

АНОТАЦІЯ

Буцяк В. В. Гідроекологічні особливості водних об'єктів басейну Західного Бугу та оцінка якості води. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 Екологія. Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С. З. Гжицького, Міністерство освіти і науки України, Львів, 2026.

У межах кваліфікаційної роботи проведено комплексний екологічний аналіз водних об'єктів басейну Західного Бугу, що дало змогу не лише оцінити поточний стан водних ресурсів, а й розробити дієвий комплекс заходів для мінімізації антропогенного навантаження.

Басейн річки Західний Буг є унікальним транскордонним об'єктом, що відіграє стратегічну роль у водному балансі Східної Європи (Україна, Польща, Білорусь). Специфіка регіону полягає у високому антропогенному навантаженні, зумовленому діяльністю гірничо-хімічної промисловості (Львівсько-Волинський вугільний басейн), урбанізацією та інтенсивним сільським господарством, що потребує постійного моніторингу та екологічної оцінки.

Встановлено, що температурний режим річки визначається кліматом та «тепловим забрудненням» від промисловості й очисних споруд. У липні-серпні (21-24°C) рівень кисню падає до критичних 6,4-6,8 мг/дм³, а інтенсивне цвітіння води спричиняє добові дефіцити кисню. Нестабільність рН підтверджує втрату екосистемою здатності до самоочищення. Зростання температури води провокує подвійний негативний ефект: зниження фізичної розчинності кисню та одночасну інтенсифікацію його споживання.

Прискорення розкладу органіки зумовлює ріст показників БПК₅ та ХПК, що створює критичне навантаження на екосистему.

Біомаса фітопланктону в річці розподілена нерівномірно з літнім максимумом вегетації. Середні значення (1,0–4,5 мг/дм³) відповідають мезотрофному стану (помірно забруднена вода). Чисельність водоростей суттєво коливається за сезонами: від 12,4 млн кл/л навесні до пікових 42,4 млн кл/л влітку та 21,2 млн кл/л восени.

Встановлено значне перевищення ГДК біогенних та токсичних металів. Концентрації заліза, свинцю, міді, цинку та кадмію перевищують господарсько-питні нормативи у 2,8–5,7 раза, тоді як рибогосподарські ГДК перевищені на порядок. Виявлено специфіку акумуляції важких металів макрофітами: найінтенсивніше накопичуються біогенні елементи (Zn, Cu, Fe), найменше – Pb. Найвищу кумулятивну здатність щодо Fe та Pb продемонстрували рогаз вузьколистий (коефіцієнти 16,1 та 4,6), рогаз широколистий (14,2 та 4,8) та очерет звичайний (12,6 та 4,2).

Морфологічний аналіз іхтіофауни (плітка, верховодка, окунь, карась) виявив значну асиметрію розвитку: інтегральний показник 0,20–0,48 відповідає III–IV класам якості середовища («середні» та «значні» відхилення). Токсикологічні тести на *Poecilia reticulata* підтвердили високу летальність (до 48–78% на 90-ту добу) за впливу солей міді та цинку, що свідчить про критичний рівень токсичного навантаження на біоту.

Найвищу токсичність виявлено у хлориду міді (летальність 78%), що перевищує показники комбінованих розчинів (72%) та хлориду цинку (48%). Отримані дані підтверджують високу ефективність обраного тест-об'єкта для біоіндикації та токсикологічного моніторингу стану водного середовища.

Якість вод у межах Львівської області залишається стабільно низькою. Виявлено зростання мінералізації та концентрації основних йонів у техногенно навантажених зонах. Рівень біогенного та органічного забруднення чітко корелює зі скидами комунальних підприємств та аграрним

стоком. Зафіксовано стрімке зростання органічного забруднення вниз за течією. У середній течії показник БСК₅ сягає 5,1 мг/дм³ (1,7 ГДК), а в нижній – 8,1 мг/дм³ (2,7 ГДК). Показник ХСК також перевищує нормативи у 1,1–1,4 рази. Така динаміка вказує на інтенсивне споживання кисню для окиснення органіки, що безпосередньо пов'язано зі стоками великих промислових центрів та урбанізованих територій.

Розрахунок індексу забруднення води (ІЗВ) підтвердив кумулятивний ефект антропогенного тиску. За гідрохімічними показниками (N, P) вода відповідає III класу (ІЗВ \approx 1,05). Врахування важких металів погіршує стан до IV класу (ІЗВ \approx 2,18), а – пестицидів переводить водойму до V класу («брудна»). Це свідчить про домінуючу роль аграрного та промислового чинників у деградації екосистеми.

Поряд із домінуючим впливом комунальних стоків р. Полтва, суттєвий внесок у деградацію екосистеми вносить аграрний сектор. Інтенсивне використання добрив та пестицидів, а також діяльність тваринницьких комплексів спричиняють вимивання біогенів і токсичних речовин у річкову мережу, що формує специфічне дифузне навантаження на водозбірну площу басейну.

Високе органічне навантаження (БСК₅ = 5,1 мг/дм³) та наявність пестицидів і біогенів (N, P) підтверджують інтенсивний змив із сільськогосподарських угідь. Це провокує евтрофікацію, дефіцит розчиненого кисню та процеси вторинного забруднення, що системно погіршує умови існування гідробіонтів і порушує природний баланс екосистеми.

Сучасний стан річки вимагає переходу до комплексного екосистемного управління. Пріоритетними заходами визначено посилення контролю за скидами, ревіталізацію малих річок басейну та впровадження точного землеробства для мінімізації пестицидного навантаження на водозбір.

Ключові слова: гідроекологічний стан, якість води, моніторинг, антропогенне навантаження, гідрохімічні показники, транскордонний вплив, біоіндикація, гідрорбїонти, тест-об'єкти, іхтіофауна, важкі метали.

ABSTRACT

Butsiak V. V. Hydro-ecological characteristics of water bodies in the Western Bug River basin and assessment of water quality. – Qualification: scientific work in the form of a manuscript.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 Ecology. Stepan Gzhytskyi National University of Veterinary Medicine and Biotechnologies, Lviv, Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2026.

Within the framework of the qualification work, a comprehensive ecological analysis of water bodies in the Western Bug River basin was conducted. This made it possible not only to assess the current state of water resources but also to develop an effective set of measures aimed at minimizing anthropogenic pressure.

The Western Bug River basin is a unique transboundary object that plays a strategic role in the water balance of Eastern Europe (Ukraine, Poland, Belarus). A distinctive feature of the region is the high anthropogenic pressure caused by mining and chemical industries (the Lviv-Volyn coal basin), urbanization, and intensive agriculture, which necessitates constant monitoring and environmental assessment.

It has been established that the temperature regime of the river is determined by climatic conditions and “thermal pollution” from industrial enterprises and wastewater treatment facilities. In July–August (21–24°C), oxygen levels drop to critical values of 6.4–6.8 mg/dm³, while intensive algal blooms cause daily oxygen deficits. The instability of pH confirms the loss of the ecosystem’s self-purification capacity. The increase in water temperature has a double negative effect: it decreases the physical solubility of oxygen and simultaneously intensifies its

consumption. The acceleration of organic matter decomposition leads to an increase in BOD₅ and COD indicators, creating a critical load on the ecosystem. The phytoplankton biomass in the river is distributed unevenly, with a summer maximum of vegetation. Average values (1.0–4.5 mg/dm³) correspond to a mesotrophic state (moderately polluted water). The number of algae varies significantly by season: from 12.4 million cells/L in spring to peak values of 42.4 million cells/L in summer and 21.2 million cells/L in autumn.

A significant excess of the maximum permissible concentrations of nutrients and toxic metals has been established. Concentrations of iron, lead, copper, zinc, and cadmium exceed drinking water standards by 2.8–5.7 times, while fishery standards are exceeded by an order of magnitude. The specific features of heavy metal accumulation by macrophytes were identified: biogenic elements (Zn, Cu, Fe) accumulate most intensively, while Pb accumulates the least. The highest cumulative capacity for Fe and Pb was demonstrated by narrow-leaf cattail (coefficients 16.1 and 4.6), broad-leaf cattail (14.2 and 4.8), and common reed (12.6 and 4.2).

Morphological analysis of ichthyofauna (roach, bleak, perch, crucian carp) revealed significant developmental asymmetry: the integral index of 0.20–0.48 corresponds to environmental quality classes III–IV (“moderate” and “significant” deviations). Toxicological tests on *Poecilia reticulata* confirmed high mortality rates (up to 48–78% by the 90th day) under exposure to copper and zinc salts, indicating a critical level of toxic load on aquatic biota.

The highest toxicity was detected in copper chloride (78% mortality), which exceeds the indicators of combined solutions (72%) and zinc chloride (48%). The obtained data confirm the high efficiency of the selected test object for bioindication and toxicological monitoring of the aquatic environment.

The water quality within the Lviv region remains consistently low. Increased mineralization and higher concentrations of major ions have been detected in technogenically impacted areas. The levels of nutrient and organic pollution clearly

correlate with municipal discharges and agricultural runoff. A sharp increase in organic pollution towards the lower reaches of the river has been observed. In the middle course, the BOD₅ indicator reaches 5.1 mg/dm³ (1.7 MPC), while in the lower course it rises to 8.1 mg/dm³ (2.7 MPC). The COD indicator also exceeds regulatory limits by 1.1–1.4 times. Such dynamics demonstrate intensive oxygen consumption for the oxidation of organic matter, which is directly associated with discharges from large industrial centers and urbanized areas.

The calculation of the Water Pollution Index (WPI) confirmed the cumulative effect of anthropogenic pressure. According to hydrochemical indicators (N, P), the water corresponds to class III (WPI ≈ 1.05). When heavy metals are taken into account, the status deteriorates to class IV (WPI ≈ 2.18), while the inclusion of pesticides shifts the water body to class V (“polluted”). These findings demonstrate the major contribution of agricultural and industrial activities to ecosystem degradation.

Alongside the substantial impact of municipal wastewater from the Poltva River, the agricultural sector also plays an important role in ecosystem degradation. The intensive use of fertilizers and pesticides, along with livestock farming activities, leads to the leaching of nutrients and toxic substances into the river network, thereby creating a diffuse load across the basin’s catchment area.

A high organic load (BOD₅ = 5.1 mg/dm³), together with the presence of pesticides and nutrients (N, P), confirms significant runoff from agricultural lands. This process promotes eutrophication, dissolved oxygen depletion, and secondary pollution processes, which progressively deteriorate the living conditions of aquatic organisms and disturb the natural balance of the ecosystem.

The current state of the river requires a transition to integrated ecosystem management. Priority measures include strengthening control over discharges, revitalizing small rivers within the basin, and implementing precision agriculture to minimize pesticide loads in the catchment area.

Keywords: hydroecological condition, water quality, monitoring, anthropogenic load, hydrochemical indicators, transboundary impact, bioindication, hydrobionts, test objects, ichthyofauna, heavy metals.

Список публікацій здобувача

1. Буцяк В.В. Використання зообентосу як біоіндикаційного експрес-методу оцінки якості поверхневих водних об'єктів. *Світ наукових досліджень. Випуск 27: матеріали Міжнародної мультидисциплінарної наукової інтернет-конференції* (м. Тернопіль, Україна, м. Ополе, Польща, 22-23 лютого 2024 р.). Тернопіль, 2024. Вип. 27. С. 233–236.

2. Буцяк В. В. Біоіндикаційні дослідження якості поверхневих вод, забруднених важкими металами, при використанні як тест-об'єктів іхтіофауни. *Проблеми та досягнення сучасної біотехнології : матеріали IV Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції* (м. Харків, 22 березня 2024 р.). Харків, 2024. С. 179–181.

3. Буцяк В.В. Використання зообентосу та іхтіофауни як тест-об'єктів якості поверхневих вод забруднених важкими металами. *Науковий вісник ЛНУВМБ імені С. З. Гжицького*. Серія: Сільськогосподарські науки, 2024, т 26, № 101. С. 319-324. DOI <https://doi.org/10.32718/nvlvet-a10148>

4. Буцяк В.В. Гідрохімічна оцінка екологічного стану річки Західний Буг у межах Львівської області. *Науковий вісник ЛНУВМБ імені С. З. Гжицького*. Серія: Сільськогосподарські науки, 2025, т 27, № 103. С. 31-35. DOI <https://doi.org/10.32718/nvlvet-a10304>

5. Буцяк В.В. Гідрохімічний стан водного середовища басейну Західного Бугу за умов інтенсивного агровиробництва. *Науково-технічний бюлетень ДНДКІ ветпрепаратів і кормових добавок та Інституту біології тварин*. Серія: Сільськогосподарські науки, 2026, випуск 27, № 1 С.57-66. DOI:10.36359/scivp.2026-27-1.06

ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ	2
ЗМІСТ	9
ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, УМОВНИХ ПОЗНАК, ОДИНИЦЬ І ТЕРМІНІВ	11
ВСТУП	12
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	20
1.1. Географічне розміщення водної мережі басейну річки Західний Буг в адміністративних межах Львівської області	20
1.2. Гідрологічна структура та мережа річок басейну Західного Бугу у Львівській області	24
1.3. Кліматичні умови та ґрунти басейну річки Західний Буг у межах Львівської області	28
1.4. Біорізноманіття, екосистемні функції та господарське значення басейну річки Західний Буг у межах Львівської області	36
1.5. Екологічний стан річок басейну Західного Бугу у Львівській області	40
Висновки до розділу I	42
РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	44
2.1. Моніторинг водних ресурсів басейну річки Західний Буг у Львівській області	44
2.2. Відбір проб води для аналізу в лабораторних умовах	46
2.3. Опис основних методів дослідження	48
Висновки до розділу II	62
РОЗДІЛ III. РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	64

3.1. Використання зообентосу та іхтіофауни як тест-об'єктів якості поверхневих вод забруднених важкими металами	64
3.2. Гідрохімічна оцінка екологічного стану річки Західний Буг у межах Львівської області	87
3.3. Гідрохімічний стан поверхневих вод басейну Західного Бугу під впливом антропогенного навантаження аграрного сектору	103
3.4. Комплексний екологічний підхід до охорони водних об'єктів басейну Західного Бугу у Львівській області	108
Висновки до розділу III	114
ВИСНОВКИ	118
РЕКОМЕНДАЦІЇ	124
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	125
ДОДАТКИ	144

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, УМОВНИХ ПОЗНАК, ОДИНИЦЬ І ТЕРМІНІВ

ААС – атомно-абсорбційна спектрофотометрія;

АП – асиміляційний потенціал;

АЗС – автозаправна станція;

БПК – біологічна потреба в кисні;

БПК₅ – біологічна потреба в кисні за 5 діб;

БУВР – басейнове управління водних ресурсів;

ВЕ – водна екосистема;

ВКУ – Водний кодекс України;

ГДЕН – гранично допустиме екологічне навантаження;

ГДК – гранично допустима концентрація;

ГДК_{грп} – гранично допустима концентрація для водоймищ
рибогосподарського призначення;

ГІС – геоінформаційні системи;

ЕПВ – екологічний профіль водойми;

ІЗВ – індекс забрудненості води;

мкСм/см – мікро сіменс на сантиметр;

ОВА – обласна військова адміністрація;

СПАР – синтетичні поверхнево-активні речовини;

ТЕС – теплоелектростанція;

ХПК – хімічна потреба в кисні.

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Якість річкової води є ключовим індикатором стійкості регіональних екосистем згідно санітарно-гігієнічних норм. У сучасних умовах важлива роль води, як одним із базових компонентів біосфери, необхідних для існування живих організмів, включно з людиною нівелюється безпрецедентними викликами: повномасштабна війна з росією суттєво посилила техногенний тиск на довкілля. Для Львівщини, як регіону з високим антропогенним навантаженням, питання захисту джерел водопостачання набуло критичного значення як у локальному, так й в загальнодержавному вимірах [1].

Західний Буг разом із малими річками його басейну – ключова водна артерія Львівщини та об'єкт стратегічного значення для водного господарства України. Як транскордонна притока Вісли, вона забезпечує гідрологічний зв'язок із басейном Балтійського моря, що накладає на Україну, Польщу та Білорусь спільну відповідальність за її екологічний стан. Багатофункціональна роль річки охоплює забезпечення потреб промислового та аграрного секторів, енергетики, а також підтримання біосферної рівноваги транскордонного регіону.

Гідроекологічні дослідження даного річкового басейну мають тривалу історію, що зумовлено його стратегічним значенням як транскордонної артерії. Сучасний етап досліджень екосистем транскордонного басейну річки Західний Буг характеризується переходом до стандартів Водної рамкової директиви ЄС та акцентом на зміні клімату. Гідрохімічний режим та динаміка якості води за останні роки детально проаналізовані у працях В. К. Хільчевського та М. Р. Забокрицької [2, 3].

Питання просторового розподілу техногенного пресу та екодинаміки висвітлені в роботах Л. П. Курганевич [4], а також З. С. Одноріг та М. С. Мальованого [5]. Оцінку транскордонного контексту та управління в умовах

глобального потепління на маловоддя, особливо, малих річок басейну Західний Буг І. Гопчака [6] та В. Козловського [7]. Питання, які присвячені транскордонним аспектам щодо санітарних показників річкової води та екологічному менеджменту басейну Західного Бугу висвітлені в працях ряду науковців з України та ближнього зарубіжжя (Zabokrytska, M., & Khilchevskyi, V [8], Horchak, I., Basiuk, T., & Joluch, O [9], Koliada, V., & Toichkina, O [10], Kurhanevych, L., & Pasichnyk, M. O [11], Guzik, M., & Kowalska, A O [12]).

Впродовж останніх десятиліть спостерігається стійка тенденція до деградації якості водних ресурсів досліджуваного басейну. Ключовими детермінантами цього процесу є інтенсифікація антропогенного тиску, незадовільний технічний стан експлуатаційно-технічний рівень комплексів водовідведення та неконтрольовані скиди промислово-комунальних стоків. Вагомий внесок у забруднення вносить сільськогосподарський сектор через площинний змив залишків мінерального живлення та захисту рослин. Синергетичний ефект посилюється кліматичними змінами, які через трансформацію гідрологічного режиму та маловоддя призводять до зростання концентрації поллютантів у річковій воді (В. Снітинський, П. Хірівський) [13-16].

Систематичний моніторинг гідрохімічних показників води річки Західний Буг є базисом для верифікації екологічного статусу річки та розробки дієвих природоохоронних стратегій. Детальний аналіз вмісту макрокомпонентів, елементів біогенної групи, ксенобіотиків (важких металів) та органічних поллютантів дозволяє ідентифікувати джерела транскордонного забруднення та оптимізувати водокористування. У глобальному контексті такі дослідження відповідають сучасним викликам еколого-орієнтованого регулювання та охорони водних ресурсів та сталого розвитку регіонів.

Актуальність дослідження гідрохімічного складу водного середовища Західного Бугу посилюється процесами євроінтеграції України у сфері охорони довкілля. Реалізація Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС вимагає повної гармонізації вітчизняного моніторингу з європейськими стандартами. Це дозволяє не лише забезпечити об'єктивність оцінки екологічного статусу річкового басейну, а й інтегрувати управління національними водними ресурсами у загальноєвропейську систему водного менеджменту [17, 18].

Як транскордонна артерія, Західний Буг відіграє стратегічну роль у забезпеченні екологічної стабільності не лише Львівської області та Західного регіону загалом, а й суміжних країн, що вимагає особливого підходу до розбудови систем екологічного спостереження його ресурсами.

Застарілість та недостатня ефективність існуючих технологій очищення стічних вод (зокрема великих промислових центрів, таких як м. Львів) призводять до значних скидів органіки та біогенів. Це спричиняє хронічне накопичення шкідливих домішок у гідросфері та зниження санітарно-епідеміологічної безпеки водотоку. Діяльність підприємств гірничодобувної (зокрема Львівсько-Волинського вугільного басейну) та переробної промисловості зумовлює специфічне навантаження поллютантами та мінералізацію вод, що змінює природний гідрохімічний фон річок.

Інтенсифікація агротехнологій та висока розораність земель у межах водоохоронних зон стимулюють дифузне забруднення. Дифузне винесення агрохімікатів та засобів захисту рослин із поверхневим стоком призводить до прогресуючої евтрофікації водойм, а це негативно впливає на біорізноманіття та життєздатність гідробіонтів. Тенденція до маловоддя в останні десятиліття знижує асиміляційну здатність водних об'єктів (здатність до самоочищення), що робить навіть незначні скиди забруднюючих речовин критичними для екосистеми.

Таким чином, необхідність комплексного аналізу впливу різних секторів економіки на показники якості води та розробка стратегії щодо

впровадження басейнової моделі управління водними ресурсами на принципах ВРД ЄС становить актуальну науково-теоретичну та прикладну проблему сьогодення.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, тема.

Дисертаційну роботу виконано в межах наукових досліджень кафедри екології та захисту довкілля. Тематика дослідження безпосередньо пов'язана з двома науково-дослідними роботами кафедри, а саме: «Розробити систему показників екобезпечного функціонування агроландшафтів та заходи оптимізації якості довкілля в умовах антропогенезу та змін клімату західного регіону України» (держреєстрація № 0116U003174) та «Розробити системи управління формуванням продуктивності агроценозів, адаптованих до змін клімату на основі оцінки стану природних та штучних екосистем західного регіону України» (держреєстрація в УкрІНТЕІ № 0121U109748).

Мета роботи: оцінити сучасний гідроекологічний стан басейну Західного Бугу та встановити ступінь впливу комунального, промислового та аграрного сектору на якість водних ресурсів для розробки рекомендацій щодо їх покращення.

Досягнення мети передбачає виконання наступних завдань:

- проаналізувати природні чинники формування стоку та гідрографічні особливості басейну Західного Бугу в сучасних кліматичних умовах;
- оцінити структуру антропогенного навантаження, виділивши частку впливу промислових підприємств, житлово-комунального господарства та агропромислового комплексу;
- дослідити динаміку гідрохімічних показників (вміст органічних речовин, біогенів, важких металів) у контрольних створах річки;
- визначити ступінь деградації водних об'єктів під впливом дифузного (сільськогосподарського) та точкового (скиди міських очисних споруд) забруднення;

- здійснити класифікацію якості води відповідно до національних стандартів та вимог Водної Рамкової Директиви ЄС.

- розробити науково обґрунтовані рекомендації щодо модернізації систем очищення стоків та екологізації землекористування в межах водоохоронних зон.

Об'єкт дослідження: процеси формування якості поверхневих вод басейну річки Західний Буг в умовах антропогенного навантаження.

Предмет дослідження: природно-кліматичні, гідрологічні, агроекологічні, гідрохімічні, гідробіологічні, токсикологічні показники екологічного стану водних об'єктів та якості води.

Методологія дослідження. Для досягнення поставленої мети та розв'язання визначених завдань було застосовано комплексний підхід, що базується на поєднанні польових, лабораторних та камеральних (комплексна обробка, аналіз та систематизація польових, лабораторних та літературних даних, включаючи статистичну обробку) відомих методів дослідження: гідрохімічних та біохімічних, токсикологічних та біоіндикаційних, методи системного аналізу та узагальнення. Математико-статистична обробка та узагальнення результатів експериментальних досліджень здійснювали за допомогою програмного пакета Microsoft Excel.

Наукова новизна одержаних результатів:

вперше:

- встановлено кількісний внесок різних типів господарської діяльності (комунальної, промислової та аграрної) у сумарне сольове та біогенне навантаження на водні об'єкти басейну Західного Бугу в умовах сучасного гідрологічного режиму (маловоддя);

- визначено закономірності просторового розподілу специфічних забруднюючих речовин (пестицидів та залишків агрохімікатів) у донних відкладах та водному середовищі залежно від інтенсивності використання прибережних захисних смуг під ріллю;

- удосконалено методичний підхід до оцінки екологічного ризику від дифузного забруднення, що, на відміну від існуючих, враховує рельєф та змивну здатність ґрунтів безпосередньо в межах водозбору Західного Бугу;

- проведено алгоритм комплексної оцінки якості води, який інтегрує вимоги національних нормативів (ГДК) і критерії екологічного стану згідно з Водною рамковою директивою ЄС (ВРД ЄС), що дозволяє більш об'єктивно класифікувати транскордонні ділянки річки.

