* В – інвазивний вид *S. woodiana;* харчовий столик хижака) [264]

Коли виявлено стрімке скорочення чисельності, має бути впроваджений детальний моніторинг на ділянках, де спостерігаються несприятливі демографічні явища.

Детальний моніторинг молюсків включає: фенологію розмноження, репродуктивний потенціал (кількість виводків та заповнення марсупіуму), фенологію подій смертності, щільність молодих особин (поповнення), оцінку паразитизму та інших біологічних інфекцій (рикетсії, бактерії), включаючи скринінг патогенів в оселищі з використанням еДНК [423]. У маркованих особин за можливості слід визначити стать та провести пункцію гонад для виявлення потенційних трематод.

Детальний моніторинг оселища включає: опитування місцевих мешканців, комплексний моніторинг якості води (аніони та катіони, пестициди, нафтопродукти та інші активні речовини), встановлення датчиків-реєстраторів змін рівня води, температури та інсоляції, оцінку складу угруповання риб та успішності інфікування, частку неефективних хазяїв та оцінку присутності інвазивних видів.

Для оцінки змін ареалу найбільш доречним є застосування критеріїв МСОП, але не стосовно зайнятої площі поверхні, а стосовно довжини річкової мережі, оскільки площа поверхні дає непорівнянні значення залежно від густоти річкової мережі. Там, де дані широкого охоплення недоступні, слід моніторити зміни кількості зайнятих ділянок.

Зміни ареалу слід аналізувати в різних часових масштабах, включаючи порівняння з історичними даними. Для України це передбачає аналіз даних, починаючи з публікацій кінця XIX – початку XX століття, музейних колекцій та сучасних баз даних [51; 117; 183; 221]. Зміщення ареалу можуть бути пов'язані зі змінами клімату, земельного покриву або якості води. Для реєстрації поточних змін може використовуватися дистанційне зондування. Для кожної моніторингової ділянки з

використанням узгодженої методології результати підрахунку чисельності мають повідомлятися для кожного циклу моніторингу у зведеній таблиці (рядки: ідентифікатори ділянок; комірки: середня щільність для проб у всіх функціональних оселищах у межах ділянки або, для малочисельних популяцій, загальна кількість зареєстрованих молюсків) [423].

У подібний спосіб мають бути представлені: кількість молоді (недавне поповнення), смертність (кількість черепашок у природному положенні), середні ранні прирости черепашки (перші 5 років; показово для якості оселища), початок та тривалість репродуктивного періоду (якщо це встановлювалось при дослідженні), середнє заповнення марсупіуму (репродуктивний потенціал) (якщо це встановлювалось при дослідженні). У таблицях з фізико-хімічними параметрами значення мають бути наведені для певних ділянок поряд з показниками чисельності.

Там, де відбуваються зміни в популяційних параметрах (не лише чисельності, але й поповнення, вікової структури, смертності та росту), дані доцільно аналізувати відносно коливань рівня води, витрати та динаміки температури води, змін земельного покриву водозбору, кількісного та якісного складу угруповань риб-хазяїв та інвазивних видів.

На думку європейських малакологів від системи категоризації FV (сприятливий) / U1 (несприятливий-недостатній) / U2 (несприятливий-поганий) слід відмовитися, оскільки відсутня публічно доступна інформація про критерії визначення цих категорій, а наявні докази вказують на суттєві відмінності у критеріях між країнами, що робить їх непрозорими та непорівнянними. Однак на сьогодні така система оцінювання є прийнятою. Для кожної ділянки слід оцінювати тенденцію, а на національному рівні статус слід виражати з використанням кількісних даних на основі вимірюваних, об'єктивних показників: середнє відсоткове скорочення ареалу або середнє відсоткове скорочення чисельності

популяції, оцінене за три цикли моніторингу відповідно до Критерію А МСОП.

Особи, які здійснюють моніторинг, мають пройти підготовку та отримати сертифікацію з ідентифікації видів від фахівців, в ідеалі – під час міжнародних семінарів під керівництвом досвідчених малакологів. Методи, що застосовуються локально, мають бути узгоджені з досвідченими експертами. Керівники, які здійснюють моніторинг від імені організацій-фінансувачів або державної адміністрації, мають пройти підготовку з біології окремих видів та принципів моніторингу для уникнення непорозумінь та нереалістичних вимог.

Дані моніторингу мають зберігатися стандартизованим чином та в базі даних, доступній публічно. Усі обстеження мають мати договірне зобов'язання щодо внесення даних до європейської бази даних відповідно до принципів FAIR (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable – доступні для пошуку, доступний, інтероперабельний, повторно використовуваний) [415].

У додатку наведено опис запропонованої нами методики моніторингу *U. crassus* в Україні, адаптованої до моніторингових методик європейських країн (Додаток 1).

Висновки до підрозділу 5.3:

1. Розроблено уніфіковану методику моніторингу *U. crassus* для України, гармонізовану з європейськими підходами моніторингу виду. Методика забезпечує порівнянність даних з іншими країнами ЄС та відповідає вимогам звітності за статтею 17 Директиви про оселища 92/43/ЄЕС.
2. Визначено основні параметри організації моніторингових досліджень: моніторинговим місцезнаходженням є ділянка річки

довжиною 1 км з наявністю виду; на кожному місцезнаходженні закладають щонайменше 3 ділянки обстеження.

3. Запропоновано триступеневу систему оцінки стану збереження виду (FV – сприятливий, U1 – несприятливий-недостатній, U2 – несприятливий-поганий), що відповідає стандартам звітності за Директивою про оселища та забезпечує інтеграцію результатів українських досліджень до загальноєвропейських баз даних.
4. Встановлено оптимальні терміни та періодичність проведення моніторингових досліджень: сезон – травень–вересень, за умов низького рівня води та прозорості; періодичність – один раз на 6 років відповідно до циклу звітності ЄС, раз на 2–3 роки для пріоритетних ділянок та щороку для популяцій, що перебувають під загрозою зникнення.
5. Впровадження розробленої методики створює науково-методичну основу для участі України у міжнародних природоохоронних проєктах, зокрема програмах LIFE, забезпечення транскордонного обміну даними та формування єдиної стратегії збереження виду на континентальному рівні.

РОЗДІЛ 6
ОРГАНІЗАЦІЙНО-ТЕХНІЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ *UNIO CRASSUS* ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРІСНОВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

6.1. Стратегія впровадження національної системи моніторингу

Впровадження національної системи екологічного моніторингу перлівниці товстої (*U. crassus*) в Україні вимагає поетапного підходу, що враховує необхідність розбудови нормативно-правової бази, підготовки кадрів, технічного оснащення та апробації методологічних підходів перед масштабуванням системи на всю територію країни. Стратегічне планування впровадження системи моніторингу є критично важливим для забезпечення її ефективності та сталого функціонування в довгостроковій перспективі. Ми пропонуємо концепцію впровадження національної системи екологічного моніторингу перлівниці товстої, яка може стати основою для розгортання від локального до національного рівня.

Розгортання цієї системи доцільно здійснювати у чотири послідовні етапи, кожен з яких має чітко визначені цілі, завдання та критерії завершення.

Перший етап – підготовчий (1-2 роки)

Підготовчий етап передбачає створення необхідних передумов для функціонування системи моніторингу. Ключовим завданням цього етапу є розробка та затвердження нормативно-правової бази, яка регламентуватиме всі аспекти моніторингової діяльності. Згідно з принципами, викладеними в Рамковій водній директиві ЄС, національна система моніторингу повинна

бути інтегрована в загальну систему управління водними ресурсами та узгоджена з вимогами Директиви про оселища.

На підготовчому етапі необхідно провести якомога повну повторну інвентаризацію існуючих популяцій перлівниці товстої на території України з використанням методологічних підходів, розроблених для звіту за Статтею 17. За умови виявлення нових популяцій, оцінити їх репрезентативність та також включити до державної програми моніторингу. Досвід європейських країн, зокрема Німеччини та Польщі, демонструє, що якісна базова інвентаризація є фундаментом для подальшого моніторингу та оцінки динаміки популяцій. Важливим компонентом цього етапу є також створення централізованої бази даних, яка забезпечить збереження та доступність моніторингової інформації. На цьому шляху Україна вже зробила певні кроки, оскільки інформація про знахідки *U. crassus* включена до баз GBIF та INaturalist.

Підготовчий етап включає запровадження стандартизованих протоколів польових досліджень (Розділи 4.1; 5.3, Додаток), методик аналізу гідрохімічних та гідрологічних показників (Розділ 5.1) та процедур обробки даних. Стандартизація методологічних підходів є критично важливою для забезпечення порівнянності результатів моніторингу в часі та просторі, що підтверджується досвідом імплементації європейського стандарту EN 16150:2012 для відбору проб макробезхребетних у прісноводних екосистемах.

Другий етап – пілотний (2-3 роки)

Пілотний етап передбачає апробацію розробленої системи моніторингу на обмеженій території з метою тестування методологічних підходів, виявлення потенційних проблем та оптимізації процедур перед масштабуванням системи. Для пілотного впровадження доцільно обрати 3-5 модельних річкових басейнів, які репрезентують різні типи водних екосистем та умови існування перлівниці товстої в Україні. Ми

рекомендуємо обрати для проведення таких досліджень виділені нами сім пунктів базової моніторингової мережі у межах п’яти річкових басейнів. За необхідності ці пункти можуть бути замінені або доповнені пунктами із запропонованої розширеної мережі.

Критеріями вибору модельних басейнів мають бути: наявність підтверджених популяцій *U. crassus*, різноманітність гідрологічних умов, географічна репрезентативність, доступність для проведення регулярних досліджень, наявність наукових установ або природоохоронних організацій, здатних забезпечити проведення моніторингу (з цих пунктів п’ять з семи знаходяться в межах існуючих природоохоронних територій).

У межах пілотних проектів необхідно апробувати всі компоненти системи моніторингу: процедури відбору проб, методики демографічного аналізу, підходи до оцінки стану оселищ, процедури управління даними та механізми звітності. Особливу увагу на цьому етапі слід приділити калібруванню методик та міжлабораторній порівнянності результатів, що є стандартною практикою при впровадженні нових моніторингових систем у європейських країнах.

Третій етап – масштабування (3-4 роки)

Етап масштабування передбачає поступове розгортання повномасштабної мережі моніторингу на всій території поширення перлівниці товстої в Україні. На основі результатів пілотних проектів здійснюється коригування методологічних підходів та оптимізація організаційних процедур. Поетапне масштабування дозволяє уникнути системних помилок та забезпечує ефективне використання ресурсів.

Розгортання мережі моніторингу на цьому етапі охоплює поступово іще 11 ключових локацій, що репрезентують різні річкові басейни України, визначені на основі наукового обґрунтування. У подальшому система моніторингу має охопити всі існуючі популяції. Послідовність включення нових моніторингових станцій визначається пріоритетністю басейнів, яка

базується на созологічній значущості популяцій, рівні антропогенного навантаження та стратегічній важливості для збереження виду.

Важливим аспектом етапу масштабування є забезпечення технічного оснащення моніторингових станцій, підготовка достатньої кількості кваліфікованих фахівців та налагодження ефективної системи координації між регіональними підрозділами. Досвід Польщі, де була впроваджена національна програма моніторингу *U. crassus* після вступу до ЄС, демонструє необхідність поступового нарощування потужностей системи з урахуванням наявних ресурсів.

Четвертий етап – операційний (безстроковий)

Операційний етап характеризується регулярним функціонуванням повномасштабної системи моніторингу відповідно до затверджених протоколів та процедур. На цьому етапі система переходить до циклічного режиму роботи з шестирічною періодичністю детальних оцінок популяцій, що відповідає вимогам звітності за Статтею 17 Директиви про оселища.

Операційний етап передбачає не лише збір даних, але й постійний аналіз ефективності системи, актуалізацію методологічних підходів відповідно до нових наукових знань та міжнародного досвіду, адаптацію моніторингової мережі до змін у стані популяцій та екосистем. Важливим компонентом цього етапу є забезпечення сталого фінансування системи моніторингу та інтеграція моніторингових даних у процеси прийняття управлінських рішень щодо охорони водних екосистем. Етапи впровадження підсумовано у таблицю 6. 1.

Таблиця 6.1

Етапи впровадження національної системи моніторингу перлівниці товстої

Етап	Тривалість	Ключові завдання та результати
1. Підготовчий	1-2 роки	• Розробка та затвердження нормативно-правової бази • Повторна інвентаризація популяцій *U. crassus* • Створення централізованої бази даних • Запровадження та верифікація протоколів моніторингових досліджень • Підготовка методичних посібників • Первинна підготовка кадрів
2. Пілотний	2-3 роки	• Апробація системи у 3-5 модельних басейнах • Тестування методологічних підходів та їх коригування • Калібрування методик та міжлабораторна верифікація • Оптимізація процедур моніторингу • Аналіз результатів пілотних проектів • Коригування протоколів на основі досвіду
3. Масштабування	3-4 роки	• Поетапне розгортання мережі на всі басейни • Включення 11 ключових локацій базової мережі • Забезпечення технічного оснащення станцій • Підготовка достатньої кількості фахівців • Налагодження системи координації між регіонами • Розширення до максимального охоплення 47 моніторингових популяцій
4. Операційний	Безстроковий	• Регулярне функціонування системи (6-річний цикл) • Виявлення нових популяцій та, за можливості, включення до програми моніторингу • Постійний аналіз ефективності системи • Актуалізація методологічних підходів • Адаптація мережі до змін у стані популяцій • Забезпечення сталого фінансування • Інтеграція даних у прийняття управлінських рішень

Пілотні проекти відіграють ключову роль у процесі впровадження національної системи моніторингу, оскільки дозволяють апробувати методологічні підходи в реальних умовах, виявити потенційні проблеми та оптимізувати процедури до початку повномасштабного впровадження. Концепція пілотного тестування широко застосовується в європейській практиці екологічного моніторингу і рекомендована Європейським агентством з довкілля (European Environment Agency) як обов'язковий компонент впровадження нових моніторингових систем.

Організація пілотних проектів повинна забезпечувати репрезентативність результатів для всього різноманіття умов існування перлівниці товстої в Україні. Відбір модельних територій для пілотування здійснюється на основі кількох критеріїв: біогеографічна репрезентативність, наявність популяцій різного созологічного статусу, різноманітність типів водотоків, різний рівень антропогенного навантаження, доступність для регулярних досліджень.

Для суббасейну Тиси, який може бути обраний як модельний для Карпатського регіону, пілотний проект повинен охоплювати локації з різними гідрологічними характеристиками – від передгірних ділянок до рівнинних. Це дозволить апробувати методики моніторингу в умовах швидкоплинних річок з кам'янистим субстратом та вищою динамікою водного режиму. Басейн Уборті або Случі, як модельний для Поліського регіону, репрезентує рівнинні водотоки з піщаним та піщано-мулистим субстратом, де методики відбору проб та оцінки щільності популяцій можуть мати специфічні особливості.

Тривалість пілотних проектів повинна охоплювати щонайменше два повні цикли моніторингу (2-3 роки), що дозволить оцінити міжрічну варіабельність даних та визначити оптимальну періодичність досліджень. Протягом пілотної фази необхідно здійснювати детальну документацію всіх процедур, фіксувати витрати часу та ресурсів на кожен етап

моніторингу, збирати зворотний зв'язок від виконавців щодо практичності методик та можливих удосконалень.

Критичним аспектом пілотних проектів є міжлабораторна верифікація результатів. Рекомендується залучення незалежних експертів для перевірки ідентифікації видів, валідації вимірювань морфометричних параметрів та оцінки якості даних. Досвід німецької програми моніторингу перлівниці товстої показує, що міжлабораторна стандартизація є необхідною передумовою для забезпечення високої якості моніторингових даних.

Процес масштабування результатів пілотних проектів на національний рівень повинен бути структурованим та поетапним. На основі аналізу результатів пілотування розробляється остаточна версія національного протоколу моніторингу, яка враховує специфіку різних регіонів та типів водотоків. Масштабування здійснюється у географічній послідовності, яка забезпечує оптимальне використання ресурсів та дозволяє поступово нарощувати інституційні спроможності.

Першочергове включення до мережі моніторингу отримують локації з найвищою созологічною значущістю, особливо ті, що розташовані на територіях Смарагдової мережі України. Наступний пріоритет мають локації у басейнах транскордонних річок, де існують зобов'язання щодо міжнародного співробітництва у сфері охорони водних екосистем. Поступове розширення мережі дозволяє забезпечити належну підготовку фахівців, налагодити логістику та систему управління даними до моменту досягнення повномасштабного функціонування системи.

Ефективність національної системи моніторингу перлівниці товстої повинна оцінюватися за комплексом критеріїв, які відображають як технічні аспекти функціонування системи, так і її внесок у досягнення природоохоронних цілей. Розробка системи критеріїв ефективності є необхідною умовою для забезпечення підзвітності, оптимізації

використання ресурсів та постійного вдосконалення моніторингової діяльності (табл. 6.2).

Таблиця 6.2

Критерії ефективності національної системи моніторингу *U. crassus*

Група критеріїв	Показник	Цільове значення	Періодичність оцінки
Технічні критерії	Якість даних (точність, відтворюваність)	Коректні записів	Щорічно
	Повнота охоплення моніторинговою мережею	≥80% популяцій високої созологічної значущості	Раз на 3 роки
	Дотримання графіків спостережень	≥90% запланованих обстежень виконано вчасно	Щорічно
	Своєчасність звітності	100% звітів подано у встановлені терміни	Щорічно
Екологічні критерії	Чутливість системи до змін	Виявлення зміни щільності ≥30% протягом одного циклу	Раз на 6 років
	Здатність до раннього попередження	Виявлення негативних тенденцій протягом 1 моніторингового циклу	Постійно
	Оцінка ефективності природоохоронних заходів	Документовані зміни у стані популяцій після втручань	За необхідності
Інституційні критерії	Сталість фінансування	Гарантоване базове фінансування	Щорічно
	Кадрова забезпеченість	Мінімум 1 сертифікований фахівець на моніторингову станцію	Раз на 2 роки
	Технічне оснащення	100% станцій мають необхідне обладнання	Раз на 3 роки

Група критеріїв	Показник	Цільове значення	Періодичність оцінки
	Міжвідомча координація	Функціонуючі координаційні ради у всіх регіонах	Щорічно
Соціальні критерії	Рівень обізнаності суспільства	Щорічні публікації у ЗМІ та наукових виданнях	Щорічно
	Залучення громадськості	≥5 освітніх заходів на рік	Щорічно
	Волонтерська участь	Залучення волонтерів до моніторингу	Щорічно

Технічні критерії ефективності включають показники якості даних, повноти охоплення моніторинговою мережею, дотримання графіків спостережень та своєчасності звітності. Якість даних оцінюється за критеріями точності, відтворюваності, повноти та узгодженості результатів. Відповідно до рекомендацій Рамкової водної директиви ЄС, система моніторингу повинна забезпечувати достатню статистичну потужність для виявлення значущих змін у стані популяцій та оселищ.

Повнота охоплення моніторинговою мережею оцінюється через співвідношення кількості моніторингових станцій до загальної кількості виявлених локацій існування виду, а також через репрезентативність мережі для різних типів водотоків та біогеографічних регіонів.

Дотримання графіків спостережень є критично важливим для забезпечення порівнянності даних у часі та своєчасного виявлення негативних тенденцій. Своєчасність звітності оцінюється відповідно до національних та міжнародних зобов'язань, зокрема термінів подання звітів за Статтею 17 Директиви про оселища.

Екологічні критерії ефективності відображають здатність системи моніторингу виявляти зміни у стані популяцій та оселищ, забезпечувати ранню діагностику загроз та оцінювати результативність

природоохоронних заходів. Ключовим показником є чутливість системи до змін, яка визначається як мінімальна величина зміни параметрів популяції (щільність, вікова структура, репродуктивний потенціал), яку система здатна достовірно виявити.

Здатність до раннього попередження оцінюється через швидкість виявлення негативних тенденцій та час, необхідний для ініціювання відповідних управлінських рішень. Ефективна система моніторингу повинна забезпечувати виявлення значного погіршення стану популяції протягом одного моніторингового циклу, що дозволяє своєчасно вжити коригувальних заходів.

Інституційні критерії ефективності включають показники сталості фінансування, кадрової забезпеченості, технічного оснащення та координації між різними організаціями, залученими до моніторингової діяльності. Сталість фінансування оцінюється через частку гарантованого базового фінансування у загальному бюджеті системи.

Кадрова забезпеченість визначається достатністю кількості кваліфікованих фахівців для виконання всіх необхідних функцій системи моніторингу. Технічне оснащення оцінюється через наявність необхідного обладнання, програмного забезпечення та інфраструктури для проведення польових досліджень, лабораторних аналізів та управління даними.

Соціальні критерії ефективності відображають внесок системи моніторингу у підвищення обізнаності суспільства щодо стану біорізноманіття, залучення громадськості до природоохоронної діяльності та формування підтримки заходів зі збереження перлівниці товстої. Ефективна система моніторингу повинна забезпечувати регулярне оприлюднення результатів у доступній формі, залучення волонтерів та громадських організацій до моніторингової діяльності, проведення освітніх заходів.

Інтегральна оцінка ефективності системи моніторингу здійснюється на основі комплексного аналізу всіх груп критеріїв з урахуванням їх відносної важливості. Рекомендується проводити комплексну оцінку ефективності кожні 3-5 років з підготовкою детального звіту та рекомендацій щодо вдосконалення системи.

Національна система моніторингу перлівниці товстої повинна мати вбудовані механізми адаптації та постійного вдосконалення, які забезпечують її релевантність, ефективність та відповідність найкращим міжнародним практикам. Адаптивний менеджмент, який передбачає систематичне навчання на основі результатів моніторингу та коригування підходів відповідно до нових знань, визнається найбільш ефективною стратегією управління екологічними системами в умовах невизначеності.

Організаційною основою механізму адаптації має бути створення Науково-технічної ради з моніторингу перлівниці товстої, до складу якої входять провідні фахівці з малакології, гідробіології, екологічної безпеки, представники природоохоронних органів та наукових установ. Рада забезпечує науково-методичний супровід системи моніторингу, проводить регулярний аналіз результатів, розробляє рекомендації щодо вдосконалення методик та процедур.

Періодичний перегляд та актуалізація протоколів моніторингу повинні здійснюватися кожні 5-6 років з урахуванням накопиченого досвіду, нових наукових знань та змін у міжнародних стандартах. Процедура перегляду включає аналіз ефективності існуючих методик, вивчення нових методологічних розробок, консультації з міжнародними експертами та апробацію запропонованих змін перед їх впровадженням у повну практику.

Механізм зворотного зв'язку від виконавців моніторингу є важливим джерелом інформації для вдосконалення системи. Фахівці, які безпосередньо проводять польові дослідження та лабораторні аналізи,

мають найкращі можливості для виявлення практичних проблем та пропонування шляхів їх вирішення. Рекомендується проводити щорічні робочі наради виконавців моніторингу для обміну досвідом, обговорення проблемних питань та напрацювання пропозицій щодо оптимізації процедур.

Інтеграція нових технологій та методів є постійним процесом, який забезпечує підвищення ефективності та точності моніторингу. Розвиток молекулярно-генетичних методів, геоінформаційних технологій, дистанційного зондування та автоматизованих систем збору даних відкриває нові можливості для моніторингу водних екосистем. Система повинна мати механізми для систематичного відстеження технологічних інновацій, оцінки їх потенціалу для моніторингу перлівниці товстої та поетапного впровадження апробованих рішень.

Міжнародне співробітництво та обмін досвідом є важливим каналом отримання інформації про найкращі практики та інноваційні підходи. Участь українських фахівців у міжнародних конференціях, робочих групах та спільних проектах забезпечує доступ до передового досвіду європейських країн у галузі моніторингу *U. crassus*. Особливо цінним є досвід країн, які відносно недавно імплементували систему моніторингу відповідно до вимог Директиви про оселища, таких як Польща, Чехія, Словаччина, Литва.

Адаптація мережі моніторингових станцій до змін у стані популяцій та екосистем є необхідним компонентом гнучкої системи моніторингу. Зникнення популяцій з окремих локацій, виявлення нових місць існування виду, зміни у рівні антропогенного навантаження можуть вимагати коригування складу та географічного розподілу моніторингових станцій. Рекомендується проводити ревізію мережі станцій кожні 6 років (один повний моніторинговий цикл) з можливістю внесення змін на основі об'єктивних критеріїв.

Система управління знаннями повинна забезпечувати систематизацію, збереження та доступність всієї інформації, отриманої в процесі моніторингу, включаючи не лише кількісні дані, але й методологічні напрацювання, аналітичні матеріали, досвід вирішення проблемних ситуацій. Створення спеціалізованої бази знань, доступної для всіх учасників системи моніторингу, сприяє передачі досвіду, уникненню повторення помилок та підвищенню загальної ефективності системи.

Фінансова стійкість системи моніторингу забезпечується через диверсифікацію джерел фінансування, включаючи державний бюджет, міжнародні проекти та програми, фонди охорони навколишнього природного середовища. Механізм адаптації повинен передбачати можливість гнучкого реагування на зміни у фінансуванні через оптимізацію процедур, встановлення пріоритетів та залучення додаткових ресурсів без суттєвого зниження якості моніторингу.

Територіальна організація національної системи моніторингу перлівниці товстої є ключовим фактором, що визначає ефективність виявлення змін у стані популяцій, раціональність використання ресурсів та можливість інтеграції моніторингових даних у процеси управління екологічною безпекою водних екосистем. Просторова структура моніторингової мережі повинна базуватися на науково обґрунтованих принципах, які враховують біологічні особливості виду, структуру річкових систем, характер антропогенного впливу та адміністративно-територіальний устрій країни.

Районування території України за рівнем екологічних ризиків для популяцій перлівниці товстої є фундаментальною основою для оптимізації просторової структури моніторингової мережі та диференціації управлінських підходів. Концепція ризик-орієнтованого моніторингу, яка широко застосовується в європейській практиці екологічного менеджменту, передбачає концентрацію моніторингових зусиль на територіях з найвищим

рівнем загроз для біорізноманіття при одночасному забезпеченні базового контролю за станом популяцій у відносно благополучних районах.

Методологічною основою районування є інтегральна оцінка факторів екологічного ризику, яка включає аналіз природних характеристик водотоків, рівня антропогенного навантаження, стану популяцій та оселищ, а також прогнозування потенційних загроз. Згідно з підходами, викладеними в Рамковій водній директиві ЄС [132], оцінка екологічних ризиків для водних екосистем повинна базуватися на басейновому принципі та враховувати кумулятивний вплив різних факторів навантаження.

Для районування території за рівнем екологічних ризиків використовується багатокритеріальний підхід, що включає оцінку наступних груп факторів:

Гідроморфологічні фактори ризику включають ступінь зміненості природного режиму стоку внаслідок гідротехнічного будівництва, каналізації русел, відбору води на господарські потреби. Зарегулювання річкового стоку водосховищами призводить до зміни гідрологічного режиму нижче розташованих ділянок, що негативно впливає на умови існування перлівниці товстої. Дослідження німецьких науковців показали, що зарегулювання стоку є одним з найбільш значущих факторів деградації популяцій *U. crassus* у Центральній Європі. На території України найвищий рівень гідроморфологічного ризику характерний для басейнів Дніпра та Південного Бугу, де створено каскади великих водосховищ.

Фактори забруднення водного середовища включають надходження біогенних речовин, органічних сполук, важких металів, пестицидів та інших полютантів. Евтрофікація водотоків внаслідок надходження біогенів з сільськогосподарських угідь та комунальних стоків призводить до зниження вмісту розчиненого кисню, замулення субстратів та погіршення умов для розвитку личинок (глохідіїв) *U. crassus*. За даними Державного

агентства водних ресурсів України, найвищий рівень забруднення характерний для басейнів Сіверського Дінця, Інгульця та малих річок промислових регіонів Донбасу.

Фактори фізичної деградації оселищ включають заростання русел макрофітами, замулення субстратів, зміну гранулометричного складу донних відкладів. Інтенсивне заростання водотоків повітряно-водною рослинністю спостерігається у маловодні періоди на мілководних ділянках рівнинних річок та є характерною проблемою для басейнів Полісся. Замулення субстратів призводить до погіршення умов живлення молюсків та зниження успішності розмноження.

Кліматичні фактори ризику включають зміни водного режиму внаслідок глобальних кліматичних змін, збільшення частоти та інтенсивності екстремальних гідрологічних явищ (повеней та посух). Проекції кліматичних моделей для території України передбачають зростання частоти посушливих періодів влітку та зміну сезонного розподілу стоку, що може негативно вплинути на популяції перлівниці товстої, особливо у степовій зоні.

Біологічні фактори ризику включають зміни у складі та чисельності популяцій риб-хазяїнів, необхідних для завершення життєвого циклу перлівниці товстої. Зникнення або критичне скорочення чисельності видів риб, на яких паразитують личинки молюсків, унеможливлює природне відновлення популяцій. Інвазія чужорідних видів, зокрема китайської беззубки (*Sinanodonta woodiana*), може створювати конкуренцію за ресурси та простір.

На основі комплексної оцінки цих факторів ми пропонуємо всю територію поширення перлівниці товстої в Україні поділити на чотири зони з різним рівнем екологічного ризику:

Зона критичного ризику включає локації, де спостерігається комбінація кількох серйозних факторів загроз і існує високий ризик

зникнення популяцій у найближчі 10-15 років за відсутності термінових природоохоронних втручань. До цієї зони належать популяції у басейнах малих річок промислових регіонів, водотоки з високим рівнем евтрофікації, ділянки безпосередньо нижче великих водосховищ. Для популяцій зони критичного ризику необхідна найвища інтенсивність моніторингу (щорічні спостереження) та першочергова реалізація комплексних заходів з відновлення екологічної безпеки.

Зона високого ризику охоплює локації з помірним рівнем антропогенного навантаження, де спостерігаються ознаки погіршення стану популяцій, але збереження виду можливе за умови здійснення цілеспрямованих природоохоронних заходів. До цієї зони належать водотоки у сільськогосподарських районах з помірною евтрофікацією, малі річки з епізодичними скидами забруднених стоків, популяції з ознаками демографічної деградації. Рекомендована періодичність детального моніторингу – раз на 2-3 роки.

Зона помірного ризику включає локації з відносно сприятливими умовами існування, але з потенційними загрозами, які можуть актуалізуватися у майбутньому. Сюди належать водотоки у лісових районах з обмеженим господарським використанням, популяції на територіях об'єктів природно-заповідного фонду, ділянки з задовільною якістю води та збереженою гідроморфологією. Періодичність детального моніторингу – раз на 3-4 роки.

Зона низького ризику охоплює найбільш збережені локації, переважно у річках Карпатського регіону, де популяції існують у близьких до природних умовах та характеризуються стабільною демографічною структурою. Для цих локацій достатньою є базова періодичність моніторингу – раз на 6 років відповідно до циклу звітності за Статтею 17.

Просторовий розподіл зон екологічного ризику на території України має чітку регіональну специфіку. Карпатський регіон характеризується

переважанням зон низького та помірного ризику, що пов'язано зі збереженістю природних ландшафтів та відносно низьким рівнем антропогенного навантаження у гірських районах. Поліський регіон має мозаїчну структуру з чергуванням зон різного рівня ризику – від низького у межах Поліського природного заповідника до високого в районах інтенсивного сільськогосподарського виробництва. Лісостеповий та степовий регіони характеризуються переважанням зон високого та критичного ризику внаслідок високого рівня господарського освоєння території та значного антропогенного навантаження на водні екосистеми.

Національна мережа моніторингу перлівниці товстої в Україні має охоплювати усі річкові басейни. Просторова структура мережі базується на принципах басейнового управління водними ресурсами, репрезентативності для різних біогеографічних регіонів та типів водних екосистем, а також врахування созологічної значущості популяцій.

Басейновий принцип організації моніторингової мережі передбачає розгляд річкового басейну як цілісної гідроекологічної системи, в межах якої відбуваються взаємопов'язані процеси формування якості води, міграції забруднюючих речовин та функціонування водних екосистем. Відповідно до Рамкової водної директиви ЄС, басейновий підхід є основою для ефективного управління водними ресурсами та забезпечення екологічної безпеки водних екосистем.

Моніторингові станції мають диференційоване функціональне призначення залежно від їх розташування у басейні, рівня екологічного ризику та созологічної значущості популяцій:

Базові моніторингові станції створюються на локаціях з відносно непорушеними екологічними умовами і призначені для вивчення природної динаміки популяцій без суттєвого антропогенного впливу. Ці станції слугують еталоном для порівняльних досліджень і дозволяють відокремити природні флуктуації популяційних параметрів від змін, викликаних

антропогенними факторами. Базові станції розташовані переважно у верхів'ях річок Карпатського регіону та на територіях природних заповідників.

Операційні моніторингові станції створюються на локаціях, що перебувають під впливом антропогенних факторів ризику, і призначені для оцінки впливу господарської діяльності на стан популяцій та своєчасного виявлення негативних змін. Ці станції забезпечують більш інтенсивний моніторинг і дозволяють оцінити ефективність природоохоронних та відновлювальних заходів. Операційні станції розташовані у басейнах з високим та критичним рівнем екологічного ризику.

Дослідницькі моніторингові станції створюються для поглибленого вивчення конкретних аспектів екології перлівниці товстої, апробації нових методологічних підходів, проведення експериментальних досліджень. Ці станції можуть мати розширену програму спостережень, що включає детальні гідрологічні, гідрохімічні та гідробіологічні дослідження. Дослідницькі станції зазвичай створюються на базі науково-дослідних установ або університетів, які мають необхідний науковий потенціал та матеріально-технічну базу.

Індикаторні моніторингові станції створюються для раннього виявлення тенденцій, які можуть вплинути на великі території або басейни. Ці станції розташовуються у стратегічно важливих точках, де зміни екологічних умов можуть сигналізувати про загальні процеси, що відбуваються у басейні. Індикаторні станції забезпечують функцію раннього попередження і дозволяють своєчасно ініціювати додаткові дослідження та управлінські втручання (таблиця 6.3).