отримало подальший розвиток:

- прогнозування змін гідрохімічного режиму басейну під впливом синергетичного ефекту кліматичних змін та антропогенного тиску;

- наукове обґрунтування пріоритетності водоохоронних заходів, спрямованих на ревіталізацію малих річок басейну, що є ключовим для формування якості води головної артерії – Західного Бугу.

Практичне значення очікуваних результатів дослідження.

Результати дослідження мають прикладний характер і можуть бути впроваджені у діяльність організацій, що відповідають за охорону довкілля та раціональне використання водних ресурсів.

Основні напрями практичного застосування:

- запропонована оцінка якості води за комплексною системою показників, яка дозволить оптимізувати мережу пунктів державного моніторингу, зосередивши увагу на найбільш забруднених ділянках (наприклад, у районах впливу стічних вод міст Львова, Червонограда чи Буська);

- запропоновані методи експрес-діагностики на основі тест-систем дозволяють автоматизувати процес контролю за життєдіяльністю гідробіонтів, що є критично важливим для оперативного реагування на аварійні скиди у басейні Західного Бугу;

- результати можуть бути використані у межах роботи Українсько-Польської комісії з питань прикордонних вод для синхронізації методів

оцінки екологічного статусу річок та виконання зобов'язань України згідно з Угодою про асоціацію з ЄС (впровадження Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС);

- одержані дані щодо гідро-екологічного стану водних об'єктів можуть бути використані Регіональним офісом водних ресурсів у Волинській та Львівській областях при розробці та коригуванні *Плану управління річковим басейном (ПУРБ) Вісли (суббасейну Західного Бугу)*. Це дозволить точніше визначити «істотні антропогенні тиски» та виділити масиви поверхневих вод, що перебувають під ризиком;

- виявлення ключових факторів погіршення якості води (недостатня очистка комунальних стоків, шахтні води, аграрні змиви) слугує науковим обґрунтуванням для розробки місцевих екологічних програм та залучення інвестицій на модернізацію очисних споруд;

- матеріали роботи можуть бути інтегровані у навчальні курси для студентів спеціальностей «Екологія», «Науки про Землю» та «Водні біоресурси».

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто здійснено ґрунтовний аналіз наукової літератури за темою дисертації, організовано та проведено комплекс польових та лабораторних експериментальних досліджень, виконано систематизацію та статистичну обробку отриманих даних, на основі яких сформульовано науково обґрунтовані висновки. Постановка завдань, розроблення методики щодо екологічної оцінки якості поверхневих вод річки Західний Буг, а також інтерпретація одержаних результатів проводилися під науковим керівництвом кандидата біологічних наук, доцента, завідувача кафедри екології та захисту довкілля Хірівського Петра Романовича.

Апробація результатів дисертації. Результати дисертаційного дослідження доповідалися та обговорювалися на науково-практичних конференціях, зокрема на: Міжнародної мультидисциплінарної наукової

інтернет-конференції (м. Тернопіль, Україна, м. Ополе, Польща, 22-23 лютого 2024 р.) та IV міжнародній науково-практичній інтернет-конференції “Проблеми та досягнення сучасної біотехнології” (м. Харків, 22 березня 2024 р.).

Публікації. Основні положення та результати дослідження пройшли фахову апробацію: опубліковано 3 статті у наукових фахових виданнях України (категорія «Б») та 2 тези доповідей у матеріалах міжнародних науково-технічних конференцій.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертація складається зі вступу, трьох розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Повний обсяг роботи становить 146 сторінки комп’ютерного тексту. Робота містить 5 рисунків, 30 таблиць та 2 додатки. Список використаних літературних джерел налічує 163 найменувань.

РОЗДІЛ І

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1.1. Географічне розміщення водної мережі басейну річки Західний Буг в адміністративних межах Львівської області

Серед базових елементів довкілля особливе місце посідають водні об'єкти, які є факторами сталого розвитку територій, як в локальному, так й глобальному масштабі, через те, що вони забезпечують водопостачання, аграрний сектор, комунальну інфраструктуру, а також галузі промисловості [19]. У Львівській області водні ресурси річок басейну Західний Буг, до складу яких входять понад 550 малих річок мають великі обсяги гідрологічних запасів, що повністю покривають господарські потреби у воді та збереженні природних екосистем (рис.1.1) [20-22].



Рис. 1.1. Водна мережа річок, що входять до басейну р. З. Буг на адміністративних територіях Львівщини [20].

Річка Західний Буг як транскордонна водна артерія несе свої води в басейн Балтійського моря, вона впадає у річку Нарев та переходить у водосховище із значними резервами прісної води, що використовуються для забезпечення комунально-побутових потреб населення значної частини населення Варшави. Як транскордонна річка вона протікає через Україну, Білорусь та Польщу. На території Львівщини басейн річки З. Буг, забезпечує формування гідрологічного стану регіону, і тим самим у забезпеченні місцевих громад гідрологічними запасами, що безпосередньо впливає на забезпечує екологічну стійкість регіону в цілому [24-25].

Протяжність річки складає 772 км, з них 184 км знаходиться на адміністративній території Львівщини, а 392 км – території Волинської області [19]. Загальна площа басейну зазначеної річки – близько 39,4 тис. км², у межах України – 10,1 тис. км², у межах Львівської області – біля 8,4 тис. км².

Витік річки розташований на пагорбах Подільської височини – території головного європейського вододілу між Чорноморським та Балтійським басейнами біля села Верхобуж (Золочівщина Львівська область) близько 320 м над рівнем моря [26]. Найвищі ділянки розташовані на південному заході (Подільська височина), найнижчі – у північній частині, де річка перетинає поліські рівнини.

Територія басейну у межах області охоплює значні площі Золочівського, Львівського, Шептицького районів та характеризується високою розчленованістю рельєфу. Рельєф басейну є різноманітним: від підвищених ділянок Подільської височини до рівнинних просторів Малого Полісся. У верхів'ях річки переважають горбисті форми рельєфу, з глибокими терасованими долинами шириною 1-2 км та заболоченими заплавами. Річище звивисте, досягає ширини 7-16 м.

На середніх та нижніх відрізках водотоку, в межах Малого Полісся ширина річища біля 40 м, рельєф вирівнюється, що сприяє формуванню

заболочених заплав та озер. Швидкість руху водного потоку в середньому складає біля 0,3 м/сек із ухилом річки 0,3 м/км. Геологічна основа території представлена осадовими породами: вапняками, пісковиками, глинами та лесами, що суттєво впливає на особливості формування та режим річкового стоку та ерозійні процеси [27].

Сучасний рельєф басейну сформований під впливом: неоген-четвертинних тектонічних рухів; льодовикових процесів (переважно у північній частині); процесів розмивання та відкладення річкових наносів, а також господарської діяльності людини (меліорація, будівництво кар'єрів, гідроспоруд). У долинах та заплавах річкового басейну часто зустрічаються заплавні тераси, сформовані у періоди льодовикових та післяльодовикових зледенінь [30].

Заплави річки Західний Буг на досліджуваній території характеризується: асиметричними схилами (лівий – більш пологий, правий – крутіший); шириною заплави 0,5-2,5 км; наявністю озер і заболочених ділянок, особливо у північній частині [31].

Таблиця 1.1

Площа басейну річки Західний Буг в адміністративній території Львівської області [28]

Райони	Площа в межах басейну, км ²	Відсоткова частка від загальної площі басейну, %
Золочівський	2450	29,1
Шептицький	2180	25,9
Львівський	2050	24,4
Яворівський	1720	20,6
Разом	8400	100

Рельєф території протікання Західного Бугу проявляє значний вплив на швидкість стоку, ймовірність паводків, ерозійні процеси та розподіл ґрунтів. Суттєві зміни рельєфу досліджуваного річкового басейну

відбуваються в процесі антропогенної діяльності: гірничих розробок, меліоративних робіт та створення водосховищ і ставків [34]. Таке розташування зумовлює різноманітність рельєфу: від плоских і заболочених поліських рівнин до хвилястих лесових плато та яружно-балкових систем Поділля.

На території Львівщини річкова система Західного Бугу охоплює території таких адміністративних районів: Золочівський; Шептицький, Львівський та частково Яворівський (табл. 1.1). У межах адміністративних кордонів Львівської області гідрографічна мережа Західного Бугу простягається приблизно між $49^{\circ}35'$ і $50^{\circ}25'$ пн. ш. та $23^{\circ}15'$ і $25^{\circ}20'$ сх. д. На заході басейн межує з басейном річки Сан, на сході та півночі – з басейном річки Стир, на півдні – з басейном річки Полтва (притока Західного Бугу) [29]. Основними населеними пунктами басейну Західного Бугу є міста Львів, Шептицький, Сокаль, Кам'янка-Бузька, Буськ, Золочів.

Природно-географічні чинники басейну річки Західний Бугу в межах Львівщини створюють сприятливі гідрологічні умови для малих річок, що є важливим задля екологічних, виробничих та інших напрямків природокористування.

1.2. Гідрологічна структура та мережа річок басейну Західного Бугу у Львівській області

Особливості річкового басейну Західного Бугу у адміністративному регіоні Львівській області є малі річки, які відіграють основну роль у забезпеченні гідрологічного режиму досліджуваного басейну. Малі річки забезпечують необхідний дебет водних ресурсів для місцевих громад щодо водопостачання, зрошування полів, для вирощування аграрної продукції тощо, а також створюють оптимальні умови для активного розвитку біорізноманіття, що безпосередньо сприятливо впливає на формування та функціонування природних ландшафтів.

Основними притоками вище згаданої річки є такі річки як: Полтва, Кам'янка, Рата, Солокія, а також інші дрібні річки. Загалом, у межах Львівського господарсько-адміністративного регіону, налічується біля 500 невеликих річок, які входять до басейну З. Буг, довжиною до 10 км та 57 річок довжиною понад 10 км із загальною довжиною 1434 км. Малі річки басейну З. Бугу мають незначну водність, особливо у період від червня до вересня, та високою – у весняний час. Густота річкової мережі становить у середньому 0,35–0,45 км/км² [32].

Щільність гідрографічної мережі в басейні Західного Бугу на території Львівщини варіюється від 0,3 до 0,5 км/км², що є середнім показником для рівнинних і передгірних територій (рис.1.2). Найбільшу густоту річкової сітки мають північно-західні райони області, де розвинуті вододільні підвищення та лучно-болотні заплави [33].

За типом живлення малі річки досліджуваного басейну відносяться до змішаного типу, а саме основою складає атмосферне живлення за рахунок дощу та снігу. Наповнення водними ресурсами малих річок спостерігається на весні, коли проходять весняні паводки, а у літній період – навпаки спостерігається маловоддя та меженні фази (стадія водотоку, коли

спостерігають найнижчий рівень дебету води у річці). Взимку малі річки басейну, в основному покриті льодом, але бувають випадки за відносно теплих зим, коли відбуваються відлиги та, в наслідок цього, рівень води зростає [35].



Рис. 1.2. Річкова мережа досліджуваного басейну у межах Львівській області [34].

У відсотковому відношенні, у межах малих приток і річок даного басейну найбільш характерним типом живлення є:

- дощове (біля 45-50 % річного стоку);
- снігове (25-30 % річного стоку);
- підруслові та підземні водоносні горизонти, а також природні джерела (20-25 % річного стоку).

Водний режим басейну річки Західний Буг, як зазначалось вище, має певні сезонними коливаннями: весняне підвищення дебету води характерне для квітня-травня, що зумовлено значною кількістю дощу та таненням снігу; літньо-осіннє зниження характерне для червня-вересня за рахунок значного зниження опадів та осіннє підвищення дебету води у річках (жовтень-листопад) через рясні дощі.

Таблиця 1.2

Гідрологічні характеристики основних великих річок басейну
Західний Буг в Львівській області

Річка	Довжина, км	Площа басейну, км ²	Середня витрата води, м ³ /с	Характерні проблеми
Солокія	88	1428	1,5	Забруднення стоками, зменшення водності
Рата	76	1508	1,8	Забруднення нітратами, ерозія берегів
Полтва	60	1 445	1,2	Каналізаційні стоки м. Львова
Кам'янка	45	510	0,6	Мілководдя, зарегульованість русла

Багаторічні спостереження щодо витрат води басейну річок З. Буг, то вона може коливалися від 0,5 м³/с до 1,8 м³/с і безпосередньо залежали від ландшафтно-кліматичних факторів та погодних умов, а також від загального водозбору (рис. 1, 2). Найбільш повноводними є малі річки на північному заході Львівщини, де є значні заболочені земельні ділянки та природні заплави [36].

Середньорічні параметри водного стоку для зазначеного річкового басейну у Львівській області в розрізі місяців значно коливається і передусім зумовлюються комплексом ландшафтно-кліматичних та погодних чинників середньомісячний стік водних ресурсів був у квітні-травні та частково у червні, а саме 18 м³/с, 28 м³/с та 20 м³/с, така активність було спричинена

весняними дощами та таненням снігового покриву, найнижчий – впродовж серпня та вересня 14 м³/с, 15 м³/с, рівень дебету води коливався

Річки зазначеного вище басейну характеризуються наступними показниками: середньорічний стік: 18-28 м³/с на території Львівської області; середньомісячний стік: найвищий у квітні-травні (талій сніг та весняні дощі), найнижчий – у серпні-вересні (табл. 1.3); коливання дебету водних ресурсів: 0,8-3,2 м, однак після паводків в окремих місцях досягав 5,0 м.

Таблиця 1.3

Середньомісячний стік Західного Бугу у межах Львівської області (м³/с) [37].

Місяці	Стік, м ³ /с	Коливання рівня води, м
Січень	12	0,8–1,5
Лютий	14	0,9–1,7
Березень	18	1,2–2,0
Квітень	25	1,8–3,0
Травень	28	2,0–3,2
Червень	20	1,5–2,5
Липень	16	1,2–2,0
Серпень	14	1,0–1,8
Вересень	15	1,0–2,0
Жовтень	18	1,2–2,5
Листопад	20	1,5–2,7
Грудень	15	1,0–1,8

Поряд із цим гідрологічний режим невеликих водотоків у річковій системі Західного Бугу значно регулюється ставками та водосховищами, які обмежують їх самоочищення, поряд із цим на стан природних запасів прісної води впливають кліматичні фактори та меліоративні заходи, що створюють передумову до виснаження глибинних водних пластів та спаду їх рівнів,

замулення русла та заростання їх вищою водною рослинністю, а це погіршує циркуляцію води [73].

Основним чинником, що безпосередній вплив на якісний стан водного середовища невеликих річок досліджуваного басейну є антропогенне навантаження. У прибережних селах часто спостерігається значне надходження стоків господарської діяльності людини та агрохімікатів із полів у русла річок. За даними моніторингу, у річках Рата та Солокія відзначено перевищення кількості нітратів та фосфатів, що призводить до евтрофікації водних екосистем [37, 38].

1.3. Кліматичні умови та ґрунти басейну річки Західний Буг у межах Львівської області

Досліджуваний річковий басейн Західного Бугу в межах адміністративних кордонів Львівщини належить до кліматичної зони помірною континенту, де визначальну роль відіграє західне перенесення вологих мас з боку Атлантичного океану та достатнім зволоженням і чітко вираженою сезонністю, відносно м'якою зимою та тепле, але не надто спекотне літо [40]. Клімат формують переважно повітряні потоки західного та північно-західного напрямків. Вплив Карпатських гір з південного заходу зумовлює деяке підсилення кількості опадів у передгірних районах.

Розташування досліджуваного басейну у межах різних геоморфологічних зон, супроводжується локальними кліматичними відмінностями – у південних районах (Передкарпаття) тепліше і вологіше, ніж у північних (Мале Полісся) [23]. Кліматичні особливості регіону мають

прямий вплив на водний режим досліджуваного річкового басейну малих річок, оскільки сезонна зміна температур і опадів визначає паводкову активність, льодовий режим та глибина залягання ґрунтового водоносного горизонту [39].

Температурний режим визначається впливом широтного положення, рельєфу та циркуляції повітряних мас. Середня температура липня +18...+19°C, січня -4...-5°C, а середньорічна температура повітря є на рівні +7,0...+7,8°C.

Таблиця 1.4

Усереднені дані температурного режиму повітря у локаціях річки Західний Буг (за даними метеостанцій, період 1995–2025 рр.)

Місяць	Львів (°C)	Шептицьк (°C)	Буськ (°C)
Січень	-3,1	-3,4	-4,2
Лютий	-2,0	-2,4	-3,0
Березень	+2,3	+2,0	+1,8
Квітень	+9,0	+8,6	+8,4
Травень	+14,5	+14,2	+13,9
Червень	+17,5	+17,3	+17,0
Липень	+18,9	+18,8	+18,3
Серпень	+18,5	+18,3	+17,9
Вересень	+14,1	+14,0	+13,6
Жовтень	+8,9	+8,7	+8,3
Листопад	+3,5	+3,3	+2,9
Грудень	-1,2	-1,5	-2,0
За рік	+8,2	+8,0	+7,4

Джерело: опрацьовано за [85]

Кількість та розподіл опадів вважається ключових чинників формування гідрологічного режиму Західного Бугу. Річна кількість опадів

коливається від 650 до 750 мм, більшість з яких випадає у літній період, що чинить прямий вплив на показники водності невеликих водотоків цієї річкової системи. Найбільш дощові місяці – червень та липень, найсухіші – лютий і березень. Сніговий покрив формується в середньому з кінця листопада і зберігається до початку березня, що обумовлює весняні паводки. Середньорічна тривалість періоду без заморозків: 210–230 днів [42].

У басейні панівними є повітряні потоки західного та північно-західного напрямків, середня швидкість яких становить 3-4 м/с, їх переважання сприяє надходження вологого повітря з Атлантики. Відносна вологість повітряних мас в середньому впродовж року коливається від 73% у літній період до 88% взимку. Вітровий режим визначає розподіл снігового покриву та швидкість танення снігу, що впливає на весняну повінь. До основних кліматичних ризиків для Західного Бугу належать: весняні паводки, зумовлені інтенсивним таненням снігу; літні зливові паводки; літньо-осіння посуха в окремі роки та утворення льодових заторів, особливо, в кінці зими та на початку весни [43].

Клімат прямо впливає на водний режим Західного Бугу: рясні літні дощі сприяють короткочасним паводкам; зимове танення снігу та весняні опади формують велику весняну повінь; тривалі посухи в серпні-вересні можуть призводити до зменшення витрат води у руслі.

За останні 30 років відзначається [59]: зростання середньорічної температури на $+1,1^{\circ}\text{C}$; збільшення кількості екстремальних опадів; зменшення тривалості снігового покриву на 15–20 днів. Значні добові коливання температури влітку, особливо у долинах річок. Ці зміни можуть призвести до зміщення сезонних піків стоку та збільшення ризику паводків.

Частина річкового басейну Західного Бугу, що розташована у Львівській області охоплює різні природно-географічні зони – від лесових рівнин до заплавних долин і заболочених територій. Це зумовлює велику різноманітність ґрунтів: від високо родючих чорноземів на південному сході

до дерново-підзолистих і лучних ґрунтів у заплавах [49]. У межах Подільської височини поширені чорноземи та сіроземи лісової зони, тоді як у Малому Поліссі – дерново-підзолисті, болотно-торф’яні та лучні [57]. Тут поширені породи крейдового, неогенового, антропогенного періодів.

Геологічні особливості зони досліджень проявляють значний вплив на формування типів ґрунту, серед яких переважають:

- сіроземи лісової зони – переважають на Подільській височині та передгірських районах (товщина родючого горизонту: 25–35 см, органічний вміст: 2–4 %, рН в межах 5,5–6,0 одиниць) [54];

- підзолисто-дернові типи ґрунтів – характерні для північних поліських низин (товщина гумусового горизонту: 15–25 см, органічний вміст: 1,5–3,0 %, рН: 4,5–5,5, гумус сколивається в межах 0,7–3,0%), для їх сільськогосподарського використання потребують додаткового внесення органічних чи хімічних засобів живлення, а також для підвищення рН ґрунту – необхідне вапнування, вони, в основному, характерні для північної частини області;

Таблиця 1.5

Фізико-хімічна характеристика ґрунтового покриву басейну
Західного Бугу

Тип ґрунту	Товщина горизонту, см	Органічний вміст, %	рН	Вміст поживних елементів, мг/кг
Сірі лісові	25–35	2–4	5,5–6,5	N-30, P-15, K-120
Дерново-підзолисті	15–25	1,5–3	4,5–5,5	N-20, P-10, K-100
Лучні-торфові	20–40	10–25	5,0–6,0	N-40, P-20, K-150

- лучні і торфові ґрунти – зустрічаються у заплавах річки та болотистих ділянках (органічний вміст: 10–25 % (торфові), вологість: висока, часті заболочені ділянки через надмірне зволоження, однак вони

характеризуються досить високою родючістю, вміст гумусу може досягати більше 6,0%, зустрічаються на території заплав басейну Західного Бугу);

- лісові чорноземи та опідзолені чорноземи – локально на височинах і схилах – зустрічаються на південному заході (табл. 1.5).

У заплавної зоні домінують: лучні ґрунти – формуються на алювіальних відкладах, характеризуються високим вмістом органічної речовини (гумус 4–5%), але часто перезволожені; лучно-болотні та торфові – у зниженнях заплави, де значне залягання підземних вод. Вони володіють значною родючістю, однак через ризик підтоплення і заболочення використовуються не раціонально (табл. 1.6).

Таблиця 1.6

Характеристика агрохімічного стану основних ґрунтів заплавної зони басейну Західний Буг

Показник	Чорноземи опідзолені	Дерново- підзолисті	Лучні
Гумус, %	3,5–4,5	1,5–2,5	4,0–5,0
pH (сол.)	6,2–6,8	5,0–5,5	6,5–7,2
Вміст доступного для рослин Нітрогену, мг/кг	80–120	50–70	90–130
Обмінний калій, мг/кг	90–140	60–100	110–160
Рухомий фосфор, мг/кг	80–120	50–80	90–140

Ґрунти формувалися за дії гетерогенних чинників, а саме: кліматичних факторів, рельєфу, геологічної будови та водного режиму [45, 48]. Родючість ґрунтів значною мірою визначається: структурою гумусового горизонту; складу органічних і мінеральних компонентів (N, P, K, Ca, Mg); водно-повітряним режимом тощо. Переважна більшість дерново-підзолистих і сіроземів лісових відносяться до середньої родючості (клас 2), торфові – низької родючості (клас 3), а локальні чорноземи – високо-родючі (клас 1) [30, 32].

Усередненні земельні угіддя трьох басейнів малих річок (Полтви, Солокії та Желдець правої притоки річки Рати), яка входять в досліджувану басейнову структуру у Львівській області показують (рис. 1.3), що на долю сільськогосподарських угідь – ріллі припадає 48,2%, на долю лісів і чагарників – 16,9%, на долю боліт – 12,9%, на долю не угідь – 6,9% та на долю інших потреб – 11,6%.

Аналізуючи вище наведені дані, можна припустити, що на даних територіях активно розвинуто землеробство із використанням інтенсивних технологій, використовуючи значну кількостей як органічних, так й хімічних компонентів живлення рослин та їх засобів захисту – хімічного походження, що може виступати результатом техногенного навантаження на поверхневий стік басейну Західного Бугу [50, 51].

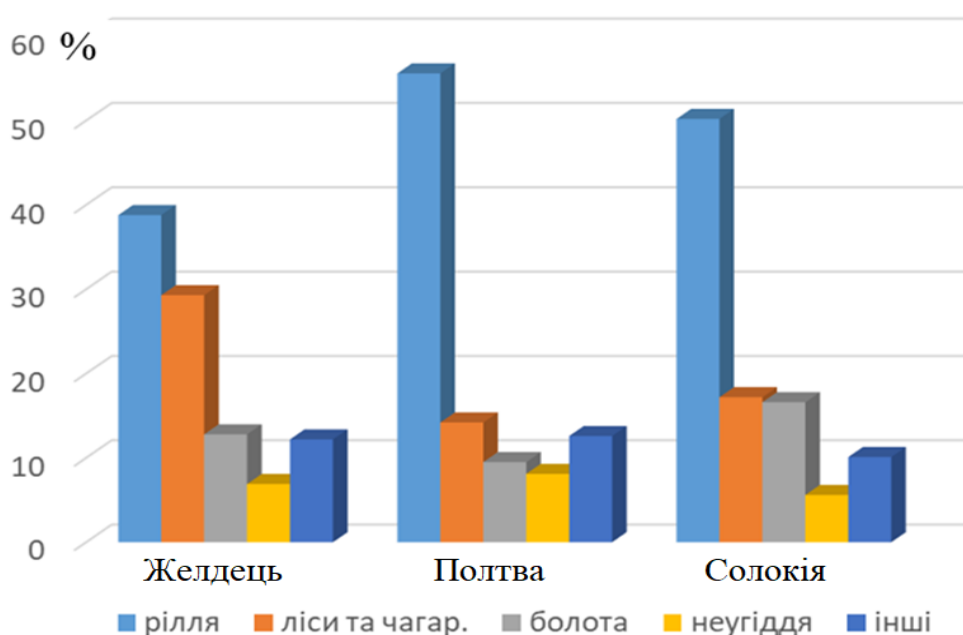


Рис. 1.3. Співвідношення угідь басейну Західний Буг, на прикладі басейнів річок Желдець, Полтви та Солокія

Ґрунти басейну безпосередньо впливають на гідрологічний режим річок через інфільтрацію води (супіски та торфовища – ґрунти з високий коефіцієнт інфільтрації; глинисті – низький); збереження поживних речовин

(торфові ґрунти проявляють значну адсорбційну здатність); схильність до ерозії (сірі лісові та лесові ґрунти на схилах володіють ерозійною небезпекою) [60].

Гідрологічний стан басейну знаходиться у прямій залежності від водопроникності, водоутримувальної здатності та ерозійної стійкості ґрунтів: підзолисто-дернові типи ґрунтів відзначаються високою фільтраційною здатністю, що сприяє інфільтрації опадів у ґрунтові горизонти та підживленню підземних вод; болотні та лучні типи ґрунтів характеризуються високим рівнем зволоження, який зберігається навіть у посушливий період; чорноземи опідзолені мають значну ємність вологи, що позитивно впливає на стійкість агроландшафтів до коливань гідрологічного режиму; торфовища виконують функцію природних регуляторів стоку, акумулюючи воду та поступово віддаючи її в річкову мережу (табл. 1.7) [53, 54]. Саме структура ґрунтового покриву впливає на характер поверхневого стоку, а отже – на кількість і якість речовин, які потрапляють у річку.

Таблиця 1.7

Вплив типів ґрунтів на водний баланс басейну Західного Бугу [52].

Тип ґрунту	Інфільтрація, мм/год	Збереження вологи, %	Схильність до ерозії
Сірі лісові	15–20	30–35	середня
Дерново-підзолисті	10–15	25–30	висока
Лучні/торфові	20–25	40–50	низька

Взаємодія річкового режиму та ґрунтів досліджуваного басейну проявляється у наступних формах [22, 23]: повеневе затоплення призводить до нашарування алювію, що збагачує лучні ґрунти поживними речовинами; заболочування заплавних територій при надлишковому зволоженні створює умови для формування болотних ґрунтів та торфовищ; ерозійні процеси активізуються на схилах з чорноземами та лісовими ґрунтами при

інтенсивних зливах; засолення та підтоплення можуть виникати на низинних ділянках при високому рівні ґрунтових вод (табл. 1.8).

У межах гідрографічної сітки Західного Бугу виявлено такі процеси як: ерозія – особливо інтенсивна на лесових схилах у середній течії річки; підкислення дерново-підзолистих ґрунтів; підтоплення заплавної землі; вторинне засолення на осушених торфовищах та забруднення поллютантами у промислових районах басейну [65].

Ґрунтовий покрив басейнової мережі річки Західного Бугу є високопродуктивним, проте потребує системної охорони через ерозійні процеси, підкислення та антропогенне забруднення. Раціональне використання та агроекологічні заходи здатні забезпечити його стабільну продуктивність. Рослинний покрив також визначає умови генерації поверхневого стоку малих річкових артерій та їх якісний склад вод. Лісові масиви басейну представлені переважно дубово-грабовими та сосновими лісами, а заплави річок вкриті лучною та болотяною рослинністю (Гнатів, 2020).

Таблиця 1.8

Вплив ґрунтового покриву річковий режим басейну Західного Бугу у Львівській області

Тип ґрунтів	Площа поширення (%)	Водоутримувальна здатність	Схильність до ерозії	Гідрологічна роль
Дерново-підзолисті	28	Середня	Середня	Підживлення підземних вод
Сірі лісові	22	Середня	Висока	Схили з ерозією
Чорноземи опідзолені	18	Висока	Середня	Регуляція стоку
Лучні	20	Висока	Низька	Акумуляція води
Торфовища	12	Дуже висока	Низька	Буфер для паводків

Антропогенний вплив на ґрунтово-гідрологічні процеси на територіях прилеглих до басейну Західного Бугу проявляється через інтенсивне їх використання з метою вирощування аграрної продукції, в першу чергу, заплавлених територій, що призводить до: зменшення природної фільтраційної здатності ґрунтів; ущільнення орного шару; зміни мікрорельєфу через меліоративні заходи. Будівництво меліоративних каналів і дамб у басейні призвело до порушення природного водного режиму, зменшення площі заболочених земель і торфовищ [55].

Збалансований гідродинамічний режим річок у поєднанні з родючими ґрунтами забезпечує: високу продуктивність сільського господарства; підтримку біорізноманіття заплавлених екосистем; регуляцію локального клімату через випаровування та затримку вологи. Втрата цих функцій через деградацію ґрунтів або зміни стоку може призвести до зниження екосистемних послуг та негативно вплинути на якісні показники водної екосистеми у Західному Бугу [56].

1.4. Біорізноманіття, екосистемні функції та господарське значення басейну річки Західний Буг у межах Львівської області

Гідрографічна сітка Західного Бугу із її притоками на території Львівщини має вагомий значення як осередки збереження біорізноманіття та формування екологічної рівноваги регіону. Їхні прибережні екотони, водні та заплавні біоценози є середовищем існування для великої кількості аборигенних видів біоти, зокрема рідкісних та зникаючих екземплярів вітчизняної Червоної книги [61].

Флористичний склад річки Західний Буг разом із заплавами включає [62]: водорості (фітопланктон та бентосні форми) – діатомові, зелені та синьо-зелені, які забезпечують первинну продукцію; гідрофіти (очерет звичайний *Phragmites australis*, рогіз широколистий *Typha latifolia*, елодея канадська *Elodea canadensis*), що формують угруповання з високою біофільтраційною здатністю; прибережні рослини (вільха чорна *Alnus glutinosa*, верба біла *Salix alba*, м'якотрав'яні угруповання), які стабілізують береги, затінюють воду та знижують температуру, створюючи умови для збереження рибних популяцій.

Фауна річкових екосистем басейну Західний Буг:

- іхтіофауна представлена коропом (*Cyprinus carpio*), щукою (*Esox lucius*), линем (*Tinca tinca*), пліткою (*Rutilus rutilus*), що формують промислове та аматорське рибальство [63];
- амфібії та рептилії (жаба озерна *Pelophylax ridibundus*, тритон гребінчастий *Triturus cristatus*, черепаха болотяна *Emys orbicularis*), що є чутливими до ступеня чистоти водойм і використовуються для біологічного моніторингу;
- птахи – чапля сіра (*Ardea cinerea*), мартин сріблястий (*Larus argentatus*), крижень (*Anas platyrhynchos*), що використовують заплави як місця гніздування та годівлі;
- безхребетні (личинки бабок, поденок, ракоподібні, молюски), що відіграють ключову роль у кругообігу речовин і є кормовою базою для риб [64].

Водна мережа досліджуваного басейну виконує низку важливих функцій як господарських, так й екосистемних функцій [61]: регуляція гідрологічного режиму – накопичення та поступове відведення води, зменшення паводкових ризиків; самоочищення – завдяки біофільтрації водними рослинами, осіданню суспендованих речовин та діяльності мікроорганізмів; Збереження біорізноманіття – формування унікальних

біотопів для видів, що не витримують антропогенного тиску в інших середовищах; продуктивна функція – підтримка рибогосподарського потенціалу, кормової бази для птахів та амфібій та культурно-рекреаційна – забезпечення можливостей для відпочинку, туризму та рибальства.

Таким чином, малі річки вище згаданого басейну є не лише складовою гідрологічної мережі, але й ключовими елементами, що визначають природну стійкість екосистеми Західного Бугу шляхом самоочищення та створюють його біологічну унікальність (Сніжко, 2019; Чернявська, 2022).

Річки Львівщини, що входять в структуру басейну Західного Бугу, виконують важливу господарську та соціально-економічну роль, забезпечуючи населення і господарський комплекс регіону водними ресурсами. Їх значення можна умовно поділити на водогосподарське, аграрне, рекреаційне, енергетичне та екологічне:

- водопостачання та комунальні потреби. Річки басейну Західний Буг є важливими джерелами води для територіальних громад Львівської області, особливо в районах, де відсутні великі водойми чи централізоване постачання води. Проте якість води через забруднення часто не відповідає санітарним нормам, що обмежує їхнє пряме використання для пиття без додаткового очищення [68-70, 72];

- аграрне значення. Річки активно використовуються для зрошення полів аграрного призначення у весняно-літній період. Окрім цього, прибережні луки та заплави малих річок слугують кормовою базою для тваринництва. Проте надмірна меліорація та екстенсивне або виснажливе землекористування призводить до деградації заплавлених екосистем і зниження їхньої продуктивності [71, 74];

- рибне господарство та рекреація. На багатьох малих річках що входять в структуру басейну Західного Бугу створені невеликі ставки та водосховища, що використовуються для риборозведення (короп, карась, товстолобик). Водночас річки мають велике рекреаційне значення для

місцевого населення – вони слугують місцями відпочинку, туризму, аматорського рибальства тощо [73];

- транспортна та історико-культурна роль. У минулому річки використовувалися для сплаву деревини та місцевого транспортування вантажів, а також були природними межами поселень. Сьогодні ця функція майже втратила актуальність, водночас водозбір Західного Бугу досі становить вагомую частину історико-культурного надбання і туристичного потенціалу регіону [20].

Таблиця 1.9

Основні напрямки господарського використання річок басейну Західного Бугу у Львівській області

Напрямок використання	Приклади / Особливості	Потенційні проблеми
Водопостачання	Забезпечення сіл, невеликих міст	Забруднення, низька якість води
Сільське господарство	Зрошення, заплавні луки	Деградація земель, меліорація
Рибне господарство та рекреація	Розведення риби, риболовля, туризм	Замулення, зниження дебету води
Історико-культурне значення	Туризм, традиційні ремесла	Втрата автентичності через урбанізацію

1.5. Екологічний стан річок басейну Західного Бугу у Львівській області

Річкова мережа водозбору Західного Бугу на території Львівської області має стратегічне значення для підтримування гідрологічного балансу, біологічного різноманіття та формування умов для сталого розвитку місцевих громад. Водночас саме ці водні об'єкти найбільш вразливі до антропогенного навантаження, оскільки їхні гідрологічні та екологічні параметри швидко реагують на забруднення, зміни у водозборі та антропогенного навантаження [75].

Основними джерелами забруднення річок басейну Західний Буг є:

1. Комунально-побутові стоки – у багатьох селах і малих містах області відсутні сучасні, технологічно оновлені очисні підприємства, що призводить до потрапляння органічних речовин, біогенних елементів і патогенних мікроорганізмів у водні об'єкти. У результаті у водні об'єкти потрапляють комунально-побутові та виробничі джерела забруднення, що призводить до евтрофікації та зниження якості води [76].

2. Сільське господарство – надмірна хімізація сільського господарства через високі дози агрохімікатів та пестицидного навантаження призводить до змиву нітратів і фосфатів у поверхневі води, викликаючи процеси евтрофікації, а також надходження їх у ґрунтові води. Розорювання заплав знижує природну здатність річкових екосистем до самоочищення [77].

3. Гідротехнічні втручання. Зарегулювання русла річок, будівництво ставків та гребель призводить до зміни природного гідрологічного режиму. Це знижує біорізноманіття та негативно впливає на рибні популяції [78].

4. Промислові об'єкти – локальні підприємства, зокрема харчової та деревообробної промисловості є джерелами хімічних, токсичних продуктів переробки, поллютантів та органічних речовин [79].

5. Побутові відходи та стихійні сміттєзвалища – значна кількість малих річок досліджуваного басейну потерпає від несанкціонованого скидання твердих побутових відходів у прибережних зонах [80].

Погіршення екологічного стану річкових біогеоценозів призводить до ряду проблем, а саме: евтрофікація та заростання річок водоростями, що знижує їхню самоочисну здатність; зниження рівня O_2 у водному середовищі, що лімітує та пригнічує розвиток іхтіофауни та безхребетних; зменшення біорізноманіття – у річках із високим ступенем антропогенного навантаження зникають чутливі види, натомість переважають стійкі до органічних навантажень організми; замулення та деградація русларічок через надмірне надходження завислих речовин і ґрунтового матеріалу з берегів [81-84].

Таблиця 1.10

Основні показники якості води малих річок басейну Західного Бугу
(усереднені значення, 2019–2022 рр.)

Показник	ГДК для рибогосп. водойм	Середнє значення у річках	Перевищення, %
Амонійний азот (мг/дм ³)	0,39	0,85	218
Фосфати (мг/дм ³)	0,15	0,32	213
БСК ₅ (мгО ₂ /дм ³)	3,0	6,7	223
Залізо загальне (мг/дм ³)	0,3	0,64	213

Джерело: узагальнено за даними Львівського центру моніторингу довкілля (2022).

Згідно з даними екологічного моніторингу Львівської області, у переважній частині малих водотоків басейну Західного Бугу фіксуються перевищення нормативних показників за концентрацією азоту амонійного та фосфат-іонів, Заліза загального та біохімічного споживання кисню (БСК₅) (Львівський центр моніторингу довкілля, 2020). Особливо проблемними

вважаються річки Полтва, Щирка та Млинівка, де в окремих створах вода класифікується як «забруднена» та «брудна» [86].

Стан екосистем малих річкових артерій водозбору Західного Бугу в межах Львівської області загалом оцінюється як напружений. Більшість водотоків перебувають під сильним впливом антропогенних факторів, що проявляється у погіршенні якості води, втраті біорізноманіття та деградації природних функцій річкових екосистем.

Висновки до розділу 1

У результаті проведеного аналітичного огляду літературних джерел встановлено, що екосистеми басейнової структури Західного Бугу в географічних межах Львівської області є важливим природно-географічним та економічним регіоном, що виконує вагомую стабілізуючу функцію у структурі водного балансу Західної України, у задоволенні водоресурсних потреб муніципального господарства, промислових об'єктів та агропромислового комплексу, акумулюючи в собі ключові соціоекологічні та водоохоронні завдання регіону. Вони формують стік, підтримують стабільність гідрологічного режиму та виступають ключовими елементами біорізноманіття регіону.

Географічне положення басейну забезпечує його стратегічне значення як транскордонного водного об'єкта (Україна – Польща – Білорусь), що потребує міжнародної координації у секторі гідроекологічної безпеки та збереження водних екосистем. Кліматичні умови сприяють формуванню відносно стійкого динаміки гідрологічного режиму водотоку, хоча останні десятиліття спостерігається підвищення температури повітря та зміна характеру опадів (зменшення тривалості снігового покриву, збільшення інтенсивності літніх злив).

Рельєф басейну переважно рівнинний, з локальними підвищеннями у межах Волинської височини та Розточчя. Розташування на межі Подільської височини і Малого Полісся формує різноманітний рельєф, знаходиться у зоні клімату помірних широт із помірною континентальністю з вираженими сезонами, що сприяє веденню сільського господарства, однак є висока вразливість до паводків. Ґрунти басейну відзначаються високою родючістю, але на окремих ділянках спостерігаються процеси деградації: ерозія, підкислення, підтоплення, навантаження металами.

Гідрологічний режим поверхневих вод басейну Західний Буг і її притоками залежить як від природних факторів, так й від антропогенного навантаження. На багатьох ділянках зафіксовано зниження деградація гідрохімічного режиму у створах спостереження, зумовлена хронічним скиданням зворотних вод та технологічною застарілістю локальних очисних споруд.

Характеристика екологічної ситуації та якості водного середовища в межах водозбору річки Західний Буг оцінюється як напружений: спостерігається підвищений рівень забруднення органічними речовинами, біогенними елементами (Нітроген, Фосфор), а також побутовими та промисловими відходами. В окремих локальних зонах річки зафіксовано явища евтрофікації, що детермінує розвиток стійкого кисневого голодування водного середовища та деградації водних екосистем.

Разом з тим, досліджуваний річковий басейн залишаються осередками біорізноманіття. Вони забезпечують середовище існування для численних видів риб, земноводних, водоплавних птахів та безхребетних, а також оптимальний гідроекологічний базис для активного росту прибережно-водної рослинності. Важливо, що вони виконують не лише екологічні, а й соціально-економічні функції – є джерелом води для господарських потреб, зрошення, рекреації та розвитку місцевих громад.

РОЗДІЛ II

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Моніторинг водних ресурсів басейну річки Західний Буг у Львівській області

Дослідження водних об'єктів та територій басейну Західного Бугу досить активно розпочалися із середини ХХ століття, проте напрямки наукових розробок були, в основному, спрямовані на гідрологічні, кліматичні та метеорологічні спостереження; геоморфологічні та агроєкологічні характеристики ґрунтів; екологічний стан водних ресурсів та водоохоронні заходи [97, 100] (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Основні пріоритети досліджень басейну річки З. Буг у середини ХХ століття

№ п/п	Напрямки дослідження	Посилання на авторів
1	Оцінка клімато-утворюючих факторів та погодних умов	[99, 100]
2	Особливості рельєфу та морфо-структурна будова басейну	[101]
3	Ґрунтово-географічні умови та агроєкологічний стан території	[102, 103]
4	Гідрологічний стан та водно-ресурсний потенціал річкової мереж	[104, 105]
5	Екологічна безпека водних ресурсів та система раціонального водокористування	[106, 107]

Однак, в останні десятиліття, коли спостерігаються відчутні зміни кліматичних умов, а також зростає антропогенний та техногенний тиск на довкілля набувають важливого значення комплексні методи дослідження. Ці методи дослідження спрямовані на вивчення впливу:

- кліматичних факторів (кількість опадів, температурний режим повітря та води, інтенсивність випаровування);
- аномальні погодні явища (повені, посухи);

- гідрологічного режиму річок (сезонні коливання стоку, швидкість течії);
- сільськогосподарських (пестициди, мінеральні добрива, органічні відходи) та промислових (нейтральні та токсичні хімічні речовини, нафтопродукти, залишкові речовини енергетичних ресурсів) забруднення;
- органічні та неорганічні забруднення, які містяться в дощових та стічних водах на екосистеми водних басейнів та, в першу чергу, на якісні показники води для населення та технічної – для аграрного сектору та підприємств різних галузей [108, 109].



Рис. 2.1. Методологія проведення експериментального моніторингу водних ресурсів басейну річки Західний Буг у межах Львівщини

Експериментальні дослідження за темою кваліфікаційної роботи проводили за схемою (рис.2.1) із використанням сучасних підходів та методів моніторингу щодо комплексної екологічної оцінки водних ресурсів річок басейну Західного Бугу, що дасть змогу завчасно виявити відхилення від регламентних норми базових показників якості річкових вод і спрогнозувати контрзаходи для їх усунення.

2.2. Відбір проб води для аналізу в лабораторних умовах

Стабільне забезпечення громадськості та промислового сектору якісною водою в умовах високого екологічного навантаження вимагає регулярного інспектування водних об'єктів. Лабораторно-дослідну частину роботи проводили за сприянням фахівців акредитованих лабораторій Держекоінспекції Львівської області. Збір експериментального матеріалу (проб води) на річках Західно-бузького басейну здійснювався за регламентованою методикою згідно з ДСТУ ISO 5667-6:2005 [87] та іншими чинними стандартами [88].

Відбір проб води для експериментальних досліджень, проводили на різних глибинах, зазвичай на глибині 30-50 см, за можливості, по центру річки чи потічка в стерильні пляшки або контейнери об'ємом до 2,0 л, використовуючи при цьому спеціалізовані відбірники проб води (шланги, батометри тощо) [89-91]. Коли відбирали зразки води для дослідження біогенних компонентів використовувались непрозорі скляні ємності для її тимчасового зберігання.

Фіксацію одержаних зразків води проводили за допомогою нітратної кислоти концентрацією 0,01 моль/л, а для дослідження розчиненого у воді кисню зразки фіксували методом Вінклера, суть якого зводиться до

додавання у зразки води солі сульфату мангану в лужному середовищі із додатковим внесенням йодиту калію [95]. Температурний режим водойми досліджували на місці із використанням польового термометра.

Відібрані зразки води для аналізу транспортували згідно до нормативних вимог та стандартизованих методів дослідження [92, 93], а також «Водного кодексу України» [94]. Збір гідрохімічного матеріалу, а також його подальший аналіз у польових та лабораторних умовах подекуди здійснювали з урахуванням сезонної періодичності. Зокрема, моніторинг охоплював квітень (період весняного водопілля), липень-серпень (літня межень) та жовтень (осінній сезон). Такий диференційований підхід дозволяє комплексно описати стан поверхневих водних об'єктів у розрізі різних гідрологічних фаз [96].

Для забезпечення систематичного контролю за станом поверхневого стоку в басейні річки Західний Буг Наказом Держводагенства від 10.01.2020 р. № 21 було затверджено перелік пунктів спостереження, в тому числі на адміністративній території Львівського регіону [110]:

- р. Західний Буг, м. Буськ;
- р. Західний Буг, м. Кам'янка-Бузька;
- р. Західний Буг, с. Старий Добротвір;
- р. Західний Буг, м. Сокаль;
- р. Полтва, с. Кам'янопіль;
- р. Рата, с. Межиріччя;
- р. Кийський Потік, с. Нестаничі;

Для об'єктивного дослідження впливу урбанізованих, сільськогосподарських, індустріальних та рекреаційних територій на водні екосистеми річки Західний Буг, нами було вибрано 5 контрольних пунктів спостереження, де проводили відбір зразків води для дослідження:

- с. Верхобуж – витік річки, де антропогенний вплив мінімальний;

- с. Кам'янопіль – місце антропогенного та техногенного впливу (комунальні стоки, промислові підприємства м.Львова);
- с. Старий Добротвір – місце антропогенного впливу (комунальні стоки, сільське господарство, Добротвірська ТЕС);
- р. м. Сокаль – вплив промислових підприємств, зокрема цукрових заводів, ТЕС;
- м. Шептицький – велике промислове місто, вплив вугільної промисловості.

2.3. Опис основних методів дослідження

Задля комплексної оцінки якісних і кількісних характеристик річкового стоку застосовували сучасні методи, які були спрямовані на вирішенні завдань та мети дослідження і дають можливість провести всебічний аналіз фізико-хімічних і об'ємних параметрів гідромережі, що дозволило отримати цілісну оцінку якості водного середовища та визначити точний вміст антропогенних домішок. З метою одержання достовірних результатів щодо якісних та кількісних характеристик річкового водного середовища застосовували як польові, так й лабораторні дослідження [111].

Польові дослідження проводили безпосередньо на запланованих локаційних точках із використанням мобільних експрес-аналізаторів для визначення фізико-хімічних показників, таких як температурного режиму, рН та прозорості (турбідності) водного середовища, вміст розчиненого кисню поверхневих вод тощо. Такі дослідження дають змогу дуже швидко зорієнтуватися про можливі потенційні джерела антропогенного навантаження та їхньої деструктивної дії на екосистему водного об'єкта.

Лабораторні дослідження проводили в сертифікованих лабораторіях із використанням сучасного апаратурного забезпечення, що дасть змогу детально оцінити вміст розчинених у водному середовищі органічних та неорганічних речовин як потенційних забруднювачів. Вони дають точну характеристику рівня забруднення досліджуваних річкових вод тими чи іншими поліюгантами [112].