Таблиця 6.3

Типи моніторингових станцій та їх функціональне призначення

Тип станції	Функціональне призначення	Локалізація	Періодичність моніторингу
Базові моніторингові станції	• Вивчення природної динаміки популяцій • Еталон для порівняльних досліджень • Відокремлення природних флуктуацій від антропогенних змін	Верхів'я річок Карпатського регіону, території природних заповідників	Раз на 6 років
Операційні моніторингові станції	• Оцінка впливу антропогенних факторів • Своєчасне виявлення негативних змін • Оцінка ефективності природоохоронних заходів	Басейни з високим та критичним рівнем екологічного ризику	Раз на 1-3 роки залежно від рівня ризику
Дослідницькі моніторингові станції	• Поглиблене вивчення екології *U. crassus* • Апробація нових методологічних підходів • Проведення експериментальних досліджень	На базі науково-дослідних установ та університетів	Постійний моніторинг з розширеною програмою
Індикаторні моніторингові станції	• Раннє виявлення басейнових тенденцій • Сигналізація про зміни екологічних умов • Ініціювання додаткових досліджень	Стратегічно важливі точки у басейнах	Раз на 3-4 роки

Технічне оснащення моніторингових станцій включає обладнання для проведення польових досліджень (GPS-навігатори, польові визначники, вимірювальні інструменти, спорядження для роботи у воді), лабораторне обладнання для морфометричних вимірювань та аналізу віку, обладнання для фотодокументації. Моніторингові станції на базі науково-дослідних установ додатково оснащуються обладнанням для гідрохімічного та мікробіологічного аналізу води, дослідження структури донних відкладів, аналізу стану водної рослинності.

Інформаційна інфраструктура моніторингових станцій включає електронні бази даних для збереження польових та лабораторних даних, програмне забезпечення для статистичного аналізу та візуалізації результатів, геоінформаційні системи для просторового аналізу даних, засоби зв'язку для передачі інформації до централізованої бази даних. Всі моніторингові станції інтегруються у єдину національну систему управління моніторинговими даними, що забезпечує оперативний доступ до інформації та можливість її комплексного аналізу.

Моніторинг перлівниці товстої у транскордонних водних екосистемах має особливе значення для України з огляду на необхідність виконання міжнародних зобов'язань щодо охорони біорізноманіття та інтеграції до європейської природоохоронної політики. Транскордонні річки забезпечують гідрологічну та екологічну зв'язність між популяціями перлівниці товстої на території різних країн, що зумовлює необхідність координації моніторингової діяльності та узгодження природоохоронних заходів.

Методологічні особливості транскордонного моніторингу включають необхідність гармонізації протоколів досліджень, уніфікації критеріїв оцінки стану популяцій, узгодження періодичності спостережень, стандартизації процедур управління даними. Гармонізація методів моніторингу передбачає використання спільних стандартів відбору проб,

ідентифікації видів, вимірювання морфометричних параметрів, визначення віку, оцінки щільності популяцій. Запропонована нами методика моніторингу базується на досвіді європейських країн та спрямована на стандартизацію підходів. Європейський комітет зі стандартизації (CEN) розробив серію стандартів для моніторингу водних безхребетних, які можуть слугувати методологічною основою для гармонізації транскордонного моніторингу.

Обмін даними між країнами є критично важливим для комплексної оцінки стану популяцій у транскордонних басейнах. Рекомендується створення спільних баз даних, які містять інформацію про розповсюдження, чисельність, демографічну структуру популяцій перлівниці товстої у транскордонних річках. Обмін даними повинен здійснюватися на регулярній основі, щонайменше раз на рік, з дотриманням узгоджених форматів представлення інформації. Досвід транскордонного співробітництва у басейні Дунаю показує ефективність використання веб-орієнтованих інформаційних систем для обміну моніторинговими даними між країнами.

Координація природоохоронних заходів у транскордонних басейнах передбачає узгодження стратегій збереження перлівниці товстої, планів управління водними екосистемами, заходів з відновлення деградованих оселищ. Особливо важливою є координація заходів, які можуть мати транскордонний вплив, таких як гідротехнічне будівництво, регулювання стоку, управління якістю води. Рекомендується проведення спільних оцінок впливу на довкілля для великих проектів, які можуть вплинути на стан транскордонних популяцій перлівниці товстої.

Спільні науково-дослідні проекти у транскордонних басейнах створюють можливості для поглибленого вивчення екології перлівниці товстої, оцінки генетичної зв'язності між популяціями різних країн, дослідження впливу кліматичних змін на водні екосистеми. Міжнародні

проекти дозволяють об'єднати наукові ресурси та експертизу різних країн, апробувати інноваційні підходи до моніторингу та збереження виду.

Міжнародні конференції та робочі наради фахівців з країн транскордонних басейнів забезпечують обмін досвідом, обговорення проблемних питань, напрацювання узгоджених підходів до моніторингу та охорони перлівниці товстої. Рекомендується проведення регулярних робочих зустрічей фахівців на рівні басейнів (щонайменше раз на два роки) для координації моніторингової діяльності, аналізу результатів, планування спільних заходів.

Ефективність національної системи моніторингу перлівниці товстої значною мірою залежить від її інтеграції з існуючими регіональними системами управління природними ресурсами та охорони довкілля. Інтеграція забезпечує узгодженість моніторингової діяльності з процесами планування та прийняття рішень, ефективне використання наявних інституційних та технічних ресурсів, синергію між різними напрямами природоохоронної діяльності.

Басейнові управління водними ресурсами є ключовими інституціями для інтеграції системи моніторингу перлівниці товстої. Басейнові управління відповідають за розробку планів управління річковими басейнами, координацію водоохоронної діяльності, моніторинг стану водних об'єктів.

Інтеграція системи моніторингу перлівниці товстої з діяльністю басейнових управлінь передбачає включення інформації про стан популяцій та оселищ виду до планів управління річковими басейнами, врахування потреб збереження *U. crassus* при розробці водоохоронних заходів, координацію моніторингової діяльності з гідрологічним та гідрохімічним моніторингом водних об'єктів. Дані про стан популяцій перлівниці товстої можуть слугувати додатковим індикатором екологічного

стану річкових екосистем при оцінці досягнення цілей Рамкової водної директиви ЄС.

Регіональні органи охорони навколишнього природного середовища (обласні управління екології та природних ресурсів) відіграють важливу роль у забезпеченні функціонування системи моніторингу на регіональному рівні. До компетенції цих органів належить організація та координація природоохоронної діяльності на території області, здійснення екологічного контролю, участь у розробці регіональних програм охорони довкілля. Інтеграція системи моніторингу перлівниці товстої з діяльністю регіональних органів охорони довкілля передбачає залучення їх до організаційного забезпечення моніторингу, використання моніторингових даних для прийняття управлінських рішень, включення заходів зі збереження *U. crassus* до регіональних екологічних програм.

Установи природно-заповідного фонду (національні природні парки, природні заповідники, регіональні ландшафтні парки) є важливими партнерами у реалізації системи моніторингу, оскільки значна частина популяцій перлівниці товстої розташована на територіях об'єктів ПЗФ або у безпосередній близькості від них. До завдань установ ПЗФ належить організація та проведення наукових досліджень, ведення літопису природи, здійснення моніторингу стану природних комплексів. Інтеграція системи моніторингу перлівниці товстої з діяльністю установ ПЗФ передбачає створення моніторингових станцій на базі наукових відділів природоохоронних установ, залучення науковців ПЗФ до проведення польових досліджень, включення даних про *U. crassus* до літописів природи.

Науково-дослідні установи та вищі навчальні заклади є важливою складовою системи моніторингу, оскільки забезпечують науково-методичний супровід, підготовку кадрів, проведення поглиблених досліджень. Інтеграція з науковими установами передбачає створення

дослідницьких моніторингових станцій на базі університетів та академічних інститутів, залучення науковців до розробки методологічних підходів, організацію практик для студентів на базі моніторингових станцій. Провідні наукові центри з вивчення прісноводної малакофауни в Україні включають Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, Інститут гідробіології НАН України, відповідні кафедри університетів у містах.

Громадські природоохоронні організації відіграють зростаючу роль у здійсненні моніторингу біорізноманіття через залучення волонтерів, підвищення обізнаності населення, адвокацію природоохоронних заходів. Інтеграція з громадським сектором передбачає розробку програм громадянської науки (citizen science) для моніторингу перлівниці товстої, залучення волонтерів до збору первинних даних, організацію освітніх заходів для місцевих громад. Досвід європейських країн показує високу ефективність залучення волонтерів до моніторингу водних безхребетних при забезпеченні належної підготовки та методичного супроводу.

Органи місцевого самоврядування мають важливе значення для забезпечення сталості системи моніторингу на місцевому рівні. Децентралізація влади в Україні розширила повноваження та ресурси територіальних громад у сфері охорони довкілля. Інтеграція системи моніторингу з діяльністю органів місцевого самоврядування передбачає включення заходів зі збереження перлівниці товстої до стратегій розвитку громад, фінансування моніторингової діяльності з місцевих бюджетів, залучення громадськості до природоохоронних заходів.

Міжвідомча координація є критично важливою для забезпечення ефективної інтеграції системи моніторингу з різними напрямами управлінської діяльності. Рекомендується створення регіональних координаційних рад з питань збереження біорізноманіття водних екосистем, до складу яких входять представники басейнових управлінь,

органів охорони довкілля, установ ПЗФ, наукових установ, громадських організацій. Координаційні ради забезпечують узгодження планів моніторингової діяльності, обмін інформацією між різними організаціями, координацію природоохоронних заходів, вирішення конфліктних ситуацій.

Ефективне функціонування національної системи моніторингу перлівниці товстої критично залежить від наявності достатньої кількості кваліфікованих фахівців, які володіють спеціалізованими знаннями та навичками у галузі малакології, гідробіології, екологічної безпеки водних екосистем. Підготовка кадрів та розвиток науково-методичного забезпечення є довгостроковими інвестиціями, які визначають якість моніторингових даних, спроможність системи адаптуватися до нових викликів та її сталість у часі (табл. 6.4).

Таблиця 6.4

Система підготовки кадрів для національної системи моніторингу

Рівень підготовки	Форма навчання	Тривалість	Цільова аудиторія
Базова університетська освіта	Спеціалізовані курси на рівні магістратури та аспірантури	1-2 семестри	Студенти спеціальностей «Екологія», «Біологія», «Науки про Землю»
Польова практика	Практичне навчання на базі стаціонарних моніторингових станцій	Мінімум 2 тижні	Студенти та молоді фахівці
Короткострокові курси підвищення кваліфікації	Воркшопи, тренінги з конкретних методик	3-5 днів	Діючі фахівці системи моніторингу

Рівень підготовки	Форма навчання	Тривалість	Цільова аудиторія
Спеціалізовані тренінги	Практичні заняття з технічних навичок (ідентифікація, морфометрія, ГІС)	1-2 тижні	Технічний персонал, лаборанти
Сертифікація фахівців	Теоретичне тестування та практична перевірка навичок	1-2 дні	Всі виконавці моніторингу
Міжнародні стажування	Навчальні візити до європейських центрів моніторингу	2-4 тижні	Координатори станцій, провідні фахівці
Менторські програми	Індивідуальний супровід професійного розвитку	6-12 місяців	Молоді фахівці, майбутні координатори
Періодична атестація	Оцінка теоретичних знань та практичних навичок	Раз на 3-5 років	Всі фахівці системи моніторингу

Підготовка спеціалістів для національної системи моніторингу перлівниці товстої повинна здійснюватися на кількох рівнях освіти та професійної кваліфікації, що забезпечує формування багаторівневої системи кадрового забезпечення з чіткою диференціацією функцій та відповідальності.

Базова університетська освіта є фундаментом для підготовки фахівців з екологічного моніторингу. Відповідно до стандартів вищої освіти України, підготовка фахівців, що пов’язані з природоохоронною діяльністю, відновленням водних ресурсів, здійснюється за спеціальностями 101 "Екологія", 091 "Біологія", 103 "Науки про Землю". Навчальні програми цих спеціальностей включають фундаментальні дисципліни з гідробіології, гідроекології, методів екологічних досліджень, біоіндикації стану водних екосистем. Однак типові навчальні плани приділяють обмежену увагу спеціалізованим питанням малакології та моніторингу рідкісних видів безхребетних.

Спеціалізовані навчальні курси з моніторингу перлівниці товстої доцільно включати до освітніх програм на рівні магістратури та аспірантури. До складу таких курсів повинні входити теоретичні модулі з систематики та екології прісноводних двостулкових молюсків, біології та екології *U. crassus*, факторів загроз для популяцій виду, європейського законодавства з охорони біорізноманіття. Практичні модулі повинні забезпечувати освоєння методик польового обстеження популяцій, відбору проб, ідентифікації виду, морфометричних вимірювань, визначення віку, оцінки щільності та демографічної структури популяцій, аналізу стану оселищ.

Польова практика є критично важливим компонентом підготовки фахівців з екологічного моніторингу, оскільки забезпечує формування практичних навичок роботи у водному середовищі, освоєння методик відбору проб, розвиток навичок розпізнавання видів у природних умовах. Рекомендується організація польових практик на базі стаціонарних моніторингових станцій, розташованих у різних біогеографічних регіонах та типах водних екосистем. Тривалість польової практики повинна становити щонайменше 2 тижні, що дозволяє студентам освоїти всі основні

етапи моніторингової роботи – від планування обстеження до камеральної обробки матеріалу та аналізу даних.

Залучення студентів та аспірантів до реальних моніторингових проектів створює цінні можливості для поєднання освіти з практичною природоохоронною діяльністю. Участь у моніторингових проектах дозволяє молодим фахівцям отримати досвід роботи в команді, освоїти сучасні методи збору та аналізу даних, познайомитися з організаційними аспектами моніторингової діяльності. Досвід європейських країн показує високу ефективність залучення студентів до програм громадянської науки (citizen science) у галузі моніторингу біорізноманіття.

Підготовка технічного персоналу для моніторингових станцій включає навчання асистентів-дослідників, лаборантів, операторів баз даних. Для цієї категорії працівників доцільна розробка коротких спеціалізованих курсів тривалістю 1-2 тижні, які забезпечують освоєння конкретних технічних навичок – роботи з польовим обладнанням, базових процедур камеральної обробки, введення даних до електронних баз. Підготовка технічного персоналу може здійснюватися на базі моніторингових станцій або регіональних центрів з використанням методу наставництва.

Сертифікація фахівців з моніторингу перлівниці товстої є важливим механізмом забезпечення якості кадрів та стандартизації кваліфікаційних вимог. Система сертифікації повинна включати теоретичне тестування знань з біології та екології виду, методик моніторингу, природоохоронного законодавства, а також практичну перевірку навичок ідентифікації виду, проведення морфометричних вимірювань, визначення віку, оцінки щільності популяцій. Сертифікат дає право на самостійне проведення моніторингових досліджень та підтверджує відповідність фахівця національним стандартам кваліфікації.

Міжнародні стажування та навчальні візити забезпечують українським фахівцям можливість ознайомлення з передовим європейським досвідом моніторингу перлівниці товстої, освоєння інноваційних методологічних підходів, встановлення професійних контактів з колегами з інших країн. Країнами з найбільш розвиненими програмами моніторингу *U. crassus*, досвід яких є особливо цінним для України, є Німеччина, Польща, Люксембург, Швеція, Франція. Набирають оберту програми моніторингу у Литві. Рекомендується організація регулярних стажувань для українських фахівців тривалістю 2-4 тижні на базі провідних європейських центрів з вивчення прісноводних молюсків.

Науково-методичне забезпечення є основою для стандартизації моніторингової діяльності, забезпечення якості та порівнянності даних, постійного вдосконалення методологічних підходів відповідно до нових наукових знань та міжнародного досвіду.

Національний протокол моніторингу перлівниці товстої є центральним методичним документом, який регламентує всі аспекти моніторингової діяльності – від планування обстежень до процедур аналізу та звітності.

Методичні посібники для польових досліджень повинні бути доступні всім учасникам моніторингової системи у друкованому та електронному форматах. Структура методичного посібника має включати ілюстровані визначники для ідентифікації перлівниці товстої та схожих видів, покрокові інструкції для проведення польових обстежень з фотоілюстраціями, форми для запису даних, контрольні списки необхідного обладнання, рекомендації з техніки безпеки при роботі у водному середовищі. Досвід Німеччини та Польщі показує високу цінність добре ілюстрованих методичних посібників для забезпечення якості та стандартизації моніторингових досліджень.

Підвищення кваліфікації фахівців є постійним процесом, який забезпечує актуалізацію знань відповідно до нових наукових досягнень, освоєння інноваційних методологічних підходів, підтримання високого професійного рівня виконавців моніторингу. Система підвищення кваліфікації повинна включати різні форми навчання, розраховані на різні категорії фахівців та специфічні освітні потреби.

Короткострокові курси та воркшопи тривалістю 3-5 днів є найбільш поширеною формою підвищення кваліфікації, яка дозволяє оперативно ознайомити фахівців з конкретними методологічними новаціями, процедурними змінами, результатами нових досліджень. Тематика курсів може включати нові методи польових досліджень, використання молекулярно-генетичних методів у моніторингу, застосування геоінформаційних технологій, сучасні підходи до аналізу моніторингових даних, міжнародні вимоги до звітності. Рекомендується організація щонайменше одного курсу підвищення кваліфікації на рік для фахівців національної системи моніторингу.

Спеціалізовані тренінги з конкретних технічних навичок забезпечують поглиблене освоєння специфічних методик та процедур. Приклади тематики тренінгів включають ідентифікацію видів прісноводних двостулкових молюсків, визначення віку за ростовими лініями, морфометричний аналіз черепашок, використання програмного забезпечення для статистичного аналізу, роботу з геоінформаційними системами, процедури управління базами даних. Тренінги мають переважно практичний характер з мінімальною теоретичною частиною та максимальним часом для освоєння навичок під керівництвом досвідчених інструкторів.

Річні семінари та конференції національної системи моніторингу забезпечують платформу для обміну досвідом між виконавцями з різних регіонів, презентації результатів моніторингу, обговорення проблемних

питань, координації діяльності. Програма річних семінарів включає наукові доповіді про результати моніторингу за звітний період, методичні повідомлення про апробацію нових підходів, дискусійні сесії з проблемних питань, робочі групи з розробки рекомендацій щодо вдосконалення системи. Участь у річних семінарах є обов'язковою для координаторів моніторингових станцій та рекомендованою для всіх інших виконавців.

Дистанційні форми підвищення кваліфікації набувають зростаючого значення завдяки розвитку інформаційних технологій. Онлайн-курси, вебінари, відеолекції створюють можливості для навчання без необхідності фізичної присутності, що особливо важливо для фахівців з віддалених регіонів. Рекомендується створення онлайн-платформи національної системи моніторингу, яка містить відеоматеріали з методик польових та лабораторних досліджень, записи лекцій провідних фахівців, інтерактивні визначники, форуми для обговорення професійних питань.

Програми стажування для молодих фахівців на базі провідних моніторингових станцій та наукових установ створюють можливості для передачі досвіду від досвідчених фахівців до молодого покоління. Тривалість стажування повинна становити 1-3 місяці, що дозволяє стажеру повноцінно освоїти всі аспекти моніторингової роботи конкретної станції. Особливо цінними є міжрегіональні стажування, коли фахівець з одного біогеографічного регіону проходить стажування у іншому регіоні, що дозволяє порівняти специфіку роботи у різних типах екосистем.

Участь у міжнародних навчальних програмах забезпечує доступ українських фахівців до передового європейського досвіду та сучасних методологічних розробок. Європейські наукові та природоохоронні організації регулярно організовують міжнародні тренінги та літні школи з різних аспектів моніторингу та охорони біорізноманіття. Програми грантової підтримки (Erasmus+, DAAD, Fulbright) створюють можливості

для українських фахівців пройти навчання або стажування у провідних європейських центрах.

Менторські програми передбачають формування пар "ментор-стажер", де досвідчений фахівець забезпечує індивідуальний супровід професійного розвитку молодого колеги протягом тривалого періоду (6-12 місяців). Ментор надає консультації з професійних питань, допомагає у плануванні кар'єри, сприяє інтеграції стажера у професійне співтовариство. Менторські програми є особливо ефективними для підготовки майбутніх координаторів моніторингових станцій та керівників напрямів роботи.

Самоосвіта фахівців підтримується через забезпечення доступу до професійної літератури, наукових журналів, методичних матеріалів. Рекомендується створення електронної бібліотеки національної системи моніторингу, яка містить ключові публікації з біології та екології перлівниці товстої, методик моніторингу, природоохоронного менеджменту, міжнародного законодавства. Всі фахівці системи моніторингу повинні мати безкоштовний доступ до електронних ресурсів бібліотеки.

Атестація фахівців проводиться регулярно (раз на 3-5 років) для підтвердження відповідності кваліфікаційним вимогам та виявлення потреб у додатковому навчанні. Атестація включає оцінку теоретичних знань, перевірку практичних навичок, аналіз якості роботи за попередній період. За результатами атестації визначаються індивідуальні потреби у підвищенні кваліфікації та розробляються індивідуальні плани професійного розвитку.

Стратегічне планування впровадження національної системи екологічного моніторингу перлівниці товстої вимагає комплексного аналізу факторів, які можуть вплинути на успішність реалізації програми. SWOT-аналіз (Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) є визнаним інструментом стратегічного менеджменту, який дозволяє систематично

оцінити внутрішні можливості та обмеження системи у контексті зовнішніх можливостей та загроз. Цей метод широко застосовується в екологічному менеджменті та природоохоронному плануванні для розробки науково обґрунтованих стратегій впровадження моніторингових програм.

Методологія SWOT-аналізу передбачає ідентифікацію та структурування ключових факторів у чотирьох категоріях. Сильні сторони (Strengths) відображають внутрішні переваги та ресурси, які сприяють успішному впровадженню системи моніторингу. До цієї категорії належать існуючі наукові напрацювання, кваліфіковані кадри, інституційна база, методологічні розробки. Слабкі сторони (Weaknesses) характеризують внутрішні обмеження та недоліки, які можуть ускладнити реалізацію програми. Це може включати недостатнє фінансування, дефіцит спеціалізованих фахівців, прогалини в нормативно-правовій базі, слабку міжвідомчу координацію.

Можливості (Opportunities) відображають сприятливі зовнішні фактори та тенденції, які можна використати для підтримки впровадження системи моніторингу. Особливу увагу в контексті України привертають можливості, пов'язані з процесом євроінтеграції, доступом до міжнародного фінансування та технічної допомоги, розвитком транскордонного співробітництва. Загрози (Threats) представляють зовнішні ризики та виклики, які можуть негативно вплинути на реалізацію програми або функціонування системи моніторингу. До критичних загроз належать економічна нестабільність, посилення антропогенного тиску на водні екосистеми, кліматичні зміни, можливе зникнення популяцій до початку повномасштабного моніторингу.

Аналіз сильних сторін демонструє, що Україна має солідну базу для створення національної системи моніторингу перлівниці товстої. Наявність багаторічних наукових досліджень популяцій виду створює фундамент для розробки ефективних моніторингових протоколів. Вагомим внеском є

напрацювання житомирської малакологічної школи [51; 56]. Кваліфіковані фахівці у провідних наукових установах, зокрема в Інституті зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України та Інституті гідробіології НАН України, забезпечують науково-методичний супровід програми. Створення Смарагдової мережі України як складової загальноєвропейської мережі охорони біорізноманіття надає інституційну основу для розміщення моніторингових станцій. Міжнародні зобов'язання України в рамках Бернської конвенції та процесу наближення до екологічного законодавства ЄС створюють додаткову мотивацію для впровадження системи моніторингу. Важливою сильною стороною є запровадження басейнового принципу управління водними ресурсами, який забезпечує організаційну основу для інтеграції моніторингу *U. crassus* у загальну систему управління водними екосистемами.

Водночас аналіз виявляє значні слабкі сторони які необхідно враховувати при плануванні впровадження системи. Критичним обмеженням є недостатнє фінансування природоохоронної діяльності та екологічних досліджень в Україні, що може ускладнити забезпечення сталого функціонування моніторингової системи. Обмежена кількість фахівців, які мають спеціалізовані знання з малакології та досвід моніторингу *U. crassus*, вимагає значних інвестицій у підготовку кадрів. Відсутність централізованої бази даних про рідкісні види та їх оселища знижує ефективність координації природоохоронних зусиль. Слабка міжвідомча координація між різними органами влади, відповідальними за охорону довкілля та управління водними ресурсами, може призвести до дублювання зусиль або прогалин у моніторинговому покритті. Низький рівень обізнаності населення щодо екологічної значущості перлівниці товстої та необхідності її охорони обмежує можливості залучення громадської підтримки та волонтерської участі.

Зовнішнє середовище пропонує значні можливості для підтримки впровадження системи моніторингу. Процес євроінтеграції та поступова імплементація Директиви про оселища створюють сприятливий політичний та правовий контекст для розвитку системи екологічного моніторингу. Доступ до європейських програм фінансування, таких як Horizon Europe, LIFE, INTERREG, відкриває можливості для отримання значних ресурсів на підтримку моніторингової діяльності, технічне оснащення станцій, підготовку кадрів. Можливість міжнародного співробітництва та обміну досвідом з країнами ЄС дозволяє запозичити найкращі практики та уникнути типових помилок при впровадженні моніторингових систем. Розвиток концепції громадянської науки (citizen science) та зростання екологічної свідомості суспільства створюють передумови для залучення волонтерів до моніторингової діяльності, що може частково компенсувати дефіцит професійних фахівців. Децентралізація влади в Україні та розширення повноважень місцевого самоврядування відкривають можливості для фінансування природоохоронних заходів з місцевих бюджетів та підвищення залученості територіальних громад до охорони біорізноманіття.

Проте зовнішнє середовище також генерує серйозні загрози, які можуть негативно вплинути на реалізацію програми моніторингу. Триваючий воєнний конфлікт створює безпрецедентні ризики для водних екосистем, включаючи пряме руйнування оселищ, забруднення водотоків, порушення гідрологічного режиму внаслідок руйнування гідротехнічних споруд. Економічна нестабільність та обмеженість державних ресурсів можуть призвести до скорочення фінансування екологічних програм на користь більш невідкладних потреб. Кліматичні зміни, зокрема збільшення частоти та інтенсивності посух, загрожують деградацією оселищ перлівниці товстої, особливо у степовій та лісостеповій зонах. Евтрофікація водотоків внаслідок інтенсифікації сільськогосподарського виробництва залишається

однією з найсерйозніших загроз для популяцій *U. crassus*. Відтік кваліфікованих кадрів за кордон у результаті трудової міграції може погіршити і без того складну ситуацію з кадровим забезпеченням системи моніторингу. Інвазійні види, зокрема китайська беззубка (*Sinanodonta woodiana*), створюють додаткові ризики для місцевої малакофауни через конкуренцію за ресурси.

На основі SWOT-аналізу розроблено чотири типи стратегій, які враховують різні комбінації внутрішніх та зовнішніх факторів. SO стратегії (Strengths-Opportunities) спрямовані на використання сильних сторін для максимального використання зовнішніх можливостей. Ключовим елементом цих стратегій є активне залучення до європейських програм фінансування на основі існуючої наукової бази та методологічних розробок. Інтеграція системи моніторингу *U. crassus* у процес імплементації Директиви про оселища дозволить отримати міжнародну технічну підтримку та експертизу. Розвиток транскордонного співробітництва на базі існуючих угод створить можливості для спільних наукових проектів та обміну досвідом. Смарагдова мережа України може слугувати платформою для створення базових моніторингових станцій, що забезпечить їх довгострокову підтримку в рамках міжнародних природоохоронних програм.

WO стратегії (Weaknesses-Opportunities) зосереджені на подоланні внутрішніх слабких сторін через використання зовнішніх можливостей. Розробка спеціалізованих освітніх програм з моніторингу *U. crassus* за підтримки європейських партнерів у рамках програми Erasmus+ дозволить вирішити проблему дефіциту кваліфікованих фахівців. Залучення міжнародного фінансування на створення централізованої бази даних та технічне оснащення станцій компенсує обмеженість внутрішніх ресурсів. Використання програм громадянської науки може частково компенсувати нестачу професійних фахівців при одночасному підвищенні обізнаності

населення про екологічну значущість виду. Децентралізація влади створює можливості для залучення коштів місцевих бюджетів на підтримку регіональних моніторингових активностей, знижуючи залежність від централізованого фінансування.

ST стратегії (Strengths-Threats) передбачають використання внутрішніх сильних сторін для мінімізації зовнішніх загроз. Швидке впровадження базової моніторингової мережі у критичних локаціях на основі існуючих наукових знань дозволить забезпечити раннє виявлення та документування загроз для популяцій. Використання наукової експертизи для розробки адаптаційних стратегій до кліматичних змін підвищить стійкість популяцій у довгостроковій перспективі. Інтеграція моніторингу у басейнове управління водними ресурсами створить систему контролю евтрофікації та забруднення на рівні водозборів. Створення резервних популяцій у захищених локаціях природно-заповідного фонду слугуватиме страховкою від втрати популяцій у зонах високого ризику, включаючи території, постраждалі від воєнних дій.

WT стратегії (Weaknesses-Threats) спрямовані на мінімізацію внутрішніх слабких сторін в умовах зовнішніх загроз. Поетапне впровадження системи з ретельно спланованими пілотними проектами дозволяє мінімізувати ризики невдачі в умовах обмежених ресурсів. Створення резервного фонду через диверсифікацію джерел фінансування (державні, міжнародні, приватні донори, місцеві бюджети) підвищує фінансову стійкість системи в умовах економічної нестабільності. Розробка спрощених протоколів моніторингу поряд з повними методиками дозволяє швидко підготувати додаткових фахівців в умовах кадрового дефіциту. Пріоритетне збереження генетичного матеріалу популяцій ex situ слугує страховкою від повної втрати генетичного різноманіття виду в разі зникнення природних популяцій.

Інтегрована стратегія впровадження національної системи моніторингу перлівниці товстої повинна враховувати всі чотири типи стратегічних підходів залежно від конкретної ситуації та етапу впровадження. На підготовчому етапі пріоритет мають WO стратегії, спрямовані на подолання внутрішніх слабких сторін через активне використання зовнішніх можливостей, зокрема міжнародної підтримки та фінансування. На пілотному етапі актуалізуються SO стратегії, що дозволяють максимально використати існуючі сильні сторони для апробації та вдосконалення системи. Етап масштабування вимагає збалансованого застосування всіх типів стратегій з особливою увагою до ST та WT підходів для мінімізації ризиків. Операційний етап передбачає постійну адаптацію стратегічних пріоритетів відповідно до змін у внутрішньому та зовнішньому середовищі, що вимагає регулярного оновлення SWOT-аналізу кожні 3-5 років. Результати рекомендованих стратегій наведено в таблицях 6.5 та 6.6.

Таблиця 6.5

SWOT-аналіз впровадження національної системи моніторингу перлівниці товстої

СИЛЬНІ СТОРОНИ (STRENGTHS)	**СЛАБКІ СТОРОНИ (WEAKNESSES)**
• Наявність наукових досліджень популяцій *U. crassus* в Україні як основи для моніторингу • Розроблена методологічна база та протоколи моніторингу, адаптовані до європейських стандартів • Наявність кваліфікованих фахівців у провідних наукових установах країни • Створена Смарагдова мережа України, що включає оселища виду	• Недостатнє фінансування природоохоронної діяльності та наукових досліджень • Обмежена кількість фахівців, спеціалізованих на малакофауні та *U. crassus* • Відсутність централізованої бази даних про популяції рідкісних видів • Недостатнє технічне оснащення регіональних природоохоронних установ • Слабка міжвідомча координація між різними органами влади

• Міжнародні зобов'язання України (Бернська конвенція) як мотиваційний фактор • Басейновий принцип управління водними ресурсами вже запроваджений в Україні • Наявність транскордонних угод із сусідніми країнами щодо охорони водних екосистем • Можливість інтеграції з існуючими системами екологічного моніторингу	• Низький рівень обізнаності населення щодо екологічної значущості виду • Відсутність спеціалізованих навчальних програм з моніторингу безхребетних • Недосконала нормативно-правова база щодо моніторингу водних безхребетних
МОЖЛИВОСТІ (OPPORTUNITIES)	**ЗАГРОЗИ (THREATS)**
• Процес євроінтеграції та імплементація Директиви про оселища в українське законодавство • Доступ до європейських програм фінансування (Horizon Europe, LIFE, INTERREG) • Можливість міжнародного співробітництва та обміну досвідом з ЄС • Розвиток громадянської науки (citizen science) та залучення волонтерів • Зростання екологічної свідомості суспільства та підтримки природоохоронних ініціатив • Децентралізація влади – можливості для фінансування з місцевих бюджетів • Розвиток геоінформаційних технологій та дистанційного моніторингу • Створення нових об'єктів природно-заповідного фонду в басейнах річок • Інтеграція моніторингу у програми транскордонного співробітництва	• Триваючий воєнний конфлікт та його вплив на водні екосистеми • Економічна нестабільність та скорочення фінансування екологічних програм • Посилення антропогенного навантаження на водні екосистеми • Кліматичні зміни: збільшення частоти посух та екстремальних гідрологічних явищ • Евтрофікація водотоків внаслідок сільськогосподарської діяльності • Відтік кваліфікованих кадрів за кордон (трудова міграція) • Бюрократичні перешкоди у міжвідомчій співпраці • Незаконна господарська діяльність у прибережних зонах • Інвазійні види та їх конкуренція з місцевою малакофауною • Можливе зникнення окремих популяцій до початку повномасштабного моніторингу

Таблиця 6.6

Стратегічні напрями впровадження системи моніторингу на основі SWOT-аналізу

Тип стратегії	Ключові заходи
SO стратегії (використання сильних сторін для реалізації можливостей)	• Використати існуючу наукову базу для підготовки проектних пропозицій до європейських програм фінансування (LIFE, INTERREG) • Інтегрувати систему моніторингу *U. crassus* у процес імплементації Директиви про оселища для отримання міжнародної технічної підтримки • Розвинути транскордонне співробітництво на базі існуючих угод для обміну досвідом та спільних наукових проектів • Залучити Смарагдову мережу України як платформу для створення базових моніторингових станцій
WO стратегії (подолання слабких сторін через використання можливостей)	• Розробити спеціалізовані освітні програми з моніторингу *U. crassus* за підтримки європейських партнерів (Erasmus+) • Залучити міжнародне фінансування для створення централізованої бази даних та технічного оснащення станцій • Використати програми громадянської науки для компенсації нестачі фахівців та підвищення обізнаності населення • Залучити кошти місцевих бюджетів в умовах децентралізації для фінансування регіональних моніторингових активностей
ST стратегії (використання сильних сторін для мінімізації загроз)	• Швидке впровадження базової моніторингової мережі у критичних локаціях для раннього виявлення та документування загроз

Тип стратегії	Ключові заходи
	• Використати існуючу наукову експертизу для розробки адаптаційних стратегій до кліматичних змін • Інтегрувати моніторинг у басейнове управління для системного контролю евтрофікації та забруднення • Створити резервні популяції у захищених локаціях ПЗФ як страховку від втрати популяцій у зонах конфлікту
WT стратегії (мінімізація слабкостей та уникнення загроз)	• Поетапне впровадження системи з пілотними проектами для мінімізації ризиків при обмежених ресурсах • Створення резервного фонду фінансування через диверсифікацію джерел (державні, міжнародні, приватні) • Розробка спрощених протоколів моніторингу для швидкої підготовки додаткових фахівців в умовах кадрового дефіциту • Пріоритетне збереження генетичного матеріалу популяцій ex situ як страховка від повної втрати популяцій

Висновки до підрозділу 6.1:

1. Розроблено чотириетапну стратегію впровадження національної системи екологічного моніторингу перлівниці товстої в Україні, яка включає підготовчий (1-2 роки), пілотний (2-3 роки), етап масштабування (3-4 роки) та операційний (безстроковий) етапи. Кожен етап характеризується чітко визначеними цілями, завданнями та критеріями завершення, що забезпечує керованість процесу впровадження системи моніторингу та можливість своєчасного коригування стратегії відповідно до результатів попередніх етапів.