Кожен із зазначених підходів характеризується власними перевагами та обмеженнями. Традиційний інструментальний аналіз (фізико-хімічні та хіміко-аналітичні методи) спрямований на фіксацію лише окремих ізольованих параметрів середовища. Водночас за умов інтенсивного антропогенного пресингу та надходження у водойми суміші забруднювачів різного походження та складу, гідробіоти зазнають сумарного деструктивного впливу. Відтак, покладання виключно на аналітичну хімію не дозволяє сформувати цілісне й адекватне уявлення про реальний стан річкових систем.

На противагу цьому, все більшої актуальності набуває біоіндикація із залученням репрезентативних тест-організмів, яка відтворює інтегральну картину якості водного середовища. Якщо живі системи не демонструють ознак токсичного ураження, потреба у проведенні дорого вартісних та трудомістких фізико-хімічних вимірювань суттєво знижується. Метод біологічного тестування вирізняється високою експресивністю, не потребує складного апаратурного супроводу чи специфічних реагентів, забезпечуючи при цьому комплексну інформативність щодо екологічного статусу досліджуваного об'єкта [122–124].

Геоінформаційні дослідження забезпечують моделювання якісних показники води з іншими даними, зокрема, із екологічними, соціально-економічними і географічними показниками, що дозволить акумулювати просторово-часові масиви комплексних даних щодо стану поверхневого

стоку, а також моделювати ризики виникнення локальних і глобальних масштабів забруднення водних екосистем [121].

Аналіз гідрохімічних параметрів та якісних показників річкових систем басейну Західного Бугу в територіальних межах Львівської області проводився відповідно до основних принципів екологічного моніторингу, з урахуванням рекомендацій ВООЗ, Рамкової водної директиви ЄС (2000/60/ЕС) [113], ДСанПіН України [114], а також методичних вказівок Державного агентства водних ресурсів України із використанням комплексу фізико-хімічних, інструментально-аналітичних та біологічних підходів, а також їхніх інтегрованих модифікацій.

Використання вище наведених методів дасть змогу швидко оцінити якість досліджуваної води, встановити ступінь її забруднення та оцінити можливість підтримки чи відновлення екосистеми водойм. Залучення комбінованих методів дослідження (біохімічних, біотехнологічних та фізико-хімічних) забезпечить надійну точність, що є передумовою основних складових сталого управління і відновлення водних екосистем.

Дослідження води на прозорість, каламутність, забарвленість та запах проводили в польових умовах із використанням стандартних методів [117]. Для визначення прозорості води використовували циліндр із нанесеними поділками, на дні якого розміщували літери стандартним буквеним шрифтом, висота якого становила 3,5 мм. При доброму освітленні в циліндр наливали досліджувану воду до тих пір, поки можливо було візуально бачити чітке зображення літерів.

Візуально також досліджували воду на каламутність. З цією метою зразки води набирали в пробірки і на чорному фоні досліджували їх каламутність. Колір досліджували у воді, яку попередньо фільтрували, щоб зменшити кількість завислих частинок. Потім досліджувану воду наливали в циліндр, заввишки не менше, як 10 см і досліджували, спостерігаючи зверху на білому фоні. Запах води досліджували після її нагрівання у пробірці

об'ємом 20 см³ до температури 50-60°C закривають кормом та перемішують, а потім досліджують [117].

pH водного середовища в польових умовах визначали кольорометричним методом, а саме після отриманих зразків води до них додавали відповідні реактиви до появи стійкого кольору, який порівнюють із відповідними кольоровими стандартами, а в лабораторних умовах – електрометричним. Електрометричний метод базується на дослідженні зміни потенціалів між електродом та досліджуваним розчином – водою [118].

Температурний режим водного середовища має важливе значення для гідробіонтів, вмісту розчинного кисню та забезпечує швидкість біохімічних процесів в живих організмах та перетворенні органічних сполук. Температуру води в різних точках вимірювали за допомогою звичайних спиртових чи ртутних термометрів.

Метод дослідження електропровідності річкової води заснований на властивості води – дисоціювати, він є швидших та найефективніших способів оцінити її загальну якість та рівень мінералізації. Принцип аналізу полягає у визначенні параметрів проходження електричного струму через фіксовану кількість досліджуваної води за умови прикладання певної різниці потенціалів. У річкову воду занурюють два електроди (датчик кондуктометра). На них подається змінна напруга. Величина електропровідності безпосередньо залежить від кількості розчинених солей (йонів Кальцію, Магнію, Натрію та катіонів хлоридів, сульфатів тощо), чим більша їх концентрація, тим вищою буде електропровідність. Оскільки рухливість йонів зростає при нагріванні, результати завжди приводять до стандартної температури (20°C або 25°C).

Визначення ХПК проводили у сертифікованій лабораторії за біхроматною методикою [115]. Суть визначення зводиться до окиснення органічної субстанції дихроматним розчином шляхом кип'ятіння за наявності каталізатора. У колбу на 300 мл до 50,0 мл відібраного зразка води почергово

додають по граму HgSO_4 та Ag_2SO_4 , після охолодження суміші поступово додають 75,0 мл H_2SO_4 (конц.) та 25,0 мл солі $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ у концентрації 0,25 н, суміш кип'яють протягом 120 хвилин.

По закінченні хімічної реакції реагенти охолоджують, вміст мірної посудини доводять дистильованою водою до калібрувальної позначки, надлишок $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ титрують $(\text{FeNH}_4)_2\text{SO}_4$ із використанням розчину ферроїна як індикатора (8-10 крапель) до утворення синювато-зеленого забарвлення. Величина хімічної потреби кисню вираховується за формулою:

$$X = \frac{(V_1 - V_2) \cdot N \cdot 8 \cdot 1000}{V},$$

де V_1 – кількість розчину $(\text{FeNH}_4)_2\text{SO}_4$, використано для титрування сліпої проби, cm^3 ;

V_2 – кількість розчину $(\text{FeNH}_4)_2\text{SO}_4$, використано для титрування дослідного зразку, cm^3 ;

V – об'єм дослідної проби, cm^3 ;

N – значення нормальної концентрації калій перманганату;

8 – масовий еквівалент кисню.

Біохімічне споживання кисню (БСК_5) – важливий показник, який вказує на забруднення досліджуваних зразків річкової, ставкової води та інших відкритих водойм органічними речовинами. Він вказує на кількість у міліграмах використаного кисню для окиснення органічної субстанції до оксиду Карбону IV та H_2O без світла та повітря аеробною мікрофлорою в літрі води протягом 5 днів.

Для визначення БСК_5 відібрані зразки води до верху без бульбашок повітря наповнювали попередньо підготовлені склянки. В склянці із зразками води для аналізу та двох склянок для розведення визначали вміст розчиненого у воді кисню, а інші склянки із водою через 5 днів. У склянки із

дослідними зразками води доливали 2,0 мл сульфату мангану та лужного розчину калій йодиду, перемішували до утворення осаду манган оксиду.

Після відстоювання осаду додавали 1 мл сірчаної кислоти (концентрованої), збовтують для повного розчинення осаду. Далі проводять титрування 0,01 молярним розчином $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, для цього готують дві проби по 50 мл. БСК вираховують, скориставшись формулою:

$$X = n \times F \times 0,08 \times 1000 : (V-v), \text{ мг } \text{O}_2/\text{л}$$

де n – кількість $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ було затрачено на титрування на перший та п'ятий день дослідження;

V – кількість дистильованої води, яку використали для титрування;

v – об'єм розбавлених реактивів;

F – коефіцієнт [119].

Вміст розчинного кисню як одного із важливих факторів, який забезпечує життя гідробіонтів визначали йодометричним методом. У підготовлену для аналізу посудину із притертим корком набирають досліджувані зразки води так, щоб між корком та рідиною не було бульбашок повітря. Наступним кроком за допомогою дозатора акуратно додають 1 мл розчину сульфату марганцю та 2 мл гідроксиду калію, ретельно гомогенізують суміш і витримують її до випадання чіткого осаду.

Потім, після наявного осаду, в посудину додають 4-5 мл H_2SO_4 розведеною водою у співвідношення 1:4. Досліджувану пробу води переливають у колбу місткістю 300 мл, а саму посудину ретельного прополіскування дистильованою водою додавали 5 мл розчину KI , перемішують, а через 5-10 хвилин титрують 0,05 н $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ до появи жовто-солом'яного забарвлення. Згодом у реакційну місткість вводять 1–2 мл розчину крохмалю, який виконує функцію індикатора та зумовлює появу інтенсивного синього забарвлення аналізованої суміші та титрують до повного зникнення кольору.

Кількість розчиненого кисню у воді (мг/дм³) обраховували за нижче наведеною формулою:

$$x = \frac{V_1 \cdot H_1 \cdot 8 \cdot 1000}{V - Z}$$

де V – кількість водного зразка, взятого для аналітичного визначення, мл;

V_1 – об'єм розчину $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, який використали на титрування, мл;

H_1 – нормальність розчину $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$;

8 – масовий еквівалент кисню;

Z – кількість розбавлених реактивів [116].

Дослідження йонів амоніаку, нітритів та нітратів проводили кольорометричним методом. Принцип зазначеної методики (визначення йонів амоніаку) базується на його взаємодії із реактивом Несслера (K_2HgJ_4) з утворенням йодистий меркурійамоній із вираженим жовтим забарвленням. У колбу з протертим корком об'ємом 200 мл наливають 100 мл річкової води, до неї доливають 1,0 мл стандартного реактиву Несслера, 2 мл розчину $\text{KNaC}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (сегнетова сіль) та добре перемішують.

Через 10 хвилин, коли появиться стійке забарвлення проводять дослідження на фотоелектроколориметр, використовуючи кювети товщиною 5 см та синій світлофільтр. Паралельно проводять дослідження холостої проби без додавання реактиву Несслера. Вміст йонів амоніаку (мг/дм³) вираховують за калібрувальним графіком [120].

Визначення йонів NO_2^- (нітритних йонів) проводили з використанням фотоелектроколориметра. Метод розроблений на властивості нітритів діазотувати H_2SO_4 (реактив Грісса) з одержанням комплексної діазосполуки із 1-нафтиламіном, який проявляє яскравий колір червоно-фіолетового відтінку [106]. Для дослідження використовували 50 мл води, до якої доливають 2,0 мл реактиву Грісса, який готують із наступних інгредієнтів:

0,2 г α -нафтиламіну, 0,5 г сульфанилової кислоти розчинених в ацетатній кислоті з 12% кінцевої концентрації) з активним перемішуванням. Через 60 хвилин, коли колір розчину буде стійкий фотометрували за 520 нм довжини хвилі проти контролю (дистильована води + реактив Грісса). Концентрацію нітритів у йонній формі визначали за формулою:

$$X = C \times 50 : V,$$

де C – вміст нітрит-іонів (NO_2^-), визначений за допомогою заздалегідь побудованої калібрувальної залежності, мг/дм³;

V – місткість досліджуваної аліквоти води, відібраної для проведення аналізу, мл;

50 – фіксований об'єм еталонного (стандартного) розчину, мл [32].

Суть кольориметричного методу визначення нітратних йонів лежить у їх властивості взаємодіяти із фенол-дисульфокислотою з одержанням кінцевого продукту жовтого кольору – нітрогенвмісного фенолу. Важливою умовою для визначення вмісту нітратного азоту є видалення із зразку води для аналізу хлоридів сульфатом срібла. Після додавання сульфату срібла до досліджуваного зразка його випаровували на водяній бані до сухого залишку.

До сухого залишку, після охолодження, доливали 2,0 мл фенолдисульфатної кислоти, розтираючи його до повного розчинення. Потім до одержаного розчину додавали 20,0 мл бідистильованої води та 4-5,0 мл концентрованого розчину амоніаку для утворення стійкого забарвлення. Кольоровий розчин фотометрували. Кількість нітратів в мг/л у дослідній пробі визначали за формулою:

$$X = C \times V_1 : V,$$

де C – кількісний вміст нітрат-іонів, установлений за допомогою побудованої калібрувальної моделі або візуально за еталонною шкалою порівняльних розчинів, мг/мл;

V_1 – підсумковий об'єм забарвленого водного зразка (становить 50 або 100 мл);

V – початкова кількість аналізованої води, взятої для проведення хімічного тесту, мл [32].

Методика визначення іонів Fe^{2+} та Fe^{3+} . Для отримання достовірних даних про концентрацію Fe^{2+} та Fe^{3+} обов'язковим етапом є консервація заліза у відібраних зразках. У польових умовах оптимальним є використання колориметричного методу, який реалізують безпосередньо на відповідних створах забору води. Принцип аналізу базується на отриманні кольорових комплексів:

- для Fe^{2+} – шляхом реакції з червоною кров'яною сіллю ($3FeSO_4 + 2K_3[Fe(CN)_6] = Fe_3[Fe(CN)_6] + 3K_2SO_4$);

- для тривалентного заліза – через взаємодію з калію роданідом ($Fe_2(SO_4)_3 + 12 KSCN = 2K_3[Fe(CN)_6] + 3 K_2SO_4$).

Перелік необхідних реактивів. З метою кількісно-якісного визначення іонів заліза здійснюють підготовку таких аналітичних реагентів. Робочим індикатором на наявність ферум (II)-іонів слугує порошкова суміш калій гексаціаноферату (III) ($K_3Fe(CN)_6$) та сахарози (цукрової пудри). Рецептатура передбачає ретельне диспергування 2 г червоної кров'яної солі з 18 г пудри в ступці до одержання однорідної дрібнодисперсної маси.

Індикатор на тривалентне залізо: калію роданистого ($KSCN$); у вигляді 10%-го водного розчину. Підкислювач: твердий калію гідросульфат ($KHSO_4$, кислий сірчаноокислий калій), що використовується для створення необхідного рН середовища. Окисник: твердий калію персульфат ($K_2S_2O_8$, надсірчаноокислий калій), необхідний для переведення заліза в потрібний ступінь окиснення.

Порядок визначення іонів Fe^{2+} . Методика вибору аналізу залежить від очікуваної концентрації заліза у зразку: пряме визначення (при вмісті $Fe^{2+} >$

4,0-5,0 мг/мл). У колориметричну пробірку відміряють 5,0 мл води, яку досліджують. До проби додають приблизно 0,2 г калію гідросульфату (KHSO_4) та 0,1 г заздалегідь підготованої суміші $2\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ з цукром. Вміст перемішують і проводять колориметрування (візуальну оцінку інтенсивності забарвлення), розглядаючи пробірку збоку на світлому фоні.

Непряме визначення (при низькому вмісті $\text{Fe}^{2+} < 2$ мг/мл). Коли вміст рухомих форм заліза низька, застосовують метод окиснення:

До нової порції досліджуваної річкової води (обсягом 5,0 мл) доливають 0,1 г KHSO_4 . Вносять кілька кристалів калію персульфату ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$), який виступає окисником, переводячи всі іони Fe^{2+} у форму Fe^{3+} . Надалі визначають сумарний вміст заліза за методикою для тривалентного заліза (Fe^{3+}) за допомогою роданіду.

Систематизований опис процедури визначення іонів тривалентного заліза та алгоритм розрахунку для Fe^{2+} . Методика визначення іонів Fe^{3+} . Процес аналізу базується на утворенні криваво-червоного комплексу з роданідом. Підготовка проби: у колориметричну тест-пробірку дозують 5 мл аналізованого зразка води. Після цього вносять наважку калію гідросульфату (KHSO_4) масою близько 0,2 г та додають 0,5 мл розчину калію роданіду (KSCN) з масовою часткою 10%. Отриману реакційну суміш інтенсивно гомогенізують та витримують упродовж 3 хвилин для досягнення максимальної інтенсивності забарвлення. Пробірку поміщають у компаратор. Порівняння зі шкалою еталонів (діапазон 0,3-2,0 мг/мл) проводять, розглядаючи вміст зверху.

Якщо інтенсивність забарвлення перевищує ліміт шкали (2,0 мг/мл), діють за алгоритмом. Метод «збоку»: розглядають пробірку не зверху, а збоку. У такому разі отримане за шкалою значення множать на 3. Коли навіть при розгляданні збоку забарвлення надто інтенсивне, вихідну воду необхідно розбавити дистиллятом у відому кількість разів і повторити аналіз. Ступінь розведення враховується у фінальному розрахунку.

Розрахунок вмісту Fe^{2+} (непрямий метод). У випадку низьких концентрацій заліза (менше 2,0 мг/мл), вміст двовалентної форми обчислюють математично:

$$Fe^{2+} = Fe_{\text{заг}} - Fe_{\text{почат}}^{3+}$$

де:

$Fe_{\text{заг}}$ – загальний вміст заліза, знайдений після окиснення проби персульфатом калію.

$Fe_{\text{почат}}^{3+}$ – вміст тривалентного заліза, визначений у первинній (неокисненій) пробі.

Аналітичне визначення концентрації легко окиснюваних органічних компонентів у поверхневих водах найчастіше проводиться за допомогою перманганатної окиснюваності (метод Кубеля). Цей показник дозволяє оцінити загальну кількість органіки, що легко вступає в реакцію з хімічними окисниками.

Суть методу. В основі лежить здатність органічних сполук окиснюватися у підкисленому середовищі за хімічної взаємодії із перманганатом калію ($KMnO_4$). Оскільки даний хімічний процес проходить за температури кипіння впродовж 10 хвилин, то окиснюються лише найбільш нестійкі (легко окиснювані) органічні домішки.

Необхідні реактиви. Розчин перманганату калію ($KMnO_4$): титрований робочий розчин. Робочий розчин етандіолової (щавлевої) кислоти ($H_2C_2O_4$), призначений для процедури зворотного титрування. Сульфатна кислота (H_2SO_4) розведена (1:3) для створення кислого середовища.

Хід аналізу. У конічну колбу відміряють 100 см³ досліджуваної води (якщо вода забруднена, беруть менший об'єм і розбавляють дистильованою водою). Для підкислення додають 5,0 мл розведеної сірчаної кислоти, вносять точно 10,0 мл робочого розчину калій перманганату. Отриману

реакційну суміш нагрівають до температури кипіння та витримують у цьому режимі впродовж 10 хвилин. Якщо впродовж кипіння розчин знебарвився або став коричневим, це означає, що органіки забагато – аналіз треба повторити з більшим розведенням.

До розігрітої суміші вносять 10 мл розчину щавлевої кислоти, що призводить до її повної деколоризації (знебарвлення). Термостатований розчин титрують калій перманганатом KMnO_4 до утворення ледве помітного, але стабільного рожевого відтінку, який залишається незмінним протягом не менше ніж 30 секунд. Розрахунок результатів. Окиснюваність (X) виражається в міліграмах кисню на 1 дм^3 води ($\text{мг O}_2/\text{дм}^3$) і обчислюється за наведеною нижче формулою:

$$X = \frac{(V - V_1) \cdot K \cdot 0,08 \cdot 1000}{V_{\text{проби}}}$$

де:

V – загальний об'єм KMnO_4 , витрачений на аналіз.

V_1 – об'єм KMnO_4 , еквівалентний доданій щавлевій кислоті.

K – Коефіцієнт поправки титрованого розчину (коефіцієнт поправки (К)).

0,08 – міліграм-еквівалент кисню.

Визначення пестицидів у річковій воді. В Україні дослідження проводяться згідно з національними стандартами (ДСТУ) та санітарними нормами. Для кожного виду пестициду встановлено ГДК (гранично допустиму концентрацію). Сучасні методи дозволяють виявляти речовини на рівні 1 $\text{мкг}/\text{дм}^3$ і нижче.

Пріоритетними є хроматографічні методи, які дозволяють не лише виявити пестицид, а й точно визначити його концентрацію та вид. Газова хроматографія (ГХ): використовується для летких сполук, таких як хлорорганічні (ДДТ, ГХЦГ) або фосфорорганічні пестициди.

Оскільки концентрація пестицидів у річці дуже мала, їх необхідно «зосередити» (екстрагувати), зазвичай беруть 1–2 літри води у скляну тару (пластик може адсорбувати пестициди). Екстракцію проводили шляхом поєднання водної фази з органічним розчинником, який забезпечує перехід і концентрування пестицидів, а концентрування шляхом випаровування розчинника до мінімального об'єму для підвищення чутливості аналізу.

Існує експрес-методи (швидка перевірка) на основі біохімічної тест-системи (наприклад, на основі інгібування ферменту холінестерази), які дозволяють швидко виявити присутність токсичних фосфорорганічних сполук, але вони не дають точної цифри концентрації та не ідентифікують конкретний препарат.

Дослідження вмісту важких металів, а саме Плюмбуму, Кадмію, Купруму, Цинку та Феруму, є пріоритетним етапом у дослідженнях техногенного навантаження поверхневих вод. Основними аналітичними методами для їх виявлення є атомно-абсорбційна спектрофотометрія (ААС) та хемілюмінесцентний аналіз. Основними шляхами потрапляння цих токсичних елементів у річкові екосистеми є: неочищені промислові стоки; побутові відходи та змиви з підприємств аграрного сектору.

Дослідження фосфорних сполук має вирішальне значення для об'єктивного оцінювання ступеня евтрофікації водних об'єктів. Концентрацію фосфору визначають переважно фотометричними методами або із застосуванням іонообмінної хроматографії (з використанням іонно-обмінних смол). Високий вміст фосфатів свідчить про надмірне біогенне навантаження на водойму.

Аналіз СПАР у воді здійснюється переважно за допомогою методів, що дозволяють розділити їх на аніонні, катіонні та не йоногенні групи. Оскільки СПАР активно накопичуються на поверхні розділу фаз, в процесі відбору проб для аналізу важливо уникати збовтування та утворення піни.

Найпоширеніший метод – екстракційно-фотоколориметричний метод визначення аніонних СПАР (найбільш масових у мийних засобах)

Суть методу. Аніонні СПАР утворюють забарвлену сполуку з реагентом метиленовим блакитним. Цей комплекс екстрагують хлороформом і вимірюють інтенсивність кольору на фотометрі або КФК (концентраційний фотоколориметр кварцовий). Даний метод дозволяє виявляти концентрації від 0,05 мг/дм³.

Висновки до розділу II

Базовий метод відстеження стану водойм спирається на аналіз гідрохімічних та фізичних критеріїв. Ці характеристики допомагають виявити домішки та зрозуміти, як саме зовнішні чинники змінюють довкілля. Основні індикатори включають:

- фізико-хімічні властивості: температурний режим, кислотність рН, концентрація розчиненого O₂ та насиченість киснем, рівень електропровідності та сума розчинених солей.
- біологічні індикатори: різноманіття водних організмів, зокрема мікроорганізмів, водоростей, безхребетних та риб, які є чутливими до змін у водному середовищі.
- хімічні показники: вміст рухомих форм біогенних та важких металів, залишкових кількостей пестицидів та агрохімікатів, нітратів, фосфатів, присутність інших антропогенних речовин і полютантів.

Моніторинг водних ресурсів здійснюється за допомогою різних сучасних високотехнологічних та класичних методів, які включають лабораторні та польові аналізи. До основних методів належать:

Лабораторний аналіз: Це найпоширеніший метод, який включає забір відповідної кількості проб річкової води, їх транспортування в лабораторії та проведення фізико-хімічних, біохімічних та біоіндикаційних методів. Він дозволяє з високою точністю встановлювати ступінь антропогенного навантаження на водойми та встановлювати кореляцію між різними показниками.

Польові методи: Вони включають застосування портативних приладів для визначення фізико-хімічних констант безпосередньо на місці забору проб води (рН-метри, прилади для визначення рівня кисню, прилади для аналізу турбулентності та мутності води). Ці методи дають можливість оперативно

фіксувати найменші трансформації якісного складу акваторії, не чекаючи результатів лабораторного аналізу.

Геоінформаційні системи (ГІС): ГІС дозволяють інтегрувати сукупні польові та лабораторні дослідження щодо якісних показників водного середовища з іншими екологічними і географічними даними, що дає змогу відслідковувати динаміку трансформації гідромережі в просторовому та часовому вимірах, а також створювати карти забруднення та прогнозувати можливі екологічні катастрофи.

Методи біологічного моніторингу. Біологічний моніторинг включає оцінку стану водної екосистеми за допомогою індикаторних видів, таких як водні безхребетні, водорості та риби. Ці організми реагують на зміни у хімічному складі води і дозволяють визначити довгострокові тенденції в якості води.

Європейські країни активно використовують міжнародні стандарти для оцінки гідро-хімічного стану води, серед яких:

ISO 5667 – методологічне забезпечення відбору проб згідно з нормативами регламентами ЄС, що включають рекомендації щодо місць і методів відбору проб для різних типів водних об'єктів, зокрема малих річок.

ISO 14001 – стандарти для систем екологічного управління, які використовуються для аналізу техногенного навантаження на гідросферу, зокрема впродовж проведення екологічного аудиту водного середовища.

Європейська екологічна мережа Natura 2000 – інтегрує екологічні аспекти у водні системи, визначаючи важливі водні екосистеми та ресурси для збереження біорізноманіття.

РОЗДІЛ III. ВЛАСНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1. Використання зообентосу та іхтіофауни як тест-об'єктів якості поверхневих вод забруднених важкими металами

За повномасштабних військових дій здійснюється глобальне забруднення природного середовища токсичними речовинами, зокрема, водних об'єктів та безпечного водопостачання населення. Повноцінне забезпечення якісними водними ресурсами всіх категорій споживачів (населення, аграрного сектору, промисловості та комунальних підприємств) зумовлене оперативністю та вірогідністю контролю їхніх показників. Аналіз якості води інструментальними методами не завжди дає можливість оцінити реальний вплив присутніх у водному середовищі поллютантів та їх комплексного впливу на водні екосистеми в цілому [130].

Через це, з метою вивчення сумарного впливу біогенних та токсичних речовин антропогенного та техногенного походження на якісні показники водних ресурсів досліджуваного басейну, необхідно використовувати біологічні методи спостереження, які в останні десятиліття набули особливої актуальності. Враховуючи вище наведене, ми вивчали вплив підвищеного рівня поллютантів (антропогенних агентів), зокрема, важких металів у концентраціях, які перевищують природний фон на реакцію-відповідь зообентосу та іхтіофауни, як біоіндикаційних тест-об'єктів поверхневих вод [131-133].

Абіотичне та біотичне середовище є визначальним для існування гідробіонтів. Зовнішнє надходження органічної речовини (антропогенного чи природного походження) виступає потужним стимулом для адаптації та формування біологічного різноманіття у водних об'єктах. Органічні речовини, що потрапляють у водойми з опадами, стічними та талими водами стають ключовим ресурсом, який визначає динаміку розвитку водної біоти.

Водночас із поживними (біогенними) речовинами до водойм можуть надходити різноманітні токсичні сполуки (полютанти та ксенобіотики). Їхня сумарна дія негативно впливає на темпи росту гідробіонтів аж до їх масової загибелі, чинячи деструктивний вплив як на окремі популяції, так й на біоценоз у цілому. Тому, провівши дослідження за активністю росту та розвитку певних видів гідробіонтів як біоіндикаторів (гідробіонтів-маркерів) чітко простежується якість води у досліджуваних поверхневих джерелах.

Враховуючи наведене вище було доцільно оцінити мікробіологічний стан водного середовища річки Західний Буг в середній її течії у Львівській області. Відбір води для дослідження проводили на пункті спостереження с. Старий Добротвір (табл.3.1).

Таблиця 3.1

Оцінка мікробіологічний стану водного середовища річки Західний Буг в середній її течії у Львівській області (пункт спостереження с. Старий Добротвір), $M \pm m$, $n = 6$

Групи мікроорганізмів	Кількість, тисяч/мл	Відсоткове співвідношення, %
Паличкоподібні форми	48,39±7,17	50,3
Кокові форми	33,19±6,16	34,5
Вібріони	14,62±2,29	15,2
Загальна чисельність мікроорганізмів, тисяч/мл	96,2±8,12	

Із даних таблиці наведеної вище можна констатувати, що основна маса мікроорганізмів як у кількісному (48,39 тисяч/мл), так й у відсотковому відношенні (50,3%) належить паличкоподібним формам відповідно. На долю кокових форм мікроорганізмів припадало 34,5% у кількості 33,19 тисяч/мл, а вібріонів було зафіксовано 15,2% із кількісним значенням 14,62 тисяч/мл. Загальна сума популяцій мікроорганізмів у поверхневих водах пункту

спостереження була рівною 96,2 тисяч на 1 мл досліджуваної поверхневої води.

Така концентрація у досліджуваних поверхневих водах основних груп мікроорганізмів відповідає за ступенем мікробного забрудненням як мезосапробна середнього ступеня забруднення.

Поряд із цим, аналогічно, оцінку мікробіологічний стану водного середовища було досліджено в пункті спостереження с. Кам'янопіль, де впадає річка Полтва – одна із найбільших забруднювачів як житлово-комунального, так й техногенного походження. Як виявилось, табл. 3.2, кількість досліджуваних популяцій мікроорганізмів у рази перевищувало їх кількість порівняно до зразків проб води, одержаних із середньої течії досліджуваної річки.

Таблиця 3.2

Оцінка мікробіологічний стану водного середовища річки Західний Буг в пункті спостереження с. Кам'янопіль, де впадає річка Полтва, $M \pm m$, $n = 6$

Групи мікроорганізмів	Кількість, тисяч/мл	Відсоткове співвідношення, %
Паличкоподібні форми	696,59±37,17*	74,2
Кокові форми	170,86±12,16*	18,2
Вібріони	71,35±9,29*	7,6
Загальна чисельність мікроорганізмів, тисяч/мл	938,8±68,12	

* - показники із вірогідною різницею $p \leq 0,05$ до оцінки мікробіологічного стану водного середовища річки в середній її течії.

Особливо, високою кількістю були представлені паличкоподібні форми, у відсотковому відношенні вони склали 74,2%, а їх загальна чисельність сягала біля 700 тисяч/мл відібраної для аналізу проби води. Така висока концентрація паличкоподібних форм мікроорганізмів характерна для

стічних вод житлово-комунального сектору. На долю кокових форм припадало 18,2%, що в кількісному еквіваленті дорівнювало 170,86 тисяч/мл, а на вібріони відповідно 7,6% та 71,35 тисяч/мл, що узгоджуються з даними ряду вітчизняних авторів [125, 126].

Враховуючи сумарну кількість мікроорганізмів виявлену у відібраних зразках води в пункті спостереження с. Кам'янопіль, яка була на рівні 1 000 000 особин мікроорганізмів у 1 мл, то такий стан водного середовища на цій ділянці класифікується як близький до полісапробного тобто забруднення категорії брудна вода.

У зразках води отриманих на пункті спостереження с. Старий Добротвір проводили дослідження на наявність фітопланктону (табл. 3.3). Як видно із наведених даних таблиці склад представників фітопланктону в кількісному вимірі є досить обмежений та варіює в незначних межах. Найбільш поширеними представниками фітопланктону у досліджуваних зразках води щодо відсоткового співвідношення були: зелені (36,8%); синьо-зелені (25,0%); діатомові (23,5%) та евгленові (14,7%) водорості, що в перерахунку на біомасу відповідно складало: 2,5 мг/л; 1,7 мг/л; 1,0 мг/л та 1,6 мг/л.

Таблиця 3.3

Окремі представники фітопланктону водного середовища З. Бугу (пункт спостереження с. Старий Добротвір), $M \pm m$, $n = 5$

Представники фітопланктону	Фітопланктон в перерахунку на біомасу	
	мг/л	%
Зелені	2,5±0,12	36,8
Синьо-зелені	1,7±0,07	25,0
Евгленові	1,0±0,04	14,7
Діатомові	1,6±0,06	23,5
Всього	6,8±0,24	100

Середнє значення біомаси фітопланктону на даній ділянці річки розподіляється нерівномірно між групами та проявляє виражену залежність від пори року із максимальною активністю росту влітку та інших факторів. Загальна біомаса, зазвичай, в середньому коливається в межах 1,0-4,5 мг/дм³, що є властивою для мезотрофного стану водойми (помірно забруднена). Аналогічні дослідження, які узгоджуються із нашими результатами досліджувалися вітчизняними вченими [128, 136].

Сумарна середньорічна біомаса фітопланктону в пункті спостереження с. Старий Добротвір, за умов наших досліджень, складала 6,8 мг/л, яке є характерним для евтрофного стану водойми (забруднена вода, схильна до цвітіння із вмістом фітопланктону 5,0-10,0 мг/дм³). Приріст біомаси фітопланктону відбувалося за рахунок активного росту двох популяцій водоростей а саме синьо-зелених і зелених, у відсотковому відношенні на них припадає 61,8%, що є індикатором помірного забруднення екосистеми та накопичення у водному середовищі залишків агрохімікатів, в основному мінеральних добрив. Локальне зростання цих водоростей є наслідком надходження в основне русло малих річок побутових та комунальних відходів, а також поверхневих вод сільськогосподарських угідь.

Евгленові водорості також перевищують оптимальну їх кількість у 2 рази, що вказує про значне органічне забруднення. Натомість кількість діатомових водоростей нижча за норму (2,5 мг/л) у 1,56 рази, очевидно, що це є наслідком значного забруднення водойми, оскільки вони є індикаторами чистих та помірно-забруднених водних середовищ.

Динаміка чисельності фітопланктону виявленого у поверхневих водах пункту спостереження с. Старий Добротвір також залежала від пори року відбору проб для аналізу табл. 3.4. Як видно із цифрових даних таблиці на загальну чисельність фітопланктону в значній мірі впливає сезон року. Сезонна динаміка фітопланктону в середній течії Західного Бугу має чітко

виражений характер, зумовлений температурним режимом, освітленістю та рівнем надходження біогенних речовин.

У весняний період (01 травня) дослідження кількості фітопланктону у поверхневих водах зазначеного вище об'єкту було виявлено 12,4 млн. кл/л. Найбільша відсоткова частка припадала на діатомові водорості – 33,9%, у кількості 4,2 млн. кл/л, які добре пристосовані до низьких температур і високої каламутності води після повеней. Окрім, діатомових водоростей в даний період дослідження значний приріст мають зелені та синьо-зелені водорості, що у відсотковому відношенні відповідно складають 25,8 та 23,4%. Такий активний ріст даних популяцій мікробіоти, на нашу думку, є наслідком надходження разом із талими водами значної кількості біогенних органічних речовин.

Таблиця 3.4

Сезонна динаміка чисельності фітопланктону водного середовища досліджуваної річки (пункт спостереження с. Старий Добровір), млн. кл/л,

$$M \pm m, n = 5$$

Представники фітопланктону	Дні та місяці забору проб для аналізу					
	01 Травня млн. кл/л	%	01 Липня млн. кл/л	%	01 Жовтня млн. кл/л	%
Зелені	3,2±0,07	25,8	13,1±0,24	30,9	5,1±0,13	24,1
Синьо-зелені	2,9±0,08	23,4	15,2±0,26	35,8	4,8±0,14	22,6
Евгленові	2,1±0,05	16,9	7,3±0,16	17,2	4,2±0,09	19,8
Діатомові	4,2±0,11	33,9	6,8±0,11	16,1	7,1±0,16	33,5
Всього	12,4±0,23	100	42,4±0,26	100	21,2±0,32	100

В літній період пригнічується приріст діатомових водоростей, натомість продовжується активний ріст зелених та, особливо, синьо-зелених водоростей (ціанобактерії), що в сумарному відсотковому співвідношенні складають 66,7%. Такий активний ріст наведених вище водоростей зумовлений в першу чергу високою концентрацією у воді біогенних речовин,

а саме органічних а неорганічних сполук Нітрогену та Фосфату та значним прогріванням води.

Наукові дослідження (зокрема Гопчак та Караїм) зазначають, що діатомові водорості, які потребують кремнію та помірних температур, поступаються місцем ціанобактеріям (*Microcystis*, *Anabaena*), оскільки останні мають вищу адаптивну здатність і конкурентоспроможність цих організмів у теплій воді з низьким вмістом розчиненого кисню [136, 137].

Осінні досліджування зразків води показав, що в кількісному відношенні склад угруповань фітопланктону знову змінюється на користь діатомових водоростей – 7,1 млн. кл/л, що у відсотковому відношенні дорівнює 33,5%. Активність зелених водоростей та ціанобактерій дещо знизилася порівняно із літнім періодом, однак у відсотковому відношенні залишається досить високою відповідно 24,1 та 22,6%% [138].

Загальна кількість усіх популяцій водоростей упродовж трьох сезонів (весна, літо, осінь) року є досить високою і відповідно складає 12,4 млн. кл/л; 42,4 млн. кл/л та 21,2 млн. кл/л. Це вказує на значний антропогенний тиск на басейн річок З. Буг через постійне надходження комунальних відходів із великих міст та стічних вод сільськогосподарських угідь, забезпечуючи стабільно високий рівень біогенних елементів живлення фітопланктону навіть у несприятливі періоди.

Дослідження якісних та кількісних показників поверхневих вод річки Західний Буг у районі с. Старий Добротвір має стратегічне екологічне значення, оскільки ця ділянка зазнає потужного кумулятивного техногенного навантаження. Основними чинниками впливу тут виступають транзитні скиди річки Полтва (включаючи стічні води м. Кам'янка-Бузька), а також діяльність Добротвірської ТЕС. Техногенні викиди та скиди електростанції спричиняють інтенсивне надходження до екосистеми водойми біогенних речовин і токсичних металів, що зумовлює гостру необхідність регулярного моніторингу вмісту важких металів у цьому квадраті.

Метод атомно-абсорбційної спектрофотометрії є стандартним і найбільш точним для таких вимірювань (табл. 3.5). Саме тут формується основний хімічний склад річки під впливом стічних вод різних підприємств: промислових, аграрних, комунальних тощо. Варто зауважити, що вміст біогенних та токсичних важких металів не є постійними й залежать від сезону, об'єму скидів та наповнення річок водою, особливо в паводковий період. В наведеній нижче таблиці відображено концентрації важких металів у порівнянні з нормативами ГДК для водойм господарсько-питного та рибогосподарського призначення.

Наведена концентрація важких металів та подані константи ГДК як господарсько-питного, так й рибогосподарського. ГДК для рибогосподарських та господарсько-питних водойм суттєво відрізняються, оскільки гідробіоти є більш чутливими до дії токсикантів, порівняно з людським організмом.

Таблиця 3.5

Вміст біогенних та токсичних важких металів у досліджуваній воді пункту спостереження с. Старий Добротвір, $M \pm m$, $n = 7$.

Біогенні та токсичні важкі метали	Вміст металів, мг/дм ³	ГДК	
		Господарсько-питне	Рибогосподарське
Мідь	2,48±0,26*	0,1-0,5	0,001-0,01
Цинк	14,62±1,02*	1,0-5,0	0,01
Залізо	2,52±0,22*	0,5	0,1
Свинець	0,57±0,07*	0,03-0,1	0,03-0,1
Кадмій	0,028±0,004*	0,01	0,005

* - показники із вірогідною різницею $p \leq 0,05$ до ГДК

Концентрація всіх досліджених нами біогенних і токсичних металів перевищувала як господарсько-питних, так й рибогосподарських значень ГДК. Так, концентрація міді, цинку, заліза, свинцю та кадмію перевищували

господарсько-питне ГДК відповідно у 4,96, 2,92, 5,04, 5,7 та 2,8 рази, а порівняно із рибогосподарським ГДК на порядки. Така підвищена концентрація важких металів, очевидно, зумовлена близькістю Добротвірської ТЕС, скидами відходів комунальних підприємств, а також природним вимиванням окремих металів з ґрунтів, які підживляють мінеральними добривами та використовують хімічні методи захисту рослин, що, в основному узгоджуються із науковими дослідженнями [139, 140].

Для оперативної оцінки токсичного впливу досліджуваних важких металів на водні екосистеми доцільно застосовувати методи біоіндикації, що є економічно вигіднішою альтернативою інструментальному аналізу. До живих організмів, які використовуються як біоіндикатори стану водного середовища висувається низка специфічних вимог, які забезпечують репрезентативність та точність отриманих результатів:

- висока таксономічність та екологічна різноманітність (багато видів у локальній системі);
- високий кореляційний зв'язок з ідентифікаційними умовами;
- висока екологічна точність реакції на зміни навколишнього середовища;
- відносно висока чисельність і мінімум її флуктуації;
- широке розповсюдження;
- легкість у визначенні таксономічної належності;
- наявність ґрунтової інформації про їх екологію;
- функціональна важливість у екосистемі [138].

Саме таким вимогам відповідають личинки хірономід – масових представників зообентосу досліджуваних річок, які чутливо реагують на зміни у стані водного середовища (рис. 3.1).



Личинки Chironomidae відносяться до найбільш розповсюджених донних організмів прісних водойм, від калюж та боліт до великих річок та озер. Їх активно використовують для індикації різноманітних видів водойм, забруднених тими чи іншими речовинами.

Рис. 3.1. Тест-об'єктів – личинки хірономід для біоіндикації водного середовища

Дослідження динаміки зміни забарвлення личинок хірономід проводилося в лабораторних умовах за різного рівня навантаження біогенними важкими металами від 1,0 та 2,5 до 5,0 ГДК. Результати аналізу свідчать, що лише через 24 годинну експозицію личинок хірономід у водному розчині солей цинку та заліза за концентрації на рівні 1,0 ГДК спостерігалися помітні візуальні відхилення у забарвленні досліджуваних організмів як за сумісного, так й одноосібного впливу.

Експериментальна оцінка стану личинок хірономід у водному середовищі з різною концентрацією Купруму та Цинку (табл. 3.6) дозволила встановити часові межі їхньої реакції. Зокрема, візуальна деформація забарвлення за впливу розчинів цинку та міді в концентрації 5 ГДК проявилася на 12 годину експерименту у відсотковому значенні відповідно 5% (1 личинка) і 10% (2 личинки) із 20 личинок хірономід, які були залучені для дослідження.

Максимальна кількість личинок хірономід змінили забарвлення при використанні зазначених концентрацій розчинів Цинку та Купруму проявилася на 84 годину експозиції, а саме хлориду Купруму та Цинку в перерахунку на метал відповідно 9 особин (45%) та 8 особин (40%). Мала

інтенсивність змін упродовж перших 24 годин експерименту підтверджує відносну резистентність (низьку чутливість) даного тест-об'єкта до навантаження біогенних важких металів у межах досліджених експозицій.

Оскільки лабораторне моделювання не дозволяє повною мірою відтворити комплексний вплив факторів середовища на личинок хірономід, де можливі явища антагонізму чи синергізму токсичних речовин, наступним етапом роботи стало вивчення їхньої комбінованої дії. Результати експериментальних досліджень приведені в табл. 3.6, свідчать про незначний кумулятивний ефект досліджуваних металів, що виражається у зміні забарвлення тест-об'єктів.

Таблиця 3.6

Динаміка інтенсивності забарвлення личинок хірономід за впливу розчинів біогенних важких металів у концентраціях 1,0-5,0 ГДК

Інтервал експозиції, год	Мідь			Цинк			Мідь+Цинк		
	ГДК			ГДК			ГДК		
	1,0	2,0	5,0	1,0	2,0	5,0	1,0	2,0	5,0
6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	1	2	-	1	1	-	1	3
24	1	2	3	2	2	3	3	3	4
36	2	3	4	2	2	4	4	4	5
48	3	3	4	2	3	5	4	5	6
60	4	4	6	4	4	6	5	6	7
72	5	6	7	3	5	7	5	8	10
84	5	6	9	4	6	8	6	9	11

Зокрема, при сумісній концентрації солей Купруму та Цинку в 1,0 ГДК на 24 годину експерименту частка личинок зі зміненим кольором становила 15% (3 особини), а впродовж 36-84 години кількість особин зросла від 4 до 6 (20-30%), що перевищували аналогічні показники, коли експозицію

проводили на розчинах солей Купруму та Цинку лише відповідно на 1 та 2 особини, тобто на 5 та 10%.

За сумісної експозиції розчинів солей хлориду Купруму та Цинку, особливо в дозі вищій за 1 ГДК (2,0 та 5,0 ГДК), проявляється, на нашу думку, антагонізм між цинком та міддю, який був детально досліджений Джордж К. Хілл та його колеги ще у 1960-70-х роках. Тобто, сумісна дія згаданих розчинів проявляє менш токсичний вплив на морфологічними змінами личинок хірономід, порівняно з тим, коли використовували лише той чи інший розчин біогенних важких металів.

Лабораторне дослідження сумісного впливу розчинів Купруму та Цинку в концентраціях 1,0; 2,0 та 5,0 ГДК дозволило встановити чітку реакцію-відповідь біоіндикатора на рівень забруднення та їх морфологічною зміною. Виявлений чіткий зв'язок між концентрацією досліджуваних біогенних металів та морфологічними змінами тест-об'єкта підтверджує доцільність використання личинок хірономід як чутливого біоіндикатора. Отримані результати дозволяють рекомендувати цей метод для визначення приблизної кількості важких металів у водних об'єктах.

За результатами проведених досліджень (табл. 3.6) щодо морфологічних змін личинок хірономід під впливом розчинів солей хлоридів Купруму та Цинку, була проведена оцінка водного середовища. Встановлено, що на 84-ту годину експозиції за вмісту солей хлориду Купруму та Цинку в кількості 1, 2 та 5 ГДК екологічний стан розчинів за індексом біоіндикації відповідав III (задовільному) класам якості (10-50% морфологічних змін личинок хірономід).

Як відомо, для організмів зообентосу водних об'єктів характерною особливістю є інтенсивна кумулятивну здатність щодо акумуляції важких металів. Експериментально встановлено (табл. 3.7) значний рівень нагромадження біогенних та токсичних металів у біомасі зообентосу, а саме: вміст Купруму складав 6,12 мг/кг, Цинку становив 42,6 мг/кг, Заліза – 52,8

мг/кг та Свинцю – 1,89 мг/кг. Нагромадження Цинку свідчать про активну біоаккумуляцію, оскільки Цинк легко поглинається молюсками та личинками комах, що входять до складу зообентосу. Найбільш близькими до цих даних є результати досліджень М. Руди та М. Шибанової, які проводили експериментальні заміри саме в річці З. Буг [140].

Таблиця 3.7

Вміст біогенних та токсичних металів у пробах води та зообентосі, пункт спостереження с. Старий Добровір, $M \pm m$, $n = 6$.

Важкі метали	У воді, мг/л	У зообентосі, мг/кг	Коефіцієнт акумуляції
Мідь	2,48±0,26	8,12±0,88	3,27
Цинк	14,62±1,02	42,16±4,32	2,88
Залізо	2,52±0,22	50,82±6,12	20,16
Свинець	0,57±0,07	1,89±0,31	3,31

В наших експериментальних дослідженнях найвищим коефіцієнтом акумуляції (20,16) характеризувалося залізо, очевидно, на нашу думку, солі заліза часто адсорбується на поверхні тіла личинок хірономід разом із частками мулу та природними особливостями ґрунтів басейну. Що стосується коефіцієнту акумуляції інших досліджуваних металів, то вона була майже в однакових межах 2,88 для цинку, 3,27 для міді та 3,31 для свинцю.

У кількісному вимірі, було виявлено наступну концентрацію як біогенних, так й токсичних металів в зообентосі в перерахунку на суху масу: міді – 8,12 мг/кг, цинку – 42,16 мг/кг, заліза – 50,82 мг/кг та свинцю 1,89 мг/кг. Щодо токсичності важких металів для зообентосу, то вміст Купруму та Цинку відноситься до нижче середнього рівня токсичності, вміст Заліза – до низького рівня токсичності та вміст Плюмбуму – до високого рівня токсичності.

Висока кумулятивна здатність зообентосу щодо досліджуваних металів зумовлює їхню подальшу міграцію трофічними ланцюгами екосистем [135]. Окрім донних безхребетних, інтенсивне нагромадження важких металів властиве і водним макрофітам, особливо за умов перевищення рибогосподарських нормативів вмісту рухомих форм металів.

Район наших досліджень, а саме пункт спостереження с. Старий Добротвір знаходиться безпосередньо біля виробничих потужностей Добротвірської ТЕС, яка через тепловий вплив (скидання підігрітих вод) та специфічні викиди суттєво впливають на здатність макрофітів до накопичення досліджуваних важких металів. Вегетаційний період рослин в зоні дослідження довший, а це призводить до тривалішого накопичення металів у біомасі на відмічу із іншими ділянками Західного Бугу.