2. Обґрунтовано принципи територіальної організації національної системи моніторингу на основі басейнового підходу та ризик-орієнтованого районування території. Запропоновано класифікацію території України за чотирма зонами екологічного ризику для популяцій *U. crassus* (критичний, високий, помірний, низький), що дозволяє диференціювати інтенсивність моніторингу від щорічних спостережень у зоні критичного ризику до базової періодичності раз на 6 років у зоні низького ризику.

3. Визначено чотири типи моніторингових станцій з різним функціональним призначенням: базові станції для вивчення природної динаміки популяцій у непорушених умовах, операційні станції для оцінки антропогенного впливу та ефективності природоохоронних заходів, дослідницькі станції для поглибленого вивчення екології виду та апробації нових методологічних підходів, індикаторні станції для раннього виявлення басейнових тенденцій.

4. Проаналізовано механізми міжнародного співробітництва у сфері моніторингу перлівниці товстої для транскордонних басейнів Дністра, Пруту та Тиси, які включають гармонізацію методів моніторингу відповідно до європейських стандартів, створення спільних баз даних, обмін моніторинговою інформацією, координацію природоохоронних заходів.

5. Розроблено комплексну систему критеріїв ефективності національної системи моніторингу, яка охоплює технічні, екологічні, інституційні та соціальні аспекти функціонування системи. Визначено періодичність оцінки кожного критерію від щорічної до раз на 6 років залежно від його специфіки.

6. Обґрунтовано необхідність створення багаторівневої системи підготовки кадрів для національної системи моніторингу, яка включає базову університетську освіту, спеціалізовані навчальні курси на рівні магістратури та аспірантури (1-2 семестри), короткострокові курси підвищення кваліфікації (3-5 днів), спеціалізовані тренінги з технічних

навичок (1-2 тижні), міжнародні стажування у провідних європейських центрах (2-4 тижні), менторські програми (6-12 місяців) та періодичну атестацію фахівців (раз на 3-5 років).

7. Запропоновано систему науково-методичного забезпечення моніторингової діяльності, яка включає національний протокол моніторингу перлівниці товстої як центральний методичний документ, ілюстровані методичні посібники для польових досліджень з покроковими інструкціями та фотоілюстраціями, стандартизовані форми для запису даних, процедури забезпечення якості та контролю якості результатів.

8. Проведено комплексний SWOT-аналіз стратегії впровадження національної системи моніторингу, який виявив 8 сильних сторін (наукова база, методологічні розробки, кваліфіковані фахівці, Смарагдова мережа, міжнародні зобов'язання, басейновий принцип управління, транскордонні угоди, можливість інтеграції), 8 слабких сторін (недостатнє фінансування, дефіцит спеціалізованих фахівців, відсутність централізованої бази даних, недостатнє технічне оснащення, слабка координація, низька обізнаність населення, відсутність спеціалізованих програм, недосконала нормативна база), 9 можливостей (євроінтеграція, європейське фінансування, міжнародне співробітництво, громадянська наука, зростання екологічної свідомості, децентралізація, геоінформаційні технології, нові об'єкти ПЗФ, транскордонні програми) та 10 загроз (воєнний конфлікт, економічна нестабільність, антропогенне навантаження, кліматичні зміни, евтрофікація, відтік кадрів, бюрократичні перешкоди, незаконна діяльність, інвазійні види, можливе зникнення популяцій).

9. На основі SWOT-аналізу розроблено чотири типи стратегій впровадження системи моніторингу. SO стратегії (Strengths-Opportunities) передбачають використання існуючої наукової бази для залучення європейського фінансування, інтеграцію у процес імплементації Директиви про оселища, розвиток транскордонного співробітництва, використання

Смарагдової мережі як платформи для базових станцій. WO стратегії (Weaknesses-Opportunities) спрямовані на розробку освітніх програм за підтримки Erasmus+, залучення міжнародного фінансування для технічного оснащення, використання громадянської науки, залучення місцевих бюджетів. ST стратегії (Strengths-Threats) включають швидке впровадження базової мережі у критичних локаціях, розробку адаптаційних стратегій до кліматичних змін, інтеграцію моніторингу у басейнове управління, створення резервних популяцій. WT стратегії (Weaknesses-Threats) передбачають поетапне впровадження з пілотними проектами, диверсифікацію джерел фінансування, розробку спрощених протоколів, збереження генетичного матеріалу ex situ.

10. Розроблена стратегія впровадження має вбудовані механізми адаптації та постійного вдосконалення через створення Науково-технічної ради з моніторингу перлівниці товстої, періодичний перегляд та актуалізацію протоколів моніторингу кожні 5-6 років, механізм зворотного зв'язку від виконавців моніторингу, систематичне відстеження та інтеграцію нових технологій та методів, міжнародне співробітництво та обмін досвідом, адаптацію мережі моніторингових станцій до змін у стані популяцій та екосистем. Рекомендовано проводити комплексну оцінку ефективності системи кожні 3-5 років з регулярним оновленням SWOT-аналізу для адаптації стратегічних пріоритетів до змін у внутрішньому та зовнішньому середовищі.

11. Практична реалізація розробленої стратегії впровадження дозволить створити в Україні ефективну систему екологічного моніторингу перлівниці товстої, яка відповідатиме європейським стандартам та забезпечить виконання міжнародних зобов'язань України щодо охорони біорізноманіття в рамках Бернської конвенції та процесу наближення до екологічного законодавства ЄС.

12. Розроблені рекомендації щодо етапності впровадження, територіальної організації, кадрового забезпечення та міжнародного співробітництва можуть бути використані при підготовці національних програм моніторингу біорізноманіття, планів управління річковими басейнами, стратегій розвитку установ природно-заповідного фонду.

6.2. Стандартизація системи моніторингу *Unio crassus* як інструмент забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем України

Забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем є одним з пріоритетних завдань сучасної екологічної політики України, що набуває особливої актуальності в контексті імплементації Директиви 2000/60/ЄС про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики та інших директив природоохоронного законодавства Європейського Союзу. Водночас існуюча в Україні система екологічного моніторингу поверхневих вод базується переважно на гідрохімічних показниках та не забезпечує комплексної оцінки стану водних екосистем з урахуванням біологічних елементів якості, що суперечить вимогам Водної рамкової директиви ЄС щодо екосистемного підходу до управління водними ресурсами.

Двостулкові молюски родини Unionidae, до якої належить перлівниця товста *U. crassus*, є одними з найбільш чутливих біоіндикаторів стану прісноводних екосистем через низку специфічних біологічних особливостей. По-перше, молюски є седентарними організмами з тривалим життєвим циклом, що дозволяє оцінювати довгострокові зміни якості води та стабільність екологічних умов у конкретному біотопі протягом багатьох років. По-друге, як фільтратори, молюски пропускають через себе великі обсяги води та акумулюють у тканинах забруднюючі речовини, включаючи важкі метали, пестициди та інші ксенобіотики, що робить їх ефективними

біоакумуляторами для оцінки рівня хімічного забруднення водойм. По-третє, складний життєвий цикл з облігатною паразитичною личинковою стадією на рибах-хазяях робить молюсків залежними від стану іхтіофауни, що дозволяє оцінювати екологічну безпеку на рівні цілих трофічних ланцюгів. По-четверте, високі вимоги до якості води, зокрема до вмісту розчиненого кисню, концентрації нітратного нітрогену та біогенних елементів, робить популяції Unionidae чутливими індикаторами евтрофікації та органічного забруднення водойм.

Перлівниця товста *U. crassus* характеризується особливо високою чутливістю до антропогенних впливів порівняно з іншими представниками родини Unionidae, що обумовлює її статус виду, включеного до Додатків II та IV Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ і дикої фауни та флори. Вид зник або перебуває під загрозою зникнення у більшості країн Центральної Європи внаслідок деградації річкових екосистем, зарегулювання стоку, забруднення води та руйнування біотопів. Критична залежність від якості води робить популяції *U. crassus* надійним індикатором екологічної безпеки річкових екосистем, оскільки зникнення виду сигналізує про досягнення критичних порогів антропогенного навантаження, за якими відбувається незворотна деградація водної екосистеми з втратою її екосистемних функцій та послуг.

Використання популяційних характеристик *U. crassus* для оцінки екологічної безпеки базується на встановлених залежностях між структурою популяції та комплексом абіотичних факторів водного середовища. Чисельність популяції, вікова структура, темпи росту особин, співвідношення статей та репродуктивний потенціал є інтегральними показниками, що відображають сукупний вплив гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних характеристик водотоку. Наявність у популяції всіх вікових класів, включаючи ювенільних особин віком 2-3 роки, свідчить про успішне відтворення та рекрутування, що можливе лише

за умов стабільного гідрологічного режиму, достатньої чисельності риб-хазяїв та відсутності критичних концентрацій токсикантів у воді. Навпаки, популяції зі звуженою віковою структурою, представленою виключно старовіковими особинами, свідчать про припинення відтворення внаслідок погіршення екологічних умов або втрати риб-хазяїв, що є сигналом високого ризику для екологічної безпеки водної екосистеми. Усе це пояснює чому у ряді європейських країн, зокрема Німеччині, окрім моніторингу для звітності за Статтею 17, існують національні програми моніторингу, які дозволяють встановлювати екологічний стан обстеженої водойми та приймати управлінські рішення щодо реагування на цю ситуацію.

Розроблена нами система оцінки екологічної безпеки базується на єдиній методологічній основі – аналізі популяційних показників *U. crassus* – але забезпечує можливість застосування на трьох ієрархічних рівнях з різними цілями та масштабами (рис. 6.1). Такий підхід відповідає сучасним принципам екологічного моніторингу, де локальні дані агрегуються до регіонального та національного рівнів, а національні оцінки інтегруються в міжнародні системи звітності та природоохоронного планування.

Локальний рівень застосування системи спрямований на оцінку екологічної безпеки конкретних водних об'єктів (річок, струмків) на основі детального аналізу демографічного стану локальних популяцій *U. crassus.* На цьому рівні використовується чотирирівнева шкала екологічної безпеки: Високий, Задовільний, Незадовільний та Критичний рівні, кожен з яких характеризується специфічною комбінацією демографічних показників.

Оцінка на локальному рівні базується на розрахунку п'яти ключових демографічних індексів: коефіцієнта рекрутування (Kr), індексу старіння (I_aging), індексу популяційної стабільності (PSI), коефіцієнта варіації вікової структури (CV%), а також виміру щільності популяції (особин/м²). Математична формалізація критеріїв оцінки представлена у підрозділі 4.1.



Рис. 6.1. Структура триступеневої системи оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем

Високий рівень екологічної безпеки присвоюється лише при одночасному виконанні всіх критеріїв (Kr > 1,0; I_aging < 30%; PSI > 0,6; CV ≤ 25%; щільність > 10 екз/м²), що відображає оптимальний демографічний стан популяції та сприятливі умови середовища.

Практичне значення оцінки на локальному рівні полягає у можливості: (1) ідентифікації водойм із критичним станом екосистеми, що потребують невідкладних природоохоронних заходів; (2) виявлення еталонних локалітетів із високим рівнем екологічної безпеки для використання як референтних об'єктів; (3) моніторингу динаміки екологічного стану водойм у часі через повторні обстеження; (4) оцінки ефективності природоохоронних втручань та управлінських заходів через зміни демографічних показників популяцій.

Національний рівень застосування системи забезпечує агрегацію локальних оцінок для аналізу стану виду *U. crassus* в Україні в цілому, виявлення регіональних особливостей демографічної структури популяцій та прогнозування перспектив збереження виду. На цьому рівні дані з окремих локалітетів інтегруються за басейновим принципом, що дозволяє виявити просторові закономірності розподілу популяцій різних рівнів екологічної безпеки.

Аналіз на національному рівні включає: (1) визначення співвідношення популяцій різних рівнів екологічної безпеки у кожному річковому басейні; (2) виявлення басейнів із найкритичнішим станом популяцій, що потребують пріоритетних природоохоронних заходів; (3) ідентифікацію територій із еталонними популяціями для створення природно-заповідних об'єктів; (4) аналіз просторових патернів демографічних показників для виявлення регіональних факторів впливу.

Прогностичний компонент національного рівня оцінки базується на аналізі демографічних трендів. Популяції з високим коефіцієнтом

рекрутування (Kr > 1,0) та низьким індексом старіння (I_aging < 30%) мають сприятливі перспективи довгострокового існування. Навпаки, популяції з Kr < 0,5 та I_aging > 50% перебувають у стані демографічної кризи і без управлінського втручання мають високий ризик локального зникнення у найближчі 10–15 років. Така прогностична інформація є критично важливою для планування природоохоронних заходів та раціонального розподілу ресурсів між локалітетами різного пріоритету.

Міжнародний рівень застосування системи забезпечує інтеграцію національних даних у європейську систему моніторингу та звітності щодо стану збереження видів відповідно до Статті 17 Директиви про Оселища (92/43/ЄЕС). Унікальність розробленої системи полягає у безпосередній відповідності рівнів екологічної безпеки статусам збереження виду, що використовуються у європейській практиці: Високий рівень відповідає статусу FV (Favourable – Сприятливий), Задовільний рівень – U1 (Unfavourable-Inadequate – Незадовільний-неадекватний), Незадовільний та Критичний рівні – U2 (Unfavourable-Bad – Незадовільний-поганий).

Відповідність розробленої системи вимогам Статті 17 забезпечується через: (1) використання тих самих демографічних параметрів (структура популяції, співвідношення вікових груп), що рекомендовані у методичних настановах Європейської Комісії; (2) застосування кількісних критеріїв, які узгоджуються з пороговими значеннями, встановленими у польській, німецькій та інших практиках моніторингу *U. crassus;* (3) використання принципу "range - population - habitat", де оцінка стану популяцій є центральним компонентом загальної оцінки стану виду.

Практична цінність інтеграції з Статтею 17 полягає у можливості: (1) стандартизованого звітування про стан *U. crassus* в Україні у форматі, сумісному з європейськими базами даних; (2) порівняння стану популяцій в Україні з популяціями у країнах ЄС; (3) обґрунтування потреби у міжнародній технічній та фінансовій підтримці природоохоронних заходів;

(4) участі України у загальноєвропейських програмах моніторингу біорізноманіття. У контексті євроінтеграційних процесів така сумісність набуває особливого значення для гармонізації українського природоохоронного законодавства з європейськими стандартами.

Демографічні показники популяцій виступають інтегральними індикаторами екологічної безпеки, оскільки відображають кумулятивний ефект впливу множинних факторів середовища на процеси народжуваності, смертності та вікової структури популяції. У розробленій системі оцінки використовується п'ять ключових демографічних індексів, кожен з яких характеризує певний аспект популяційної динаміки та має специфічну біологічну інтерпретацію у контексті екологічної безпеки.

Коефіцієнт рекрутування (відновлення) (Kr) є найбільш чутливим індикатором екологічної безпеки, оскільки відображає співвідношення молодих (<4 років) до старших (>6 років) особин у популяції. Високі значення Kr (>1,0) свідчать про успішне поповнення популяції новими генераціями, що можливе лише за сприятливих умов для розмноження та виживання молоді. Критичне зниження Kr (<0,5) є ранньою ознакою демографічної кризи та сигналізує про деградацію умов середовища задовго до повного зникнення популяції. Математична формалізація розрахунку Kr та інших індексів представлена у підрозділі 4.1.

Індекс старіння (I_aging) характеризує частку старших вікових класів у популяції та є індикатором темпів демографічного старіння. Популяції у водоймах із високим рівнем екологічної безпеки демонструють низькі значення I_aging (<30%), що свідчить про активне відновлення. Підвищення індексу старіння понад 50% вказує на припинення або критичне зниження рекрутування, що є типовою ознакою популяцій у деградованих екосистемах. Хронічне забруднення води, евтрофікація, замулення субстрату призводять до систематичної загибелі личинок та

ювенільних особин, що відображається у прогресивному старінні популяції.

Індекс популяційної стабільності (PSI) інтегрує інформацію про збалансованість вікової структури та є показником демографічної стійкості популяції до короткострокових флуктуацій умов середовища. Високі значення PSI (>0,6) характерні для популяцій у стабільних екосистемах з передбачуваним гідрологічним режимом та постійною якістю води. Низький PSI (<0,4) вказує на високу демографічну нестабільність, що може бути наслідком як природних катастрофічних подій (повені, посухи), так і антропогенних впливів (залпові скиди забруднювачів, зміна гідрологічного режиму).

Коефіцієнт варіації вікової структури (CV%) відображає ступінь однорідності представленості різних вікових класів у популяції. Низькі значення CV (≤25%) свідчать про стабільну вікову структуру з рівномірним поповненням популяції у послідовні роки, що є характерним для водойм з постійними сприятливими умовами. Високий коефіцієнт варіації (>35%) вказує на нестабільність умов відтворення з різкими коливаннями успішності рекрутування між роками, що типово для екосистем під значним антропогенним тиском або в умовах кліматичної нестабільності.

Щільність популяції (особин/м²) є додатковим критерієм, що відображає загальну чисельність та просторову структуру популяції. Високі значення щільності (>10 екз/м²) забезпечують ефективне запліднення, підтримання генетичного різноманіття та виконання екосистемних функцій фільтрації. Критично низька щільність (<3 екз/м²) призводить до фрагментації популяції, зниження ймовірності успішного розмноження та підвищення ризику локального зникнення через стохастичні процеси. Таким чином, щільність виступає як показник не лише чисельності, але й функціональної спроможності популяції у підтриманні екологічної стабільності водойми.

Основною перевагою розробленої триступеневої системи оцінки є поєднання наукової обґрунтованості, практичної застосовності та міжнародної сумісності. Використання демографічних показників довгоживучого виду забезпечує інтегральну оцінку екологічного стану водойми протягом тривалого часового періоду, на відміну від миттєвих гідрохімічних вимірювань, що відображають лише поточну ситуацію. Математична формалізація критеріїв забезпечує об'єктивність та відтворюваність оцінок, усуваючи суб'єктивність експертних висновків.

Масштабованість системи від локального до міжнародного рівня дозволяє використовувати єдину методику для різних управлінських цілей: від оцінки окремої водойми до національного звітування та міжнародних порівнянь. Відповідність критеріїв Статті 17 забезпечує можливість інтеграції українських даних у європейські системи моніторингу без потреби у додаткових перерахунках або адаптаціях. Прогностичний компонент системи, заснований на аналізі демографічних трендів, дозволяє не лише констатувати поточний стан, але й передбачати перспективи популяцій, що є критично важливим для попереджувального природоохоронного планування.

Розроблена система критеріїв має певні обмеження, які необхідно враховувати при інтерпретації результатів. По-перше, встановлені порогові значення базуються на просторовому градієнті популяційних характеристик, та частково на довгострокових часових рядах, що обмежує можливість виявлення трендів змін екологічної безпеки у часі. Систематичний моніторинг тих самих популяцій протягом багатьох років дозволить верифікувати запропоновані критерії та виявити ранні ознаки погіршення або покращення стану водних екосистем. По-друге, нерівномірний розподіл обсягів вибірок між пунктами обстеження може впливати на надійність оцінок вікової структури для малочисельних вибірок. Незважаючи на зазначені обмеження, розроблена система

критеріїв має значну практичну цінність для управління водними ресурсами України в контексті імплементації європейського природоохоронного законодавства. Система дозволяє проводити експрес-оцінку екологічної безпеки водних об'єктів на основі відносно простих польових обстежень популяцій *U. crassus* без необхідності тривалих і дорогих лабораторних аналізів якості води. Виявлення популяцій з незадовільним або критичним рівнем екологічної безпеки дозволяє ідентифікувати пріоритетні водні об'єкти для термінових природоохоронних втручань та цільового моніторингу джерел антропогенного навантаження. Результати дослідження також мають значення для планування природоохоронних заходів в межах територій мережі Емеральд та майбутньої мережі Natura 2000 в Україні.

Запропоновані нами для аналізу демографічної структури популяцій кількісні індекси інтегровано нами у чотирирівневу систему оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем (табл. 6.7), що забезпечує чітку формалізацію критеріїв класифікації та усуває суб'єктивність експертної оцінки. Кожен рівень екологічної безпеки характеризується специфічним поєднанням значень індексів, що відображає різні стадії демографічної динаміки популяцій від оптимального стану до критичної деградації.

Високий рівень екологічної безпеки відповідає сприятливому статусу збереження виду (FV - Favourable) згідно зі Статтею 17 (параметр «майбутні перспективи») та характеризується оптимальним демографічним станом популяції. Присвоєння цього рівня можливе лише при одночасному виконанні всіх критеріїв: коефіцієнт рекрутування перевищує 1,0, індекс старіння менший за 30%, індекс популяційної стабільності більший за 0,6, коефіцієнт варіації не перевищує 25%, а щільність популяції становить понад 10 особин на квадратний метр.

Таблиця 6.7

Система інтегрованих критеріїв оцінки екологічної безпеки популяцій *U. crassus* з урахуванням демографічних показників, щільності та відповідності статусам Статті 17 (параметр «майбутні перспективи»)

Рівень екологічної безпеки / Article 17	Демографічні критерії	Діапазони показників	Біологічна інтерпретація
🟢 ВИСОКИЙ рівень (FV - Сприятливий)	Kr > 1,0 ТА I_aging < 30% ТА PSI > 0,6 ТА CV ≤ 25% ТА Щільність > 10 екз/м²	• Середній вік: 5–7 років • CV: ≤ 25% • Y_1: 0 до +0,5 • Kr: > 1,0 • I_aging: < 30% • PSI: > 0,6 • Віковий спектр: 3–9 років, всі групи • Щільність: > 10 екз/м²	Стабільна вікова структура. Переважання молодих особин (3–4 роки) над старшими (>6 років). Активне відновлення популяції. Висока демографічна стабільність. Безперервне успішне поповнення протягом останніх років.
🟡 ЗАДОВІЛЬНИЙ рівень (U1 - Незадовільний-неадекватний)	Kr 0,5–1,0 АБО I_aging 30–50% АБО PSI 0,4–0,6 АБО CV 25–35% АБО Щільність 3–10 екз/м² При наявності живих особин	• Середній вік: 4–5 або 7–8 років • CV: 25–35% • Y_1: -0,5 до 0 або > +0,5 • Kr: 0,5–1,0 • I_aging: 30–50% • PSI: 0,4–0,6 • Віковий спектр: неповний • Щільність: 3–10 екз/м²	Зміщення у бік молодих або старших вікових класів. Модерована флуктуація вікової структури. Асиметрія, що свідчить про порушення стабільного відновлення. Помірна демографічна стабільність. Періодичне або нерегулярне відновлення.
🟠 НЕЗАДОВІЛЬНИЙ рівень (U2 - Незадовільний-поганий)	Kr < 0,5 АБО I_aging > 50% АБО PSI < 0,4 АБО CV > 35% АБО Щільність < 3 екз/м²	• Середній вік: < 4 або > 8 років • CV: > 35% • Y_1: < -0,5 або > +1,0 • Kr: < 0,5 • I_aging: > 50%	Домінування незрілих або дуже старих вікових класів. Нестабільна вікова структура (велика варіативність).

	При наявності живих особин	• PSI: < 0,4 • Віковий спектр: обмежений, перерваний • Щільність: < 3 екз/м²	Сильна асиметрія, що вказує на різкі демографічні зрушення. Недостатнє рекрутування (молоді особини майже відсутні). Низька демографічна стабільність. Популяція, що швидко старіє.
КРИТИЧНИЙ рівень (U2 - Локальне зникнення)	Відсутність живих особин Наявність лише пустих черепашок	• Живі особини: відсутні • Kr: 0 (або н/д) • I_aging: н/д • PSI: 0 (або н/д) • CV: н/д • Віковий спектр: відсутній • Щільність живих: 0 екз/м² • Пусті черепашки: наявні • Статус: локальне зникнення	Повна відсутність живих особин. Популяція зникла з локалітету. Наявність лише пустих черепашок свідчить про історичне існування популяції. Локальне вимирання. Критичний стан екосистеми. Необхідні термінові заходи для з'ясування причин зникнення та можливої реінтродукції.

Біологічна сутність високого рівня полягає у домінуванні молодих вікових класів над старшими, що свідчить про активне та успішне відновлення популяції протягом останніх років. Популяції цього рівня характеризуються стабільною віковою структурою з середнім віком 5–7 років та повним віковим спектром від 3 до 9 років, що включає всі репродуктивні групи. Коефіцієнт рекрутування понад 1,0 означає, що кількість молодих особин (віком до 3 років включно) переважає над старшими (понад 6 років), що є індикатором безперервного поповнення популяції новими генераціями. Низький індекс старіння (< 30%)

підтверджує, що популяція не демонструє ознак демографічного старіння, а високий індекс популяційної стабільності (PSI > 0,6) вказує на збалансованість вікової структури та високу демографічну стійкість.

Низький коефіцієнт варіації (CV ≤ 25%) свідчить про стабільну вікову структуру без різких коливань чисельності окремих вікових класів, що характерно для популяцій у сприятливих умовах середовища. Коефіцієнт асиметрії (γ_1) у діапазоні від 0 до +0,5 вказує на слабку правосторонню асиметрію розподілу, що є природним для молодих популяцій з активним поповненням. Високі значення щільності (понад 10 екз/м²) забезпечують достатню чисельність для підтримання генетичного різноманіття та успішного відтворення.

Популяції високого рівня екологічної безпеки демонструють високу резистентність до короткострокових флуктуацій умов середовища та здатні відновлювати свою чисельність після локальних порушень. Такі популяції виконують повноцінні екосистемні функції фільтраторів та є індикаторами доброго екологічного стану водної екосистеми. В контексті моніторингу відповідно до Директиви про оселища, популяції цього рівня не потребують спеціальних управлінських втручань, окрім загального збереження середовища існування.

Задовільний рівень екологічної безпеки відповідає статусу U1 (Unfavourable-Inadequate) згідно з Статті 17 та характеризується помірними відхиленнями демографічних показників від оптимальних значень. На відміну від високого рівня, для присвоєння задовільного рівня достатньо виконання хоча б одного з критеріїв: коефіцієнт рекрутування у межах 0,5–1,0, індекс старіння від 30 до 50%, індекс популяційної стабільності у діапазоні 0,4–0,6, коефіцієнт варіації від 25 до 35%, або щільність популяції від 3 до 10 особин на квадратний метр. Обов'язковою умовою для цього рівня є наявність живих особин у локалітеті.

Біологічна інтерпретація задовільного рівня полягає у наявності ознак порушення стабільного демографічного відновлення популяції. Популяції цього рівня демонструють зміщення вікової структури у бік молодих (середній вік 4–5 років) або старших (7–8 років) вікових класів, що свідчить про нерівномірність процесів рекрутування у часі. Коефіцієнт рекрутування у діапазоні 0,5–1,0 означає збалансоване або дещо знижене співвідношення молодих до старших особин, що може бути наслідком періодичних несприятливих умов для відтворення або виживання молоді.

Підвищений індекс старіння (30–50%) вказує на збільшення частки старших вікових класів у популяції, що може бути ранньою ознакою демографічного старіння. Індекс популяційної стабільності у межах 0,4–0,6 свідчить про помірну демографічну стабільність з елементами дисбалансу вікових груп. Коефіцієнт варіації від 25 до 35% відображає модеровану флуктуацію вікової структури, що може бути пов'язана з міжрічною варіабельністю умов відтворення. Коефіцієнт асиметрії (γ_1) у діапазоні від -0,5 до 0 або понад +0,5 вказує на асиметрію розподілу, що свідчить про порушення регулярності поповнення.

Неповний віковий спектр, характерний для популяцій задовільного рівня, може означати відсутність окремих вікових класів через несприятливі умови у певні роки. Зниження щільності до діапазону 3–10 екз/м² призводить до зменшення загальної чисельності популяції, що може негативно впливати на ефективність запліднення та генетичне різноманіття. Популяції цього рівня зберігають здатність до самовідновлення, проте потребують моніторингу та можливого управлінського втручання для покращення умов середовища існування. Періодичне або нерегулярне відновлення свідчить про вразливість популяції до флуктуацій абіотичних та біотичних факторів.

Незадовільний рівень екологічної безпеки відповідає статусу U2 (Unfavourable-Bad) згідно з Статтею 17 та характеризується критичними

відхиленнями демографічних показників, що загрожують довгостроковому існуванню популяції. Для присвоєння цього рівня достатньо виконання хоча б одного з критеріїв: коефіцієнт рекрутування менший за 0,5, індекс старіння понад 50%, індекс популяційної стабільності менший за 0,4, коефіцієнт варіації більший за 35%, або щільність популяції менша за 3 особини на квадратний метр. Критично важливим є те, що при цьому рівні живі особини ще присутні у локалітеті, що відрізняє його від критичного рівня.

Біологічна сутність незадовільного рівня полягає у глибоких порушеннях демографічної структури та процесів відновлення популяції. Коефіцієнт рекрутування менший за 0,5 означає, що молодих особин значно менше, ніж старших, або вони майже відсутні, що є критичним індикатором недостатнього рекрутування. Популяції цього рівня характеризуються екстремальними значеннями середнього віку: або домінують незрілі особини (< 4 років), що може свідчити про масову загибель старших класів, або переважають дуже старі особини (> 8 років), що вказує на припинення відновлення у останні роки.

Індекс старіння понад 50% свідчить про те, що популяція швидко старіє без достатнього поповнення молоддю, що є типовою ознакою популяцій у стані демографічного колапсу. Низький індекс популяційної стабільності (PSI < 0,4) відображає низьку демографічну стабільність та високу вразливість популяції до зовнішніх впливів. Високий коефіцієнт варіації (CV > 35%) вказує на нестабільну вікову структуру з великою варіативністю чисельності окремих вікових класів, що може бути наслідком катастрофічних подій або хронічного погіршення умов середовища.

Коефіцієнт асиметрії (γ_1) зі значеннями менше -0,5 або більше +1,0 свідчить про сильну асиметрію вікового розподілу, що вказує на різкі демографічні зрушення. Обмежений або перерваний віковий спектр означає відсутність цілих вікових когорт, що є свідченням періодів повної

відсутності успішного відтворення. Критично низька щільність (< 3 екз/м²) призводить до фрагментації популяції, зменшення ймовірності зустрічі статевих партнерів та підвищеного ризику локального зникнення через стохастичні процеси.

Популяції незадовільного рівня знаходяться під загрозою зникнення у короткостроковій перспективі та потребують невідкладних управлінських заходів. Без втручання такі популяції мають високу ймовірність переходу до критичного рівня з локальним зникненням. Необхідні заходи можуть включати покращення якості води, відновлення гідрологічного режиму, обмеження антропогенного навантаження, контроль інвазивних видів, а в деяких випадках – штучне підсилення популяції через реінтродукцію або транслокацію особин.

Критичний рівень екологічної безпеки є особливою підкатегорією статусу U2 (Unfavourable-Bad) та характеризується повною відсутністю живих особин у локалітеті при наявності лише пустих черепашок. Цей рівень фактично відображає локальне зникнення популяції та є найвищим ступенем деградації популяційного стану. На відміну від незадовільного рівня, де живі особини ще присутні, критичний рівень означає повне припинення всіх демографічних процесів у локалітеті.

Біологічна сутність критичного рівня полягає у фіксації локального вимирання популяції. Відсутність живих особин означає, що процеси відтворення, росту та виживання повністю припинені. Демографічні показники (Kr, I_aging, PSI, CV%) не можуть бути обчислені через відсутність об'єктів аналізу, або набувають значень, що відповідають нульовій життєздатності популяції (Kr = 0, щільність живих = 0). Наявність лише пустих черепашок свідчить про історичне існування популяції у цьому локалітеті та дозволяє реконструювати приблизний час зникнення на основі стану збереженості черепашок.

Критичний рівень екологічної безпеки може бути результатом як поступової деградації популяції через тривале погіршення умов середовища, так і катастрофічних подій, що призвели до масової загибелі. Основними причинами досягнення критичного рівня можуть бути: критичне забруднення води токсичними речовинами, повна зміна гідрологічного режиму (пересихання русла, надмірне заиленння), фізична деструкція біотопу, вплив інвазивних видів-хижаків, або комбінація цих факторів. В деяких випадках популяція може зникнути внаслідок демографічної стохастичності при досягненні критично малої чисельності.

З точки зору збереження біорізноманіття, локалітети з критичним рівнем екологічної безпеки мають особливе значення як потенційні об'єкти для реколонізації. Наявність пустих черепашок підтверджує, що біотоп історично був придатним для існування *U. crassus*, що робить його потенційним кандидатом для програм реінтродукції після усунення факторів, які призвели до зникнення. Однак перед будь-якими заходами з реінтродукції необхідно провести детальне дослідження причин локального вимирання та здійснити заходи щодо відновлення придатності середовища існування.

У контексті моніторингу відповідно до Статті 17, локалітети з критичним рівнем враховуються як втрачені популяції у статусі U2, що негативно впливає на загальну оцінку стану збереження виду на національному рівні. Документування таких локалітетів є важливим для розуміння динаміки ареалу виду та визначення пріоритетних територій для природоохоронних втручань.

Нижче наведено алгоритм визначення рівня екологічної безпеки (рис. 6.2).