Динаміка акумуляції вище наведених досліджуваних металів водною рослинністю характеризувалася певною специфікою: найінтенсивніше накопичувалися біогенні елементи (цинк, мідь та залізо), тоді як найменші концентрації зафіксовано для свинцю – токсичного елемента для біоти.

За кумулятивною здатністю досліджувані гідрофіти мають свою специфіку, а саме найактивніше акумулюється залізо та свинець очеретом звичайним, рогозом широколистим та рогозом вузьколистим відповідно із наступними коефіцієнтами акумуляції: 12,6, 4,2; 14,2, 4,8 та 16,1, 4,6.

Найменшу акумулятивну здатність щодо нагромадження досліджуваних важких металів проявляла манна звичайна: типова для болотистих ділянок берега Жовківського району. Найвищу чутливість до складу водного середовища виявляють занурені рослини, що зумовлено їхнім максимальним контактом із водою. Накопичені токсиканти у поєднанні з іншими абіотичними та біотичними факторами можуть чинити комплексний вплив на фізіологічний стан і поведінкові реакції іхтіофауни як завершальної ланки трофічного ланцюга.

Таблиця 3.8

Концентрація металів у макрофітів у водному середовищі З. Бугу пункту спостереження с. Старий Добровір, мг/кг сухої маси, $M \pm m$, $n = 8$.

Вища водна рослинність	метали	метали у воді, мг/л	метали у водній рослинності	Коефіцієнт акумуляції
Комиш річковий	Мідь	2,48±0,26	7,94±1,12	3,2
	Цинк	14,62±1,02	49,71±4,16	3,4
	Залізо	2,52±0,22	29,23±2,38	11,6
	Свинець	0,57±0,07	2,17±0,33	3,8
Очерет звичайний	Мідь	2,48±0,26	8,93±0,89	3,6
	Цинк	14,62±1,02	58,48±6,14	4,0
	Залізо	2,52±0,22	31,75±3,66	12,6
	Свинець	0,57±0,07	2,39±0,54	4,2
Рогіз широколистий	Мідь	2,48±0,26	7,94±1,14	3,2
	Цинк	14,62±1,02	52,63±4,46	3,6
	Залізо	2,52±0,22	35,78±2,68	14,2
	Свинець	0,57±0,07	2,74±0,66	4,8
Рогіз вузьколистий	Мідь	2,48±0,26	10,17±2,75	4,1
	Цинк	14,62±1,02	61,40±5,78	4,2
	Залізо	2,52±0,22	40,57±2,38	16,1
	Свинець	0,57±0,07	2,62±0,42	4,6
Манна звичайна	Мідь	2,48±0,26	5,95±0,68	2,4
	Цинк	14,62±1,02	38,01±3,32	2,6
	Залізо	2,52±0,22	21,17±2,15	8,4
	Свинець	0,57±0,07	1,25±0,32	2,2

Значний коефіцієнт акумуляції досліджуваних металів водною рослинністю свідчить про те, що рослинність місця дослідження працює як "буфер". Проте, в процесі осіннього, а також зимового відмирання

макрофітів значна кількість накопичених металів, зокрема, Плюмбум та Цинк повертається у воду та донні відкладення, стаючи доступними для личинок хірономід, про які ми згадували раніше.

Дослідження здатності макрофітів акумулювати рухомі форми важких металів є ключовим для оцінки процесів самоочищення річки З. Буг. Макрофіти виступають потужними біофільтрами, проте надмірне накопичення металів у їхніх тканинах свідчить про досить високий рівень техногенного навантаження, що було досліджено вітчизняними науковцями, і їх дані узгоджуються із нашими дослідженнями [141-146].

Оскільки личинки хірономід є основною їжею для значної кількості іхтіофауни (лящ, плітка, короп), важкі метали рухаються далі по трофічному ланцюгу. Найбільша концентрація металів нагромаджується організмом іхтіофауни за сприятливих умов – влітку, коли інтенсивність живлення бентосу та процеси накопичення їх в мулі є найвищими.

Поряд із візуальним моніторингом поведінкових реакцій іхтіофауни на вплив зовнішнього середовища, було проведено аналіз білатеральних меристичних (симетричних) ознак риб, що є класичним методом у іхтіології для визначення стабільності розвитку популяцій. Цей інтегральний показник стабільності розвитку, що базується на аналізі флуктуючої асиметрії, виступає одним із найбільш чутливих щодо оцінки екологічного навантаження екосистеми, особливо у регіонах, які піддаються значному антропогенному впливу.

Меристичні ознаки – це кількісні показники, які піддаються підрахунку. Для дослідження білатеральної асиметрії порівнюють праву та ліву сторони тіла риби: число променів у грудних плавцях (один із найстабільніших показників); число променів у черевних плавцях (важливий для виявлення грубих аномалій); кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі (чутливий показник до змін у живленні та безпечності водного середовища); варіабельність числа лусок у бічній лінії (хоча лінія зазвичай

одна, підраховують кількість канальців або лусок до і після розривів, якщо вони є; глоткові зуби (особливо у коропових).

У досліджуваній гідро-екосистемі пункту спостереження с. Старий Добротвір зафіксовано чітко виражені морфогенетичні відхилення рівня флюктууючої асиметрії риб, очевидно через значне антропогенне навантаження (тепловий скид ТЕС та органічне забруднення аграрного сектору), більшість видів демонструють стан від “тривожного” до “критичного”.

Флюктууюча асиметрія риб коливається в залежності від екологічної пластичності конкретного виду, найвищий показник асиметрії нами зафіксовано у плітки (*Rutilus rutilus*) – 0,48, вона гостро реагує на хімічне забруднення води, рівень асиметрії середній з переходом до критичного, стан популяції – тривожний (помірне забруднення, зниження адаптивних можливостей) табл. 3.9.

Таблиця 3.9

Флюктууюча асиметрія окремих видів риб пункту спостереження с. Старий Добротвір річки З. Буг

Вид риб	Рівень асиметрії	Стан популяції	Характеристика середовища
Плітка звичайна	0,48	Тривожний із переходом до критичного (>0,5)	Помірне забруднення, зниження адаптивних можливостей
Верховодка	0,42		
Окунь річковий	0,35	Тривожний	Помірне забруднення, зниження адаптивних можливостей
Карась сріблястий	0,21	Стабільний	Умовно чиста вода, природний відбір працює ефективно.

У верховодки (*Alburnus alburnus*) флюктууюча асиметрія була на рівні 0,42, що характеризує стан популяції як тривожний із переходом до критичного, а водне середовище: забруднення – помірне із зниження адаптивних можливостей. Через спосіб життя молоді та чутливість до

температурного режиму, у верховодки часто спостерігаються порушення в кількості отворів сейсмодатчиків каналів на голові.

Річковий окунь (*Perca fluviatilis*) із флюктуючою асиметрією 0,35, стан популяції (тривожний), водне середовище – помірне забруднення, зниження адаптивних можливостей. Як хижак, окунь акумулює токсини речовини через ланцюги живлення, проте його морфогенез є дещо стабільнішим за попередніх представників. Асиметрія часто проявляється у числі лусок у бічній лінії та будові кісток зябрової кришки.

Карась сріблястий (*Carassius gibelio*) – найстійкіший вид, має найнижчий ступінь вираженості флюктуючої асиметрії (0,20) серед досліджуваних видів у цій локації. Стан популяції – стабільний, водне середовище – умовно чиста вода, природний відбір працює ефективно. Вид надзвичайно толерантний до низької концентрації у воді розчинного кисню та органічного забруднення.

За результатами обстеження вищенаведених видів риб, інтегральний показник стабільності розвитку (частота асиметричного прояву ознак) варіювали в діапазоні від 0,20 до 0,48. Це відповідає III та IV класу якості середовища, що характеризується як стан зі середнім та значними відхиленнями від норми. Винятком, в даних дослідженнях, є результати флюктуючої асиметрії у карася сріблястого, який проявляє високу адаптацію до умов середовища – 0,21, як початкові зміни, незначне навантаження (II клас якості середовища проживання).

Меристичні ознаки закладаються на ранніх етапах розвитку і залишаються незмінними впродовж життя, вони показують кумулятивний ефект забруднення за весь період від ікри до моменту вилову. Таким чином, висока асиметрія дорослих особин свідчить про несприятливі умови саме в період їхнього народження (інкубації ікри). Для риб у районі Добротвора цей показник є ключовим маркером впливу теплового та токсичного забруднення на гомеостаз популяції. Використання меристичних ознак є класичним

методом у іхтіології для оцінки морфологічної мінливості риб під впливом екологічних чинників, зокрема антропогенного навантаження водні ресурси, що, в основному узгоджується із даними ряду авторів [147-151].

Наступним етапом дослідження було вивчення акумуляції досліджуваних металів у тканинах іхтіофауни (зазвичай у м'язах, печінці або зябрах) є важливим біологічним маркером антропогенного навантаження на водойму, оскільки риби здатні до біоаккумуляції – накопичення токсичних речовин у концентраціях, які зазвичай можуть бути вищими за їх концентрацію у водному середовищі.

Таблиця 3.10

Кількість металів у тканинах окремих видів риб р. З. Буг пункту спостереження с. Старий Добротвір, мг/кг сухої маси, $M \pm m$, $n = 5$

Тканини	Важкі метали	плітка звичайна	верховодка	окунь річковий	карась сріблястий
м'язова тканина	Мідь	2,16±0,12	1,46±0,08	4,12±0,26	3,26±0,28
	Цинк	65,4±5,46	25,4±2,42	48,3±4,12	86,2±6,78
	Залізо	1,12±0,09	1,82±0,07	3,06±0,16	41,33±2,45
	Свинець	0,98±0,06	0,78±0,05	1,48±0,08	1,88±0,10
печінка	Мідь	2,68±0,22	2,12±0,16	4,68±0,63	3,18±0,23
	Цинк	32,4±3,12	26,4±2,48	38,6±2,98	41,2±3,11
	Залізо	3,12±0,21	2,42±0,19	4,22±0,88	23,3±2,73
	Свинець	1,08±0,07	0,76±0,05	1,69±0,09	1,12±0,07
зябра	Мідь	2,52±0,16	2,02±0,21	3,66±0,33	3,66±0,42
	Цинк	26,6±2,44	18,4±1,62	32,4±2,35	38,5±2,77
	Залізо	2,63±0,12	2,12±0,19	2,98±0,22	32,7±4,55
	Свинець	0,76±0,06	0,62±0,05	0,92±0,08	1,06±0,11

Для пункту спостереження с. Старий Добротвір (річка Західний Буг) нагромадження металів у тканинах плітки звичайної, верховодки, окуня

річкового та карася сріблястий мають характер, зумовлений їхнім екологічним статусом, способом життя та трофічною спеціалізацією (табл. 3.10).

Основними чинниками негативного впливу є забруднення водойми тепловими скидами ТЕС – підвищена температура води прискорює метаболізм риби, що може призводити до інтенсивнішого поглинання металів та викиди ТЕС – потенційне потрапляння з опадами або стічними водами токсичні речовини, які містяться у продуктах згорання вугілля.

Як видно із наведених даних табл. 3.10, плітка звичайна, за типом живлення є фітофаг/міксофаг має середні показники накопичення досліджуваних металів, що відображає загальний рівень забруднення товщі води із середнім по всіх тканинах акумуляції Купруму, Цинку, Феруму та Плюмбуму, яка відповідно складає: 0,99, 2,84, 0,91 та 1,65

Верховодка, за типом живлення є планктофаг, живе у верхніх шарах води; показники металів у її тканинах свідчать про недавнє або гостре забруднення із умовним коефіцієнтом акумуляції по всіх тканинах відповідно по міді, цинку, залізу та свинцю: 0,75, 1,60, 0,89 та 1,26.

Окунь річковий за типом живлення – хижак, як кінцева ланка харчового ланцюга, накопичує значну кількість металів, про що свідчить усереднені дані по досліджуваних тканинах акумуляції міді, цинку, залізу та свинцю із водного середовища річки відповідно із коефіцієнтом: 1,67, 2,72, 1,36 та 2,39.

Карась сріблястий – придонний бентофаг, який активно нагромаджує метали із донних відкладів, порсаючись в мулі. І, як наслідок, усереднений вміст металів (Купруму, Цинку, Заліза та Плюмбуму) у тканинах значно перевищував інші види риби. Коефіцієнт акумуляції досліджуваних металів із річкової води в організм карася сріблястого відповідно був на рівні: 1,36, 3,79, 12,81 та 2,37 (усередненні дані по досліджуваних тканинах).

Екологічна доцільність дослідження вищезгаданих металів у тканинах іхтіофауни (зокрема у районі с. Старий Добротвір) зумовлена тим, що риба є «живим» індикатором стану водойми. На відміну від аналізу води, який показує ситуацію лише в момент відбору проби, аналіз риби дає картину за тривалий період.

Дослідження тканин риб є найбільш репрезентативним методом екологічного моніторингу, оскільки воно інтегрує в собі всі негативні чинники впливу на водойму за тривалий час і дозволяє реально оцінити загрозу для біорізноманіття та людей.

Дослідження риб як біоіндикаторів у районі с. Старий Добротвір є ключовим, оскільки іхтіофауна замикає трофічні ланцюги і акумулює забруднювачі (зокрема важкі метали) впродовж тривалого часу. Це дозволяє оцінити не миттєвий, а кумулятивний токсичний ефект від діяльності ТЕС, яка розміщена на околицях с. Старий Добротвір та скидів аграрного сектору та комунальних відходів на організм іхтіофауни. Даній проблемі присвячено багато робіт, які в значній мірі узгоджуються із нашими дослідженнями [140, 147, 150].

У лабораторних умовах були проведені дослідження на предмет хронічного впливу окремих біогенних важких металів Купруму та Цинку у концентраціях 1, 2 та 5 ГДК та їх сумісний вплив в зазначених дозах на життєдіяльність акваріумних риб *Roesilia reticulata* (гуппі). Експеримент тривав 90 діб і охоплював контрольну та дослідну групи по 40 особин у кожній із контролем кожні 30 діб (табл. 3.11).

Із наведених даних таблиці видно, що біогенні важкі метали, зокрема Купрум та Цинк в дозах 1, 2 та 5 ГДК проявляють негативний вплив на життєздатність акваріумних рибок. Встановлено, що на 90-ту добу експерименту за умови впливу розчинів солей Купруму та Цинку у концентрації 1 ГДК летальність акваріумних риб гуппі становила відповідно 32% та 12%.

Таблиця 3.11

Кількість загиблих рибок гуппі за експозиції розчинів солей Купруму та Цинку в концентрації 1, 2 та 5 ГДК, 50 – кількість рибок в експерименті

Тривалість експозиції, діб	Розчин солей міді		Розчин солей цинку		Розчин суміші солей	
	кількість	%	кількість	%	кількість	%
1,0 ГДК						
30	4	8	2	4	4	8
60	11	22	6	12	10	20
90	16	32	6	12	14	28
2,0 ГДК						
30	6	12	4	8	6	12
60	12	24	8	16	10	20
90	22	44	14	28	17	34
5,0 ГДК						
30	12	24	10	20	10	20
60	22	44	16	32	20	40
90	39	78	24	48	36	72

Із підвищенням концентрації згаданих розчинів до 2 та 5 ГДК, кількість летальних випадків тест-об'єкта значно зросла і відповідно складала: за 2 ГДК 44% та 28 %; за 5 ГДК 78% та 48%. Аналіз одержаних кількісних показників впливу вищенаведених розчинів важких металів вказує на те, що солі міді проявляють більш виражений токсичний ефект. Так, на 90 добу експерименту за використання солей міді смертність рибок гуппі на 30% перевищувала аналогічні показники, коли використовували розчин солей цинку [152].

За сумісного використання згаданих розчинів біогенних важких металів спостерігається явище антагонізму між цинком та міддю, що є класичним прикладом конкурентної взаємодії токсичних та біогенних

металів у токсикології риб. Цинк і Купрум мають подібні хімічні властивості та конкурують за одні й ті самі ділянки зв'язування на транспортних білках (наприклад, металотіонеїнах). Цинк дуже активно стимулює синтез металотіонеїнів – спеціальних білків, які беруть участь у зв'язуванні металів в неактивну форму, а це є наслідком зниження їх токсичного прояву на організм.

Наприкінці періоду експозиції (90-та доба) рівень смертності тест-об'єкта як у сумісних, так й окремих розчинах солей Купруму та Цинку сягнув 48–78%. Найвищу летальність рибок групі ми спостерігали, коли використовували розчин хлориду міді (78%), потім за сумісного використання солей Купруму та Цинку (72%), а за використання хлориду Цинку смертність складала 48%

Отримані дані підтверджують доцільність використання рибок групі як чутливого тест-об'єкта для біоіндикації і якісної та частково кількісної оцінки забруднення водного середовища важкими металами. Очевидно, інтегральний показник стабільності за антагоністичного впливу цинку дозволяє уникнути серйозних морфологічних аномалій, які виникли б за умови дії лише міді.

Експериментальні дані обґрунтовують ефективність використання групі як валідного тест-організму в системі біомоніторингу. Біологічний відгук цього виду дозволяє здійснювати якісну та частково кількісну детекцію рівнів токсикологічного навантаження важкими металами на водні екосистеми.

3.2. Гідрохімічна оцінка екологічного стану річки Західний Буг у межах Львівської області

За офіційними матеріалами Держводагентства України, якість поверхневих вод річки Західний Буг у межах Львівської області характеризується систематично високим рівнем забруднення. Такий екологічний стан створює суттєві загрози для стабільного функціонування аграрного сектору та збереження біорізноманіття річкової екосистеми. Результати регулярного моніторингу засвідчують стійке помірне, а на окремих ділянках – критичне антропогенне навантаження на водний об'єкт, що безпосередньо позначається на санітарно-гігієнічному благополуччі населення та стабільності довкілля [129].

Для об'єктивного дослідження впливу урбанізованих, сільськогосподарських, індустріальних та рекреаційних територій на водні екосистеми досліджуваного басейну річки Західний Буг, нами було вибрано 4 контрольних пунктів спостереження, де проводили відбір зразків води для дослідження: с. Верхобуж – верхів'я річки, без антропогенного та техногенного навантаження, р. Полтва, с. Кам'янопіль – місце антропогенного та техногенного впливу (комунальні стоки, промислові підприємства); с. Старий Добротвір – місце антропогенного впливу (комунальні стоки, сільське господарство, Добротвірська ТЕС); м. Шептицький – велике промислове місто, вплив вугільної промисловості.

Температура води – це ключовий фізичний чинник, що визначає інтенсивність біологічних процесів у водоймах. Вона регулює концентрацію розчинених газів, зокрема, кисню та оксиду Карбону IV, прискорює хімічні взаємодії та впливає на життєву активність мікроорганізмів та інших гідробіонтів. Температурний стан річок формується переважно під дією клімату та сезонності, проте вагому роль відіграє і антропогенний вплив, зокрема, «теплове забруднення» від промислових об'єктів та очисних споруд.

Зростання температури води провокує подвійний негативний ефект: зниження фізичної розчинності кисню та одночасну інтенсифікацію його споживання. Прискорення розкладу органіки зумовлює ріст показників БПК та ХПК, що створює критичне навантаження на екосистему. Коли показники БПК та ХПК у водному середовищі зростають, гідробіоти, зокрема, іхтіофауна опиняються в стані багатофакторного стресу: гіпоксія та замор риби; зміна видового складу; метаболічний стрес; токсичний вплив тощо [129].

Крім того, температурний чинник стимулює надмірний розвиток фітопланктону, що через нічне дихання водоростей призводить до значних добових коливань вмісту кисню та кисневого голодування гідробіотів.

Формування температурного режиму водного середовища басейну річки Західного Бугу обумовлене комплексною дією географічної широти, особливостей рельєфу та атмосферної циркуляції. Кліматичні показники регіону характеризуються середньорічною температурою повітря $+7,0...+7,8^{\circ}\text{C}$, із середніми значеннями у січні $-4...-5^{\circ}\text{C}$ та в липні $+18...+19^{\circ}\text{C}$. Температура річкових вод демонструє чітку синхронність із кліматичними умовами: амплітуда коливань сягає максимуму – влітку та мінімуму – взимку (навесні).

Вміст у воді розчиненого кисню виступає ключовим індикатором життєздатності водної екосистеми (табл. 3.12). Цей параметр визначається термічним режимом середовища, інтенсивністю аерації та рівнем навантаження на водну екосистему (зокрема органічного забруднення). Вміст розчинного кисню є фундаментальним показником, що гарантує підтримання гомеостазу та стабільності фізико-хімічних і біохімічних процесів, які є базовою умовою життєдіяльності гідробіотів

Надані дані, табл. 3.12, демонструють чітку обернену залежність між температурним режимом води та вмістом розчиненого кисню в ній: чим вищою є температура, тим нижчим стає вміст кисню. У зимово-весняний пік

(грудень – березень) спостерігаються найнижчі температури (0-7°C) і найвищі показники кисню. Максимальне значення зафіксовано у лютому (12,4 мг/дм³), що пояснюється високою розчинністю газів у холодній воді та, ймовірно, початком весняного перемішування водних мас.

Таблиця 3.12.

Динаміка розчинного кисню залежно від температурного режиму водного середовища річки З. Буг

Показники	Місяці											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Температура, °С	0	2	7	10	14	18	21	24	20	12	8	3
Розчинний О ₂ мг/дм ³	10,3	12,4	10,6	10,2	8,1	7,2	6,8	6,4	7,8	8,0	9,3	10,2

Літній мінімум (червень – серпень) характеризується прогріванням води вміст кисню стрімко падає. У серпні, при піковій температурі +24°C, концентрація розчинного кисню знижується до річного мінімуму – 6,4 мг/дм³. Це на 48% менше, ніж лютневий максимум. Осіннє відновлення (вересень – листопад) характеризується поступовим охолодженням води (від +20°C у вересні до 12°C у листопаді) здатність води утримувати кисень відновлюється, і показники зростають з 7,8 до 9,3 мг/дм³.

Найбільш напруженим періодом для гідробіонтів Західного Бугу є липень та серпень, коли температурний режим води сягає 21-24°C, а рівень кисню коливається в межах 6,4–6,8 мг/дм³. Хоча ці значення все ще вкладаються в межі санітарних норм (зазвичай > 4–6 мг/дм³ для рибогосподарських водойм), вони є межевими для чутливих видів риб (наприклад, деяких коропових), особливо з урахуванням того, що вночі цей показник може падати ще нижче через дихання водоростей.

Отримані нами дані підтверджують фізичні закони щодо розчинності газів у рідині із підвищенням температурного режиму водного середовища

розчинність газів зменшується. Різке зниження кисню у травні-червні (з 10,2 до 7,2 мг/дм³) збігається з активним прогріванням водного середовища, що свідчить про кумулятивний ефект фізичних чинників та активізацію мікробіологічного споживання розчиненого кисню на окиснення наявного органічного забруднення.

Показник рН є критичним параметром поверхневих вод, які забезпечують умови життєдіяльності гідробіонтів. Концентрація водневих йонів у річковій воді – рН водного середовища формується за дії природних та антропогенних чинників, інтенсивності атмосферних опадів, біохімічної деструкції речовин різної природи, антропогенного навантаження. Масштабне потрапляння у водойми речовин із вираженими кислотними або лужними властивостями спричиняє різкі коливання, що створює серйозну загрозу для стабільності всієї екосистеми водного середовища [153].

Визначення оптичних властивостей річкової води, зокрема її прозорості, є репрезентативним критерієм оцінювання стану екосистеми, оскільки цей параметр детермінує рівень інсоляції товщі води, первинну біологічну продуктивність та особливості формування гідрохімічного режиму. Прозорість характеризує здатність проникнення сонячного світла, що є критичним для фотосинтезу водоростей та макрофітів. У каламутній воді зона фотосинтезу звужується, а це безпосередньо супроводжується зниженням вмісту розчиненого у воді кисню.

Зміна прозорості сигналізує про наявність завислих часток, мінеральних домішок або органічного забруднення. Це дозволяє ідентифікувати зони антропогенного впливу, наприклад, скиди стоків комунального господарства, промисловості чи аграрного сектору.

Висока каламутність погіршує умови живлення та дихання риб, оскільки завислі частки можуть засмічувати зябра та знижувати видимість для хижаків. Прозорість є важливим польовим інструментом для визначення типу водойми (оліготрофна, мезотрофна чи евтрофна). Наприклад, низька

прозорість часто супроводжує процес евтрофікації («цвітіння» води) через надмірний розвиток фітопланктону.