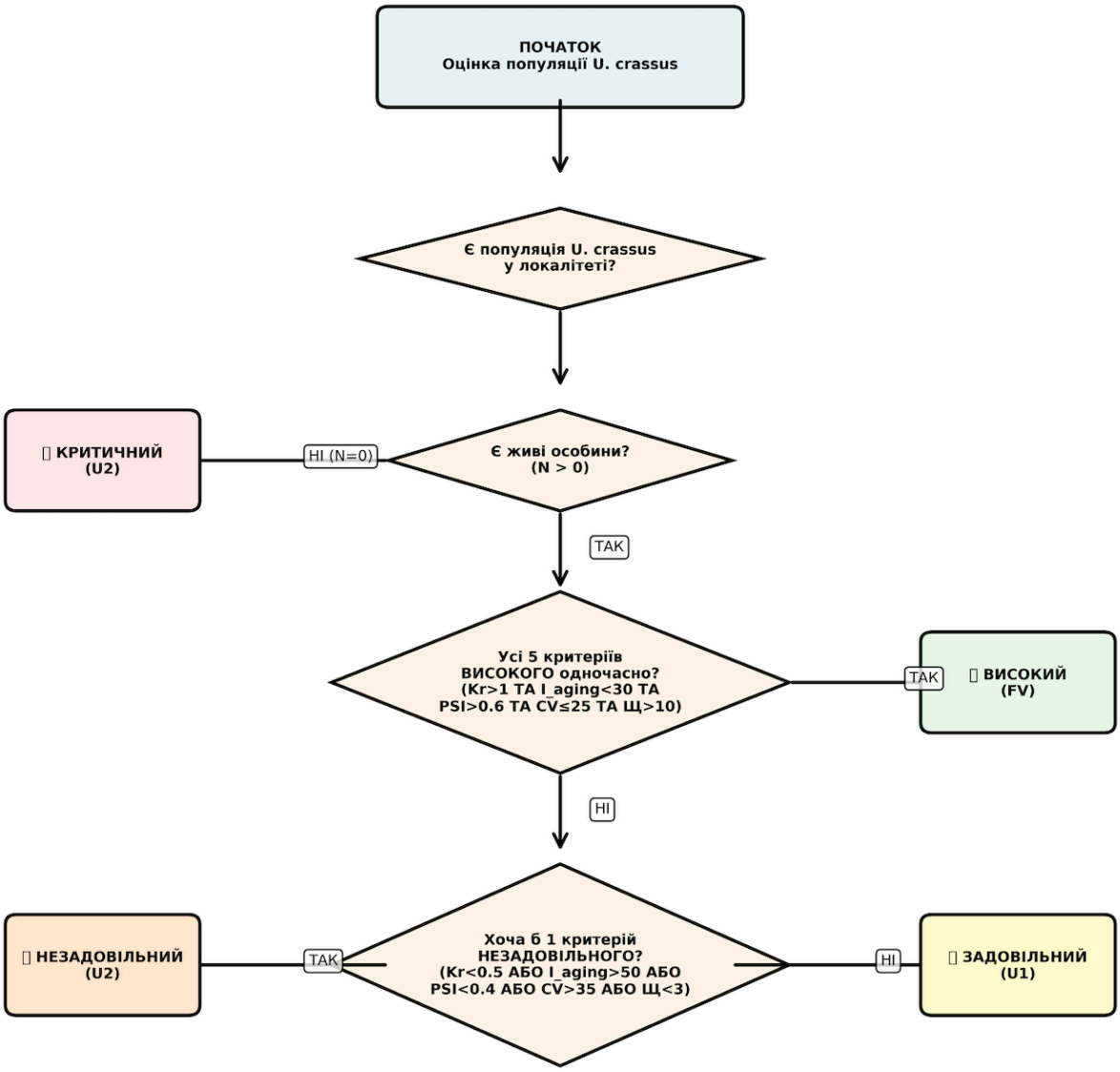


Рис. 6.2. Алгоритм присвоєння рівня екологічної безпеки популяціям *U. crassus*

Також ми пропонуємо розроблену методологію раннього попередження про загрози екологічній безпеці водних екосистем на основі популяційних індикаторів *U. crassus,* що базується на концепції екологічних індикаторів раннього попередження, які дозволяють виявляти негативні зміни у стані екосистеми до настання незворотних порушень її структури та функцій.

Розроблена нами система таких критеріїв повинна забезпечувати своєчасне виявлення критичних змін популяційних характеристик, що сигналізують про погіршення екологічних умов, та ініціювати градуйовану відповідь у вигляді посилення інтенсивності моніторингу, проведення додаткових досліджень для встановлення причин змін та впровадження природоохоронних заходів для запобігання подальшій деградації популяції. Запропонована система індикаторів раннього попередження включає комплекс популяційних параметрів, зміни яких свідчать про підвищення ризику для екологічної безпеки водної екосистеми. Ця система може використовуватись для більш повної оцінки природоохоронного статусу видів за Статтею 17 Директиви про оселища та для прийняття рішень щодо частоти проведення моніторингових досліджень.

Першим критичним індикатором є зникнення ювенільних та молодих особин віком до 3 років, що виявляється при проведенні двох послідовних циклів моніторингу з інтервалом 3-6 років. Відсутність молодих вікових класів протягом двох обстежень свідчить про припинення успішного поповнення молоддю, що може бути обумовлено зникненням риб-живителів, погіршенням якості води до рівня критичного для виживання личинок або руйнуванням донних біотопів придатних для осідання ювенільних особин. За таких умов популяція втрачає здатність до самопідтримання та переходить у стан прогресуючої деградації, що потребує термінових втручань для запобігання повному зникненню виду з водойми.

Другим критичним індикатором є динаміка демографічних індексів популяції протягом суміжних моніторингових циклів. Сигналом екологічної небезпеки є погіршення категорії стану за двома або більше індексами одночасно: перехід коефіцієнта відновлення (Kr) з категорії FV до U1 або з U1 до U2, зростання індексу старіння (I_aging) понад порогове значення при одночасному зниженні частки ювенільних особин, або

падіння індексу популяційної стійкості (PSI) нижче критичного рівня. Найвищий рівень екологічної небезпеки – перехід будь-якого з трьох індексів у категорію U2 – є підставою для негайного позачергового обстеження локалітету та розробки цільових природоохоронних заходів незалежно від запланованого циклу моніторингу. Перевагою такого підходу є його чутливість до ранніх ознак демографічної деградації: погіршення вікової структури популяції передує помітному скороченню загальної чисельності на 10–15 років через ефект демографічної інерції, характерний для довгоживучих видів, що дозволяє виявляти загрози екологічній безпеці на етапі, коли відновлювальні заходи ще є ефективними.

Третім критичним індикатором є звуження вікової структури популяції до одного-двох вікових класів, що свідчить про припинення або різке зниження інтенсивності відтворення протягом тривалого періоду. Популяції зі звуженою віковою структурою характеризуються зниженим репродуктивним потенціалом, підвищеною чутливістю до флуктуацій чисельності та високим ризиком синхронної загибелі всіх особин при досягненні ними граничного віку. Звуження вікової структури може відбуватися поступово внаслідок хронічного погіршення якості води або змін гідрологічного режиму, що робить цей індикатор особливо важливим для виявлення довгострокових негативних трендів у стані екосистеми.

Четвертим критичним індикатором є поява аномалій розвитку черепашок, що проявляються у вигляді деформацій форми, асиметрії стулок, порушення скульптури поверхні або зміни кольору перламутрового шару. Частота аномалій розвитку понад 10 відсотків від загальної чисельності популяції може свідчити про вплив токсичних речовин або несприятливих умов середовища на різних стадіях онтогенезу. Підвищена частота аномалій може бути обумовлена забрудненням води важкими металами, пестицидами, нафтопродуктами або іншими ксенобіотиками, що мають тератогенний вплив на розвиток личинок та ювенільних особин.

Виявлення підвищеної частоти аномалій потребує проведення додаткових гідрохімічних досліджень для ідентифікації джерел та характеру забруднення води.

П'ятим критичним індикатором є значне порушення співвідношення статей у популяції з відхиленням від співвідношення 1:1 більш ніж на 70:30, що свідчить про селективну смертність однієї зі статей внаслідок несприятливих екологічних умов або генетичні порушення у популяції. Також таким показником може бути поява у популяції високого відсотка гермафродитних особин [56]. Зміщення співвідношення статей може бути обумовлене диференційованою чутливістю самців та самок до токсичних речовин, відмінностями у енергетичних витратах на репродукцію, що підвищує вразливість самиць у періоди погіршення умов живлення, або порушеннями статевої детермінації під впливом ендокринних дизрапторів у воді. Критичне порушення статевої структури знижує репродуктивний потенціал популяції та може призвести до демографічного колапсу навіть за збереження достатньої загальної чисельності особин.

Шостим критичним індикатором є виявлення масової загибелі молюсків, що проявляється у знаходженні численних свіжих черепашок з м'якими тканинами або нещодавно відкритих порожніх черепашок без ознак обростання водоростями та обкатування водою. Масова загибель може бути спричинена аварійними скидами токсичних речовин, раптовими змінами гідрологічного режиму з обсиханням біотопів під час аномальних посух, замором внаслідок дефіциту кисню під час тривалих періодів високих температур або епізоотіями інфекційних захворювань. Виявлення масової загибелі потребує невідкладного проведення екстреного обстеження для встановлення масштабів події, відбору проб води та тканин молюсків для токсикологічного та мікробіологічного аналізу, ідентифікації джерела негативного впливу та впровадження заходів для запобігання повторним подіям (табл. 6.8).

Таблиця 6.8

Критичні індикатори раннього попередження про загрози екологічній безпеці

№	Індикатор	Порогове значення	Можливі причини
1	Зникнення ювенільних особин (2–4 роки)	Відсутність молодих вікових класів протягом двох послідовних циклів моніторингу (3–6 років)	Зникнення риб-живителів; критичне погіршення якості води; руйнування донних біотопів
2	Погіршення демографічних індексів популяції	Перехід Kr, I_aging або PSI у категорію U2, або одночасне погіршення категорії за двома індексами з FV до U1 протягом одного моніторингового циклу	Аварійне забруднення; несприятливі гідрологічні умови; хвороби; катастрофічні події
3	Звуження вікової структури	Популяція складається лише з 1–2 вікових класів	Хронічне погіршення якості води; зміни гідрологічного режиму; тривале порушення відтворення
4	Аномалії розвитку черепашок	>10% особин з деформаціями форми, асиметрією стулок, порушенням скульптури	Забруднення важкими металами, пестицидами, нафтопродуктами; тератогенний вплив ксенобіотиків

№	Індикатор	Порогове значення	Можливі причини
5	Порушення співвідношення статей	Відхилення від 1:1 більше ніж 70:30; високий відсоток гермафродитів	Диференційована чутливість статей до токсикантів; ендокринні дизраптори у воді
6	Масова загибель молюсків	Численні свіжі черепашки з м'якими тканинами або нещодавно відкриті порожні черепашки	Аварійні скиди токсичних речовин; обсихання біотопів; замор через дефіцит кисню; епізоотії

Градуйована система реагування на виявлення критичних змін популяційних індикаторів передбачає чотири рівні інтенсифікації моніторингу та природоохоронних втручань залежно від ступеня загрози екологічній безпеці (табл. 6.9). Зелений рівень відповідає стабільному стану популяції без ознак негативних змін та передбачає проведення профілактичного моніторингу з базовою періодичністю один раз на шість років відповідно до рекомендацій для довгоживучих видів з повільною динамікою популяцій. Жовтий рівень активується при виявленні однієї з критичних ознак та передбачає посилення інтенсивності моніторингу до одного обстеження кожні два-три роки для підтвердження наявності негативного тренду та оцінки швидкості погіршення стану популяції. Помаранчевий рівень активується при виявленні двох або більше критичних ознак одночасно або при підтвердженні стійкого негативного тренду протягом двох послідовних циклів моніторингу та передбачає проведення щорічного екстреного моніторингу з обов'язковим розширенням програми досліджень для встановлення причин деградації популяції, включаючи додаткові гідрохімічні та гідробіологічні

дослідження, оцінку стану риб-живителів та обстеження джерел антропогенного впливу у басейні.

Таблиця 6.9

Градуйована система реагування відповідно до ступеня загрози екологічній безпеці

Рівень	Критерії активації	Періодичність моніторингу	Рекомендовані дії
ЗЕЛЕНИЙ	Стабільний стан популяції, відсутність критичних ознак	1 раз на 6 років	Профілактичний моніторинг за базовою програмою
ЖОВТИЙ	Виявлення однієї критичної ознаки	1 раз на 2–3 роки	Посилення моніторингу, підтвердження негативного тренду
ПОМАРАНЧЕВИЙ	Дві або більше критичних ознак одночасно; стійкий негативний тренд	Щорічно	Екстрений моніторинг, додаткові гідрохімічні та гідробіологічні дослідження, оцінка стану риб-живителів
ЧЕРВОНИЙ	Критичний стан з високим ризиком зникнення виду протягом 5 років	Постійний	Невідкладні природоохоронні втручання, ліквідація джерел забруднення, ex-situ збереження, потенційна реінтродукція

Червоний рівень активується при виявленні ознак критичного стану популяції з високим ризиком повного зникнення виду з водойми протягом

найближчих п'яти років та передбачає невідкладне впровадження природоохоронних втручань, що можуть включати ліквідацію джерел забруднення, відновлення гідрологічного режиму, створення заповідних територій з режимом абсолютної заповідності, ex-situ збереження генетичного матеріалу популяції у спеціалізованих центрах розведення та потенційну реінтродукцію виду після покращення екологічних умов.

Інтеграція моніторингу популяцій *U. crassus* у національну систему забезпечення екологічної безпеки водних ресурсів України здійснюється на основі Водної рамкової директиви Європейського Союзу 2000/60/ЄС, імплементація якої передбачена Угодою про асоціацію між Україною та ЄС. Відповідно до вимог Директиви, екологічна безпека водних екосистем визначається через досягнення доброго екологічного статусу водних об'єктів, що оцінюється на основі комплексу біологічних елементів якості, включаючи фітопланктон, макрофіти, макрозообентос та іхтіофауну. Двостулкові молюски як компонент макрозообентосу є обов'язковим елементом біологічної оцінки екологічного статусу річкових екосистем, що створює методологічну основу для інтеграції спеціалізованого моніторингу *U. crassus* у систему державного моніторингу вод згідно з постановою Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 року № 758 [31].

Прогнозування сценаріїв розвитку екологічних загроз для популяцій *U. crassus* базується на аналізі наявних трендів антропогенного впливу на прісноводні екосистеми України та екстраполяції цих трендів з урахуванням можливих змін соціально-економічної ситуації, кліматичних умов та природоохоронної політики держави. Розроблено три альтернативні сценарії: песимістичний, що передбачає продовження існуючих негативних трендів без впровадження ефективних природоохоронних заходів; реалістичний, що передбачає часткове покращення ситуації через імплементацію природоохоронного законодавства ЄС; та оптимістичний, що передбачає системну

трансформацію підходів до управління водними ресурсами з пріоритетом екологічної безпеки.

Песимістичний сценарій передбачає продовження зарегулювання малих річок через будівництво ставків для рибного господарства та зрошення, що призведе до фрагментації річкових екосистем з ізоляцією збережених популяцій *U. crassus* у невеликих фрагментах природного русла між водосховищами. За цим сценарієм прогнозується суттєва втрата (до 50% та більше) існуючих популяцій протягом найближчих 10-15 років внаслідок трансформації реофільних біотопів у стоячі водойми, де вид не може існувати через відсутність течії та накопичення мулу на дні. Особливо високий ризик існує для річок Закарпаття, де інтенсивне будівництво ставків протягом останніх двадцяти років призвело до фрагментації більшості малих водотоків, та для річок Поділля, де зарегулювання стоку поєднується з інтенсивним сільськогосподарським використанням водозборів. Додатковим негативним фактором песимістичного сценарію є посилення впливу кліматичних змін на гідрологічний режим річок з тенденцією до зменшення річного стоку внаслідок підвищення температури повітря та зміни режиму опадів. Маловодність особливо критична для річок Полісся, де прогнозується подальша деградація водно-болотних екосистем з можливим пересиханням малих водотоків у літній період, що призведе до загибелі популяцій *U. crassus* на річках Уборть, Случ та Сейм.

Реалістичний сценарій передбачає часткове покращення ситуації через імплементацію вимог Водної рамкової директиви ЄС відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та ЄС, що включає створення системи інтегрованого управління річковими басейнами, посилення контролю за скидами стічних вод та впровадження екологічних нормативів якості води. За цим сценарієм прогнозується стабілізація стану популяцій *U. crassus* у річках з існуючим природоохоронним статусом, зокрема на територіях природно-заповідного фонду та офіційно затверджених об'єктах

Смарагдової мережі, де правові механізми охорони забезпечують обмеження господарської діяльності та контроль за джерелами забруднення. Проте реалістичний сценарій не передбачає суттєвого покращення ситуації для популяцій без природоохоронного статусу, зокрема на річках Боржава та Латориця, де відсутність правових механізмів охорони створює високий ризик деградації внаслідок неконтрольованого господарського використання територій. Додатковим обмеженням реалістичного сценарію є недостатнє фінансування природоохоронних заходів та моніторингу біорізноманіття, що унеможливлює своєчасне виявлення негативних змін та впровадження превентивних заходів.

Оптимістичний сценарій передбачає системну трансформацію підходів до управління водними ресурсами з пріоритетом екологічної безпеки та збереження біорізноманіття, що включає створення комплексної системи охорони річкових екосистем через розширення мережі природно-заповідного фонду, включення всіх збережених популяцій *U. crassus* до Смарагдової мережі України та впровадження заборони на зарегулювання малих річок з чисельними популяціями рідкісних видів біоти. За цим сценарієм прогнозується не лише збереження всіх існуючих популяцій, але й часткове відновлення популяцій у річках з історичними знахідками виду через покращення якості води, відновлення природного гідрологічного режиму та можливу реінтродукцію виду з використанням методів ex-situ розведення. Оптимістичний сценарій передбачає створення національної програми збереження прісноводних молюсків з достатнім фінансуванням для проведення систематичного моніторингу, наукових досліджень біології та екології видів, розробки методів штучного розведення та реалізації пілотних проектів з відновлення деградованих річкових екосистем.

Превентивні заходи забезпечення екологічної безпеки водних екосистем на основі збереження популяцій *U. crassus* мають включати комплекс правових, організаційних та технічних втручань на різних рівнях

управління водними ресурсами. На законодавчому рівні необхідне впровадження мораторію на будівництво нових ставків та водосховищ на малих річках з виявленими популяціями *U. crassus* без проведення обов'язкової оцінки впливу на довкілля з детальним обстеженням макрозообентосу та оцінкою наслідків для рідкісних видів біоти. На рівні територіального планування необхідне включення всіх ділянок річок з підтвердженими популяціями *U. crassus* до Смарагдової мережі України з присвоєнням офіційного статусу об'єктів, що мають особливе природоохоронне значення для Європи, та впровадження відповідних режимів охорони згідно з Резолюцією Постійного комітету Бернської конвенції № 4 (1996) щодо правил прийняття та управління об'єктами Смарагдової мережі.

На рівні басейнового управління водними ресурсами необхідне включення показників стану популяцій *U. crassus* до планів управління річковими басейнами відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС з встановленням цільових орієнтирів для покращення екологічного статусу водних об'єктів та розробкою програм заходів для досягнення доброго екологічного статусу. Програми заходів повинні включати зменшення надходження біогенних елементів та токсичних речовин у водотоки через модернізацію комунальних очисних споруд, впровадження найкращих доступних технологій на промислових підприємствах та створення буферних зон уздовж річок для затримання дифузного забруднення з сільськогосподарських угідь. Особливу увагу необхідно приділити відновленню гідрологічного зв'язку між фрагментованими ділянками річок через демонтаж застарілих гідротехнічних споруд або встановлення рибопропускних пристроїв, що забезпечить міграцію риб-живителів та відновить природний процес розселення личинок молюсків.

На рівні локальних природоохоронних втручань необхідне створення об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення для ділянок річок

з найчисельнішими популяціями *U. crassus*, зокрема для річок Боржава та Латориця у Закарпатській області, де відсутність будь-якого природоохоронного статусу створює критичні ризики для збереження виду. Режим охорони повинен передбачати заборону будівництва гідротехнічних споруд, видобування інертних матеріалів з русла, скидів стічних вод без очистки, використання пестицидів та мінеральних добрив у прибережних захисних смугах шириною мінімум 100 метрів від урізу води. Додатковим елементом локальної охорони є створення інформаційних щитів та проведення роз'яснювальної роботи серед місцевого населення щодо екологічної цінності молюсків та необхідності їх збереження, що дозволить запобігти випадковому знищенню популяцій внаслідок рекреаційної діяльності або господарського використання річок.

Висновки до підрозділу 6.2:

1. Розроблено триступеневу ієрархічну систему оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі демографічних характеристик популяцій *U. crassus* для застосування на локальному, національному та міжнародному рівнях. Система базується на аналізі п'яти ключових демографічних показників (Kr, I_aging, PSI, CV%, щільність), що забезпечує масштабованість від окремого локалітету до міжнародної природоохоронної політики.

2. На локальному рівні розроблено чотирирівневу шкалу екологічної безпеки (Високий, Задовільний, Незадовільний, Критичний) на основі математично формалізованих критеріїв. Високий рівень (FV) вимагає одночасного виконання всіх п'яти умов, тоді як для інших рівнів достатньо виконання хоча б однієї умови з відповідних діапазонів.

3. Забезпечено повну відповідність розроблених рівнів екологічної безпеки статусам збереження виду згідно з Статтею 17 Директиви про оселища: Високий рівень відповідає FV (Favourable), Задовільний – U1

(Unfavourable-Inadequate), Незадовільний та Критичний – U2 (Unfavourable-Bad), що дозволяє інтегрувати національні дані у європейську систему звітності.

4. Продемонстровано, що демографічні показники популяцій *U. crassus* виступають надійними індикаторами екологічної безпеки, інтегруючи вплив множинних факторів середовища протягом тривалого періоду (до 10-30 років). Коефіцієнт рекрутування є найбільш чутливим індикатором ранньої демографічної кризи.

5. На національному рівні система забезпечує агрегацію локальних даних за басейновим принципом для аналізу стану виду, виявлення регіональних особливостей та визначення територій з критичним станом для пріоритетних природоохоронних заходів.

6. На регіональному рівні моніторинг популяцій *U. crassus* забезпечує оцінку функціонування річкових басейнів як цілісних екосистемних комплексів. Басейнова ідентифікація загроз дозволяє розробляти комплексні програми відновлення з урахуванням специфіки кожного басейну.

7. Обґрунтовано три сценарії розвитку екологічних загроз для популяцій *U. crassus*: песимістичний (продовження деградації), реалістичний (часткове покращення через імплементацію Водної рамкової директиви ЄС) та оптимістичний (системна трансформація управління водними ресурсами).

8. Розроблено систему превентивних заходів забезпечення екологічної безпеки на трьох рівнях: басейнового управління (включення показників *U. crassus* до планів управління басейнами), регіонального планування (створення екологічних коридорів) та локальних втручань (створення об'єктів ПЗФ та програми відновлення).

9. Інтеграція розробленої системи у національний моніторинг дозволить забезпечити: раннє виявлення екологічних загроз, науково

обґрунтоване планування природоохоронних заходів, оцінку ефективності управлінських втручань та виконання міжнародних зобов'язань України відповідно до Статті 17 Директиви про оселища.

10. Практична цінність системи полягає у поєднанні наукової обґрунтованості, практичної застосовності та міжнародної сумісності. Використання демографічних показників довгоживучого виду забезпечує інтегральну оцінку екологічного стану протягом тривалого періоду, а масштабованість дозволяє застосовувати єдину методику для різних управлінських цілей.

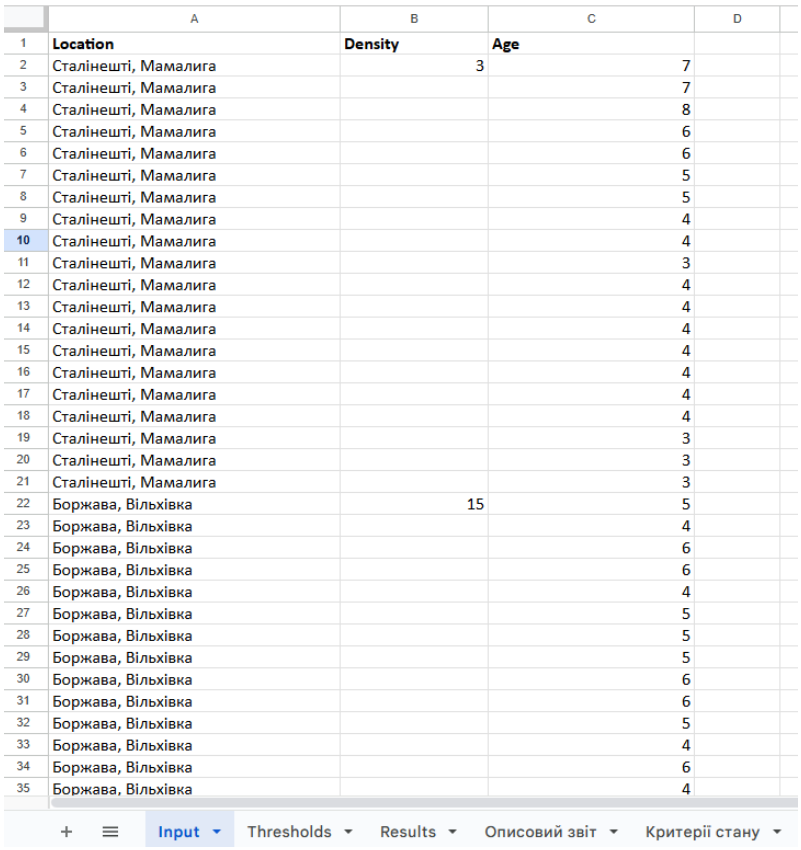
6.3. Цифрова модель аналізу демографічного стану популяцій *Unio crassus*

Розроблена в попередньому підрозділі методологія оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі демографічних показників популяцій *U. crassus* (коефіцієнт відновлення Kr, індекс старіння I_aging, індекс популяційної стійкості PSI та коефіцієнт варіації CV%) створює науково обґрунтовану систему критеріїв для класифікації стану популяцій відповідно до вимог Статті 17 Директиви про оселища. Проте практична імплементація цієї методології в національних програмах моніторингу біорізноманіття та підготовці звітів за Статтею 17 вимагає інструментарію, який забезпечить стандартизацію обчислень, мінімізує ризики арифметичних помилок при розрахунку складних математичних індексів та буде доступним для широкого кола польових дослідників, фахівців природоохоронних установ та органів басейнового управління водними ресурсами без необхідності використання дорогого ліцензійного статистичного програмного забезпечення. Сучасні хмарні технології та платформи відкритого доступу створюють можливості для розробки цифрових рішень, які поєднують науковий рівень обчислень з практичною

зручністю використання в польових умовах через мобільні пристрої, забезпечуючи при цьому повну прозорість методології через відкритий вихідний код та можливість незалежної верифікації результатів. У цьому контексті актуальним завданням є створення спеціалізованого інструменту, який автоматизує процес від введення первинних польових даних про вікову структуру популяцій до отримання класифікованих результатів з присвоєнням статусів FV/U1/U2/XX, рівнів екологічної безпеки та генерацією стандартизованих звітів у форматі, придатному для міжнародної звітності за природоохоронними конвенціями.

У рамках дослідження було розроблено цифрову модель, що дозволяє проводити автоматизовану оцінку вікової структури популяцій прісноводних двостулкових молюсків на основі первинних польових даних. Модель реалізована у середовищі Google Colab із використанням мови програмування Python, що забезпечує гнучкість обробки даних, масштабованість і можливість використання моделі польовими дослідниками без потреби розробки та встановлення спеціалізованого програмного забезпечення.

Цифровий інструмент інтегрований із Google Sheets, який використовується як інтерфейс введення та виведення даних. У результаті аналізу моніторингових локалітетів було заповнено аркуш «Input, із зазначенням віку та щільності особин у вибірках із різних локалітетів, а результати автоматично сформувались на аркуші «Results» у структурованому форматі з розрахунком ключових демографічних індикаторів (Рис. 6.3). Це забезпечило відтворюваність аналізу та прозору інтерпретацію результатів для широкого кола користувачів.



	A	B	C	D
1	**Location**	**Density**	**Age**	
2	Сталінешті, Мамалига	3	7	
3	Сталінешті, Мамалига		7	
4	Сталінешті, Мамалига		8	
5	Сталінешті, Мамалига		6	
6	Сталінешті, Мамалига		6	
7	Сталінешті, Мамалига		5	
8	Сталінешті, Мамалига		5	
9	Сталінешті, Мамалига		4	
10	Сталінешті, Мамалига		4	
11	Сталінешті, Мамалига		3	
12	Сталінешті, Мамалига		4	
13	Сталінешті, Мамалига		4	
14	Сталінешті, Мамалига		4	
15	Сталінешті, Мамалига		4	
16	Сталінешті, Мамалига		4	
17	Сталінешті, Мамалига		4	
18	Сталінешті, Мамалига		4	
19	Сталінешті, Мамалига		3	
20	Сталінешті, Мамалига		3	
21	Сталінешті, Мамалига		3	
22	Боржава, Вільхівка	15	5	
23	Боржава, Вільхівка		4	
24	Боржава, Вільхівка		6	
25	Боржава, Вільхівка		6	
26	Боржава, Вільхівка		4	
27	Боржава, Вільхівка		5	
28	Боржава, Вільхівка		5	
29	Боржава, Вільхівка		5	
30	Боржава, Вільхівка		6	
31	Боржава, Вільхівка		6	
32	Боржава, Вільхівка		5	
33	Боржава, Вільхівка		4	
34	Боржава, Вільхівка		6	
35	Боржава, Вільхівка		4	

Input | Thresholds | Results | Описовий звіт | Критерії стану

Рис. 6.3. Вхідні параметри та приклад таблиці Input з Google Sheets (скриншот з польових даних, особиста розробка автора)

Математична основа моделі дозволила розрахувати такі параметри:

- середній вік та медіана віку популяції;
- стандартне відхилення (SD) та коефіцієнт варіації (CV%);
- кількість молодих (віком ≤ X років) та старих особин (≥ Y років);
- коефіцієнт рекрутування (Kr = молодь / старші);
- індекс старіння (Ia = старші / N);
- демографічний стан (класифікація: добрий, помірний, критичний, н/д).

Пороги для класифікації було задано у таблиці «Thresholds» (Рис. 6.4), при цьому вони можуть бути змінені дослідником відповідно до регіональних особливостей або методичних підходів. Типові порогові

значення становлять 3 роки для молоді та 7 років для старших особин, проте вони можуть бути адаптовані відповідно до специфіки виду або екосистеми.

	A	B	C
1	Параметр	Значення	
2	Межа молоді (макс. вік)	3	
3	Межа старих (мін. вік)	7	
4	K_r – добрий	> 1.0	
5	K_r – помірний	0.5–1.0	
6	K_r – критичний	< 0.5	
7	I_a – добрий	< 30%	
8	I_a – помірний	30–50%	
9	I_a – критичний	> 50%	
10			
11			

Рис. 6.4. Таблиця Thresholds з налаштуваннями порогових значень для демографічного аналізу (скриншот з Google Sheets, особиста розробка автора)

Логіка класифікації стану популяцій побудована за наступними правилами:

- Високий рівень: Kr > 1 та Ia < 30% – популяція має виражене оновлення і не демонструє старіння.
- Задовільний рівень: Kr у межах 0.5–1.0 або Ia від 30 до 50% – спостерігається часткове відновлення або ознаки старіння.
- Незадовільний рівень: Kr < 0.5 або Ia > 50% – популяція переважно старіє або майже не оновлюється.
- н/д (недостатньо даних): якщо загальна вибірка < 5 або обидві вікові групи відсутні при великій вибірці.

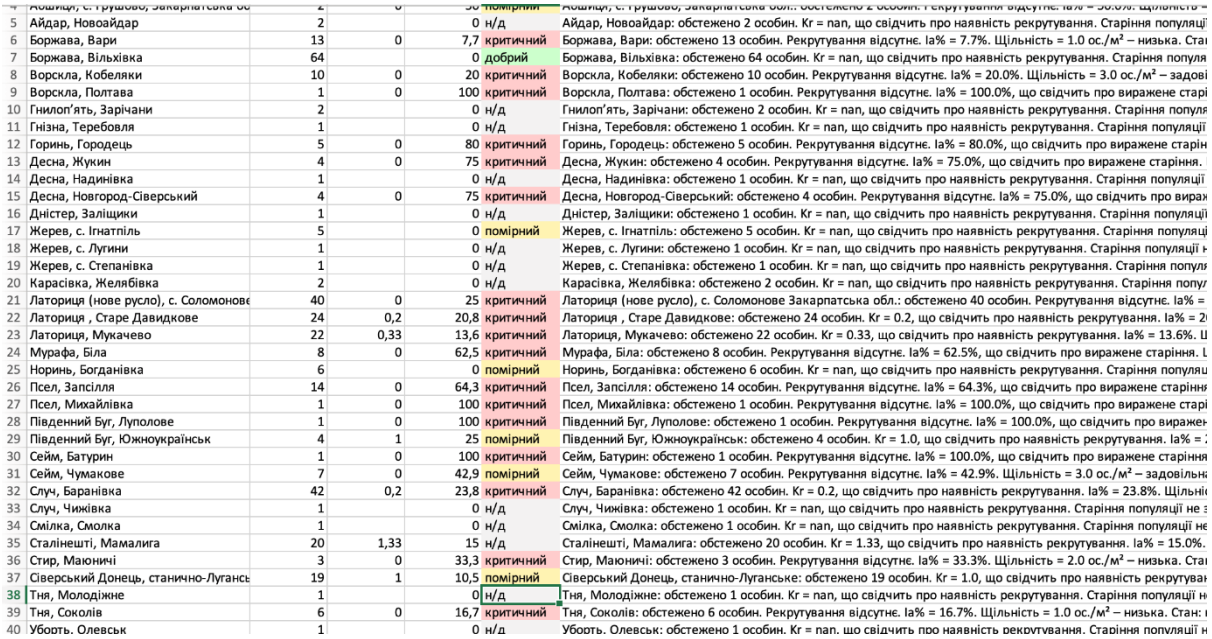
Таким чином було здійснено оцінку стану 47 моніторингових локалітетів (рис. 6.5).

5	Айдар, Ново	2	3	3	0	0	2	0	н/д		0	2	н/д
6	Боржава, Ва	13	5,15	5	0,9	17,44	0	1		0	7,7	1	критичний
7	Боржава, Ві	64	4,44	4	0,94	21,2	10	0	н/д		0	15	добрий
8	Ворскла, Коб	10	5,8	6	0,79	13,6	0	2		0	20	3	критичний
9	Ворскла, Пол	1	7	7			0	1		0	100	1	критичний
10	Гнилоп'ять, З	2	4	4	1,41	35,36	1	0	н/д		0	1	н/д
11	Гнізна, Терес	1	5	5			0	0	н/д		0	1	н/д
12	Горинь, Горо	5	7,4	7	1,14	15,41	0	4		0	80	3	критичний
13	Десна, Жуки	4	7	7,5	1,41	20,2	0	3		0	75	3	критичний
14	Десна, Нади	1	3	3			1	0	н/д		0	1	н/д
15	Десна, Новго	4	7,75	8	1,26	16,24	0	3		0	75	5	критичний
16	Дністер, Зал	1	4	4			0	0	н/д		0	1	н/д
17	Жерев, с. Ігн	5	3,8	4	0,45	11,77	1	0	н/д		0	1	помірний
18	Жерев, с. Лу	1	4	4			0	0	н/д		0	1	н/д
19	Жерев, с. Ст	1	2	2			1	0	н/д		0	1	н/д
20	Карасівка, Ж	2	5,5	5,5	0,71	12,86	0	0	н/д		0	1	н/д
21	Латориця (но	40	5,9	6	1,13	19,11	0	10		0	25	10	критичний
22	Латориця , С	24	5,38	5	1,28	23,8	1	5		0,2	20,8	10	критичний
23	Латориця, М	22	5,14	5	1,21	23,5	1	3		0,33	13,6	7	критичний
24	Мурафа, Біла	8	7,5	7,5	2,07	27,6	0	5		0	62,5	7	критичний
25	Норинь, Богд	6	4,33	4	0,52	11,92	0	0	н/д		0	1	помірний
26	Псел, Запсіл	14	6,5	7	1,45	22,38	0	9		0	64,3	8	критичний
27	Псел, Михай	1	7	7			0	1		0	100	1	критичний
28	Південний Бу	1	8	8			0	1		0	100	1	критичний
29	Південний Бу	4	5,75	6	2,06	35,85	1	1		1	25	4	помірний
30	Сейм, Батури	1	7	7			0	1		0	100	3	критичний
31	Сейм, Чумак	7	6,71	6	0,95	14,17	0	3		0	42,9	3	помірний
32	Случ, Баранів	42	5,43	6	1,45	26,72	2	10		0,2	23,8	7	критичний
33	Случ, Чижівк	1	5	5			0	0	н/д		0	1	н/д
34	Смілка, Смол	1	5	5			0	0	н/д		0	1	н/д
35	Сталінешті, М	20	4,6	4	1,47	31,86	4	3		1,33	15	3	н/д
36	Стир, Маюни	3	6,67	6	1,15	17,32	0	1		0	33,3	2	критичний
37	Сіверський Д	19	4,79	4	1,23	25,65	2	2		1	10,5	3	помірний
38	Тня, Молодіз	1	4	4			0	0	н/д		0	1	н/д
39	Тня, Соколів	6	4,83	4,5	1,17	24,19	0	1		0	16,7	1	критичний
40	Уборть, Олев	1	3	3			1	0	н/д		0	3	н/д

Рис. 6.5. Аркуш Results для аналізу стану популяції (скриншот з Google Sheets, особиста розробка автора)

Окремо було впроваджено умовне форматування результатів у Google Sheets (Рис. 6.6), що автоматично позначає клітинки зі станами кольором:

- зелений – високий,
- жовтий – задовільний,
- червоний – незадовільний,
- сірий – н/д.



5	Айдар, Новоайдар	2		0	н/д
6	Боржава, Вари	13	0	7,7	критичний
7	Боржава, Вільхівка	64		0	добрий
8	Ворскла, Кобеляки	10	0	20	критичний
9	Ворскла, Полтава	1	0	100	критичний
10	Гнилоп'ять, Зарічани	2		0	н/д
11	Гнізна, Теребовля	1		0	н/д
12	Горинь, Городець	5	0	80	критичний
13	Десна, Жукин	4	0	75	критичний
14	Десна, Надинівка	1		0	н/д
15	Десна, Новгород-Сіверський	4	0	75	критичний
16	Дністер, Заліщики	1		0	н/д
17	Жерев, с. Ігнатпіль	5		0	помірний
18	Жерев, с. Лугини	1		0	н/д
19	Жерев, с. Степанівка	1		0	н/д
20	Карасівка, Желябівка	2		0	н/д
21	Латориця (нове русло), с. Соломонове	40	0	25	критичний
22	Латориця , Старе Давидкове	24	0,2	20,8	критичний
23	Латориця, Мукачево	22	0,33	13,6	критичний
24	Мурафа, Біла	8	0	62,5	критичний
25	Норинь, Богданівка	6		0	помірний
26	Псел, Запсілля	14	0	64,3	критичний
27	Псел, Михайлівка	1	0	100	критичний
28	Південний Буг, Луполове	1	0	100	критичний
29	Південний Буг, Южноукраїнськ	4	1	25	помірний
30	Сейм, Батурин	1	0	100	критичний
31	Сейм, Чумакове	7	0	42,9	помірний
32	Случ, Баранівка	42	0,2	23,8	критичний
33	Случ, Чижівка	1		0	н/д
34	Смілка, Смолка	1		0	н/д
35	Сталінешті, Мамалига	20	1,33	15	н/д
36	Стир, Маюничі	3	0	33,3	критичний
37	Сіверський Донець, станично-Луганськ	19	1	10,5	помірний
38	Тня, Молодіжне	1		0	н/д
39	Тня, Соколів	6	0	16,7	критичний
40	Уборть, Олевськ	1		0	н/д

Рис. 6.6. Аркуш «Описовий звіт» з умовним кольоровим форматуванням для індикатору стану популяції (скриншот з Google Sheets, особиста розробка автора)

Це дозволило візуально швидко ідентифікувати загрозливі популяції в польових умовах або при аналізі великих масивів даних.

Обробка вхідних даних охопила наступний алгоритм:

1. Зчитування параметрів з Google Sheets: таблиці Input (польові дані) та Thresholds (критерії).
2. Групування даних за локацією та очищення від аномалій (наприклад, відсутність віку).
3. Розрахунок демографічних індикаторів.
4. Присвоєння статусу на основі логіки класифікації.
5. Запис результатів в таблицю Results.
6. Побудова описового текстового звіту для подальшого аналізу або вставки у наукові документи.

Модель врахувала ситуації з нульовим числом старих особин. Якщо вибірка достатньо велика ($N \geq 5$), а середній вік < межі старих, та популяція повністю складається з молоді – вона не вважається «критичною», а

відповідно до логіки інтерпретації – як мінімум «помірною». Це уточнення було реалізовано під час валідації на реальних даних з локалітетів Боржава, Вільхівка, де спостерігалось успішне рекрутування при відсутності старших особин.

Було отримано готовий файл з результатами, візуалізацією показників (графік Kr та Ia% по локаціях) та генерацією текстового опису (Рис. 6.7), що може бути вставлений у звіти або аналітичні огляди.

Для забезпечення прозорості інтерпретації результатів, у моделі автоматично сформовано аркуш «Критерії стану», де наведено узагальнені порогові значення всіх показників для трьох рівнів стану (високий, задовільний, незадовільний) із відповідною біологічною інтерпретацією.

Це дозволило швидко звірити значення показників (Kr, Ia, CV, PSI тощо) з порогами, а також використовувати цю таблицю як методичну основу для екологічних висновків або оцінки стану видів.

1	Детальна характеристика демографічних станів		
2	✓ ВИСОКИЙ РІВЕНЬ (FV - Favourable)		
3	Критерій	Діапазон/Характеристика	Біологічна інтерпретація
4	Середній вік	5–7 років	Медіанне значення для здорових популяцій в Україні
5	CV	≤ 25%	Стабільна вікова структура
6	γ_1	0 до +0,5	Слабка правостороння асиметрія, успішне поповнення молодими особинам
7	K_r	> 1,0	Переважання молодих (до 4 років) над старими (>6 років)
8	I_aging	< 30%	Молода популяція з активним відновленням
9	PSI	> 0,6	Висока демографічна стабільність
10	Density	> 10 ос./м²	Висока щільність популяції
11	Віковий спектр	3–9 років, всі групи	Безперервне успішне поповнення протягом останніх років
12	⚠ ЗАДОВІЛЬНИЙ РІВЕНЬ (U1 - Unfavourable-Inac		
13	Критерій	Діапазон/Характеристика	Біологічна інтерпретація
14	Середній вік	4–5 або 7–8 років	Зміщення у бік молодих або старших вікових класів
15	CV	25–35%	Модерована флуктуація вікової структури
16	γ_1	-0,5 до 0 або > +0,5	Асиметрія, що свідчить про порушення стабільного відновлення
17	K_r	0,5–1,0	Збалансоване або знижене співвідношення молодих до старих особин
18	I_aging	30–50%	Підвищена частка старших вікових класів
19	PSI	0,4–0,6	Помірна демографічна стабільність
20	Density	3–10 ос./м²	Середній рівень щільності популяції
21	Віковий спектр	неповний	Періодичне або нерегулярне відновлення
22	🔴 НЕЗАДОВІЛЬНИЙ РІВЕНЬ (U2 - Unfavourable-B		
23	Критерій	Діапазон/Характеристика	Біологічна інтерпретація
24	Середній вік	< 4 або > 8 років	Домінування незрілих або дуже старих вікових класів
25	CV	> 35%	Нестабільна вікова структура (велика варіативність)
26	γ_1	< -0,5 або > +1,0	Сильна асиметрія, що вказує на різкі демографічні зрушення
27	K_r	< 0,5	Недостатнє рекрутування (молоді особини майже відсутні)
28	I_aging	> 50%	Популяція, що швидко старіє
29	PSI	< 0,4	Низька демографічна стабільність
30	Density	< 3 ос./м²	Низька щільність популяції
31	Віковий спектр	обмежений, перерваний	Немає доказів постійного поповнення

Рис. 6.7. Автоматично згенерований текстовий опис стану популяцій (фрагмент звіту, особиста розробка автора)

Висновки до підрозділу 6.3:

1. З використанням спеціалізованого цифрового інструменту для практичної імплементації методології оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі популяційних характеристик *U. crassus* проведено оцінювання 47 моніторингових локалітерів.

2. Обґрунтовано архітектуру інструменту на базі хмарної платформи Google Colab з Python (версія 3.x) та інтерфейсу Google Sheets з п'ятьма спеціалізованими аркушами ("Input", "Thresholds", "Results", "Описовий звіт", "Критерії стану"), що забезпечує доступність з будь-якого пристрою, відсутність потреби у ліцензійному ПЗ, можливість колективної роботи у режимі реального часу та інтуїтивно зрозумілий інтерфейс для користувачів без спеціалізованих знань програмування.

3. Встановлено, що валідація інструменту на 47 локалітетах *U. crassus* у 8 річкових басейнах України підтвердила коректність обчислень, відповідність класифікації розробленим критеріям та узгодженість з європейськими підходами, зокрема коректне присвоєння статусу FV для еталонної популяції р. Боржава (Kr = 9,43, I_aging = 9,4%, PSI = 0,82) та статусу U2 для деградованої популяції р. Десна (Kr = 0, I_aging = 100%).

4. Отримано систему візуалізації результатів через кольорове кодування (зелений – FV, жовтий – U1, помаранчевий/червоний – U2, сірий – XX), графічне представлення співвідношення Kr та I_aging та автоматичну генерацію стандартизованих текстових описів стану популяцій у науковому стилі, що дозволяє безпосереднє використання у звітах за Статтею 17, наукових публікаціях та управлінських документах.

5. Визначено практичне значення інструменту для національних програм моніторингу біорізноманіття, підготовки звітів за Статтею 17 Директиви про оселища, розробки планів управління річковими басейнами та оцінки ефективності природоохоронних заходів. Перспективні напрямки

розвитку включають інтеграцію з ГІС для просторового аналізу, автоматичне розпізнавання річних кілець методами машинного навчання та створення мобільного застосунку для польових робіт.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі здійснено науково-методологічне обґрунтування та запропоновано вирішення наукового завдання, що полягає у розробці методологічних основ інтегрованої системи оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі біоіндикаційного підходу з використанням *Unio crassus* як модельного виду-індикатора. Сукупність отриманих результатів забезпечує науково обґрунтований інструментарій для діагностики загроз, пріоритизації природоохоронних втручань та управління екологічною безпекою водних екосистем України в умовах євроінтеграції.

1. Здійснено комплексний аналіз теоретико-методологічних основ забезпечення екологічної безпеки прісноводних екосистем. Обґрунтовано методологічну роль двостулкових молюсків родини Unionidae як біоіндикаторів екологічної безпеки прісноводних екосистем, що забезпечують інтегральну оцінку кумулятивних антропогенних впливів на рівні водозбірного басейну. Систематизовано європейський досвід стандартизованого біоіндикаційного моніторингу через п'ять ключових принципів управління екологічною безпекою: гармонізація методів між країнами-членами ЄС; адаптивне управління з регулярним переглядом стандартів; видоспецифічний підхід; мультистресорна оцінка кумулятивних ефектів; інтегрований біоіндикаційний підхід на рівні водозбірних басейнів. Доведено, що формат звітності за Статтею 17 Директиви 92/43/ЄЕС з матричною системою інтегральної оцінки за принципом "найгіршого показника" (FV–U1–U2–XX) та двомасштабним темпоральним аналізом (12- та 24-річні тренди) є одним із найбільш комплексних інструментів оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на європейському рівні. Встановлено, що *U. crassus*,

перебуваючи на перетині Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС, забезпечує комплексну оцінку екологічного стану одночасно у сфері охорони водних ресурсів і збереження біорізноманіття. Порівняльний аналіз п'яти європейських моделей моніторингу (Німеччина, Польща, Швеція, Франція, Люксембург) виявив значущі компоненти успішного управління екологічними ризиками та сформував методологічну основу для розроблення національної системи.

2. Розроблено методологію біоіндикаційної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі системи популяційно-демографічних показників *U. crassus*. Методологія включає сім статистичних параметрів (середній вік, медіана, максимальна тривалість життя, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації, коефіцієнт асиметрії, ексцес) та три спеціалізовані індекси: коефіцієнт відновлення (Kr), індекс старіння (I_aging) та індекс популяційної стійкості (PSI). Для кожного індексу встановлено кількісні порогові значення з присвоєнням категорій стану збереження відповідно до вимог Статті 17 Директиви про оселища: FV (сприятливий) – збалансована вікова структура з достатнім рекрутуванням; U1 (помірно порушений) – ознаки демографічного дисбалансу з ризиком зниження відновлювального потенціалу; U2 (критичний) – домінування старших вікових класів при критичному дефіциті молоді як індикатор втрати відновлювального потенціалу та загрози довгостроковій екологічній безпеці біотопу. Тристадійний алгоритм інтеграції показників забезпечує об'єктивну та відтворювану діагностику загроз екологічній безпеці прісноводних екосистем. Розроблену методологію рекомендовано застосовувати для оцінки четвертого параметру звітності за Статтею 17 Директиви про оселища – майбутніх перспектив збереження виду – як кількісного інструменту прогнозування довгострокового стану екологічної безпеки прісноводних екосистем.

3. Розроблено індекс созологічної значущості локалітетів (ІСЗ) як кількісний інструмент пріоритизації моніторингових територій та оптимізації розподілу ресурсів в системі управління екологічною безпекою прісноводних екосистем. ІСЗ забезпечує диференціацію локалітетів за трьома рівнями пріоритетності: критично важливі (ІСЗ > 3,0), локалітети високої созологічної цінності (ІСЗ 2,0–3,0) та локалітети базової пріоритетності (ІСЗ < 2,0). За результатами застосування індексу з 47 досліджених локалітетів 16 ідентифіковано як пріоритетні для національної системи моніторингу, що забезпечує репрезентативне покриття восьми річкових басейнів та різних екологічних умов для раннього виявлення регіональних загроз екологічній безпеці.

4. Здійснено аналіз природоохоронного забезпечення локалітетів *U. crassus* та обґрунтовано науково-методичні засади формування національної мережі моніторингових пунктів. Встановлено, що з 18 пунктів базової та розширеної мережі моніторингу лише 50% мають природоохоронний статус, що створює системні ризики для екологічної безпеки від сільськогосподарської діяльності, гідротехнічного будівництва, рекреаційного навантаження та промислового забруднення. Обґрунтовано просторовий зв'язок мережі моніторингових пунктів із системою Смарагдової мережі України: пріоритетні локалітети виду-індикатора виступають діагностичними точками стану оселищ Смарагдової мережі, що забезпечує синергію між моніторингом охоронюваного виду та управлінням природоохоронними територіями. Результати аналізу обґрунтовують доцільність розширення мережі спеціальних природоохоронних територій для забезпечення довгострокової екологічної безпеки пріоритетних водотоків та виконання міжнародних зобов'язань України.

5. Адаптовано та верифіковано застосовність системи багатопараметричної біотопічної оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем до умов

українських річкових басейнів. На основі порівняльного аналізу власних польових даних та літературних джерел верифіковано застосовність шести груп параметрів середовища, встановлених у міжнародній практиці: біогенні елементи (NO_3-N, PO_4-P) як індикатори евтрофікації; кисневий режим (O_2, pH); окисно-відновний потенціал (Eh ≈ +300 мВ для інтерстиціальної зони, ΔEh = 259±95 мВ); гідродинамічні характеристики (оптимальна швидкість течії 0,11–0,31 м/с); фізико-хімічні показники (температура, електропровідність, каламутність); характеристики субстрату. Розроблено біотопічний компонент інтегрованої системи моніторингу як науково обґрунтовану основу для оцінки стану біотопів у системі управління екологічною безпекою.

6. Застосовано методи дистанційного зондування Землі та геоінформаційного аналізу для басейнової оцінки стану екологічної безпеки прісноводних екосистем та обґрунтовано їх роль як басейнового компонента інтегрованої системи моніторингу. На прикладі басейну річки Уборть продемонстровано, що інтеграція супутникових даних Sentinel-2 L2A з ГІС-аналізом та біоіндикаційними польовими даними дозволяє ідентифікувати просторово-темпоральні зміни якості води, оцінювати масштаби евтрофікації та антропогенних змін землекористування, встановлювати причинно-наслідкові зв'язки між трансформацією басейну та погіршенням екологічного стану прісноводних екосистем, а також моделювати сценарії розвитку екологічних ризиків для планування превентивних заходів на рівні водозбірного басейну. Встановлено, що методи ДЗЗ забезпечують просторовий контекст для інтерпретації біоіндикаційних даних та є необхідним компонентом ризик-орієнтованого підходу до управління екологічною безпекою прісноводних екосистем.

7. Розроблено методологічні основи і структуру технічного регламенту національної інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем України через синтез популяційного, біотопічного та басейнового підходів.

Технічний регламент включає обов'язкові вимоги до об'єктів моніторингу, методів польових та лабораторних досліджень, кваліфікації виконавців, мінімального обсягу вибірки, форм первинної документації та звітності. Стандартизовано протоколи польового моніторингу *U. crassus*, що охоплюють повний цикл досліджень від вибору моніторингових ділянок до камеральної обробки матеріалу та документування результатів. Гармонізацію здійснено з вимогами CEN EN 16859:2017, WFD 2000/60/ЄС та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС. Верифікацію проведено на емпіричних даних 47 локалітетів у восьми річкових басейнах (1995–2024 рр.), що підтвердила відтворюваність системи та її придатність для стандартизованого моніторингу. Технічний регламент адаптовано як методологічну основу для розроблення аналогічних регламентів для інших пріоритетних видів прісноводних екосистем та створює науково-методичну основу для усунення прогалини у нормативно-методичному забезпеченні моніторингу охоронюваних прісноводних видів в Україні.

8. Розроблено автоматизований цифровий інструментарій інтегрованої оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на платформі Google Colab/Python з інтерфейсом Google Sheets. Інструментарій базується на синтезі популяційних та біотопічних показників і реалізує стандартизоване прийняття управлінських рішень з мінімізації екологічних ризиків на основі чотирирівневої градації стану безпеки: "Високий" (сприятливий стан, FV), "Задовільний" (помірні порушення, U1), "Незадовільний" (значні порушення, U2) та "Критичний" (загроза екологічній безпеці біотопу). Інструментарій забезпечує підтримку прийняття рішень на трьох рівнях управління: локальному – оперативна діагностика загроз окремим біотопам та планування цільових природоохоронних заходів; національному – оцінка екологічного стану прісноводних екосистем у річкових басейнах та координація природоохоронних програм; міжнародному – підготовка звітності за Статтею 17 Директиви про оселища та Бернською конвенцією.

9. Обґрунтовано стратегію поетапного впровадження національної інтегрованої системи моніторингу прісноводних екосистем та визначено її роль у забезпеченні екологічної безпеки України в умовах євроінтеграції. Стратегія передбачає три етапи: початковий (базове обстеження 18 пунктів моніторингової мережі, створення національної бази даних, підготовка фахівців за європейськими протоколами та розробка нормативно-методичної бази імплементації Директиви про оселища); розширення (включення додаткових локалітетів, впровадження інноваційних технологій – eDNA, ДЗЗ, автоматизовані системи біоіндикації – та інтеграція з європейськими мережами EIONET); консолідації (регулярний 6-річний цикл звітності за Статтею 17, адаптивне управління на основі накопичених даних, розвиток власних наукових компетенцій). Визначено шість критичних індикаторів раннього попередження та розроблено градуйовану чотирирівневу систему реагування. Обґрунтовано періодичність моніторингу. Розроблена інтегрована система відповідає вимогам ВРД 2000/60/ЄС та Директиви про оселища 92/43/ЄЕС, забезпечує сумісність з базами даних EIONET, GBIF та e-mussels.eu та створює передумови для участі України в системі звітності ЄС у природоохоронній сфері. Проведено SWOT-аналіз стратегії впровадження з розробкою чотирьох типів стратегій (SO, WO, ST, WT). Систематизовано напрями міжнародної співпраці – участь у проектах LIFE, адаптація протоколів eDNA, програми відтворення охоронюваних видів, агроекологічні заходи на рівні водозбірних басейнів –для посилення системи екологічної безпеки прісноводних екосистем України.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Андрієнко, Т. (1993). *Поліський заповідник.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 58). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/104/mode/2up*

2. Афанасьєв, С., Бедзь, Н., Боднарчук, Т., Васильєв, С., Вікторов, М., Власова, Т., Войтюк, І., Гавриков, Ю., Гайдук, К., Дмитришина, В., Коноваленко, О., Коржик, О., Крижанівський, Є., Лєтицька, О., Лисюк, О., Манівчук, В., Марушевська, О., Мокін, В., Мудра, К., Осадча, Н., ... Ярошевич, О. (2014). *План управління річковим басейном Південного Бугу: аналіз стану та першочергові заходи* (С. Афанасьєв, А. Петерс, В. Сташук, & О. Ярошевич, Ред.). ТОВ «НВП Інтерсервіс». URL: *https://mk-vodres.davr.gov.ua/sites/default/files/Bug_plan_final_2.pdf*

3. Басейнове управління водних ресурсів річки Десна. (н. д.). *Поверхневі водні ресурси*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://desna-buvr.gov.ua/diialnist/upravlinnya-vodnymy-resursamy/poverhnevi-vodni-resursy/

4. Басейнове управління водних ресурсів річки Прип’ять. (н. д.a). *Водні ресурси*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://buvrzt.gov.ua/vodni_resyrsy.html

5. Басейнове управління водних ресурсів річки Прип'ять. (н. д.b). *Моніторинг*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://buvrzt.gov.ua/monitoring.html

6. Басейнове управління водних ресурсів річок Прут та Сірет. (н. д.). *Річка Дністер*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://dpbuvr.gov.ua/richka-dnister/

7. Будкіна, Л., & Козінцева, Л. (1990). Кримська рівнинна гідрологічна область. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 2, с. 235). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna02zo/page/n241/mode/2up?q=%D0%9A%D1%80%D0%B8%D0%BC*

8. Василюк, О. В., Борисенко, К. А., Павлачик, П., Марущак, О. Ю., Ширяєва, Д. В., Куземко, А. А., & Оскирко, О. С. (2017). Долини річок Десна, Снов та Сейм – перші території, включені до Смарагдової мережі України за пропозицією громадськості [The Desna, Snov and Seym river valleys – the first territories included in the Emerald Network of Ukraine on a public initiative]. *Заповідна справа в Україні*, *23*(1), 94–100.

9. Василюк, О., Борисенко, К., Куземко, А., Марущак, О., Тєстов, П., & Гриник, Є. (2019). *Проектування і збереження територій мережі Емеральд (Смарагдової мережі): Методичні матеріали* [Design and conservation of Emerald Network sites: Methodological materials] (А. А. Куземко & К. А. Борисенко, Ред.). LAT & K.

10. Василюк, О. В., Куземко, А. А., Борисенко, К. А., Марущак, О. Ю., Спінова, Ю. О., Гриник, Є. О., & Тєстов, П. В. (2019). *Території, що пропонуються до включення у мережу Емеральд (Смарагдову мережу) України («тіньовий список», частина 2)*. ResearchGate. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://www.researchgate.net/publication/332528731*

11. Василюк, О. В., Полянська, К. В., Борисенко, К. А., Павлачик, П., Марущак, О. Ю., Ширяєва, Д. В., Куземко, А. А., & Оскирко, О. С. (2017). *Залучення громадськості та науковців до проектування мережі Емеральд (Смарагдової мережі) в Україні* [Involvement of the public and

scientists in the design of the Emerald Network in Ukraine] (А. Куземко, Ред.). [Видавець не вказано].

12. Василюк, О., Спінова, Ю., Садогурська, С., Бронскова, О., Казарінова, Г., Бронсков, О., ... & Залевський, В. (2018). *Смарагдова мережа Донецької області* [Emerald Network of Donetsk region]. [Видавець не вказано].

13. Велика українська енциклопедія. (н. д.a). *Ворскла (річка)*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Ворскла_(річка)

14. Велика українська енциклопедія. (н. д.b). *Десна (притока Дніпра)*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Десна_(притока_Дніпра)

15. Велика українська енциклопедія. (н. д.c). *Псел*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Псел

16. Велика українська енциклопедія. (н. д.d). *Річка*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Річка

17. Велика українська енциклопедія. (н. д.e). *Сейм (річка)*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Сейм_(річка)

18. Велика українська енциклопедія. (н. д.f). *Случ*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Случ

19. Велика українська енциклопедія. (н. д.g). *Стир*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://vue.gov.ua/Стир

20. Велика українська енциклопедія. (н. д.h). *Уборть*. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://vue.gov.ua/Уборть*

21. Велика українська енциклопедія. (н. д.i). Дністер. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://vue.gov.ua/Дністер_(річка)*

22. Гавриш, В. (1989). *Псел.* . In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 104). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/104/mode/2up*

23. Головний центр моніторингу середовища Польщі (GIOŚ). (н. д.). *Моніторинг Unio crassus*. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://siedliska.gios.gov.pl/przedmioty-monitoringu-menu/monitoring-zwierzat/monitoring-zwierzat-wszystkie-gatunki?view=article&id=337*

24. Державне агентство водних ресурсів України. (н. д.). *Офіційний сайт*. Отримано 19 лютого 2025 р. з https://www.davr.gov.ua/

25. Дідух, Я. П. (2012). *Основи біоіндикації* [Fundamentals of bioindication]. Наукова думка.

26. Енциклопедія Сучасної України. (2004). *Боржава*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://esu.com.ua/article-37065

27. Енциклопедія Сучасної України. (2020). *Мурафа*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://esu.com.ua/article-70056

28. Енциклопедія Сучасної України. (н. д.). *Псел*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://esu.com.ua/article-879385

29. Закарпатська обласна рада. (2024). *Водні ресурси області*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://zakarpat-rada.gov.ua/zakarpattya/infrastruktura/vodni-resursy-oblasti/

30. Звягель (Zvyagel.com.ua). (н. д.). *Звягель – історія Случі*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://www.zvyagel.com.ua/?p=1075

31. Кабінет Міністрів України. (2018, 19 вересня). *Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод* (Постанова № 758). https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-п#Text

32. Кирилюк, М. (1989). *Боржава.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 1, с. 117–118). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna01azh/page/n117/mode/2up*

33. Кирилюк, М. (1990). Латориця. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 2, с. 260–261). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з

https://archive.org/details/geografichna02zo/page/n275/mode/2up?q=%D0%9B%D0%B0%D1%82%D0%BE%D1%80%D0%B8%D1%86%D1%8F

34. Кирилюк, М. (1993a). Прут. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 103–104). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/104/mode/2up*

35. Кирилюк, М. (1993b). Уж. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 103–104). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/318/mode/2up?q=%D0%A3%D0%B6*

36. Кирилюк, М. (1993c). Уборть. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 318). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/316/mode/2up?q=%D0%A3%D0%B1%D0%BE%D1%80%D1%82%D1%8C*

37. Ковальчук, І. (1989). Гнізна. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 1, с. 279). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna01azh/page/n289/mode/2up?q=%D0%93%D0%BD%D1%96%D0%B7%D0%BD%D0%B0*

38. Коротун, І. (1993a). *Случ.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 203). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/202/mode/2up?q=%D0%A1%D0%BB%D1%83%D1%87*

39. Коротун, І. (1993b). *Стир.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 236). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з

https://archive.org/details/geografichna03pya/page/236/mode/2up?q=%D0%A1%D1%82%D0%B8%D1%80

40. Куземко, А. А., Дідух, Я. П., Онищенко, В. А., & Шеффер, Я. (Ред.). (2018). *Національний каталог біотопів України* [National catalogue of biotopes of Ukraine]. ФОП Клименко Ю. Я.

41. Куземко, А., Садогурська, С., & Василюк, О. (2017). *Тлумачний посібник оселищ Резолюції № 4 Бернської конвенції, що знаходяться під загрозою і потребують спеціальних заходів охорони: Перша версія адаптованого неофіційного перекладу з англійської (третього проекту офіційної версії 2015 року)* [Interpretive manual of habitats of Resolution No. 4 of the Bern Convention that are threatened and require special conservation measures]. [Видавець не вказано].

42. Марич, Х. М. (2024). Охорона дикої флори і фауни: Європейські стандарти та законодавство України [Protection of wild flora and fauna: European standards and legislation of Ukraine]. *Екологічне право*, (3–4), 56–59. https://doi.org/10.37687/2413-7189.2024.3-4.9

43. Міжнародний союз охорони природи. (2017). *Категорії та критерії червоного списку МСОП: Версія 3.1* (2-ге вид.) (Пер. з англ.). [Видавець невідомий]. (Оригінальна робота опублікована 2001). Отримано 28 лютого 2026 р. з *http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/keydocuments/TranslatedVersions/2001redlistcats_crit_ukranian.pdf*

44. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2021, 19 січня). *Про затвердження переліків видів тварин, що заносяться до Червоної книги України (тваринний світ), та видів тварин, що виключені з Червоної книги України (тваринний світ)* (Наказ № 29). https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0260-21#n19

45. *Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні: Тваринний світ* [Monitoring and conservation of biodiversity in Ukraine: Animal world] (Серія «Conservation Biology in Ukraine», Вип. 16, Т. 2). (2020). Друк Арт.

46. Оліферов, А. (1993). Чорна. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 421). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/421/mode/2up?q=%D0%A7%D0%BE%D1%80%D0%BD%D0%B0*

47. Регіональне відділення водних ресурсів у Тернопільській області. (2021). *Опис басейну річки Дністер: Гідрографічне та водогосподарське районування*. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://rovrto.davr.gov.ua/wp-content/uploads/2021/05/1.1.pdf*

48. Романчук, М. (1990). *Мурафа.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 2, с. 394–395). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna02zo/page/n409/mode/2up*

49. Русинов, О. (1993). *Південний Буг.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 30–31). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/30/mode/2up*

50. Смарагдова мережа України [Emerald Network of Ukraine]. (б. р.). Рада Європи; Європейське агентство з навколишнього середовища. *https://emerald.eea.europa.eu/*

51. Стадниченко, А. П. (1984). *Фауна України. Перлівницеві. Кулькові (Unionidae, Cycladidae)* [Fauna of Ukraine. Unionidae. Cycladidae] (Т. 29, Вип. 9). Наукова думка.

52. Твердохлєбов, І. (1990). Кримська область. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 2, с. 228–234). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28

лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna02zo/page/n235/mode/2up?q=%D0%9A%D1%80%D0%B8%D0%BC*

53. Тутковський, П. (1925). *Узбережжя ріки Уборти. Гідрологічний опис ріки Уборти*. Українська Академія Наук. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://uk.wikisource.org/wiki/Узбережжя_ріки_Уборти/I

54. Українська природоохоронна група. (н. д.). *Проти підняття рівня Олександрівського водосховища*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://uncg.org.ua/pidniattia-rivnia-oleksandrivskoho-vodoskhovyshcha/

55. Шевчук, Л. М. (2025). Критерії оцінки екологічної безпеки прісноводних екосистем на основі популяційних характеристик *Unio crassus* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) [Criteria for assessing the ecological safety of freshwater ecosystems based on population characteristics of *Unio crassus* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae)]. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова*, (502), 438–446. https://doi.org/10.15589/znp2025.4(502).50

56. Шевчук, Л. М., Васильєва, Л. А., Пампура, М. М., & Межжерін, С. В. (2019). *Перлівницеві (Unionidae) України: ресурсна оцінка (чисельність, динаміка ареалів, особливості репродукції)* [Unionidae of Ukraine: Resource assessment (abundance, range dynamics, reproductive features)]. Вестник зоологии, окремий випуск № 37. http://mail.izan.kiev.ua/vz-pdf/suppl/s37.pdf

57. Шевчук, Л. М., Васільєва, Л. А., Герасимчук, О. Л., & Шабатин, В. О. (2025). Вплив видобутку бурштину на гідрологічний режим, біорізноманіття річки Уборть та водоутримуючу здатність прилеглих територій [Impact of amber mining on the hydrological regime, biodiversity of the Uborty River and water retention capacity of adjacent territories]. *Науковий журнал Метінвест Політехніки. Серія: Технічні науки*, (5), 16–23. https://doi.org/10.32782/3041-2080/2025-5-2

58. Шевчук, Л. М., Васільєва, Л. А., Тарадайник, М. М. (Пампура), & Межжерін, С. В. (2019). Обґрунтування необхідності внесення до Червоної книги України перлівниці *Unio crassus* (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) [Justification for the inclusion of *Unio crassus* in the Red Book of Ukraine]. *Біологія та екологія*, *5*(2), 32–40. https://eprints.zu.edu.ua/30923/1/Біологія%20екологія5-2фінал-32-40.pdf

59. Шевчук, Л. М., Герасимчук, О. Л., Васільєва, Л. А., & Гальчин, М. В. (2025). Екологічна безпека басейну Дунаю: координація транскордонних програм моніторингу в Україні [Ecological safety of the Danube basin: Coordination of transboundary monitoring programs in Ukraine]. *Збірка наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова*, *3*(501), 272–281. https://doi.org/10.15589/znp2025.3(501).32

60. Шеляг-Сосонко, Ю. Р., Дідух, Я. П., & Корженевський, В. В. (1991). Методика созологічних досліджень рослинного покриву [Methodology of sozological studies of plant cover]. *Український ботанічний журнал*, *48*(1), 5–12.