Динаміці фізико-хімічним параметрам водного середовища річки З. Буг, яка зазнає суттєвих змін від витoku до кордону присвячено достатньо наукових робіт [154-157], що зумовлено як природними особливостями рельєфу (від Подільської височини до Поліської низовини), а також антропогенними та техногенними впливами різного ступеня (табл. 3.13).

Таблиця 3.13.

Прозорість, рН та електропровідність води річки Західний Буг, $M \pm m$, $n = 6$.

Показники	Відбір проб на контрольних пунктах спостереження			
	с. Верхобуж	с. Кам'янопіль	с. С.Добровірів	м. Шептицький
рН (одинці)	7,21±0,04	7,56±0,05	7,32±0,03	7,22±0,04
Прозорість, м	0,42±0,05	0,12±0,03	0,23±0,03	0,26±0,04
Електропровідність, мк См/см	400±38,4	1450±69,8	1100±51,2	860±42,8

У верхній течії (від витoku до м. Буськ) прозорість води була найвищою (0,42 м) завдяки швидшій течії та мінімальному вмісту завислих часток у водному стовпі. Проте в районах інтенсивного землеробства вона може знижуватися після опадів через змив ґрунту. Водневий показник рН був на рівні 7,21 (слабо-лужна реакція), що очевидно, зумовлено підземним живленням та карбонатними породами, які домінують у верхній частині басейну.

У зоні скиду комунальних та промислових підприємств м. Львова через р. Полтву прозорість води значно знизилася до 0,12 м, що у 3,5 рази нижча порівняно із водами верхньої течії). Стічні води несуть величезну кількість дрібнодисперсних часток, активного мулу та мікропластику, що створює стійку каламутність. Висока концентрація розчиненої органіки надає

воді темного забарвлення. Це фізично блокує проходження сонячних променів у глибші шари води.

Надлишок фосфатів та Нітрогену у різних формах зі стоків Полтви провокує бурхливе «цвітіння» води (ріст фітопланктону), що робить воду непрозорою навіть у періоди межені (низької води).

Вплив Полтви на кислотно-лужний баланс є складним і, очевидно, залежить від наявності тих чи інших компонентів, які надходять із стічними водами. Комунальні стічні води часто містять залишки мийних засобів (детергентів), які мають лужну природу. Це може підвищувати рН водного середовища Західного Бугу вище природної норми. Однак, окиснення величезної кількості органіки, яку приносить Полтва, супроводжується виділенням оксиду Карбону IV та органічних кислот. У зонах сповільненої течії це може, навпаки, призводити до локального зниження рН середовища.

Очевидно, ці два процеси відбуваються збалансовано, тому досліджуваний рН води складав 7,56 і був у природних межах. Через постійне хімічне навантаження природна здатність річки самостійно вирівнювати рівень рН, виснажується, що робить екосистему вразливою до найменших нових забруднень.

У середній течії (с. Старий Добротвір) спостерігалось поступове самоочищення водного середовища із підвищення прозорості води у 1,92 рази порівняно із пробами води, одержаної із пункту забору с. Кам'янопіль. Однак, на цей показник впливає уповільнення течії та значне надходження комунальних та промислових стоків. Високий вміст органіки та біогенів стимулює розвиток мікроводоростей, що додатково знижує прозорість.

Водневий показник рН води середньої течії річки З. Буг був на рівні 7,32. У цій зоні на рН може активно впливати процеси біохімічного розкладу органічного забруднення. В періоди інтенсивного «цвітіння» води вдень рН може зміщуватися в лужний бік через інтенсивний фотосинтез.

У нижній течії (м. Шептицький) прозорість води складала 0,26 м та має тенденцію до стабілізації, але залишається низькою порівняно з верхів'ям. Велика кількість застійних зон та заплав сприяє накопиченню дрібнодисперсних часток. Водневий показник був на рівні 7,22 та наближався до нейтральних значень. Вплив гумінових речовин (через заболоченість прилеглих територій Полісся) може дещо підкислювати воду, врівноважуючи лужні компоненти промислових стоків вище за течією.

Очевидно, річка Полтва виступає «бар'єром», після якого Західний Буг втрачає характеристики гірсько-передгірної річки з чистою водою і перетворюється на типову рівнинну річку із значним ступенем техногенного навантаження. Самоочисна здатність річки на ділянці середньої течії у Львівській області не встигає повністю компенсувати цей вплив.

Індикатором мінералізації виступає питома електропровідність поверхневих річкових вод, яка є непрямим, проте високоточним методом визначення сумарного вмісту розчинених солей (загальної мінералізації). Електрична провідність (електропровідність) – визначається властивістю води проводити струм, її активність безпосередньо залежить від концентрації розчинених у ній мінеральних солей (електролітів).

Різке зростання електропровідності на певній ділянці річки Західний Буг (наприклад, після впадіння річки Полтви (1450 мкСм/см) однозначно вказує на скид стічних вод комунальних і промислових підприємств, стоки яких насичені солями, що миттєво підвищує цей показник. Також, у воді середньої течії (с. Старий Добротвір) нами спостерігалось підвищення понад норму (1000 мкСм/см) електропровідності, яка була на рівні 1100 мкСм/см.

Висока мінералізація (висока провідність) може дещо знижувати розчинність кисню, що створює додатковий тиск на екосистему влітку. Весною впродовж повені електропровідність, зазвичай, мінімальна, оскільки талі води розбавляють річкову воду, знижуючи концентрацію солей, а літом та зимою електропровідність максимальна, оскільки річка поповнює свої

запаси переважно підземними водами з вищим вмістом мінералів, а випаровування ще більше концентрує солі.

Гідрохімічний режим річки Західний Буг зазнає радикальних трансформацій у середній течії. Основним джерелом деградації екосистеми є впадіння р. Полтви, яка приносить значні об'єми комунальних стоків. Все це призводить до стрибкоподібного зростання мінералізації (електропровідність зростає з 400 мкСм/см до 1450 мкСм/см) та критичного зменшення прозорості води з 0,42 м до 0,12 м. Аналіз сезонної динаміки виявив критичний період для життєдіяльності гідробіонтів – липень та серпень. При підвищенні температури води до пікових значень (+21...+24°C) спостерігається фізичне зниження розчинності кисню до мінімальних 6,4 мг/дм³. Водночас активне розщеплення органіки шляхом хімічних процесів (зростає БПК та ХПК) створює дефіцит кисню, що наближає екосистему до межі замору іхтіофауни.

Різке зниження прозорості після впадіння Полтви та внаслідок літнього «цвітіння» води обмежує зону фотосинтезу. Це створює небезпечні добові коливання рН та кисню (нічна гіпоксія), що є стресовим фактором для цінних туводних видів іхтіофауни і веде до спрощення видового складу екосистеми на користь менш вибагливих організмів.

За більшістю показників (прозорість, органічна складова, електропровідність) середня та нижня течія Західний Буг стабільно виходять за межі рибогосподарських нормативів. Хоча показник рН залишається в межах норми, його нестабільність свідчить про виснаження буферної ємності річки та її низьку здатність до самоочищення від техногенних скидів.

Проблема невідповідності якості води в середній та нижній течії річки Західного Бугу рибогосподарським нормативам (зокрема за показниками прозорості, БСК₅ та електропровідності) є центральною темою багатьох екологічних досліджень. Головним чинником тут виступають недостатньо

очищених каналізаційні стічні води м. Львів, що радикально змінює фізико-хімічний профіль основного русла [140, 157, 159].

Для покращення стану екосистеми необхідний суворий контроль за температурою та хімічним складом скидів очисних споруд Львова та промислових об'єктів. Значну увагу для вирішення даної проблеми слід приділити впровадженню методів аерації та біологічної меліорації в критичних зонах середньої течії в літній період [160].

З метою більш детального дослідження екологічних показників якості води річки Західний Буг у межах Львівської області були вибрані три стаціонарні точки забору проб: у верхній течії (с. Верхобуж), в середній течії (с. Старий Добротвір) та в нижній течії (м. Шептицький). Одержані результати дослідження наведені в табл. 3.14, які свідчать про виражену тенденцію до погіршення якості води від верхів'я до нижньої течії річки Західний Буг.

Дослідження впливу біогенного забруднення на евтрофікація показало, що в середній течії вміст фосфатів (PO_4^{3-} , $0,42 \text{ мг/дм}^3$) вже перевищує норму ГДК в 1,4 рази, а в нижній течії досягає $0,76 \text{ мг/дм}^3$, у 2,5 рази вище за ГДК. Концентрація амонійного Нітрогену (NH_4^+) у середній течії була в межах норми, а у нижній течії ($0,72 \text{ мг/дм}^3$) майже вдвічі перевищує допустиму межу ($0,39 \text{ мг/дм}^3$). Вміст нітритів (NO_2^-) у нижній течії також виходить за межі норми ($0,11 \text{ мг/дм}^3$ проти $0,08 \text{ мг/дм}^3$), що вказує на свіже органічне забруднення.

Показники БСК₅ та ХСК стрімко зростають вниз за течією. Якщо у верхів'ї вони відповідають нормі, то в середній течії БСК₅ було на рівні $5,1 \text{ мг/дм}^3$ (в 1,7 перевищувало ГДК), а в нижній течії БСК₅ становить $8,1 \text{ мг/дм}^3$, що у 2,7 рази вище ліміту для водойм господарсько-побутового призначення. Аналогічна динаміка в середній та нижніх течіях спостерігалась також і для ХСК, що у 1,1 та 1,4 рази перевищували ГДК. Це вказує на те, що значне споживання кисню для розщеплення органічних сполук на ділянках,

розташованих нижче міст із промисловим виробництвом та густою житловою забудовою.

Таблиця 3.14

Вміст біогенних елементів (нітрогенові та фосфорні сполуки) та основних йонів поверхневих водах річки Західний Буг, $M \pm m, n = 6$

Показник	Верхів'я (контроль) (мг/дм ³)	Середня течія (мг/дм ³)	Нижня течія (мг/дм ³)	ГДК для водойм
NO ₃ ⁻	0,95±0,06	2,95±0,18*	4,65±0,22	45
NO ₂ ⁻	0,02±0,006	0,06±0,02	0,11±0,01	0,08
NH ₄ ⁺	0,07±0,01	0,31±0,14	0,72±0,18*	0,39
PO ₄ ³⁻	0,06±0,091	0,42±0,15*	0,76±0,21*	0,3
Ca ²⁺	37,5±1,20	42,3±1,36	47,5±2,50	200
Mg ²⁺	8,3±0,91	11,4±1,11	14,2±1,06	50
Cl ⁻	20,6±1,28	29,2±1,66	39,4±2,42	350
SO ₄ ²⁻	34,8±2,18	55,2±2,43	78,6±2,85	500
БСК ₅	2,6±0,32	5,1±0,78	8,1±0,88	3,0
ХСК	9,8±1,16	16,6±1,42	21,2±1,48	15,0

Вміст хлоридів, сульфатів, йонів Кальцію та Магнію зростає майже вдвічі порівняно з контрольною точкою (верхів'ям), проте вони залишаються в межах встановлених норм ГДК.

Динаміка гідрохімічних показників підтверджує прогресуючу деградацію екосистеми річки. Найбільш критичним є перевищення за сполуками Фосфору та Нітрогену, а також за показником БСК₅. Отримані дані безпосередньо вказують про інтенсивне антропогенне навантаження, зумовлене скиданням органо-мінеральних речовин та мінеральних солей, що провокує процеси евтрофікації та знижує здатність річки до самоочищення.

На основі виявлених перевищень амонійного азоту (у 1,8 рази) та фосфатів (у 2,5 рази), а також високого рівня БСК₅ (у 2,7 рази) у нижній течії Західного Бугу, рекомендується комплексний підхід до модернізації очисних споруд.

Для досягнення нормативних показників ГДК у нижній течії Західного Бугу необхідно перейти від класичної схеми повної біологічної очистки до технологій глибокого видалення біогенних речовин (Нітрогену та Фосфату) із застосуванням реагентного доосадження фосфатів. Це дозволить зупинити процеси евтрофікації та відновити екологічний баланс водойми.

Дослідженнями встановлено, що окрім біогенного навантаження, екосистема Західного Бугу зазнає значного як техногенного, так й антропогенного впливу, зокрема підвищений вміст металів у воді. Аналіз вмісту у воді досліджуваних металів, таких як Плюмбум, Кадмій, Купрум та Цинк, є критичними для річки Західний Бугу, через те, що перераховані метали володіють високою токсичністю та здатність до кумулятивної дії (накопичення в організмах).

Найбільш динамічними показниками є вміст у воді Купруму та Цинку, значення яких зростають у районах зосередження промислових об'єктів. Хоча вміст Плюмбуму та Кадмію у розчиненій формі переважно не перевищує загально-санітарних норм, їх постійна присутність може бути причиною вторинної елімінації внаслідок десорбції з донних відкладів при зміні гідрохімічного режиму річки.

Окрім біогенного забруднення, значну загрозу становлять специфічні токсичні речовини. Зростання концентрації СПАР у районах міст Шептицький та Львів корелює із високим вмістом фосфатів, що підтверджує домінування комунальних стоків у структурі забруднення. Підвищений вміст металів у нижній течії вказує на вплив шахтних вод Львівсько-Волинського вугільного басейну, що потребує впровадження методів сорбційної очистки та іонообмінних технологій (табл. 3.15).

СПАР є основним індикатором неефективності очисних споруд міст, розташованих по берегам річки, вони створюють піну на поверхні води, що перешкоджає газообміну (аерації). Це знижує вміст у воді розчиненого кисню, а, це критично при вже високих показниках БСК₅, які ми виявили. СПАР часто «транспортують» разом із собою фосфати (значна кількість мийних засобів у своєму складі містять фосфати).

Вміст нафтопродуктів, який перевищував ГДК було виявлено у досліджуваній воді нижньої течії. Нафтопродукти від неочищених зливних стоків з територій АЗС, промислових майданчиків, доріг та несанкціонованих скиди підприємств, утворюють тонку плівку на поверхні, що пригнічує процеси самоочищення річки та негативно впливає на фітопланктон

Таблиця 3.15

Вміст важких металів, СПАР та нафтопродуктів у річці Західний Буг, $M \pm m$,
 $n = 6$

Показник	Верхів'я (контроль) (мг/дм ³)	Середня течія (мг/дм ³)	Нижня течія (мг/дм ³)	ГДК для водойм
Pb	0,004±0,001	0,006±0,001	0,008±0,0009	0,01
Cd	0,0003±0,00002	0,0005±0,00002	0,0007±0,0012	0,001
Cu	0,018±0,0002	0,03±0,002	0,04±0,002	0,01
Zn	0,05±0,003	0,06±0,003	0,08±0,006	0,01
СПАР	не виявлено	0,04±0,003	0,06±0,003	0,05
нафтопродукти	не виявлено	0,11±0,004	0,21±0,023	0,2

Систематичне виявлення надлишкових концентрацій біогенних речовин та токсичних металів підкреслює критичну потребу в посиленні природоохоронних заходів. Пріоритетним завданням, яких має стати технологічне переоснащення очисних споруд із впровадженням інноваційних методів хімічного, фізичного та біологічного методів очищення стоків для

мінімізації антропогенного тиску на басейн Західного Бугу. Моніторинговими дослідженнями гідрохімічних показників встановлено, що екологічний стан річки Західний Буг суттєво обмежує її використання у більшості господарських сфер. (табл.3.16).

Важливим показником, який безпосередньо відображає якісний стан водного середовища, виступає індекс забруднення води (ІЗВ) у межах ГПС-моніторингу, який не просто констатує факт «якості вода», а виконує низку стратегічних завдань: спрощення складних даних токсичного навантаження, районування та виявлення «гарячих точок», оцінка динаміки (часовий аналіз), прогнозування та моделювання (Management Tool), обґрунтування фінансових інвестицій тощо.

Таблиця 3.16

Відповідність якості води категоріям водокористування на основі одержаних даних

Вид використання	Відповідність у різних ділянках річки
Централізоване питне водопостачання	Не відповідає нормам. Висока концентрація біогенів та органіки вимагає складних багатоступінчастих схем підготовки (сорбція, озонування), що робить прямий водозабір економічно та технічно недоцільним.
Господарсько-побутові потреби	Обмежена відповідність Придатна лише у верхів'ї за умови обов'язкового доочищення. У середній та нижній течії висока мінералізація та вміст СПАР унеможливають використання води для побуту.
Рибогосподарське використання	Критичний стан. Відповідність фіксується лише у верхів'ї (контроль). У нижній течії перевищення ГДК за важкими металами та БСК ₅ створює ризики замору риби та токсичного впливу на іхтіофауну.
Рекреація (купання)	Вкрай обмежена придатність. Через високе органічне забруднення (ХСК, БСК ₅) та ризик мікробіологічного зараження (внаслідок скидання побутових стоків), купання дозволене лише в окремих зонах верхньої течії

Гідрохімічний індекс забруднення води (ІЗВ) є комплексним показником, що дозволяє перетворити велику кількість хімічних параметрів у єдину оцінку якості досліджуваного водного середовища. Згідно з нормативними документами України, розрахунок проводиться за формулою:

$$\text{ІЗВ} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ГДК}_i}$$

де:

C_i – середня концентрація i -го показника за період спостереження;

ГДК_i – гранично допустима концентрація для даної речовини (зазвичай для рибогосподарського водокористування);

n – кількість показників, що використовуються для розрахунку (традиційно 6).

Для об'єктивності аналізу до формули завжди включають 6 показників, серед них має бути обов'язковими є: кількість розчиненого кисню у воді; БСК₅ (біохімічне споживання кисню за 5 діб) – показник органічного забруднення та найбільш критичні речовини для конкретної ділянки річки (наприклад, для району Добротвора це можуть бути нітрати, залізо, мідь та амоній-іони

Провівши необхідні розрахунки та порівнявши одержані дані із даними табл. 3.17, було досліджено, що у середній течії Західного Бугу (пункт забору зразків води для аналізу – с. Старий Добротвір) значення ІЗВ складало 2,18 в межах IV класу («забруднена вода»), що вимагає постійного моніторингу за допомогою ГІС-інструментів.

Основним чинником погіршення стану є значний вміст металів та органічне навантаження. Діяльність ТЕС впливає на ці показники через термічне навантаження та скиди технічних вод, що потребує інтеграції даних автоматизованих датчиків ТЕС у загальну ГІС-систему моніторингу Львівської області.

Класифікація якості води за значенням ІЗВ

Значення ІЗВ	Клас якості	Характеристика води
Менше, рівне 0,25	I	Дуже чиста
0,25-0,75	II	Чиста
0,76-1,25	III	Помірно забруднена
1,26-2,50	IV	Забруднена
2,51-4,00	V	Брудна
4,10-10,00	VI	Дуже брудна
Більше 10,00	VII	Надзвичайно брудна

Додавання вмісту пестицидів у водному середовищі до розрахунку ІЗВ є вкрай важливим для басейну Західного Бугу, оскільки середня течія проходить через інтенсивні сільськогосподарські угіддя Львівщини. У ГІС-моніторингу пестициди вважаються «пріоритетними небезпечними речовинами», оскільки їхні ГДК надзвичайно низькі (часто на межі виявлення приладами).

Включення пестицидів у моніторинг переводить локацію р. Західний Буг біля с. Старий Добротвір зі статусу "забруднена" до статусу "брудна", що вказує на синергетичний ефект і кумулятивний характер навантаження на річкову систему з боку різних секторів господарювання: промислове (від ТЕС) та аграрне (змиви з полів).

Використання методу ІЗВ продемонструвало критичну залежність класу якості від набору показників: за суто гідрохімічними параметрами (Нітроген, Фосфати) досліджувану воду можна оцінити як помірно забруднена (III клас, ІЗВ $\approx 1,05$); при додаванні важких металів стан погіршується до забрудненої (IV клас, ІЗВ $\approx 2,18$), а врахування пестицидів (аграрний чинник) переводить водойму в категорію брудної (V клас, ІЗВ $\approx 2,7$).

Ключові чинники впливу, які спричинюють дані показники ІЗВ, це: функціонування Добротвірської ТЕС призводить до хронічного термічного забруднення, що зумовлює дефіцит розчиненого кисню (падіння концентрації до 6,4 мг/дм³, а також виступає джерелом емісії важких металів; високий рівень органічного забруднення БСК₅ = 5,1 мг/О₂дм³ та присутність залишкових кількостей пестицидів свідчать про інтенсивний поверхневий стік із сільськогосподарських угідь, розташованих вище за течією річки;

Добротвірське водосховище виконує функцію седиментаційного бар'єра, де відбувається депонування токсикантів у донних відкладах, що формує постійну загрозу вторинного забруднення водного стовпа.»

3.3. Гідрохімічний стан поверхневих вод басейну Західного Бугу під впливом антропогенного навантаження аграрного сектору

Станом на 2026 рік структура земельних угідь у басейні річки Західний Буг у межах адміністративного району Львівської області характеризується високим рівнем сільськогосподарського освоєння та значною часткою лісових масивів [128]. Основні категорії земельних угідь басейну розподілені наступним чином: Сільськогосподарські угіддя – займають близько 60–65% території басейну. Переважну частку становить рілля, а також сіножаті та пасовища, особливо в заплавах річок.

Ліси та лісосмуги – охоплюють приблизно 25–30% площі. Найбільші лісові масиви зосереджені у верхній частині басейну (Гологори) та в північній частині на Малому Поліссі. Забудовані землі – території міст (Львів, Шептицький, Сокаль, Буськ), промислові зони та транспортна інфраструктура займають близько 5-7% території. Води та заболочені землі – включають русла річок, водосховища (зокрема Добротвірське, площею понад 14 млн м³) та природні болота, що становлять біля 2–3% площі басейну.

У багатьох районах басейну частка ріллі перевищує 50%, що при інтенсивному веденні сільського господарства створює ризики водної ерозії ґрунтів та забруднення річки біогенними елементами. Заплава Західного Бугу традиційно використовується як природні кормові угіддя (сіножаті та пасовища), хоча значна їх частина була меліорована у минулому.

Наявність великих промислово-міських агломерацій та об'єктів енергетики (Добротвірська ТЕС) та вугільної промисловості (Червоноградський гірничопромисловий район) суттєво змінює природний ландшафт та структуру угідь у середній течії.

Аграрний сектор проявляє значний вплив на екологічні показники поверхневих вод Західного Бугу у Львівській області через вимивання хімічних речовин з полів та діяльність тваринницьких комплексів [163]. Хоча

ключовим забруднювачем річки вважаються комунальні стоки річки Полтва, сільське господарство також додає специфічне навантаження.

На формування гідрохімічного складу водних ресурсів значний вплив проявляють кліматичні умови, зокрема кількість опадів у межах басейну річки З. Буг. Інтенсивні дощі можуть призводити до збільшення стоку води з навколишніх територій у річку. Це може призвести до вимивання токсичних речовин з поверхні ґрунту, до них можуть відноситися засоби захисту рослин, мінеральні добрива, органічні рештки, із дощами можуть надходити кислотні оксиди та метали. У процесі збільшення дебету води шляхом підвищення його рівня відбувається більш інтенсивне забруднення води, що знижує її якість.

У середній течії річки Західного Бугу розміщені сільськогосподарські угіддя Кам'янка-Бузької громади та Сокальського району, де розвинуте інтенсивне землеробство, умовний “аграрного поясу”, який забезпечує постійне надходження біогенних речовин та пестицидів через дрібні притоки (табл. 3.18). На основі наданих в табл. 3.18 даних можна провести детальний аналіз впливу біогенних речовин та пестицидів на якість води Західного Бугу на відрізьку Кам'янка-Бузька – Добротвір – Сокаль, території, де активно займаються сільськогосподарським виробництвом. Ці цифри чітко відображають динаміку забруднення річки в її середній течії.