61. Яковенко, Ю. (1989). *Десна.* In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 1, с. 316). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna01azh/page/n117/mode/2up*

62. Яковенко, Ю. (1993). Тня. In О. М. Маринич (Відп. ред.), *Географічна енциклопедія України* (Т. 3, с. 295). Київ: Українська Радянська Енциклопедія імені М. П. Бажана. Отримано 28 лютого 2026 р. з *https://archive.org/details/geografichna03pya/page/294/mode/2up?q=%D0%A2%D0%BD%D1%8F*

63. Яцентюк, Ю. В. (2014). Екомережа як антропогенна парагенетична ландшафтна система (на прикладі Вінницької області). *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені*

Михайла Коцюбинського. Серія: Географія, (26), 17–24. URL: *http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nzvdpu_geogr_2014_26_5*

64. Яцентюк, Ю. В., Воровка, В. П., & Гришко, С. В. (2021). Ландшафтні комплекси регіонального ландшафтного парку «Мурафа». *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*, 35, 93–104. URL: *https://periodicals.karazin.ua/humanenviron/article/view/17410/16048*

65. Adesakin, T. A., Erhomosele, E. I., Ogunrinola, O. F., Oloyede, O. O., Adedeji, A. A., Odufuwa, P. T., ... & Adewumi, E. A. (2023). Using benthic macroinvertebrates as bioindicators to evaluate the impact of anthropogenic stressors on water quality and sediment properties of a West African lagoon. *Heliyon*, *9*(9), e19508. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19508

66. Ahmed, S. F., Kumar, P. S., Kabir, M., Zuhara, F. T., Mehjabin, A., Tasannum, N., ... & Mofijur, M. (2022). Threats, challenges and sustainable conservation strategies for freshwater biodiversity. *Environmental Research*, *214*, 113808. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113808

67. Akçakaya, H. R., Mills, G., & Doncaster, C. P. (2007). The role of metapopulations in conservation. In D. W. Macdonald & K. Service (Eds.), *Key topics in conservation biology* (pp. 64–84). Blackwell Publishing.

68. Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., ... & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, *50*(1), 85–94. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8

69. Aldridge, D. C., Fayle, T. M., & Jackson, N. (2007). Freshwater mussel abundance predicts biodiversity in UK lowland rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *17*(6), 554–564. https://doi.org/10.1002/aqc.815

70. Aldridge, D., Allen, D., Ferreira-Rodriguez, N., Geist, J., Killeen, I., Moorkens, E., ... & Lopes-Lima, M. (2024). *European freshwater bivalves:*

Moving from assessment to conservation planning. IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group.

71. Altmüller, R., & Dettmer, R. (2006). Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* L. durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten — Erfahrungen im Rahmen des Lutterprojekts [Successful species protection measures for the freshwater pearl mussel through the reduction of unnaturally high loading of silt and sand in running waters — experiences within the scope of the Lutterproject]. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*, *26*(4), 192–204.

72. American Public Health Association. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.). American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environmental Federation.

73. American Public Health Association. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.

74. Annoni, A., Luzet, C., Gubler, E., & Ihde, J. (2003). *Map projections for Europe* (EUR 20120 EN). Office for Official Publications of the European Communities.

75. Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, *26*(1), 32–46.

76. Ansteeg, O. (1994). *Untersuchung zur Populationsdichte, Bestandsgröße und Altersstruktur der Bachmuschel (Unio crassus) im Sallingbach (Lkr. Kelheim): Erfolgskontrolle im Rahmen des Umsetzungsprojekts "Sallingbachtal"*[Unpublished report]. Arten- und Biotopschutzprogramm Landkreis Kelheim.

77. Ansteeg, O. (2010). *Untersuchung zur Populationsdichte, Bestandsgröße und Altersstruktur der Bachmuschel Unio crassus (Phil. 1788) im Sallingbach (Lkr. Kelheim): Erfolgskontrolle 2009 im Rahmen des*

Umsetzungsprojekts "Sallingbachtal" [Unpublished report]. Arten- und Biotopschutzprogramm Landkreis Kelheim.

78. Araujo, R., & Ramos, M. A. (2001). *Action plan for Margaritifera margaritifera in Europe* (Nature and Environment Series). Council of Europe Publishing.

79. Archambault, J. M., Cope, W. G., & Kwak, T. J. (2013). Burrowing, byssus, and biomarkers: Behavioral and physiological indicators of sublethal thermal stress in freshwater mussels (Unionidae). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, *46*(4), 229–250. https://doi.org/10.1080/10236244.2013.805891

80. ArtDatabanken. (2020). *Artfakta 2020: Red List of Swedish species* [Online database]. Отримано 28 лютого 2026 р. з http://artfakta.artdatabanken.se/

81. Atkinson, C. L., Vaughn, C. C., Forshay, K. J., & Cooper, J. T. (2013). Aggregated filter-feeding consumers alter nutrient limitation: Consequences for ecosystem and community dynamics. *Ecology*, *94*(6), 1359–1369. https://doi.org/10.1890/12-0586.1

82. Banaszuk, P., & Wołkowycki, D. (Eds.). (2016). *Narwiański Park Narodowy: Krajobraz, przyroda, człowiek* [Narwiański National Park: Landscape, nature, people]. Narwiański Park Narodowy.

83. Bauer, G. (1988). Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in central Europe. *Biological Conservation*, *45*, 239–253. https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90056-0

84. Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing.

85. Bendary, R. E., Ibrahim, S. M., Goher, M. E., Elsaied, H. E., El Shabrawy, G. M., El Mordy, M. A., & Khalil, M. T. (2023). Taxonomic and functional structure of macrobenthic invertebrate communities and their response to environmental variables along the subbranches of the Nile River (rayahs),

Egypt. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(11), 28803–28817. https://doi.org/10.1007/s11356-022-24140-z

86. Benedict, A., & Geist, J. (2021). Effects of water temperature on glochidium viability of *Unio crassus* and *Sinanodonta woodiana*: Implications for conservation, management and captive breeding. *Journal of Molluscan Studies*, *87*(2), eyab011. https://doi.org/10.1093/mollus/eyab011

87. Beran, L. (2002). *Vodní měkkýši České republiky – rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam* [Aquatic molluscs of the Czech Republic – distribution, habitats, threats and conservation, red list] (Sborník přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, 10). Přírodovědný klub v Uherském Hradišti.

88. Beran, L. (2005). *Návrh monitorovacího plánu populace velevruba tupého (Unio crassus) v ČR* [Proposal for a monitoring plan for the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) in the Czech Republic] [Unpublished manuscript]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

89. Bergengren, J., & Lundberg, S. (2009). *Nationell musselövervakning: Förslag till val av nationella musselvatten*[National mussel monitoring: Proposal for the selection of national mussel waters]. Länsstyrelsen i Jönköpings län.

90. Bergengren, J., von Proschwitz, T., & Lundberg, S. (2002). *Stormusselprojektet 2001, Del 1: Utveckling av metodik och undersökningstyp; beskrivning av habitatval; förekomst i fem län i södra Sverige* [The large mussel project 2001, Part 1: Development of methodology; habitat selection; occurrence in five counties in southern Sweden] (Meddelande 2002:19A). Länsstyrelsen i Jönköpings län.

91. Bijlsma, R. J., Agrillo, E., Attorre, F., Boitani, L., Brunner, A., Evans, P., ... & Winter, H. V. (2019). *Defining and applying the concept of favourable reference values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives*. Wageningen Environmental Research. https://edepot.wur.nl/469035

92. Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, H., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., & Strauch, M. (2011). *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Wirbellose Tiere (Teil 1)* [Red List of threatened animals, plants and fungi of Germany: Invertebrates (Part 1)]. Bundesamt für Naturschutz.

93. Biotope. (2014). *Cartographie de la Mulette épaisse dans le site Natura 2000 FR1102007 «Rivière du Vannetin»*[Mapping of the thick-shelled river mussel in the Natura 2000 site FR1102007 «Rivière du Vannetin»]. Fédération de Seine-et-Marne pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique.

94. Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, *18*, 31–41. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009

95. Birk, S., Willby, N. J., Kelly, M. G., Bonne, W., Borja, A., Poikane, S., & van de Bund, W. (2013). Intercalibrating classifications of ecological status: Europe's quest for common management objectives for aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, *454–455*, 490–499. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.037

96. Björk, S. (1962). Investigations on *Margaritifera margaritifera* and *Unio crassus*. *Acta Limnologica*, *4*, 1–109.

97. Blaise, C., Gagné, F., & Burgeot, T. (2017). Three simple biomarkers useful in conducting water quality assessments with bivalve mollusks. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(36), 27662–27669. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6908-6

98. Bonk, M. (2016). Notes on the thick-shelled river mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788 (Bivalvia: Unionidae) in Stradomka (southern Poland), a tributary of the Raba river. *Folia Malacologica*, *24*(4). https://doi.org/10.12657/folmal.024.025

99. Bonk, M., Zając, K., & Lipińska, A. M. (2018). Rapid expansion of the Asian clam *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774): A new alien species in the mollusk community of the Vistula. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, *47*(1), 75–86.

100. Boon, P. J., Clarke, S. A., & Cooke, D. A. (2019). *Freshwater pearl mussel (Margaritifera margaritifera) monitoring manual* (Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 1251). Scottish Natural Heritage.

101. Boon, P. J., Cooksley, S. L., Geist, J., Killeen, I. J., Moorkens, E. A., & Sime, I. (2019). Developing a standard approach for monitoring freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations in European rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *29*, 1365–1379. https://doi.org/10.1002/aqc.3016

102. Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, *55*(1–4), 3–23. https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2

103. Brim Box, J., & Mossa, J. (1999). Sediment, land use, and freshwater mussels: Prospects and problems. *Journal of the North American Benthological Society*, *18*(1), 99–117.

104. Brinkmann, R. (2017). *Erfassung von Bestandsdaten von Tier- und Pflanzenarten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie: Mollusca: Unio crassus (Kleine Flussmuschel), Berichtszeitraum 2013–2017* [Survey of population data for Annex II and IV species: Mollusca: *Unio crassus*, Reporting period 2013–2017] [Unpublished report]. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.

105. Brooks, A. J., Chessman, B. C., & Haeusler, T. (2011). Macroinvertebrate traits distinguish unregulated rivers subject to water abstraction. *Journal of the North American Benthological Society*, *30*(2), 419–435. https://doi.org/10.1899/10-074.1

106. Buddensiek, V., Engel, H., Fleischauer-Roessing, S., & Waechtler, K. (1993). Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters II: Microhabitats of *Margaritifera margaritifera* L., *Unio crassus* (Philipsson) and *Unio tumidus* (Philipsson). *Archiv für Hydrobiologie*, *127*, 151–166.

107. Bujas, N., Lajtner, J., Ivanković, D., Kiralj, Z., Trgovčić, K., Dragun, Z., ... & Peharda, M. (2024). Age structure and growth patterns of the endangered freshwater mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788 under different environmental conditions. *Aquatic Sciences*, *86*(4), 92. https://doi.org/10.1007/s00027-024-01110-w

108. Bundesamt für Naturschutz & Bund-Länder-Arbeitskreis FFH-Monitoring und Berichtspflicht. (2017). *Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring* (BfN-Skripten 480). Bundesamt für Naturschutz.

109. Bundesamt für Naturschutz. (2006). *Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland* [Recommendations for the recording and assessment of species as a basis for monitoring under Articles 11 and 17 of the Habitats Directive in Germany]. Bundesamt für Naturschutz.

110. Bylak, A., Szmuc, J., Kukuła, E., & Kukuła, K. (2020). Potential use of beaver *Castor fiber* L., 1758 dams by the thick-shelled river mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788. *Molluscan Research*, *40*(1), 44–51. https://doi.org/10.1080/13235818.2019.1664371

111. Carrier-Belleau, C., Drolet, D., McKindsey, C. W., & Archambault, P. (2021). Environmental stressors, complex interactions and marine benthic communities' responses. *Scientific Reports*, *11*(1), 4194. https://doi.org/10.1038/s41598-021-83533-1

112. Center za kartografijo favne in flore (CKFF). (2005–2019). *Bioportal.si*. Отримано 24 січня 2018 р. з http://www.bioportal.si/fotoarhiv.php

113. Chahouri, A., Yacoubi, B., Moukrim, A., & Banaoui, A. (2023). Bivalve molluscs as bioindicators of multiple stressors in the marine environment: Recent advances. *Continental Shelf Research*, *264*, 105056. https://doi.org/10.1016/j.csr.2023.105056

114. Chandler, M., See, L., Copas, K., Bonde, A. M. Z., López, B. C., Danielsen, F., Legind, J. K., Masinde, S., Miller-Rushing, A. J., Newman, G., Rosemartin, A., & Turak, E. (2017). Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation*, *213*(Part B), 280–294. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004

115. Ćmiel, A. M., Zając, K., Lipińska, A. M., & Zając, T. (2018). Glochidial infestation of fish by the endangered thick-shelled river mussel *Unio crassus*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *28*(3), 535–544. https://doi.org/10.1002/aqc.2883

116. Cochet, G. (2004). *La moule perlière et les nayades de France* [The freshwater pearl mussel and naiads of France]. Catiche Production.

117. CONFREMU COST Action CA18239. (н. д.). *E-mussels: Online platform for visualizing the distribution of West Palaearctic freshwater bivalves*. Отримано 20 лютого 2026 р. з https://e-mussels.eu

118. Cooke, S. J., Lynch, A. J., Tickner, D., Abell, R., Dalu, T., Fiorella, K. J., ... & Carpenter, S. (2024). Can the planetary health concept save freshwater biodiversity and ecosystems? *The Lancet Planetary Health*, *8*(1), e2–e3. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00275-9

119. Cors, R. (н. д.). *Plan d'action espèce 1032 — Mulette épaisse (Unio crassus)* [Action plan for species 1032 — Thick-shelled river mussel]. Wallonie Biodiversité.

https://biodiversite.wallonie.be/files/eDocsBiodiversite/Agir/Actions%20en%20faveur%20des%20espèces/1032_mulette.pdf

120. Cosgrove, P., Watt, J., Hastie, L., Sime, I., Shields, D., Cosgrove, C., ... & Bao, M. (2016). The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Scotland: Extent of change since 1990s, threats and management implications. *Biodiversity and Conservation*, *25*(11), 2093–2112. https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-016-1180-0

121. Costa-Saura, J. M., Balaguer-Beser, Á., Ruiz, L. A., Pardo-Pascual, J. E., & Soriano-Sancho, J. L. (2021). Empirical models for spatio-temporal live fuel moisture content estimation in mixed mediterranean vegetation areas using Sentinel-2 indices and meteorological data. *Remote Sensing*, *13*(18), 3726. https://doi.org/10.3390/rs13183726

122. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. (1992). *Official Journal of the European Communities*, L 206, 7–50.

123. Council of Europe, Standing Committee. (1998). *Resolution No. 6 (1998) listing the species requiring specific habitat conservation measures (Emerald Network)*. Bern Convention. https://rm.coe.int/0900001680746306

124. Czekanowski, J. (1909). Zur Differentialdiagnose der Neandertalgruppe [On the differential diagnosis of the Neanderthal group]. *Korrespondenz-Blatt der Deutschen Gesellschaft für Anthropologie, Ethnologie und Urgeschichte*, *40*, 44–47.

125. Dabas aizsardzības pārvalde. (2015–2017). *Bezmugurkaulnieku monitorings Natura 2000 teritorijās, 2015–2017*[Invertebrate monitoring in Natura 2000 territories, 2015–2017]. Отримано з https://www.daba.gov.lv/public/lat/dati1/valsts_monitoringa_dati/

126. Dabasdati.lv. (н. д.). *Dabasdati.lv: Nature observations portal*. Отримано з https://dabasdati.lv

127. Degerman, E. (2009). *Restoration of freshwater pearl mussel streams*. WWF Sweden. https://www.therrc.co.uk/assets/files/Publications/PIP-GB_Restoration-1.pdf

128. Deli, T., & Danyik, T. (Eds.). (2015). *A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei II: A Körös-Maros Nemzeti Park állatvilága – Gerinctelenek* [Natural values of the Körös-Maros National Park II: Invertebrates]. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság.

129. Denic, M., & Geist, J. (2017). The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Bavaria, Germany — population status, conservation efforts and challenges. *Biology Bulletin*, *44*(1), 61–66. https://link.springer.com/article/10.1134/S1062359017010034

130. Denic, M., Stoeckl, K., Gum, B., & Geist, J. (2014). Physicochemical assessment of *Unio crassus* habitat quality in a small upland stream and implications for conservation. *Hydrobiologia*, *735*(1), 111–122. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1467-z

131. DG Environment. (2023). *Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions — Article 17 of Directive 92/43/EEC, reporting period 2019–2024*. European Commission. https://reportingdirettivahabitat.isprambiente.it/documents/Guidelines%20Art%2017.pdf

132. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. (2000). *Official Journal of the European Communities*, L 327, 1–73. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060

133. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). (2008). *Official Journal of the European Union*, L 164, 19–40. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0056

134. Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. (2011). *Official Journal of the European Union*, L 26, 1–21. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32011L0092

135. Direktíva DIR-5113024-1-48. (2015). *Теренни проучвания на разпространение на видове/оценка на състоянието на видове и хабитати на територията на цялата страна – I фаза* [Field surveys of species distribution/assessment of the status of species and habitats throughout the country – Phase I] [Bulgarian government project report].

136. Direktíva DIR-59318-1-2. (2013). *Картиране и определяне на природозащитното състояние на природни местообитания и видове – фаза I* [Mapping and determination of the conservation status of natural habitats and species – Phase I] [Bulgarian government project report].

137. Dobler, A. H., Hoos, P., & Geist, J. (2024). An update on the conservation status assessment of two endangered freshwater mussel species in Bavaria, Germany. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *34*(10), e4261. https://doi.org/10.1002/aqc.4261

138. Dobler, M., Geist, J., & Stoeckl, K. (2024). Update on the conservation status of the thick-shelled river mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788 in Bavaria (Germany) based on 22 populations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *34*(1), e4093. https://doi.org/10.1002/aqc.4093

139. Douda, K. (2010). Effects of nitrate nitrogen pollution on central European unionid bivalves revealed by distributional data and acute toxicity testing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *20*(2), 189–197. https://doi.org/10.1002/aqc.1076

140. Douda, K., & Beran, L. (2009). Ochrana velevruba tupého v České republice [Conservation of the thick-shelled river mussel in the Czech Republic – problems and recent news]. *Ochrana Přírody*, *64*(2), 16–19.

141. Douda, K., Čadková, Z., Rylková, K., Horký, P., Slavík, O., & Reichard, M. (2017). Invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* threatens native mussel reproduction by inducing cross-resistance of host fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *27*(3), 569–577. https://doi.org/10.1002/aqc.2759

142. Douda, K., Vrtílek, M., Slavík, O., & Reichard, M. (2012). The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions*, *14*(1), 127–137. https://doi.org/10.1007/s10530-011-9989-7

143. Douda, K., Zieritz, A., Vodáková, B., Urbańska, M., Bolotov, I. N., Marková, J., Froufe, E., Bogan, A. E., & Lopes-Lima, M. (2025). Review of the globally invasive freshwater mussels in the genus *Sinanodonta* Modell, 1945. *Hydrobiologia*, *852*(5), 1243–1273. *https://doi.org/10.1007/s10750-023-05457-3*

144. Đud, L. (2019). *Prvo izvješće o stanju očuvanosti vrste Unio crassus Philipson, 1788 u Republici Hrvatskoj* [First report on the conservation status of *Unio crassus* Philipson, 1788 in the Republic of Croatia]. Zagreb.

145. Dudgeon, D., & Strayer, D. L. (2025). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: What are the prospects? *Biological Reviews*, *100*(1), 205–226. https://doi.org/10.1111/brv.13137

146. Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(2), 163–182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

147. Elbrecht, V., Beermann, A. J., Goessler, G., Neumann, J., Tollrian, R., Wagner, R., ... & Leese, F. (2016). Multiple-stressor effects on stream

invertebrates: A mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity. *Freshwater Biology*, *61*(4), 362–375. https://doi.org/10.1111/fwb.12713

148. Ellmauer, T., Moser, D., Paternoster, D., Adam, M., Kudrnovsky, H., & Igel, V. (in press). *Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäss Art. 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019* [Monitoring of habitat types and species of Community importance in Austria 2016–2018 and baseline preparation for the Article 17 report in 2019] [Unpublished manuscript].

149. Ellwanger, G., Runge, S., Wagner, M., Ackermann, W., Neukirchen, M., Frederking, W., ... & Sukopp, U. (2018). Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany. *Nature Conservation*, *29*, 57–78. https://doi.org/10.3897/natureconservation.29.27273

150. Ellwanger, G., Ssymank, A., Buschmann, A., Ersfeld, M., Frederking, W., Paulsch, C., Schröder, E., Bunzel-Drüke, M., Hänel, K., Hildebrandt, J., Finck, P., & Riecken, U. (2018). Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany. *Nature Conservation*, *29*, 57–78. https://doi.org/10.3897/natureconservation.29.28721

151. Englund, D., Brunberg, A., & Jacks, G. (2008). A case study of a freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) population in central Sweden. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, *90*(4), 251–258. https://doi.org/10.1111/j.1468-0459.2008.00343.x

152. Environmental Registry of Estonia. (н. д.). *Environmental Registry*. Отримано з http://register.keskkonnainfo.ee

153. Estonian eBiodiversity. (н. д.). *Estonian eBiodiversity*. Отримано 17 липня 2018 р. з https://elurikkus.ut.ee/

154. Estonian Nature Information System (EELIS). (н. д.). *Estonian Nature Information System*. Отримано з http://loodus.keskkonnainfo.ee/eelis/

155. European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency. (2021). *LIFE programme in Poland: Country factsheet*. *https://cinea.ec.europa.eu/programmes/life/life-european-countries_en*

156. European Commission. (2014). *Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 14: Guidance on the intercalibration process 2008–2011*. Office for Official Publications of the European Communities. https://circabc.europa.eu/sd/a/4de11d70-5ce1-48f7-994d-65017a862218/Guidance%20No%2011%20-%20Planning%20Process%20(WG%202.9).pdf

157. European Commission. (2016). *The thick shelled river mussel (Unio crassus) brings LIFE+ back to rivers: LIFE10 NAT/SE/000046 final report*. https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE10-NAT-SE-000046/the-thick-shelled-river-mussel-unio-crassus-brings-life-back-to-rivers

158. European Commission. (2019). *Restoration of Unio crassus rivers in the Luxemburgish Ardennes: Final report* (LIFE11 NAT/LU/000857). Publications Office of the European Union. https://www.unio.lu/files/72719.pdf

159. European Commission. (2020). *The state of nature in the European Union: Report on the status and trends in 2013–2018 of species and habitat types protected by the Birds and Habitats Directives*. Publications Office of the European Union. https://doi.org/10.2779/259156

160. European Commission. (2023). *LIFE Bachmuschel — LIFE project public page* (LIFE21-NAT-DE-LIFE Bachmuschel/101074141). https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/details/101074141

161. European Committee for Standardization. (2017). *Water quality — Guidance standard on monitoring freshwater pearl mussel (Margaritifera*

margaritifera) populations and their environment (EN 16859:2017). https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/2b4d593a-40b5-4838-bc88-b37945ae7d6c/en-16859-2017

162. European Environment Agency. (2020). *State of nature in the EU: Results from reporting under the Nature Directives 2013–2018* (EEA Report No 10/2020). Publications Office of the European Union. https://doi.org/10.2800/088178

163. European Environment Agency. (2023). *European waters: Assessment of status and pressures 2023* (EEA Report No. 9). https://doi.org/10.2800/888074

164. European Environment Agency. (н. д.). *WISE Freshwater: Water Information System for Europe — Hydromorphology*. Отримано 19 лютого 2025 р. з https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/freshwater-themes/hydromorphology

165. European Environment Information and Observation Network. (2015). *Article 17 technical report 2007–2012*. https://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/

166. European Environment Information and Observation Network. (2025). *Reporting under Article 17 of the Habitats Directive*. European Environment Agency. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-be/activities/reporting/article-17

167. European Space Agency. (2015). *Sentinel-2 user handbook* (ESA Standard Document). https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook

168. European Topic Centre on Biological Diversity. (2017). *Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013–2018*. European Environment Agency.

https://www.umweltministerkonferenz.de/documents/anlage_2_zum_bericht_der_laenderoffenen_ad-hoc-ag.pdf

169. *Europos Bendrijos svarbos moliuskų rūšių, kurių apsaugai būtina steigti teritorijas, ir jų buveinių būklės pokyčius... ataskaita* [Research report for 2014 to assess changes in the condition of EU mollusc species of Community importance and their habitats] [Unpublished manuscript]. Vilnius.

170. Evans, D., & Arvela, M. (2011). *Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes & guidelines for the period 2007–2012*. European Commission.

171. Eveleens, R. A., Morris, T. J., Woolnough, D. A., & Febria, C. M. (2023). One informs the other: Unionid species at risk and benthic macroinvertebrate community monitoring data are complementary. *Facets*, *8*, 1–13. https://doi.org/10.1139/facets-2022-0207

172. Eybe, T., Thielen, F., Bohn, T., & Sures, B. (2013). The first millimetre — rearing juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) in plastic boxes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *23*(6), 964–975. https://doi.org/10.1002/aqc.2384

173. Farkač, J., Král, D., & Škorpík, M. (Eds.). (2005). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí* [Red List of threatened species in the Czech Republic: Invertebrates]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

174. Ferreira-Rodríguez, N., Akiyama, Y. B., Aksenova, O. V., Araujo, R., Barnhart, M. C., Bespalaya, Y. V., ... & Vaughn, C. C. (2019). Research priorities for freshwater mussel conservation assessment. *Biological Conservation*, *231*, 77–87. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.002

175. Ferreira-Rodríguez, N., Beggel, S., Geist, J. P., Modesto, V., Österling, M., Riccardi, N., & Urbańska, M. (2023). Freshwater mussels as sentinels for safe drinking water supply in Europe. *ACS ES&T Water*, *3*(12), 3730–3735. https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00012

176. Fiedler, S., Vepraskas, M. J., & Richardson, J. L. (2007). Soil redox potential: Importance, field measurements, and observations. *Advances in Agronomy*, *94*, 1–54. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)94001-2

177. Finnish Environment Institute. (2019). *Threatened species database*. Suomen ympäristökeskus.

178. Fondation Hëllef fir d'Natur. (2013). *Restoration of Unio crassus rivers in the Luxemburgish Ardennes: Progress report I*(LIFE11 NAT/LU/000857). https://www.unio.lu/files/51570.pdf

179. Fondation Hëllef fir d'Natur. (2017). *Restoration of Unio crassus rivers in the Luxemburgish Ardennes: Progress report III* (LIFE11 NAT/LU/000857). https://www.unio.lu/

180. Frank, C. (1984). Beitrag zur Molluskenfauna der östlichen Mittelmeerländer, Teil II: Zusammenfassung der Sammelergebnisse der Jahre 1970, 1972 und 1976 aus Griechenland [Contribution to the mollusc fauna of the Eastern Mediterranean, Part II: Summary of collecting results from Greece 1970, 1972 and 1976]. *Malakologische Abhandlungen*, *9*, 117–142.

181. Frank, C. (1988). Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna der östlichen Mittelmeerländer, Teil 3(2): Zusammenfassung der Sammelergebnisse der Jahre 1982–1985 vom kontinentalen Griechenland [Contribution to the knowledge of the mollusc fauna of the Eastern Mediterranean, Part 3(2)]. *Malakologische Abhandlungen*, *13*, 1–22.

182. Frank, T. (2011). *Rearing of unionoid mussels (with special emphasis on the freshwater pearl mussel Margaritifera margaritifera)* (Vol. 64). Ferrantia.

183. GBIF Secretariat. (2025). *GBIF: Global Biodiversity Information Facility*. Отримано 20 лютого 2026 р. з https://www.gbif.org

184. Geist, J. (2010). Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): A synthesis of conservation genetics and ecology. *Hydrobiologia*, *644*, 69–88. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0190-2

185. Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, *11*(6), 1507–1516. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.002

186. Geist, J. (2015). Seven steps towards improving freshwater conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *25*(4), 447–453. https://doi.org/10.1002/aqc.2576

187. Geist, J., & Auerswald, K. (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, *52*(12), 2299–2316. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01812.x

188. Geist, J., & Kuehn, R. (2005). Genetic diversity and differentiation of central European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) populations: Implications for conservation and management. *Molecular Ecology*, *14*(2), 425–439. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02420.x

189. Geist, J., & Kuehn, R. (2008). Host–parasite interactions in oligotrophic stream ecosystems: The roles of life-history strategy and ecological niche. *Molecular Ecology*, *17*(4), 997–1008. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03636.x

190. Geist, J., Porkka, M., & Kuehn, R. (2006). The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *16*(3), 251–266. https://doi.org/10.1002/aqc.721

191. Geist, J., Thielen, F., Lavictoire, L., Hoess, R., Altmueller, R., Baudrimont, M., ... & Zając, T. (2023). Captive breeding of European freshwater mussels as a conservation tool: A review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *33*(11), 1321–1359. https://doi.org/10.1002/aqc.4018

192. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. (н. д.). *Baza danych obszarów Natura 2000* [Natura 2000 area database]. Отримано з https://natura2000.gdos.gov.pl

193. Georgiev, D. (2012). Freshwater malacofauna of Upper Thracian Lowland (Southern Bulgaria). *Acta Zoologica Bulgarica*, *64*(4), 407–414. https://www.researchgate.net/publication/259283566

194. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. (н. д.). *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych: Państwowy Monitoring Środowiska* [Monitoring of species and natural habitats: State Environmental Monitoring]. Отримано з http://www.gios.gov.pl/siedliska/

195. Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., & Nathan, R. J. (2004). *Stream hydrology: An introduction for ecologists* (2nd ed.). John Wiley & Sons.

196. Govedič, M. (2017). *Velike školjke celinskih voda Slovenije: Razširjenost, ekologija, varstvo* [Large freshwater mussels of Slovenia: Distribution, ecology, conservation]. Center za kartografijo favne in flore.

197. Groh, K., & Weitmann, G. (1997). *Fundierte Übersichtskartierung der Mollusken Luxemburgs: 1. Untersuchungsjahr 1996/97* [Comprehensive mapping of the molluscs of Luxembourg: 1st survey year 1996/97] [Unpublished report]. Hackenheim.

198. Groh, K., & Weitmann, G. (1998). *Fundierte Übersichtskartierung der Mollusken Luxemburgs: 2. Untersuchungsjahr 1997* [Comprehensive mapping of the molluscs of Luxembourg: 2nd survey year 1997] [Unpublished report]. Hackenheim.

199. Groh, K., & Weitmann, G. (1999). *Fundierte Übersichtskartierung der Mollusken Luxemburgs: 3. Untersuchungsjahr 1998/99* [Comprehensive mapping of the molluscs of Luxembourg: 3rd survey year 1998/99] [Unpublished report]. Hackenheim.

200. Haag, W. R. (2012). *North American freshwater mussels: Natural history, ecology, and conservation*. Cambridge University Press.

201. Hale, J. M. (2003). Portable sensors for water quality analysis. In *Encyclopedia of sensors* (Vol. 8). American Scientific Publishers.

202. Harbar, O., Shevchuk, L., Harbar, D., Vlasenko, R., Onychuk, I., Kotsyuba, I., Korchunova, O., Chernychova, T., Demchuk, N., Bylina, L., Susol, T., Chechet, I., & Lasarthuk, O. (2021). *Database of animal species of the laboratory of analysis and expertise of biotic resources (Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine). Version 1.3* [GBIF Occurrence Dataset]. Zhytomyr Ivan Franko State University. https://doi.org/10.15468/c3yvy5

203. Hastie, L. C., & Toy, K. A. (2008). Changes in density, age structure and age-specific mortality in two western pearlshell (*Margaritifera falcata*) populations in Washington (1995–2006). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *18*(5), 671–678. https://doi.org/10.1002/aqc.879

204. Hastie, L. C., Boon, P. J., & Young, M. R. (2000). Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia*, *426*, 89–104. https://doi.org/10.1023/A:1004068412666

205. Havs-och vattenmyndigheten. (2016). *Åtgärdsprogram för tjockskalig målarmussla 2016–2018* [Action programme for the thick-shelled river mussel 2016–2018]. https://www.havochvatten.se/download/18.7bb4ad22156f6eab616dfe73/1473765764121/agp-tjockskalig-malarmussla-2016-2018.pdf

206. Heinrich, V., & Stucki, P. (2013). *Die Bachmuschel Unio crassus im Alten Rhein: Bestandserhebung und Konzept für die Erhaltung und Wiederansiedlung* [The thick-shelled river mussel *Unio crassus* in the Old Rhine: Population survey and conservation concept] [Unpublished report]. Internationale Rheinregulierung.

207. Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (Eds.). (2017). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí* [Red list of threatened species of the Czech Republic: Invertebrates] (Příroda, 36). Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky.

208. Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (3rd ed., U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254). U.S. Government Printing Office.

209. Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., & Verdonschot, P. F. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, *51*(9), 1757–1785. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x

210. Hochwald, S. (1989). *Bestandsaufnahme und Schutzvorschläge für die Bachmuschelpopulation (Unio crassus Phil.) im Sallingbach (Lkr. Kelheim)* [Unpublished report]. Arten- und Biotopschutzprogramm Landkreis Kelheim.

211. Hochwald, S. (1990). *Populationsparameter der Bachmuschel (Unio crassus Phil. 1788) im Sallingbach (Landkreis Kelheim)* (Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Heft 97). Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.

212. Hochwald, S. (1997). *Das Beziehungsgefüge innerhalb der Größenwachstums- und Fortpflanzungsparameter bayerischer Bachmuschelpopulationen (Unio crassus Phil. 1788) und dessen Abhängigkeit von Umweltparametern* [Relationships among growth and reproductive parameters in Bavarian thick-shelled river mussel populations and their dependence on environmental factors] (Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 50). Universität Bayreuth.

213. Hochwald, S. (2001). Plasticity of life-history traits in *Unio crassus*. In G. Bauer & K. Wächtler (Eds.), *Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida* (Ecological Studies, Vol. 145, pp. 127–141). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-56869-5_7

214. Hoffman, B. (2021). *Ukraine's illegal amber mining has big social and environmental impacts*. National Geographic.

https://www.nationalgeographic.com/history/article/illegal-amber-mining-ukraine

215. Hoppenreijs, J. H., Marker, J., Maliao, R. J., Hansen, H. H., Juhász, E., Lõhmus, A., ... & Magurran, A. E. (2024). Three major steps toward the conservation of freshwater and riparian biodiversity. *Conservation Biology*, *38*(3), e14226. https://doi.org/10.1111/cobi.14226

216. Horsák, M., Juřičková, L., & Picka, J. (2013). *Měkkýši České a Slovenské republiky* [Molluscs of the Czech and Slovak Republics]. Nakladatelství Kabourek.

217. Hrvatske vode. (2016). *Podaci Hrvatskih voda – makrozoobentos 2010.–2015.* [Data from Croatian Waters – macrozoobenthos 2010–2015] [Technical report].

218. Hus, M., Śmiałek, M., Zając, K., & Zając, T. (2006). Occurrence of *Unio crassus* (Bivalvia, Unionidae) depending on water chemistry in the foreland of the Polish Carpathians. *Polish Journal of Environmental Studies*, *15*(1). http://www.pjoes.com/pdf-87858-21717?filename=Occurrence+of+_i_Unio.pdf

219. Hyndman, R. J., & Fan, Y. (1996). Sample quantiles in statistical packages. *The American Statistician*, *50*(4), 361–365. https://doi.org/10.1080/00031305.1996.10473566

220. Ilmarinen, K., & Oulasvirta, P. (2010). *Kunnostusten vaikutus vuollejokisimpukan elinympäristöön Koskenkylänjoella*[Effects of restorations on the habitat of the thick-shelled river mussel in the Koskenkylä River] (Uudenmaan elinkeino-, liikenne ja ympäristökeskuksen julkaisuja, 25) [In Finnish]. Uudenmaan elinkeino-, liikenne ja ympäristökeskus.

221. iNaturalist. (2025). *iNaturalist*. California Academy of Sciences & National Geographic Society. Отримано 20 лютого 2026 р. з https://www.inaturalist.org

222. Information System of Protected Species (SRIS). (н. д.). *Saugomų rūšių informacinė sistema* [Information system of protected species]. Отримано з http://sris.am.lt

223. Inventaire national du patrimoine naturel. (н. д.). *Assessment of the conservation status*. Отримано 20 вересня 2025 р. з https://inpn.mnhn.fr/programme/rapportage-directives-nature/presentation?lg=en

224. IUCN SSC MSG/CPSG/CONFREMU. (2024). *European freshwater bivalves: Moving from assessment to conservation planning*. Conservation Planning Specialist Group. https://www.cpsg.org/sites/default/files/2025-05/European%20Freshwater%20Bivalves%20moving%20from%20assessment%20to%20conservation%20planning.pdf

225. IUCN Standards and Petitions Committee. (2022). *IUCN SSC Standards and Petitions Committee*. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://iucn.org/our-union/commissions/group/iucn-ssc-standards-and-petitions-committee

226. IUCN Standards and Petitions Committee. (2024). *Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria*(Version 16). IUCN. https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf

227. IUCN. (2012). *IUCN Red List categories and criteria: Version 3.1* (2nd ed.). IUCN.

228. Jaccard, P. (1912). The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist*, *11*(2), 37–50. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x

229. Jacquot, M. P., Snickars, M., Bonsdorff, E., & Nordström, M. C. (2024). Trait responses to direct drivers and effects on multiple macrofauna-mediated ecosystem functions. *Marine Ecology Progress Series*, *738*, 1–20. https://doi.org/10.3354/meps14593

230. Jakubik, B., & Lewandowski, K. (2011). Molluscs of the Krutynia River (Masurian Lakeland). *Folia Malacologica*, *19*, 19–29.

231. Janák, M., Černecký, J., & Saxa, A. (Eds.). (2015). *Monitoring of animal species of Community interest in the Slovak Republic: Results and assessment in the period of 2013–2015*. State Nature Conservancy of the Slovak Republic.

232. Joint Nature Conservation Committee. (2019). *Article 17 habitats directive report 2019*. https://jncc.gov.uk/our-work/article-17-habitats-directive-report-2019/

233. Juvigny-Khenafou, N. P., Piggott, J. J., Atkinson, D., Zhang, Y., Macaulay, S. J., Wu, N., & Matthaei, C. D. (2021). Impacts of multiple anthropogenic stressors on stream macroinvertebrate community composition and functional diversity. *Ecology and Evolution*, *11*(1), 133–152. https://doi.org/10.1002/ece3.6979

234. Kenderov, L., & Sashov, Y. (2017). New record of thick-shelled river mussel *Unio crassus* (Unionidae, Bivalvia) from Palakaria River, Bulgaria. *Ecological Engineering and Environment Protection*, *9*, 96–99. https://www.researchgate.net/publication/318788075

235. Kenney, M. A., Sutton-Grier, A. E., Smith, R. F., & Gresens, S. E. (2009). Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. *Terrestrial Arthropod Reviews*, *2*(2), 99. https://doi.org/10.1163/187498209X12525675906077

236. Khanjani, M. H., Sharifinia, M., & Mohammadi, A. R. (2023). The impact of microplastics on bivalve mollusks: A bibliometric and scientific review. *Marine Pollution Bulletin*, *194*, 115271. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115271

237. Kilikowska, A., Mioduchowska, M., Wysocka, A., Kaczmarczyk-Ziema, A., Rychlinska, J., et al. (2020). The patterns and puzzles of genetic diversity of endangered freshwater mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788

populations from Vistula and Neman drainages (eastern Central Europe). *Life*, *10*(7), 119. https://doi.org/10.3390/life10070119

238. Killeen, I. J. (2011). *Monitoring substrate and interstitial quality of the River Our, Luxembourg* (EU-Project LIFE05NAT/L/000116 «Restauration des populations des moules perlières en Ardennes») [Unpublished report].

239. Koehler, R. (2006). Observations of impaired vitality of *Unio crassus* (Bivalvia, Najadae) populations in conjunction with elevated nitrate concentration in running water. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, *34*, 346–348.

240. Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, *72*(3), 367–382. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x

241. Kondolf, G. M. (2000). Assessing salmonid spawning gravel quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, *129*(1), 262–281. https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129%3C0262:ASSGQ%3E2.0.CO;2

242. Korniushin, A. V., Yanovich, L. N., & Melnichenko, R. K. (2002). Artenliste der Süßwassermuscheln der Ukraine: Mit Bemerkungen über taxonomischen Status, Verbreitung und Gefährdungskategorien einiger Arten und Formen. ConchBooks: Friedrich-Held-Gesellschaft, 463–478.

243. Kovač, D., Selanec, I., Dobrijević, T., Bašić, T., Peleš, P., Puzjak, M., & Šupraha, L. (2008). *Inventarizacija rijeka Glina, Ričica i gornjeg toka Une (u Ličko-Senjskoj županiji)* [Inventory of the Glina, Ričica rivers and the upper course of Una] [Technical report]. Udruga studenata biologije – BIUS.

244. Krepski, T., Cieplok, A., & Spyra, A. (2025). Predictors of distribution and diversity of rare, protected, and endangered freshwater mollusks in rivers with various land use in the context of environmental changes. *Ecology and Evolution*, *15*(4), e71209. https://doi.org/10.1002/ece3.71209

245. Kukkala, A. S., & Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, *88*(2), 443–464. https://doi.org/10.1111/brv.12008

246. Lajtner, J. (2013). *Novi nalazi vrste Unio crassus u rijeci Savi* [New records of *Unio crassus* in the Sava River] [Technical report]. Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno matematički fakultet, Biološki odsjek.

247. Lajtner, J. (2015). *Terensko testiranje predložene metodologije istraživanja vrste Unio crassus u Hrvatskoj* [Field testing of the proposed methodology for researching *Unio crassus* in Croatia] [Technical report]. Kapibara – kutak za promicanje bioraznolikosti.

248. Lajtner, J. (2016). *Monitoring Natura 2000 vrste Unio crassus u rijeci Sutli (HR 2001070)* [Monitoring of Natura 2000 species *Unio crassus* in the Sutla River] [Technical report]. Natura – Društvo za zaštitu prirode Hrvatske.

249. Lajtner, J., Klobučar, G., Crnčan, P., & Kapetanović, I. (2009). *Natura 2000: Rasprostranjenost vrste Unio crassus u Hrvatskoj* [Natura 2000: Distribution of *Unio crassus* in Croatia] [Technical report]. Prirodoslovno matematički fakultet, Zagreb.

250. Lajtner, J., Klobučar, G., Jelić, M., & Crnčan, P. (2010). *Natura 2000: Rasprostranjenost vrste Unio crassus u Hrvatskoj, istraživanja provedena tijekom 2010. godine* [Natura 2000: Distribution of *Unio crassus* in Croatia, research conducted in 2010] [Technical report]. Prirodoslovno matematički fakultet, Zagreb.

251. Lamand, F., & Beisel, J. N. (2014a). Comparison of visual observation and excavation to quantify density of the endangered bivalve *Unio crassus* in rivers of north-eastern France. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (413), 11. https://doi.org/10.1051/kmae/2014009

252. Lamand, F., & Beisel, J. N. (2014b). Proposal for a simple hydromorphological habitat survey method for freshwater bivalve (Unionidae)

inventories. *Aquatic Ecology*, *48*(2), 237–245. https://doi.org/10.1007/s10452-014-9479-y

253. Lamand, F., Beisel, J.-N., & Devin, S. (2016). Comparison of visual observation and excavation to quantify density of the endangered bivalve *Unio crassus* in rivers of north-eastern France. *Hydrobiologia*, *776*, 51–61.

254. Lamand, F., Roche, K., & Beisel, J. N. (2016). Glochidial infestation by the endangered mollusc *Unio crassus* in rivers of north-eastern France: *Phoxinus phoxinus* and *Cottus gobio* as primary fish hosts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *26*(3), 445–455. *https://doi.org/10.1002/aqc.2603*

255. Land & Water. (н. д.). *Онлайн-платформа Land & Water*. Отримано 19 лютого 2025 р. з https://landwater.uhmi.org.ua/

256. Larsen, F. G., & Wiberg-Larsen, P. (2006). Udbredelse og hyppighed af tykskallet malermusling (*Unio crassus* Philipson, 1788) i Odense Å-systemet [Distribution and frequency of the thick-shelled river mussel in the Odense River system]. *Flora og Fauna*, *112*(4), 89–98.

257. Lastovicka, J., Svec, P., Paluba, D., Kobliuk, N., Svoboda, J., Hladky, R., & Stych, P. (2020). Sentinel-2 data in an evaluation of the impact of the disturbances on forest vegetation. *Remote Sensing*, *12*(12), 1914. https://doi.org/10.3390/rs12121914

258. Lazauskienė, L., Grigelis, A., & Kiselienė, V. (1988). Unionidae šeimos moliuskų pasiskirstymas Lietuvos TSR vandens telkiniuose [Distribution of Unionidae molluscs in water bodies of the Lithuanian SSR]. *Acta Hydrobiologica Lithuanica*, *7*, 25–37.

259. Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3rd English ed.). Elsevier.

260. Lerchegger, B., Schauer, M., & Gumpinger, C. (2014). *Die Gemeine Flussmuschel (Unio crassus cytherea Küster 1833) in Oberösterreich: Erste Bestandsaufnahmen und Erstellung einer Artenschutzstrategie* [The thick-

shelled river mussel in Upper Austria: Initial population surveys and development of a species conservation strategy] [Report commissioned by the Abteilung Naturschutz]. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung.

261. Lewin, I. (2014). Mollusc communities of lowland rivers and oxbow lakes in agricultural areas with anthropogenically elevated nutrient concentration. *Folia Malacologica*, *22*, 87–159.

262. Lewisch, E., Arnold, F., Fuehrer, H. P., Harl, J., Reichart, U., Handschuh, S., Thielen, F., & El-Matbouli, M. (2021). First description of freshwater mite *Unionicola sauerensis* sp. nov. infesting thick-shelled river mussel *Unio crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, *145*, 63–77. https://doi.org/10.3354/dao03596

263. Lewisch, E., Arnold, F., Fuehrer, H. P., Harl, J., Thielen, F., & El-Matbouli, M. (2023). Parasites and their impact on thick-shelled river mussels *Unio crassus* from two populations in Luxembourg. *Diseases of Aquatic Organisms*, *153*, 31–43. https://doi.org/10.3354/dao03718

264. LfU. (2013). *Leitfaden Bachmuschelschutz* [Guidelines for thick-shelled river mussel conservation]. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

265. Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas Nr. D1-553. (2017, birželio 28 d.). *Dėl ovaliosios geldutės (Unio crassus) apsaugos plano patvirtinimo* [On the approval of the conservation plan for the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*)]. Vilnius.

266. Life Resto Unio – Life 11NAT/LU/857. (н. д.). *Rapports annuels* [Annual reports]. Отримано з https://www.unio.lu/donnees-projet/rapports-annuels/

267. Ljungberg, P., & Svensson, M. (2010a). *Inventering av tjockskalig målarmussla (Unio crassus) i Södermanlands län 2007 och 2008* [Inventory of thick-shelled river mussel in Södermanland County 2007 and 2008] (Rapport 2010:5). Länsstyrelsen i Södermanlands län.

268. Ljungberg, P., & Svensson, M. (2010b). *Musselinventering i några skånska vattendrag 2006 – med särskild fokus på tjockskalig målarmussla (Unio crassus)* [Mussel survey in some Scanian watercourses 2006 – with special focus on thick-shelled river mussel] (Natur och kultur 2010:8). Länsstyrelsen i Skåne län.

269. Ljungberg, R. (2007). *Vuollejokisimpukan elinympäristövaatimukset ja liikkuminen Nummenjoen yläosassa* [Habitat requirements and movement of the thick-shelled river mussel in the upper Nummenjoki] (Uudenmaan ympäristökeskuksen raportteja 7/2007) [In Finnish with English abstract]. Uudenmaan ympäristökeskus.

270. Lois, S., Ondina, P., Outeiro, A., Amaro, R., & San Miguel, E. (2014). The north-west of the Iberian Peninsula is crucial for conservation of *Margaritifera margaritifera* (L.) in Europe. *Aquatic Conservation*, *24*(1). https://doi.org/10.1002/aqc.2352

271. Lopes-Lima, M., Aldridge, D. C., Álvarez, M. G., Araujo, R., Barea-Azcón, J. M., Bikashvili, A., Bragado, D., Bylyna, L., Carlevaro, A., Černecký, J., Cherot, F., Cichy, A., Collas, F., Csányi, B., Douda, K., Ercoli, F., Fehér, Z., Ferreira-Rodríguez, N., Froufe, E., ... & Desmet, P. (2025). A curated dataset on the distribution of West Palaearctic freshwater bivalves. *Scientific Data*, *12*, 64. https://doi.org/10.1038/s41597-025-05318-9

272. Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: Diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, *810*(1), 1–14. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3486-7

273. Lopes-Lima, M., Kebapçı, U., & Van Damme, D. (2018). *Unio crassus*. The IUCN Red List of Threatened Species, e.T22736A21403631. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T22736A21403631.en

274. Lopes-Lima, M., Österling, M., & Zając, T. A. (2024). *Unio crassus*. The IUCN Red List of Threatened Species, e.T210291828A215467836. https://www.iucnredlist.org/species/210291828/215467836

275. Lopes-Lima, M., Reis, J., Alvarez, M. G., Anastácio, P. M., Banha, F., Beja, P., ... & Froufe, E. (2023). The silent extinction of freshwater mussels in Portugal. *Biological Conservation*, *285*, 110244. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110244

276. Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D. C., Araujo, R., Bergengren, J., ... & Zogaris, S. (2017). Conservation status of freshwater mussels in Europe: State of the art and future challenges. *Biological Reviews*, *92*(1), 572–607. https://doi.org/10.1111/brv.12244

277. Loreau, M., Barbier, M., Filotas, E., Gravel, D., Isbell, F., Miller, S. J., ... & Dee, L. E. (2021). Biodiversity as insurance: From concept to measurement and application. *Biological Reviews*, *96*(5), 2333–2354. https://doi.org/10.1111/brv.12756

278. Lummer, E. M., Auerswald, K., & Geist, J. (2016). Fine sediment as environmental stressor affecting freshwater mussel behavior and ecosystem services. *Science of the Total Environment*, *571*, 1340–1348. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.027

279. Lundberg, M. (2012). *Habitatpreferenser hos tjockskalig målarmussla (Unio crassus) med avseende på vattendjup och beskuggning* [Habitat preferences of the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) with respect to water depth and shading] [Unpublished manuscript].

280. Lundberg, S., Bergengren, J., & von Proschwitz, T. (2006). *Åtgärdsprogram för bevarande av tjockskalig målarmussla (Unio crassus)* [Action plan for the conservation of the thick-shelled river mussel, *Unio crassus*] (Rapport 5658). Naturvårdsverket.

281. Lundberg, S., Pettersson, U., & Tapper, J. (2009). *Genomförda naturvårdsåtgärder för bevarande av tjockskalig målarmussla Unio crassus i*

Svennevadsån–Skogaån, Örebro län, 2009 [Implemented nature conservation measures for the conservation of thick-shelled river mussel in Svennevadsån–Skogaån, 2009] (PM från Naturhistoriska riksmuseet, 2009:3). Naturhistoriska riksmuseet.

282. Lynch, A. J., Cooke, S. J., Beard, T. D., Jr., Kao, Y. C., Lorenzen, K., Song, A. M., ... & Youn, S. J. (2017). Grand challenges in the management and conservation of North American inland fishes and fisheries. *Fisheries*, *42*(2), 115–124. https://doi.org/10.1080/03632415.2017.1259945

283. Maassen, W. J. M. (1984). Enkele vindplaatsen van mollusken in Noord-Griekenland [Some localities of molluscs in northern Greece]. *De Kreukel*, *20*, 23–34.

284. Machordom, A., Araujo, R., Erpenbeck, D., & Ramos, M. Á. (2003). Phylogeography and conservation genetics of endangered European Margaritiferidae (Bivalvia: Unionoidea). *Biological Journal of the Linnean Society*, *78*(2), 235–252. https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2003.00158.x

285. Maguire, I., Lajtner, J., & Klobučar, G. (2008). *Izvješće za potrebe izrade prijedloga potencijalnih Natura 2000 područja: Slatkovodni mekušci (Theodoxus transversalis i Unio crassus) i slatkovodni rakovi (Austropotamobius torrentium i Austropotamobius pallipes)* [Report for the development of proposals for potential Natura 2000 areas: Freshwater molluscs and crayfish] [Technical report]. Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno matematički fakultet, Biološki odsjek.

286. *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). (2010). In IUCN Red List of Threatened Species (Version 2010.4). Отримано 4 лютого 2026 р. з https://www.iucnredlist.org

287. Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, *405*(6783), 243–253. https://doi.org/10.1038/35012251

288. Moorkens, E. A. (2000). Conservation management of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* — Part 2: Water quality requirements. *Irish Wildlife Manuals*, *9*, 1–44.

289. Morales, J. (2022). Assessment of endangered freshwater pearl mussel populations in the Northern Iberian Plateau in relation to non-native species: Xenodiversity as a threat. *Animal Biodiversity and Conservation*, *45*(2), 203–215. https://doi.org/10.32800/abc.2022.45.0203

290. Morris, W. F., & Doak, D. F. (2002). *Quantitative conservation biology: Theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates.

291. Motte, G. (2023). *Plan d'action espèce 1032 — Mulette épaisse (Unio crassus)* [Action plan for species 1032 — Thick-shelled river mussel] (Version 2.0). Département d'Étude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA), Wallonie Biodiversité. *https://biodiversite.wallonie.be/files/eDocsBiodiversite/Agir/Actions%20en%20faveur%20des%20espèces/1032_mulette.pdf*

292. Mouthon, J., & Franzoni, A. (2014). Etat des populations d'*Unio crassus* (Bivalvia: Unionidae) en Franche-Comté (France) [Status of *Unio crassus* populations in Franche-Comté (France)]. *Folia Conchyliologica*, *27*, 8. https://hal.science/hal-01058755

293. Myroniuk, V., Bilous, A., Khan, Y., Terentiev, A., Kravets, P., Kovalevskyi, S., & See, L. (2020). Tracking rates of forest disturbance and associated carbon loss in areas of illegal amber mining in Ukraine using Landsat time series. *Remote Sensing*, *12*(14), 2235. *https://doi.org/10.3390/rs12142235*

294. Nagel, K. O., Dümpelmann, C., & Pfeiffer, M. (2015). Effective growth cessation in adult *Unio crassus* Philipsson, 1788 (Bivalvia: Unionidae) from Germany. *Folia Malacologica*, *23*(4), 309–313. https://doi.org/10.12657/folmal.023.027

295. Naturschutzfonds Brandenburg. (2023). *LIFE Bachmuschel — Stiftung Naturschutzfonds Brandenburg*. https://www.naturschutzfonds.de/life-bachmuschel

296. Naturvårdsverket. (н. д.). *Vägledning: Tjockskalig målarmussla (Unio crassus)* [Guidance: Thick-shelled river mussel]. Отримано з http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/arter/ryggradslosa-djur/vl-tjockskalig-malarmussla.pdf

297. Nekoro, M., & Sundström, H. (2005). *Stormusslor i Kilaån 2004 och 2005: Utbredning av tjockskalig målarmussla och flat dammussla – hotstatus samt åtgärdsförslag till bevarande i Kilaådalen, Södermanlands län* [Large mussels in the Kilaå 2004 and 2005] (Rapport 2005:8). Länsstyrelsen i Södermanlands län.

298. Nekoro, M., & Sundström, H. (2006). *Inventering av musselfaunan i Almaåns vattendragssystem: Förekomst av flodpärlmussla och tjockskalig målarmussla samt förslag till åtgärder för deras bevarande* [Survey of the mussel fauna in the Almaån watercourse system] [Report]. Hässleholms kommun.

299. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. (2013–2018). *Felmérési jelentések és Natura 2000 fenntartási tervek megalapozó adatgyűjtése* [Survey reports and baseline data collection for Natura 2000 management plans] [Hungarian National Biodiversity Monitoring System reports].

300. Neves, R. J., & Moyer, S. N. (1988). Evaluation of techniques for age determination of freshwater mussels (Unionidae). *American Malacological Bulletin*, *6*(2), 179–188.

301. Newton, T. J., Zigler, S. J., Rogala, J. T., Gray, B. R., & Davis, M. (2011). Population assessment and potential functional roles of native mussels in the Upper Mississippi River. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *21*(2), 122–131. https://doi.org/10.1002/aqc.1170

302. Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). (н. д.). *Niedersächsisches Tierarten-Erfassungsprogramm* [Lower Saxony species recording programme]. Отримано з http://ffh-arten.naturschutzinformationen.nrw.de/

303. Nienhuis, J. A. J. H. (2012). Two subspecies of *Unio crassus* Philipsson, 1788 (Bivalvia, Unionoidea, Unionidae) in The Netherlands. *Basteria*, *76*(4–6), 107–116.

304. Northern Rivers and Restoration of Valuable Waters. (2018). *Unio crassus for life nominated as one of the best EU LIFE projects*. http://www.nrrv.se/2018/03/unio-crassus-life-nominated-one-best-eu-life-projects/

305. Ofenböck, T., & Graf, W. (2008). *Zur Bestandssituation der Bachmuschel Unio crassus in Vorarlberg* [On the population status of the thick-shelled river mussel *Unio crassus* in Vorarlberg] [Report commissioned by the Amt des Landes Vorarlberg, Abt. IVe, Umweltschutz]. Amt des Landes Vorarlberg.

306. Office français de la biodiversité. (н. д.). *Présentation* [About OFB]. Отримано 20 вересня 2025 р. з https://www.ofb.gouv.fr/presentation

307. Österling, M. E., & Larsen, B. M. (2013). Impact of origin and condition of host fish (*Salmo trutta*) on parasitic larvae of *Margaritifera margaritifera*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *23*(4), 564–570. https://doi.org/10.1002/aqc.2320

308. Österling, M. E., Arvidsson, B. L., & Greenberg, L. A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: Influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology*, *47*(4), 759–768. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01827.x

309. OSW Centre for Eastern Studies. (2018). *The amber rush in Ukraine* (OSW Commentary). https://www.osw.waw.pl/en/publikacje/osw-commentary/2017-05-08/amber-rush-ukraine

310. Ozgo, M., Urbanska, M., Marzec, M., & Kamocki, A. (2020). Occurrence and distribution of the endangered freshwater mussels *Unio crassus* and *Pseudanodonta complanata* (Bivalvia: Unionida) in the Pisa River,

north-eastern Poland. *Folia Malacologica*, *28*(1). https://doi.org/10.12657/folmal.028.004

311. Paiva, F. F., de Melo, D. B., Dolbeth, M., & Molozzi, J. (2023). Functional threshold responses of benthic macroinvertebrates to environmental stressors in reservoirs. *Journal of Environmental Management*, *329*, 116970. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116970

312. Pandolfo, T. J., Cope, W. G., Arellano, C., Bringolf, R. B., Barnhart, M. C., & Hammer, E. (2010). Upper thermal tolerances of early life stages of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society*, *29*(3), 959–969.

313. Pedelacq, M. E., Garaffo, G., Llanos, E., Venturini, N., & Muniz, P. (2022). Pollution has negative effects on macrozoobenthic trait diversity in a large subtropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, *184*, 114101. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114101

314. Peifer, H. (2011). *About the EEA reference grid*. European Environment Agency. https://www.eionet.europa.eu/workspace/docs/about-the-eea-reference-grid.pdf

315. Pelletier, M., Cobb, D., Rocha, K., Ho, K. T., Cantwell, M. G., Perron, M., ... & Burgess, R. M. (2021). Benthic macroinvertebrate community response to environmental changes over seven decades in an urbanized estuary in the northeastern United States. *Marine Environmental Research*, *169*, 105323. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105323

316. Pettersson, E. (2012). *Vilken preferens har tjockskalig målarmussla (Unio crassus) för bottensubstrat och vattenhastighet i Storån, Östergötland?* [What preference does the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) have for bottom substrate and water velocity in Storån, Östergötland?] [Unpublished manuscript].

317. Pfeiffer, M., & Nagel, K.-O. (2010). Schauen, Tasten, Graben — Strategien und Methoden für die Erfassung von Bachmuscheln (*Unio crassus*)

[Look, feel, dig — strategies and methods for surveying thick-shelled river mussels]. *Natur und Landschaft*, *42*(6), 171–179.

318. Piczak, M. L., Perry, D., Cooke, S. J., Harrison, I., Benitez, S., Koning, A., ... & Creed, I. F. (2023). Protecting and restoring habitats to benefit freshwater biodiversity. *Environmental Reviews*, *32*(3), 438–456. https://doi.org/10.1139/er-2023-0034

319. Piechocki, A. (2002). Populacja *Unio crassus* Philipsson, 1788 (Bivalvia, Unionidae) z środkowej Brdy [Population of *Unio crassus* from the middle Brda River]. In M. Ławrynowicz & B. Rózga (Eds.), *Tucholski Park Krajobrazowy 1985–2000: Stan poznania* (pp. 459–470). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego.

320. Piechocki, A., & Dyduch-Falniowska, A. (1993). *Mięczaki (Mollusca): Małże (Bivalvia)* [Molluscs: Bivalves] (Fauna Słodkowodna Polski, z. 7A). Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne & Wydawnictwo Naukowe PWN.

321. Piechocki, A., & Wawrzyniak-Wydrowska, B. (2016). *Guide to freshwater and marine Mollusca of Poland*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe.

322. Poikane, S., Zampoukas, N., Borja, A., Davies, S. P., van de Bund, W., & Birk, S. (2014). Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy*, *44*, 237–246. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.08.006

323. Price, K., Jackson, C. R., & Parker, A. J. (2010). Variation of surficial soil hydraulic properties across land uses in the southern Blue Ridge Mountains, North Carolina, USA. *Journal of Hydrology*, *383*(3–4), 256–268. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.041

324. Prié, V., & Puillandre, N. (2014). Molecular phylogeny, taxonomy, and distribution of French *Unio* species (Bivalvia, Unionidae). *Hydrobiologia*, *735*(1), 95–110.

325. Prie, V., Clement, L., Gaboriaud, C., Gailledrat, M., Naudon, D., Bourru, R., ... & Valentini, A. (2026). From the Balkans to France: The threatened range-restricted freshwater mussel *Unio carneus* revealed as an introduced species by environmental DNA. *Biological Invasions*, *28*(1), 21. https://doi.org/10.1007/s10530-025-03750-x

326. Prié, V., Danet, A., Valentini, A., Lopes-Lima, M., Taberlet, P., Besnard, A., ... & Dejean, T. (2023). Conservation assessment based on large-scale monitoring of eDNA: Application to freshwater mussels. *Biological Conservation*, *283*, 110089. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110089

327. Prié, V., Valentini, A., Lopes-Lima, M., Froufe, E., Rocle, M., Poulet, N., & Dejean, T. (2021). Environmental DNA metabarcoding for freshwater bivalves biodiversity assessment: Methods and results for the Western Palearctic (European sub-region). *Hydrobiologia*, *848*(12), 2931–2950. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04260-8

328. Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.

329. Rana, D., Kapoor, K. S., Samant, S. S., & Bhatt, A. (2020). Plant species conservation priority index for preparing management strategies: A case study from the Western Himalayas of India. *Small-Scale Forestry*, *19*, 461–481. https://doi.org/10.1007/s11842-020-09447-4

330. Rana, S. K., Price, T. D., & Qian, H. (2020). Plant species richness across the Himalaya driven by evolutionary history and current climate. *Ecosphere*, *10*(11), e02945. https://doi.org/10.1002/ecs2.2945

331. Rašomavičius, V. (Ed.). (2018). *Leidinio „Lietuvos raudonoji knyga" parengimas: Baigiamoji ataskaita* [Preparation of the "Lithuanian Red Book": Final report].

332. Rašomavičius, V. (Ed.). (2021). *Lietuvos raudonoji knyga. Gyvūnai, augalai, grybai* [Red Data Book of Lithuania: Animals, plants, fungi]. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija.

333. Reece, J. S., & Noss, R. F. (2014). Prioritizing species by conservation value and vulnerability: A new index applied to species threatened by sea-level rise and other risks in Florida. *Natural Areas Journal*, *34*(1), 31–45.

334. Reischütz, A., & Reischütz, P. L. (2003). Hellenika pantoia, 5: Zur Kenntnis der Molluskenfauna des Limni Trichonida und des Limni Lisimachia (Aitolien/Akarnien, Griechenland) [On the mollusc fauna of Lakes Trichonida and Lisimachia, Greece]. *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft*, *11*, 28–30.

335. Reischütz, A., & Reischütz, P. L. (2007). Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs [Red List of molluscs (Mollusca) of Austria]. In K. P. Zulka (Ed.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf* (pp. 363–433). Böhlau Verlag.

336. Reischütz, A., Reischütz, P. L., & Fischer, W. (2008a). Helleniká pantoía, 17: Zur Kenntnis der Molluskenfauna des Acheloos (Aitolien/Akarnanien, Griechenland) [On the mollusc fauna of the Acheloos River]. *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft*, *15*, 17–20.

337. Reischütz, P. L., Reischütz, A., & Fischer, W. (2008b). Helleniká pantoía, 19: Zur Molluskenfauna des Aliakmonas, Loudias, Axios und Strymon (Makedonien, Griechenland) [On the mollusc fauna of four Macedonian rivers]. *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft*, *15*, 25–27.

338. Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, *138*(1), 131–138. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9749-4

339. Resolution No. 6 (1998) listing the species requiring specific habitat conservation measures. (1998). *Council of Europe, Standing Committee of the*

Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. https://rm.coe.int/1680746afc

340. Rivière du Vannetin. (н. д.). *Natura 2000 en Seine-et-Marne*. Отримано 20 вересня 2025 р. з https://seine-et-marne.n2000.fr/natura-2000-en-seine-et-marne/le-vannetin

341. Robertson, T., Döring, M., Guralnick, R., Bloom, D., Wieczorek, J., Braak, K., ... & Desmet, P. (2014). The GBIF integrated publishing toolkit: Facilitating the efficient publishing of biodiversity data on the internet. *PLoS ONE*, *9*(8), e102623. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102623

342. Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (Eds.). (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall.

343. Rudzīte, M., Boikova, E., Dreijers, E., Jakubāne, I., Parele, E., Pilāte, D., & Rudzītis, M. (2018). The new Red List of the molluscs of Latvia. *Environmental and Experimental Biology*, *16*, 55–59.

344. Rudzīte, M., Čakare, I., Miķelsone, I., Parele, E., & Rudzītis, M. (2009). *Biezās perlamutrenes Unio crassus Philipsson, 1788 sugas aizsardzības plāns* [Species protection plan for the thick-shelled river mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788]. Rīga.

345. Rudzīte, M., Rudzītis, M., & Birzaks, J. (2017). The populations of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758), and the thick-shelled river mussel, *Unio crassus* Philipsson, 1788, in Latvia. *Biology Bulletin*, *44*(1), 99–107.

346. Samuelsson, T. (2006). *Tjockskalig målarmussla i Kronobergs län: Resultat från inventeringar av stormusslor 2000 & 2005* [Thick-shelled river mussel in Kronoberg County: Survey results 2000 & 2005] (Rapport 2006:05). Länsstyrelsen i Kronobergs län.

347. Santos, R. M. B., Fernandes, L. S., Varandas, S. G. P., Pereira, M. G., Sousa, R., Teixeira, A., ... & Pacheco, F. A. L. (2015). Impacts of climate change and land-use scenarios on *Margaritifera margaritifera*, an environmental

indicator and endangered species. *Science of the Total Environment*, *511*, 477–488. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.090

348. Sárkány-Kiss, A. (2003). Az erdélyi folyók vízi puhatestű faunájának egykori és jelenlegi helyzete [Past and present state of the aquatic mollusc fauna of Transylvanian rivers]. In L. Ujvárosi (Ed.), *Erdély folyóinak természeti állapota* (pp. 107–150). Sapientia Könyvek.

349. Schneider, L. D., Nilsson, P. A., & Österling, M. E. (2018). Evaluating temperature- and host-dependent reproduction in the parasitic freshwater mussel *Unio crassus*. *Hydrobiologia*, *810*(1), 283–293. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3217-0

350. Schneider, L. D., Nilsson, P. A., Höjesjö, J., & Österling, M. E. (2017). Local adaptation studies and conservation: Parasite–host interactions between the endangered freshwater mussel *Unio crassus* and its host fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *27*(6), 1261–1269. https://doi.org/10.1002/aqc.2816

351. Settele, J. (1998). *Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis: Möglichkeiten des Modelleinsatzes und der Ergebnisumsetzung im Landschaftsmaßstab am Beispiel von Tagfaltern* [Metapopulation analysis on raster data basis]. Teubner.

352. Simaika, J. P., & Samways, M. J. (2011). Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators*, *11*(2), 370–378. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.005

353. Simon, O. P., Vaníčková, I., Bílý, M., Douda, K., Patzenhauerová, H., Hruška, J., & Peltánová, A. (2015). The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: Several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. *Limnologica*, *50*, 11–20. https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.11.004

354. SIMSHAB [Sistemul Informatic pentru Monitorizarea Speciilor și Habitatelor de Interes Comunitar]. (н. д.). *Monitorizarea stării de conservare a speciilor și habitatelor din România în baza Articolului 17 din Directiva Habitate*[Monitoring of the conservation status of species and habitats in Romania pursuant to Article 17 of the Habitats Directive]. [Romanian Species and Habitats Monitoring Information System.]

355. Skinner, A., Young, M., & Hastie, L. (2003). *Ecology of the freshwater pearl mussel* (Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 2). English Nature. https://www.researchgate.net/publication/201170164_Ecology_of_the_Freshwater_Pearl_Mussel

356. Skujienė, G., Augutis, D., Bastytė, D., Gintaras, A., & Karpuška, R. (2016). *Ovaliosios geldutės inventorizacija Lietuvoje: Ataskaita* [Inventory of the thick-shelled river mussel in Lithuania: Report]. Vilnius.

357. Slapnik, R. (2009). *Vzpostavitev monitoringa izbranih ciljnih vrst mehkužcev: Zaključno poročilo* [Establishment of monitoring of selected target mollusc species: Final report]. Znanstvenoraziskovalni center Slovenske akademije znanosti in umetnosti.

358. Slapnik, R. (2011). *Vzpostavitev in izvajanje monitoringa izbranih ciljnih vrst mehkužcev v letih 2010 in 2011: Zaključno poročilo* [Establishment and implementation of monitoring of selected target mollusc species in 2010 and 2011: Final report]. Znanstvenoraziskovalni center Slovenske akademije znanosti in umetnosti.

359. Slapnik, R., & Guth, J. (2013). *Monitoring program za običnu lisanku Unio crassus u kontinentalnoj biogeografskoj regiji Hrvatske* [Monitoring programme for *Unio crassus* in the continental biogeographical region of Croatia] [Technical report]. Biološki inštitut Jovana Hadžija.

360. SLU Artdatabanken. (н. д.). *Artfakta: Unio crassus*. Отримано з https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/101951

361. Smaliychuk, A., Ghazaryan, G., & Dubovyk, O. (2021). Land-use changes in Northern Ukraine: Patterns and dynamics of illegal amber mining during 1986–2016. *Environmental Monitoring and Assessment*, *193*(8), 502. https://doi.org/10.1007/s10661-021-09317-2

362. Søgaard, B., Wind, P., Bladt, J. S., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L. S., Galatius, A., & Teilmann, J. (2015). *Arter 2012–2013: NOVANA* (Faglig rapport fra DCE, nr. 124) [Species 2012–2013: NOVANA]. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

363. Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (2012). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research* (4th ed.). W. H. Freeman and Co.

364. Sørensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, *5*(4), 1–34.

365. Soroka, M., Wasowicz, B., & Zając, K. (2021). Conservation status and a novel restoration of the endangered freshwater mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788: Poland case. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (422), 3. https://doi.org/10.1051/kmae/2021003

366. Sousa, R., Amorim, Â., Sobral, C., Froufe, E., Varandas, S., Teixeira, A., & Lopes-Lima, M. (2013). Ecological status of a *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758) population at the southern edge of its distribution (River Paiva, Portugal). *Environmental Management*, *52*(5), 1230–1238. https://doi.org/10.1007/s00267-013-0117-6

367. Sousa, R., Ferreira, A., Carvalho, F., Lopes-Lima, M., Teixeira, A., Varandas, S., Gallardo, B., Ghamizi, M., Zieritz, A., & Aldridge, D. C. (2023). Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia*, *850*(12–13), 2811–2854. https://doi.org/10.1007/s10750-023-05195-y

368. Sousa, R., Nogueira, J. G., Miranda, F., & Teixeira, A. (2020). Time travelling through local ecological knowledge regarding an endangered

species. *Science of the Total Environment*, *739*, 140047. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140047

369. Sousa, R., Zając, T., Halabowski, D., Aksenova, O. V., Bespalaya, Y. V., Carvalho, F., & Aldridge, D. C. (2023). A roadmap for the conservation of freshwater mussels in Europe. *Conservation Biology*, *37*(2), e13994. https://doi.org/10.1111/cobi.13994

370. Steffek, J. (1994). Current status of the molluscs of Slovakia in relation to their exposure to danger. *Biologia Series B (Slovakia)*, *49*, 651–655.

371. Stoeckl, K., & Geist, J. (2016). Hydrological and substrate requirements of the thick-shelled river mussel *Unio crassus*(Philipsson 1788). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *26*(3), 456–469. https://doi.org/10.1002/aqc.2598

372. Stoeckl, K., Denic, M., & Geist, J. (2020). Conservation status of two endangered freshwater mussel species in Bavaria, Germany: Habitat quality, threats, and implications for conservation management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *30*(4), 647–661. https://doi.org/10.1002/aqc.3310

373. Stoeckle, B. C., Kuehn, R., & Geist, J. (2016). Environmental DNA as a monitoring tool for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.): A substitute for classical monitoring approaches? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *26*(6), 1120–1129. https://doi.org/10.1002/aqc.2611

374. Strayer, D. L. (2008). *Freshwater mussel ecology: A multifactor approach to distribution and abundance*. University of California Press.

375. Strayer, D. L., & Malcom, H. M. (2012). Causes of recruitment failure in freshwater mussel populations in southeastern New York. *Ecological Applications*, *22*(6), 1780–1790. https://doi.org/10.1890/11-1536.1

376. Strayer, D. L., & Smith, D. R. (2003). *A guide to sampling freshwater mussel populations* (American Fisheries Society Monograph 8). American Fisheries Society.

377. Svensson, M., & Ekström, L. (2006). *Musselinventering i några skånska vattendrag 2005 – med särskild fokus på tjockskalig målarmussla (Unio crassus)* [Mussel survey in some Scanian watercourses 2005] (Natur och kulturmiljö). Länsstyrelsen i Skåne län.

378. Swedish Environmental Protection Agency. (2024). *Environmental monitoring describes the state of the environment*. https://www.naturvardsverket.se/en/international/environmental-monitoring/

379. Taeubert, J. E., Denic, M., Gum, B., Lange, M., & Geist, J. (2010). Suitability of different salmonid strains as hosts for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *20*(7), 728–734. https://doi.org/10.1002/aqc.1147

380. Taeubert, J. E., El-Nobi, G., & Geist, J. (2014). Effects of water temperature on the larval parasitic stage of the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *24*(2), 231–237. https://doi.org/10.1002/aqc.2385

381. Taeubert, J. E., Gum, B., & Geist, J. (2012). Host-specificity of the endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*, Philipsson 1788) and implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *22*(1), 36–46. https://doi.org/10.1002/aqc.1245

382. Taeubert, J.-E., Martinez, A. M. P., Gum, B., & Geist, J. (2012). The relationship between endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) and its host fishes. *Biological Conservation*, *155*, 94–103. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.005

383. Tatoj, K., Ćmiel, A. M., Kwaśna, D., Lipińska, A. M., Zając, K., & Zając, T. (2017). The endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*): A

new host species for the European bitterling (*Rhodeus amarus*). *Biodiversity and Conservation*, *26*(5), 1217–1224. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1295-y

384. Taurer, M. M. (2011). Die Verbreitung der Unioniden in ausgewählten Gewässern Kärntens: Ein Vergleich zu Untersuchungen der Jahre 2000 und 2003 [The distribution of Unionidae in selected water bodies of Carinthia: A comparison with surveys from 2000 and 2003]. *Carinthia II*, *201*(121), 445–466.

385. Teofilova, T., et al. (2016). The lower valley of the Tundzha River and the adjacent protected areas and zones – conservation significance in terms of the invertebrate fauna. *Annuaire de l'Université de Sofia "St. Kliment Ohridski", Faculté de Biologie*, *101*(4), 71–84. https://www.researchgate.net/publication/305943336

386. Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., ... & Young, L. (2020). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: An emergency recovery plan. *BioScience*, *70*(4), 330–342. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002

387. Timm, H., & Moor, M. (2018). *Loodusdirektiivi liikide leviku täpsustamine 2016–2017: Osa 3 – Siseveekogude suurselgrootute leviku täpsustamine* [Clarification of the distribution of Habitats Directive species 2016–2017: Part 3 – Freshwater macroinvertebrates] [Final report]. Keskkonnaamet.

388. Toussaint, A., Beauchard, O., Oberdorff, T., Brosse, S., & Villéger, S. (2016). Worldwide freshwater fish homogenization is driven by a few widespread non-native species. *Biological Invasions*, *18*(5), 1295–1304. https://doi.org/10.1007/s10530-016-1067-8

389. Trouwborst, A., Fleurke, F. M., & Linnell, J. D. C. (2017). Interpreting favourable conservation status for large carnivores in Europe: How many are needed and how many are wanted? *Biodiversity and Conservation*, *26*(1), 37–61. https://doi.org/10.1007/s10531-016-1238-z

390. Tuttle-Raycraft, S., & Ackerman, J. D. (2019). Living the high turbidity life: The effects of total suspended solids, flow, and gill morphology on mussel feeding. *Limnology and Oceanography*, *64*(6), 2526–2537. https://doi.org/10.1002/lno.11202

391. Tuttle-Raycraft, S., Morris, T. J., & Ackerman, J. D. (2017). Suspended solid concentration reduces feeding in freshwater mussels. *Science of the Total Environment*, *598*, 1160–1168. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.127

392. *Unio crassus* (thick shelled river mussel). (2022). In IUCN Red List of Threatened Species. Отримано 28 лютого 2026 р. з https://apistaging.iucnredlist.org/species/210291828/215467836

393. United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service. (1986). *Urban hydrology for small watersheds*(Technical Release No. 55, 2nd ed.). United States Department of Agriculture.

394. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody [Act of 16 April 2004 on the protection of nature]. (2004). *Dziennik Ustaw*, 2024, poz. 1478 (tekst jednolity).

395. Vaessen, Q., Houbrechts, G., Peeters, A., & Van Campenhout, J. (2021). Caractéristiques hydro-géomorphologiques des microhabitats d'*Unio crassus* (Ardenne, Belgique) [Hydro-geomorphological characteristics of *Unio crassus*microhabitats (Ardenne, Belgium)]. *Géomorphologie: Relief, Processus, Environnement*, *27*(1), 3–18. https://doi.org/10.4000/geomorphologie.15113

396. Vaessen, Q., Houbrechts, G., Van Campenhout, J., & Hambuckers, A. (2024). Which environmental factors influence the distribution patterns of an endangered freshwater mussel (*Unio crassus*)? *Geomorphology*, *454*, 109180. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2024.109180

397. Vaessen, T. N., Chowdhury, G. W., Koop, J. H. E., Irvine, K., Huijbregts, M. A. J., & Schipper, A. M. (2024). The thick-shelled river mussel *Unio crassus* as an integrative bioindicator of multiple anthropogenic

stressors in European rivers. *Science of the Total Environment*, *912*, 169413. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169413

398. Valovirta, I. (2008a). *Vuollejokisimpukan (Unio crassus) esiintyminen Pusula-Nummenjoessa* [Occurrence of the thick-shelled river mussel in the Pusula-Nummenjoki River] [Unpublished report]. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Eläinmuseo.

399. Valovirta, I. (2008b). *Vantaanjoen Natura-alueen vuollejokisimpukkainventointi 2004–2007* [Survey of the thick-shelled river mussel in the Natura area of the Vantaa River 2004–2007] [Unpublished report]. Luonnontieteellinen keskusmuseo, Eläinmuseo & Maailman Luonnon Säätiö (Suomen WWF).

400. Valovirta, I., Vuolteenaho, J., & Laaksonen, R. (2012). *Vuollejokisimpukoiden siirrot E18-moottoritiehankkeen siltakohdilta Kymijoen Langinkoskenhaarassa ja Pyhtäänhaarassa 2011* [Translocations of thick-shelled river mussels from bridge sites of the E18 motorway project in 2011] [Unpublished report]. WWF Suomi & Luonnontieteellinen keskusmuseo, Eläinmuseo.

401. van Rees, C. B., Waylen, K. A., Schmidt-Kloiber, A., Thackeray, S. J., Kalinkat, G., Martens, K., ... & Jähnig, S. C. (2021). Safeguarding freshwater life beyond 2020: Recommendations for the new global biodiversity framework from the European experience. *Conservation Letters*, *14*(1), e12771. https://doi.org/10.1111/conl.12771

402. Vanacker, M. (2010). *Link between muskrat (Ondatra zibethicus) density and freshwater mussel predation* [Doctoral dissertation, Université Paul Verlaine Metz].

403. Vaughn, C. C. (2010). Biodiversity losses and ecosystem function in freshwaters: Emerging conclusions and research directions. *BioScience*, *60*(1), 25–35. https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.1.7

404. Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, *46*(11), 1431–1446. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x

405. Vaughn, C. C., & Hoellein, T. J. (2018). Bivalve impacts in freshwater and marine ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *49*(1), 183–208. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062703

406. Vaughn, C. C., & Spooner, D. E. (2006). Unionid mussels influence macroinvertebrate assemblage structure in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, *25*(3), 691–700. https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[691:UMIMAS]2.0.CO;2

407. Vereycken, J. E., & Aldridge, D. C. (2023). Bivalve molluscs as biosensors of water quality: State of the art and future directions. *Hydrobiologia*, *850*(2), 231–256. https://doi.org/10.1007/s10750-022-05057-7

408. von Proschwitz, T., & Lundberg, S. (2004). Tjockskalig målarmussla – en rar och hotad stormussla [Thick-shelled river mussel – a rare and threatened large mussel]. *Fauna och Flora*, *99*(2), 16–27.

409. von Proschwitz, T., & Wengström, N. (2021). Zoogeography, ecology, and conservation status of the large freshwater mussels in Sweden. *Hydrobiologia*, *848*(12), 2869–2890. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04351-6

410. Vrignaud, S. (2009). Les unionidés de France [Unionidae of France]. *Revue Scientifique Bourgogne Nature*, *9*(10). https://www.researchgate.net/profile/Sylvain-Vrignaud/publication/285495252_Les_Unionides_de_France/links/56df280008ae979addef53da/Les-Unionides-de-France.pdf

411. Weiss, J. (2016). *Ion chromatography* (4th ed.). Wiley-VCH.

412. Wengström, N., Söderberg, H., Höjesjö, J., & Alfjorden, A. (2019). Mass mortality events in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations in Sweden: An overview and indication of possible causes. *Freshwater Mollusk Biology and Conservation*, *22*(2), 61–69. https://doi.org/10.31931/fmbc.v22i2.2019.61-69

413. Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

414. Wieczorek, J., Bloom, D., Guralnick, R., Blum, S., Döring, M., Giovanni, R., ... & Vieglais, D. (2012). Darwin Core: An evolving community-developed biodiversity data standard. *PLoS ONE*, *7*(1), e29715. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029715

415. Wilkinson, M. D., Dumontier, M., Aalbersberg, I. J., Appleton, G., Axton, M., Baak, A., ... & Mons, B. (2016). The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific Data*, *3*, 160018. https://doi.org/10.1038/sdata.2016.18

416. Wilson, K. A., Carwardine, J., & Possingham, H. P. (2009). Setting conservation priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1162*(1), 237–264. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x

417. Yachi, S., & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *96*(4), 1463–1468. https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463

418. Yap, C. K., Sharifinia, M., Cheng, W. H., Al-Shami, S. A., Wong, K. W., & Al-Mutairi, K. A. (2021). A commentary on the use of bivalve mollusks in monitoring metal pollution levels. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(7), 3386. https://doi.org/10.3390/ijerph18073386

419. Young, M. R. (1991). Conserving the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in the British Isles and continental

Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *1*(1), 73–77. https://doi.org/10.1002/aqc.3270010106

420. Young, M. R., Cosgrove, P. J., & Hastie, L. C. (2001). The extent of, and causes for, the decline of a highly threatened naiad: *Margaritifera margaritifera*. In G. Bauer & K. Waechtler (Eds.), *Ecological studies: Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida*. Springer-Verlag.

421. Zając, K. (2004). *Unio crassus* Philipsson, 1788. Skójka gruboskorupowa. In Z. Głowaciński & J. Nowacki (Eds.), *Polska Czerwona Księga Zwierząt. Bezkręgowce* (pp. 353–355). IOP PAN, AR im. Cieszkowskiego.

422. Zajac, K. (2009). *Thick shelled river mussel: Unio crassus*. Отримано 13 жовтня 2009 р. з http://www.iop.krakow.pl/pckz/opis.asp?id=130&je=en

423. Zając, K. (2010). Skójka gruboskorupowa *Unio crassus* Philipsson, 1788 [Thick-shelled river mussel]. In M. Makomaska-Juchiewicz (Ed.), *Monitoring gatunków zwierząt: Przewodnik metodyczny, Część I* [Monitoring of animal species: Methodological guide, Part I] (pp. 157–179). Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

424. Zając, K. (2011). Jasiołka. In D. Rogała & A. Marcela (Eds.), *Obszary Natura 2000 na Podkarpaciu* [Natura 2000 areas in Subcarpathia] (pp. 148–153). Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Rzeszowie.

425. Zajac, K., & Zajac, T. (2009). *Habitat selection of Unio crassus*. Отримано 13 жовтня 2009 р. з http://www.senckenberg.de/odes/06-16/Zajac_and_Zajac_Unio-crassus-Mobility.pdf

426. Zajac, K., & Zajac, T. (2011). The role of active individual movement in habitat selection in the endangered freshwater mussel *Unio crassus* Philipsson 1788. *Journal of Conchology*, *40*(4), 446–461.

427. Zając, K., & Zając, T. (2016). Reproductive biology of *Unio crassus* in the Carpathians. *Folia Malacologica*, *24*(1).

428. Zając, K., & Zając, T. A. (2021). Seasonal patterns in the developmental rate of glochidia in the endangered thick-shelled river mussel, *Unio crassus* Philipsson, 1788. *Hydrobiologia*, *848*(12), 3077–3091. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04240-y

429. Zając, K., Florek, J., Zając, T., Adamski, P., Bielański, W., Ćmiel, A., et al. (2018). On the reintroduction of the endangered thick-shelled river mussel *Unio crassus*: The importance of the river's longitudinal profile. *Science of the Total Environment*, *624*, 273–282. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.346

430. Zając, K., Mioduchowska, M., & Zając, T. (2023). Protecting complex biodiversity systems: Ciliophora endosymbionts of the threatened freshwater mussel species *Unio crassus*. https://doi.org/10.20944/preprints202307.1899.v1

431. Zając, K., Zając, T. A., Adamski, P., Bielański, W., Ćmiel, A. M., & Lipińska, A. M. (2019). Dispersal and mortality of translocated thick-shelled river mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788 adults revealed by radio tracking. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *29*(3), 331–340. https://doi.org/10.1002/aqc.3063

432. Zając, K., Zając, T., & Ćmiel, A. (2018). What can we infer from the shell dimensions of the thick-shelled river mussel *Unio crassus*? *Hydrobiologia*, *810*(1), 415–431. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3098-2

433. Zajac, K., Zajac, T., Adamski, P., Bielanski, W., Cmiel, A., & Lipinska, A. (2015). Reconstruction of a population of *Unio crassus* in the Biala Tarnowska river. *Folia Malacologica*, *23*(1). https://doi.org/ http://dx.doi.org/10.12657/folmal.023.001

434. Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5th ed.). Pearson Prentice Hall.

435. Zawal, A., Sulikowska-Drozd, A., Stępień, E., Jankowiak, Ł., & Szlauer-Łukaszewska, A. (2016). Regeneration of the molluscan fauna of a small lowland river after dredging. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, *187*(4), 281–293.

436. Zettler, M. L. (1997). Morphometrische Untersuchungen an *Unio crassus* Philipsson 1788 aus dem nordeuropäischen Vereisungsgebiet (Bivalvia: Unionidae) [Morphometric investigations on *Unio crassus* from the North European glaciation area]. *Malakologische Abhandlungen*, *18*, 213–232.

437. Zettler, M. L., & Jueg, U. (2007). The situation of the freshwater mussel *Unio crassus* (Philipsson, 1788) in north-east Germany and its monitoring in terms of the EC Habitats Directive. *Mollusca*, *25*(2), 165–174.

438. Zettler, V. I., Zetter, A., & Daunys, D. (2005). Bemerkenswerte Süsswassermollusken aus Litauen: Aufsammlungen vom September 2004 [Remarkable freshwater molluscs from Lithuania: Collections from September 2004]. *Malakologische Abhandlungen*, *23*, 27–40.

439. Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, *37*(3), 701–708. https://doi.org/10.1029/2000WR900325

440. Zhao, F., Xu, Z., & Zhang, L. (2012). Changes in streamflow regime following vegetation changes from paired catchments. *Hydrological Processes*, *26*(10), 1561–1573. https://doi.org/10.1002/hyp.8266

441. Zieritz, A., Brian, J. I., Sousa, R., Aldridge, D. C., Atkinson, C. L., Douda, K., ... & Vaz, A. S. (2025). A global meta-analysis of ecological functions and regulating ecosystem services of freshwater bivalves. *Limnology and Oceanography*, *70*(10), 2982–2997. https://doi.org/10.1002/lno.70190

442. Zieritz, A., Sousa, R., Aldridge, D. C., Douda, K., Esteves, E., Ferreira-Rodríguez, N., ... & Vaz, A. S. (2022). A global synthesis of ecosystem services provided and disrupted by freshwater bivalve molluscs. *Biological Reviews*, *97*(5), 1967–1998. https://doi.org/10.1111/brv.12878

ДОДАТКИ

Додаток А

Методика проведення польового етапу моніторингового дослідження

1. Вибір моніторингових ділянок

Територією для проведення моніторингу перлівниці товстої є річки, заселені цим видом, у межах усіх біогеографічних регіонів України (Альпійського, Континентального та Степового).

Моніторингове місцезнаходження – це ділянка річки довжиною 1 км, де підтверджено наявність *U. crassus*. У межах кожної досліджуваної річки визначають щонайменше 3 моніторингові місцезнаходження. Відстань між місцезнаходженнями має становити не менше 1 км.

Для кожного місцезнаходження фіксують:

- географічні координати (GPS) початкової та кінцевої точок ділянки;
- позначення на топографічній карті;
- назву річки та басейну;
- адміністративну приналежність.

Попередній пошук молюсків. Для встановлення наявності *U. crassus* обстежують дно у довільно обраних місцях методом візуального пошуку або за допомогою драги. Рекомендовано використовувати акваскоп (оглядач дна) для усунення відблисків від поверхні води.

2. Організація облікових ділянок

На кожному моніторинговому місцезнаходженні закладають щонайменше 3 трансекти (можливо до 7) – облікові смуги шириною 1 м, розташовані вздовж берегової лінії (паралельно правий та лівий берег) або впоперек русла річки. Довжина трансекту відповідає 100 м (вздовж берегової лінії або відповідній кількості вимірів ширини русла).

Вимоги до розміщення трансектів:

- відстань між трансектами – не менше 100 м;
- трансекти закладають у типових для виду біотопах;

- уникають ділянок із гідротехнічними спорудами, бродами, місцями водопою худоби.

3. Методика відбору проб

Існує два способи відбору матеріалу. Перший спосіб, це коли проби відбирають драгою (скребком дна) з мішком та зубцями, протягуючи її через донні відклади на ширину 1 м проти течії. Проби відбирають послідовно вздовж усього трансекту. Таким чином, при довжині трансекту 20 м і ширині драги 50 см відбирають 40 проб. Кожну пробу промивають через сито з розміром вічка 5 мм.

Другим способом є ручний відбір проб. У цьому випадку ретельно відбирають проби уздовж усього трансекту, занурюючи руку у донні відклади на глибину долоні. Після проведення обліку усіх тварин негайно повертають у водойму.

4. Камеральна обробка матеріалу

4.1. Визначення видової належності

Усіх зібраних молюсків родини Unionidae визначають до виду.

4.2. Біометричні вимірювання

За допомогою штангенциркуля вимірюють довжину черепашки кожної особини *U. crassus* (найбільша відстань від переднього до заднього краю). Особин класифікують за розмірними класами:

- клас I: до 30 мм;
- клас II: понад 30 до 60 мм;
- клас III: понад 60 мм.

Примітка: за виключенням популяцій з Криму (річка Чорна). Для цієї популяції:

- клас I: до 20 мм;
- клас II: понад 20 до 40 мм;
- клас III: понад 40 мм.

4.3. Визначення віку

Вік особин визначають шляхом підрахунку кілець приросту на черепашці – кожне кільце відповідає одному року життя. Особин класифікують за віковими класами:

- клас I: до 3 років (молодь, передрепродуктивний вік);
- клас II: від 3 до 6 років (репродуктивний вік);
- клас III: понад 6 років (старі особини).

Примітка. У деяких типах водойм кільця приросту можуть бути важкочитабельними через руйнування або ерозію черепашок. У таких випадках розмірна структура може слугувати для орієнтовної оцінки вікового складу популяції: наявність дрібних особин (до 30 мм) свідчить про присутність молоді та активне відтворення популяції.

5. Показники стану популяції

5.1. Щільність популяції

Підраховують усіх зібраних особин *U. crassus* та розраховують:

площинну щільність – кількість особин на 1 м² (ос./м²) (табл. А.1).

Таблиця А.1

Відповідність площинної щільності особин критеріям оцінювання

Оцінка	Площинна щільність
FV	>10 ос./м²
U1	3–10 ос./м²
U2	<3 ос./м²

5.2. Вікова структура популяції

На основі отриманих даних визначають вікову структуру популяції, яка є ключовим індикатором її життєздатності (табл. А.2).

Таблиця А.2

Відповідність вікової структури популяцій критеріям оцінювання

Оцінка	Вікова структура
FV	Наявні особини до 3 років, що свідчить про відтворення популяції
U1	Відсутня молодь (до 3 років), але наявні ≥3 особини репродуктивного віку
U2	Лише поодинокі (1–2) старі особини (>7 років), порожні черепашки або вид не виявлено, однак раніше тут був відмічений

6. Показники стану оселища

6.1. Основні показники

Довжина заселеної ділянки – визначають шляхом відбору якісних проб з інтервалом 100 м у межах місцезнаходження (1 км). Результат подають у відсотках заселених ділянок.

Антропогенні зміни русла – картують усі регуляційні та гідротехнічні зміни русла, результат подають у відсотках зміненої довжини.

Точкові джерела забруднення – фіксують на карті всі виявлені джерела.

Клас якості води – отримують з державних пунктів моніторингу поверхневих вод. За можливості проводять вимірювання фізико-хімічних показників безпосередньо на місці відповідно до описаної методики у розділі 5.1.

6.2. Допоміжні показники оптимального оселища

На кожному трансекті визначають:

- ширину русла річки (м);
- максимальну глибину виявлення *U. crassus* (м);

- швидкість течії в місці виявлення (м/с);
- тип домінуючого субстрату;
- ступінь затінення берегів (%);
- профіль русла (вимірювання глибин у ≥3 точках);
- частку *U. crassus* у структурі угруповання Unionidae (%);
- перелік видів риб (за опублікованими даними або результатами паралельного моніторингу);
- концентрацію нітратів або нітрогену нітратного (мг/л) – за можливості інші показники відповідно до описаної методики у розділі 5.1.

6.3. Оцінка показника оптимального оселища (табл. А.3)

Таблиця А.3

Відповідність допоміжних показників критеріям оцінювання

Оцінка	Критерій
FV	>50% допоміжних показників оцінено на A, жоден не отримав C
U1	Інші випадки
U2	>50% допоміжних показників оцінено на C, жоден не отримав A

7.Терміни та періодичність дослідження

Сезон: кінець весни – літо – рання осінь (травень – вересень).

Умови проведення:

- низький рівень води;
- відносно прозора вода;
- сонячна погода;
- час доби: 10:00–16:00.

Періодичність: один раз на 6 років (відповідно до циклу звітності за статтею 17 Директиви про оселища) або раз на 2–3 роки для пріоритетних

ділянок. Для зникаючих популяцій моніторинг проводять щорічно або кілька разів на рік.

8. Обладнання та матеріали

Особисте спорядження:

- вейдерси або гідрокостюм;
- акваскоп (оглядач дна).

Вимірювальне обладнання:

- GPS-навігатор;
- мірна стрічка (50 м);
- жорстка мірка для вимірювання глибини;
- штангенциркуль;
- вимірник швидкості течії;
- обладнання для відбору проб води та субстрату;
- іонометр з електродами (за можливості);
- фотоапарат.

Обладнання для відбору проб:

- драга з зубцями;
- сито (вічко 5 мм).

Документація:

- польові щоденники та формуляри;
- топографічна карта (1:10 000 або 1:25 000).

Методика оцінки стану збереження *Unio crassus* в Україні

1. Показники стану популяції та оселища (табл. А.4)

Таблиця А.4

Показники стану популяції та стану оселища перлівниці товстої

Показник	Величина	Спосіб визначення
Популяція		
Чисельність	Кількість особин на погонний метр русла	Збирання проб зі дна на трансектах шириною 1 м, проведених вздовж або впоперек русла. Підраховані з усіх проб особини поділити на кількість трансектів
Вікова структура	Кількість особин у кожному віковому класі	Підрахунок кілець приросту на черепашці та розподіл за віковими класами: (1) до 3 років; (2) від 3 до 6 років; (3) понад 6 років
Розмірна структура	Кількість особин у кожному класі довжини черепашки	Вимірювання довжини черепашки штангенциркулем та розподіл за класами: до 30 мм, 30–60 мм, понад 60 мм
Оселище		
Заселеність ділянки річки	Відсоток контрольних точок з наявністю виду	Перевірка у межах місцезнаходження (1 км)
Клас якості води	Клас екологічного стану	На основі даних державного моніторингу поверхневих вод або вимірювань на місці
Антропогенні зміни русла	Відсоток зміненої довжини ділянки	Картування в місцевості

Точкові джерела забруднення	Ранг від 1 до 3	Картування в місцевості
Показник оптимального оселища	Частка оцінок допоміжних показників	Згідно з оцінюванням допоміжних показників

2.Оцінювання показників стану популяції та оселища (табл. А.5)

Таблиця 5.А

Критерії оцінки показників стану популяції та оселища

Показник	FV	U1	U2
Популяція			
Чисельність	>10 ос./1 м^2 русла	3–10 ос./1 м^2 русла	<3 ос./1 м^2 русла
Вікова структура	Наявні особини до 3 років, що свідчить про відтворення популяції	Відсутня молодь (до 3 років), але наявні ≥3 вікові класи	Лише поодинокі (1–2) старі особини (>6 років), порожні черепашки або вид не виявлено
Розмірна структура	Наявні особини в усіх класах довжини (до 30 мм, 30–60 мм, понад 60 мм)	Відсутні особини одного або двох класів довжини	Лише поодинокі (1–2) особини, порожні черепашки або вид не виявлено
Оселище			
Заселеність ділянки річки	60–100%	30–60%	<30%

Антропогенні зміни русла	Русло природне, без видимих ознак регуляції	Незначні зміни, що охоплюють ≤50% довжини ділянки	Русло зарегульоване на >50% довжини ділянки
Точкові джерела забруднення	Не виявлено	Виявлено одне джерело	Більше одного джерела
Клас якості води*	I, II або III (за умови ≤2 мг/л NO_3-N)	IV (або III >2 мг/л NO_3-N)	V
Показник оптимального оселища	≥5 оцінок A і жодної C	Інші комбінації оцінок**	≥5 оцінок C і жодної A

Примітки:

- *Клас якості води визначають за даними державного моніторингу відповідно до чинного законодавства України.
- **Якщо неможливо встановити ≥5 оцінок допоміжних показників, оцінка показника оптимального оселища – стан невідомий (XX).

3. Допоміжні показники стану оселища (табл. А.6)

Таблиця А.6

Оцінювання допоміжних показників стану оселища

Показник	A (оптимальні умови)	B (субоптимальні умови)	C (несприятливі умови)
Затінення берегів	40–80%	<40% або >80%	Береги без затінення

Тип субстрату	Піщано-гравійний	Піщано-гравійний з часткою мулу	Скелястий, кам'янистий та/або мулистий
Максимальна глибина виявлення *U. crassus*	0,3–1,2 м	<0,3 м або 1,2–2 м	>2 м та/або великі коливання рівня води
Профіль русла	Різноманітний	Слабо диференційований	Одноманітний
Швидкість течії в місці виявлення	<30 см/с	30–50 см/с	>50 см/с
Частка *U. crassus* в угрупованні Unionidae	41–100%	10–40%	<10%
Наявність риб-хазяїв для глохідіїв	Наявні	Нечисленні або дані відсутні	Риби-хазяї відсутні, інші види наявні
Концентрація нітратного нітрогену	≤2 мг/л NO_3-N	2–10 мг/л NO_3-N	>10 мг/л NO_3-N

Примітка. Частка *U. crassus* у видовій структурі угруповань Unionidae є індикатором оптимальності оселища: чим вища частка, тим більше оселище відповідає вимогам виду. При погіршенні умов зростає частка інших видів родини Unionidae.

4. Правила оцінювання

4.1. Оцінка стану популяції

Усі показники стану популяції (чисельність, вікова структура, розмірна структура) є рівноцінними. Для додаткового оцінювання використовуються показники аналізу демографічної структури. Загальну оцінку визначає найнижча оцінка будь-якого показника (табл. А.7).

Таблиця А.7

Визначення загальної оцінки стану популяції

Загальна оцінка	Критерій
FV	Усі показники мають оцінку FV
U1	Щонайменше один показник має оцінку U1, жоден не має U2
U2	Щонайменше один показник має оцінку U2

4.2. Оцінка стану оселища

Усі показники стану оселища є рівноцінними. Загальну оцінку визначають за такими правилами (табл. А.8):

Таблиця А.8

Визначення загальної оцінки стану оселища

Загальна оцінка	Критерій
FV	≥4 показники мають оцінку FV, п'ятий не має U2
U1	≥2 показники мають оцінку U1, або одна оцінка U2 врівноважується оцінкою FV
U2	≥2 показники мають оцінку U2

4.3. Перспективи збереження

Перспективи збереження оцінюють на основі експертної оцінки з урахуванням (табл. А.9):

- аналізу демографічної структури (розділ 4.1)

- спостережуваних змін значень показників популяції та оселища;
- існуючих та запланованих впливів (регуляція водотоку, будівництво тощо).

Таблиця А.9

Визначення загальної оцінки перспектив збереження

Оцінка	Критерій
FV	Не спостерігається негативних змін, не передбачається негативних впливів. Демографічні показники відповідають критерію FV
U1	Існують впливи або плани, що можуть негативно впливати на популяцію чи оселище, але наслідки оборотні. Демографічні показники відповідають критерію U1
U2	Спостерігаються негативні зміни або існують важкооборотні впливи. Демографічні показники відповідають критерію U2

4.4. Загальна оцінка стану збереження

Загальну оцінку стану збереження виду визначає найнижча оцінка будь-якого з трьох параметрів: популяція, оселище, перспективи збереження (табл. А.10).

Таблиця А.10

Визначення загальної оцінки стану збереження

Загальна оцінка	Критерій
FV	Усі три параметри мають оцінку FV
U1	Щонайменше один параметр має оцінку U1, жоден не має U2
U2	Щонайменше один параметр має оцінку U2