Таблиця 3.18

Вміст біогенних сполук та пестицидів у поверхневих водах середньої течії р.Західного Бугу, “аграрного поясу”, $M \pm m$, $n = 5$

Показники	ГДК, мг/дм ³	Місця забору проб поверхневих вод		
		м. К.-Бузька	с. С. Добротвір	м. Сокаль
Азот амонійний	0,5	1,22±0,08	2,26±0,13	1,98±0,10
Азот нітратний	40,0	15,42±1,68	29,26±2,54	32,4±2,96
Азот нітритний	0,08	0,12±0,03	0,15±0,04	0,14±0,04
Фосфати	2,0	2,68±0,22	1,48±0,17	2,34±0,27
Сума пестицидів	1,0 мкг/л	1,1±0,09	4,2±0,32	3,8±0,38

Вміст азоту амонійного (ГДК 0,5 мг/дм³) у досліджуваних поверхневих водах мав значне перевищення норми в усіх пунктах забору проб (у 2,5 – 4,5 разу). Найгірший показник був виявлений у с. С. Добротвір (2,26 мг/дм³, що в 4,5 рази перевищував допустиму норму), що переконливо доказує про потужне додаткове джерело органічного забруднення між К.-Бузькою та Добротвором (ймовірно, скиди очисних споруд або тваринницьких комплексів). Високий рівень амоніаку вказує на «свіже» забруднення, яке не встигає самоочищатися.

Проблема критичного перевищення вмісту азоту амонійного у річці Західний Буг (у створі с. Старий Добротвір) є досить гострою порівняно із іншими локаціями дослідження. Це, очевидно, зумовлено скидом не очищених каналізаційними, побутовими та органічними відходами і специфікою роботи місцевих очисних споруд детально описано в наукових працях [140, 154-162].

Що стосується азоту нітратного (ГДК 40,0 мг/дм³), то формально його показники в досліджуваних зразках води є межах норми, проте спостерігається тривожна тенденція до зростання від 15,42 г/дм³ в Кам'яно-Бузьці до 32,4 г/дм³ в Сокалі, концентрація зростає вдвічі. Це класичний маркер аграрного впливу. Нітрати змиваються з полів по всій течії річки. У районі Сокаля показник наближається до критичної межі, що стимулює масове цвітіння води.

Вміст нітритного Нітрогену (ГДК 0,08 мг/дм³) в усіх досліджуваних точках перевищував нормативні показники у 1,5–2 рази. Нітрити – це проміжна фаза окиснення Нітрогену. Їх наявність вище норми підтверджує, що процеси самоочищення річки перевантажені органікою. Вода в цих точках є токсичною для риби (нітрити блокують перенесення кисню в крові гідробіонтів).

Оскільки річка Західний Буг є транскордонна річка (тече в Польщу, а далі в Балтійське море), Україна в межах Угоди про асоціацію впроваджує

Нітратну Директиву, а це означає, що територіальні громади Львівської області входять до зони, де фермери мають дотримуватися особливих правил: заборона внесення добрив у зимовий період (коли ґрунт замерзлий); обмеження кількості гною, що вноситься на 1 гектар (не більше 170 кг азоту на рік) та облаштування спеціальних сховищ для зберігання гною, щоб він не просочувався в підземні води.

Вміст фосфатів (ГДК 2,0 мг/дм³) у досліджуваних водах перевищував ГДК у Кам'яно-Бузьці та Сокалі відповідно у 1,34 та 1,17 рази, однак у зразках води одержаної в Старому Добротворі спостерігався в межах ГДК. У Старому Добротворі показник (1,48 мг/дм³) в межах норми, цей показник може відображати специфіку роботи Добротвірського водосховища (фосфати можуть акумулюватися в донних відкладах або споживатися водоростями в стоячій воді).

Кількість пестицидів (ГДК 1,0 мкг/л) у досліджуваних водах середньої течії Західного Бугу в Львівській області була виявлена на рівні 1,1 мкг/л (м. Кам'янка-Бузька); 4,2 мкг/л (с. Старий Добротвір) та 3,8 мкг/л (м. Сокаль), що перевищувало ГДК у 1,1-4,2 рази. Це прямий наслідок інтенсивного землеробства в цих районах. Показник 4,2 мкг/л є високим і вказує на ймовірне порушення правил внесення препаратів захисту рослин або відсутність належним чином сформованими захисними смугами повз берегів річки..

Головна небезпека для екосистеми Бугу полягає не в одному конкретному препараті, а в ефекті синергії, коли в воді одночасно є залишки 3-5 різних гербіцидів, їхня спільна токсичність може на порядок бути вищою, ніж кожного окремо. Навіть якщо в воді концентрація нижче ГДК, пестициди накопичуються в водоростях, потім у дрібних рачках, і зрештою в тканинах риб (щука, сом) їх вміст стає критичним.

Під час інтенсивних дощів у травні концентрація пестицидів у середній течії Бугу може короткочасно підвищуватися у 10-50 разів вище за норму.

Якість поверхневих вод на досліджуваній ділянці оцінюється як незадовільна. Основними чинниками деградації екосистеми є поєднання застарілих очисних споруд (амонійний азот) та інтенсивної аграрної діяльності (нітрати, пестициди). Подальше підвищення навантаження на водну екосистему може призвести до незворотної евтрофікації річки та втрати її рибогосподарського значення.

3.4. Комплексний екологічний підхід до охорони водних об'єктів басейну Західного Бугу у Львівській області

Комплексний підхід до охорони басейну Західного Бугу передбачає розгляд річки не як окремого каналу з водою, а як складної екосистеми, де якісний стан річкової води залежить від лісових насаджень, ґрунтів, господарської діяльності та транскордонної співпраці.

У середній течії Західного Бугу (від м. Буськ до кордону з Волинською областю, включаючи Шептицький район, комплексний підхід щодо посилення охорони водного середовища стає критично важливим через поєднання потужних промислових, комунальних чинників та дощових і талих стічних вод сільськогосподарських угідь (табл. 3.19).

Таблиця 3.19

Основні виклики (комунальні, сільськогосподарські та промислові) щодо навантаження водного середовища басейну річки Західний Буг

Напрямок	Основна проблема	Ціль комплексного підходу
Комунальний	Застарілі очисні споруди	Досягнення "доброго" екологічного стану води за стандартами ЄС.
Сільське господарство	Змив пестицидів та нітратів	Встановлення буферних зон (залуження берегів).
Промисловість	Шахтні води Шептицького вугільного району	Мінімізація мінералізації та засолення річки.

Охорона водного середовища басейну зазначеної річки має відповідати басейновому принципу управління: Західний Буг – це транскордонна артерія (Україна – Білорусь – Польща), тому охорона водного середовища включає засади спільного моніторингу щодо узгодження якісних і кількісних показників якості води з європейськими стандартами (згідно з Водною рамковою директивою ЄС) та координацію дій між Львівською ОВА, БУВР (Басейновим управлінням водних ресурсів) та польськими партнерами. Наприклад, у пункті спостереження (створі) м. Сокаль

проводиться детальний аналіз на вміст засобів захисту рослин – пестицидів, металів та медикаментів згідно до чинних вимог ЄС.

Оскільки річка Західний Буг має незначну самоочисну здатність через повільну її течію в певних ділянках, критично важливими є реконструкція очисних споруд, а саме модернізувати міську інфраструктуру та очисні систем Львова, Буська, Кам'янка-Бузька, Сокаля та Шептицького. Стимулювання підприємств до повторного використання технічної води, щоб зменшити обсяг скидів.

Комплексний підхід щодо охоронних заходів водних ресурсів неможливий без захисту прибережних територій, а саме здійснювати суворий контроль за забудовою та розорюванням земель безпосередньо біля води. Проводити заходи спрямовані на ревіталізація та оздоровлення невеликих річок басейну Західний Буг, таких як Полтва, Рата, Солокія тощо, оскільки екологічний стан великої річки на 80% залежить від їх якісних показників.

Через те, що середня течія річки в основному протікає на рівнинній місцевості із меандрами та старицями, важливо розробити та використовувати ефективні заходи щодо берегоукріплення тобто захист берега від ерозії, що особливо актуально в районах інтенсивного підмиву територій. Проводити відповідні заходи щодо необхідності відновлення водно-болотних угідь шляхом захисту заплав, які діють як природні фільтри та регулятори рівня паводкових вод, особливо в лютому-березні. Проводити постійні дослідження рівнів біогенних речовин (фосфатів, нітратів та амоніаку), які провокують цвітіння води (евтрофікацію) та запроваджувати заходи до зниження їх вмісту.

Для захисту екосистем та запобігання антропогенному тиску на водні екосистеми, прилеглі території підлягають статусу водоохоронних зон із виділенням у їх межах прибережних захисних смуг із суворими обмеженнями господарської діяльності. Окремо, для гарантування безпеки

питної води, у районах водозаборів запроваджуються зони санітарної охорони.

Охоронні захисні смуги вздовж берегів річки мають статус територій із суворим регламентом природокористування. У їх межах діє нормативна заборона на інтенсивне сільськогосподарське освоєння (розорювання, випас худоби, застосування агрохімікатів), капітальне будівництво, а також розгортання об'єктів рекреаційної та транспортної інфраструктури [156].

Першочерговим завданням у сфері екологічної безпеки є завершення формування водоохоронних зон (завширшки до 500 м) для всіх типів водних об'єктів, зокрема річок протяжністю понад 10 км. Цей процес має супроводжуватися впровадженням суворого регламенту землекористування, що передбачає повну заборону на зведення промислових підприємств із потенційними викидами та комплексний благоустрій прилеглих територій.

Для середньої течії річки Західного Бугу (де річка стає потужнішою та меандрує – утворює плавні петле-подібні вигини) норма про 500 метрів є надзвичайно важливою. Це дозволяє створити «буфер», який фільтруватиме азотні сполуки та пестициди з навколишніх сільгоспугідь, про які ми згадували раніше.

Для комплексної оцінки стану водних ресурсів басейну річки Західний Буг необхідно також використовувати прогресивні, сучасні методи цифрового контролю, які покликані, в умовах реального часу, фіксувати рівень хімічного забруднення, що дає змогу оперативного реагування. Крім того, використовувати ГІС-технології з метою створення локальних цифрових карт басейну для прогнозування наслідків паводків або аварійних викидів.

Комплексний підхід щодо покращення стану водного середовища досягається лише за умов комплексного впровадження всіх природоохоронних заходів. Очищення води не дасть результату, якщо не

буде попередньо проведені заходи щодо усунення ерозії берегів, забруднення джерел підземних водотоків тощо.

Для впровадження жорсткого регламенту щодо оздоровлення водного середовища в середній течії Західного Бугу, нами, були розроблені та рекомендовані заходи, які стосуються комунальних, промислових та аграрних впливів на досліджуваний басейн.

По-перше (промислове навантаження), оскільки гірничопромислові шахти територій (Шептицький район є специфічними об'єктами, які повинні функціонувати і не можуть бути просто «винесені» за межі зони, то регламент має включати: навколо териконів та шахтних майданчиків у межах 500-метрової зони необхідно висаджувати породи дерев, стійкі до засолення (наприклад, акація, тополя), щоб зупинити стік забруднених зливових вод у річку; заборонити розширення виробничих площ шахт у бік русла без будівництва місцевих очисних споруд замкненого циклу.

Обов'язково облаштування мережі спостережних пунктів між промисловими об'єктами та коливання рівня води на межі з суходолом (лінія перетину поверхні річки з берегом) для контролю міграції сульфатів.

Добротвірська ТЕС є основним із найбільших промислових об'єктів у середній течії Західного Бугу, і її вплив на річку має специфічний характер. Комплексний підхід до охорони водного середовища у зоні впливу ТЕС базується на боротьбі з тепловим забрудненням (скидання підігрітих вод після охолодження турбін змінює температурний режим річки).

Модернізація систем охолодження з переходом на закриті цикли (із використанням градирень), щоб мінімізувати об'єм скидання гарячої води безпосередньо в русло. Це допоможе зберегти вміст розчиненого у воді кисню, який стрімко падає в процесі нагрівання. Величезні масиви попелу та шлаку зберігаються поблизу річки і є постійним джерелом забруднення металами. Щоб уникнути емісії важких металів у водне середовище необхідне посилення гідроізоляції дамб та ложа для зберігання золи та

запобігання фільтрації токсичних речовин у підземні води та прилеглі малі річки.

Доцільно проводити поступове заліснення відпрацьованих секцій, де зберігається зола з метою зменшення вітрової ерозії та вимивання дрібно-дисперсних часток впродовж тривалих дощів. Для очищення специфічних стоків (хімічних реагентів для підготовки технічної води з метою промивання котлів тощо) необхідне встановлення сучасних фільтрів-пресів та систем нейтралізації хімічно забруднених стоків, щоб запобігти різким змінам рН води в Західному Бугу.

Водосховище ТЕС діє як гігантський відстійник, де накопичується мул і органічні залишки, які надійшли із течією, тому доцільно проводити регулярні днопоглиблювальні та очисні роботи для видалення донних відкладень, насичених токсичними речовинами. Це запобігатиме вторинному забрудненню водного середовища річки в процесі скидання води.

По-друге (сільськогосподарське навантаження): для територій навколо Буська, Кам'янки-Бузької та Сокаля пріоритетними є переведення орних земель у межах 100–500 метрів від води у статус сіножатей або пасовищ (із заборонаю випасу безпосередньо біля берега). Це створить природний фільтр для нітратів.

Повне винесення гноєсховищ та складів агрохімії за межі 500-метрової зони, що критично для запобігання потраплянню амоніаку в Західний Буг. На малих річках, що впадають у Західний Буг, необхідно створювати штучні біоплато (очеретяні насадження), які поглинатимуть органіку до її надходження в основне русло.

По-третє (навантаження комунального сектору), який є основним джерелом як органічного, так й бактеріального забруднення середньої течії Західного Бугу (особливо через вплив стоків Львова та райцентрів), комплексний підхід має базуватися на таких рекомендаціях, а саме очисні споруди в Буську, Кам'янці-Бузькій та Сокалі з метою денітрифікації та

дефосфатизації мають бути дообладнані системами біологічного видалення азоту та фосфору. Це критично для боротьби з «цвітінням» води нижче за течією. Встановлення систем, що регулюють очищення залежно від об'єму стоків у реальному часі, які мінімізують ризик аварійних скидів під час злив.

У містах середньої течії дощова вода часто потрапляє в річку напряму, несучи нафтопродукти з доріг та сміття. Рекомендується встановлення нафто- та піско-вловлювачів на основних випусках. Поступовий перехід від загально-сплавної системи (де побутові та дощові стоки змішуються) до роздільної, щоб впродовж паводків очисні споруди не працювали з перевантаженням.

На виході з очисних споруд рекомендується створювати системи каскадних ставків із вищою водною рослинністю (очерет, рогіз), які виконують роль «фінального фільтра» перед потраплянням води в основне русло Західного Бугу. Необхідно систематично проводити облік щодо обов'язкової герметизації вигрібних ям у домогосподарствах, що розташовані в межах 500-метрової водоохоронної зони, для запобігання фільтрації неочищених стоків у підземні горизонти.

На рівні місцевих громад проводити просвітницькі кампанії щодо відмови від фосфатвмісних миючих засобів та співпрацю з бізнесом щодо продажу безфосфатної хімії.

Впровадження такого регламенту дозволить знизити рівень мінералізації води на 15-20% та суттєво зменшити ризик літнього дефіциту кисню, що критично для транскордонного статусу річки.

Висновки до розділу III

Впродовж експериментальних досліджень було отримано комплексну характеристику гідрохімічного стану поверхневих вод річки Західного Бугу у територіальних межах Львівської області. Зібрані дані дозволили оцінювати як сумарну концентрацію розчинених солей (сухий залишок), так й якісний та кількісний склад макрокомпонентів.

Біоіндикаційний контроль за участю фітопланктону, зообентосу, макрофітів та риб виявив їхню високу вразливість до тривалого токсичного впливу. Організми накопичують екотоксиканти у тканинах навіть за їхньої мінімальної присутності у воді, що вказує на прихований негативний ефект. Це обґрунтовує доцільність інтеграції хімічного аналізу з біологічним контролем

Показники біомаси фітопланктону в річці Західний Буг є стабільно високими і за сезонами становлять: навесні – 12,4 млн кл/л, улітку – 42,4 млн кл/л, восени – 21,2 млн кл/л. Така динаміка свідчить про суттєвий антропогенний тиск на річкову систему. Постійне надходження комунальних та аграрних стічних вод забезпечує надлишок поживних речовин для водоростей навіть у несприятливій період.

Накопичення рухливих форм металів макрофітобентосом мало свою специфіку: найінтенсивніше поглиналися Ферум, Цинк і Купрум, а найменше – токсичний Плюмбум. Водночас максимальну здатність акумулювати Феруму та Плюмбуму виявили очерет звичайний, рогіз широколистий і рогіз вузьколистий. Коефіцієнти акумуляції для цих видів становили відповідно: 12,6 та 4,2; 14,2 та 4,8; 16,1 та 4,6.

Аналіз сухої маси зообентосу виявив такі концентрації важких металів: Ферум – 50,82 мг/кг, Цинк – 42,16 мг/кг, Купрум – 8,12 мг/кг та Плюмбум – 1,89 мг/кг. Експериментальний вплив суміші Купруму та Цинку у дозах 1,0, 2,0 та 5,0 ГДК показав прямий зв'язок між рівнем забруднення та

зміною пігментації личинок. Ця залежність між накопиченням металів і морфологічними порушеннями підтверджує ефективність використання хірономід як чутливих біоіндикаторів.

Дослідження плітки, верховодки, окуня та карася показав, що показник стабільності їхнього розвитку (частота асиметрії ознак) коливався в межах 0,20–0,48. Це свідчить про III та IV класи якості води, які відповідають середньому та значному екологічному відхиленню від норми. Лабораторні тести на гуппі підтвердили високу вразливість риб до токсичних металів: на 90-ту добу в розчинах солей Купруму та Цинку смертність сягала критичних 48–78%.

Максимальну летальність викликав хлорид Купруму (78%), що доводить його вищу токсичність порівняно навіть із комбінованою дією металів (72%). Вплив хлориду Цинку виявився слабшим, але теж суттєвим (48% смертності). Отримані результати обґрунтовують доцільність застосування цього виду для якісного та кількісного оцінювання токсикологічного статусу водойм.

Гідроекологічний аналіз поверхневих вод Львівщини вказує на стабільно напружену ситуацію. Показники загальної мінералізації та вмісту головних іонів зростають у зонах антропогенного впливу. Рівень біогенного й органічного забруднення чітко корелює з обсягами скидів комунальних підприємств та стоками з сільськогосподарських угідь.

Зростання температури води провокує подвійний негативний ефект: зниження фізичної розчинності кисню та одночасну інтенсифікацію його споживання. Прискорення розкладу органіки зумовлює ріст показників БСК та ХСК, що створює критичне навантаження на екосистему

Найбільш напруженим періодом для гідробіонтів водного середовища Західного Бугу є липень та серпень, коли температурний режим води сягає 21-24°C, а рівень кисню коливається в межах 6,4–6,8 мг/дм³. Хоча ці значення все ще вкладаються в межі санітарних норм (зазвичай > 4–6 мг/дм³ для

рибогосподарських водойм), вони є межевими для чутливих видів риб (наприклад, деяких корошових), особливо з урахуванням того, що вночі цей показник може падати ще нижче через дихання водоростей.

Нагрівання води викликає подвійний негативний ефект: знижує розчинність кисню та прискорює його споживання. Інтенсивний розклад органіки підвищує показники БСК і ХСК, створюючи критичне навантаження на екосистему. Найважчим періодом для гідробіонтів Західного Бугу є липень і серпень із температурами 21–24 °С та вмістом кисню 6,4–6,8 мг/дм³. Хоча ці дані відповідають санітарним нормам, вони є граничними для чутливих видів через нічний дефіцит кисню внаслідок дихання водоростей.

Значення БСК₅ та ХСК стрімко зростають униз за течією. Якщо у верхів'ї вони в межах норми, то в середній течії БСК₅ досягає 5,1 мг/дм³ (перевищення ГДК в 1,7 рази), а в нижній – 8,1 мг/дм³ (у 2,7 рази вище ліміту). Показники ХСК у середній та нижній течіях також перевищували нормативи в 1,1 та 1,4 рази відповідно. Ця тенденція свідчить про значні витрати кисню на окиснення антропогенної органіки на ділянках нижче промислових центрів та міських агломерацій.

Розрахунок індексу забрудненості води (ІЗВ) виявив залежність класу її якості від переліку врахованих маркерів. За гідрохімічними параметрами (азот, фосфати) середовище є задовільним (III клас, ІЗВ ≈ 1,05). Додавання у розрахунок важких металів погіршує стан до забрудненого (IV клас, ІЗВ ≈ 2,18), а врахування пестицидів переводить водойму до категорії брудної (V клас, ІЗВ ≈ 2,7).

Аграрне виробництво суттєво трансформує гідрохімічний режим поверхневих вод через змиви з полів та діяльність тваринницьких комплексів. Попри те, що головним джерелом забруднення залишаються комунальні стоки Полтви, сільське господарство створює додаткове специфічне навантаження. Інтенсивне застосування добрив і пестицидів на

водозборі призводить до вимивання біогенних та токсичних речовин у річкову мережу.

Високе органічне навантаження ($BCK_5 = 5,1 \text{ мг/дм}^3$) та присутність залишків пестицидів, нітратів і фосфатів свідчать про суттєвий змив з агроценозів вище за течією. Це стимулює евтрофікацію, інтенсивне вичерпання розчиненого кисню та погіршення умов для гідробіонтів. Потрапляння у воду агрохімікатів порушує природний баланс біогенних елементів, що зумовлює процеси вторинного забруднення річки.

Сучасний екологічний статус водотоку вимагає переходу від поодиноких заходів до комплексного екологічного підходу. Охорона водойм Львівщини має базуватися на суворому контролі скидів, ревіталізації малих річок басейну та впровадженні точного землеробства для зниження пестицидного навантаження.

На основі басейнового підходу до охорони та раціонального природокористування в системі річки Західний Буг встановлено:

- різке погіршення стану екосистеми від III до V класу залежно від типу забруднювачів. Це доводить, що класичний гідрохімічний аналіз без урахування специфічних токсикантів дає суттєву похибку.

- змив пестицидів та органіки з полів є вирішальним у переведенні водойми до категорії «брудна». Високий рівень BCK_5 ($5,1 \text{ мг/дм}^3$) підтверджує інтенсивне евтрофування акваторії.

- діяльність Добротвірської ТЕС спричиняє теплове забруднення, яке знижує вміст розчиненого O_2 до $6,4 \text{ мг/дм}^3$, а наявне водосховище акумулює токсиканти, створюючи ризики вторинного забруднення. Коливання гідродинамічного та термічного режимів провокують десорбцію отруйних речовин із відкладів у водну товщу, що послаблює самоочисну здатність річки та активізує нагромадження металів.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено актуальну наукову проблему – проведено екологічну діагностику водних об'єктів басейну річки Західний Буг в умовах транскордонного переносу забруднень. Автором встановлено пріоритетні джерела техногенного навантаження та науково обґрунтовано заходи щодо відновлення екосистемного балансу. Основні результати дослідження представлені наступним чином:

1. Комплекс фізико-географічних, кліматичних та гідрологічних чинників річки Західного Бугу визначає специфіку господарювання у регіоні. Гідрологічний режим поверхневих вод басейну Західний Буг і її притоками залежить як від природних факторів, так й від антропогенного навантаження. На багатьох ділянках зафіксовано зниження деградація гідрохімічного режиму у створах спостереження, зумовлена хронічним скиданням зворотних вод та технологічною застарілістю локальних очисних споруд.

2. Рельєф басейну переважно рівнинний, з локальними підвищеннями у межах Волинської височини та Розточчя. Розташування на межі Подільської височини і Малого Полісся формує різноманітний рельєф, знаходиться у зоні клімату помірних широт із помірною континентальністю з вираженими сезонами, що сприяє веденню сільського господарства, однак є висока вразливість до паводків. Ґрунти басейну відзначаються високою родючістю, але на окремих ділянках спостерігаються процеси деградації: ерозія, підкислення, підтоплення, навантаження металами.

3. В процесі досліджень було отримано комплексну характеристику гідрохімічного стану у водотоках басейну Західного Бугу на території Львівської області. Загалом встановлено, що гідрохімічні показники водного середовища Західний Буг демонструють чіткі просторові та сезонні варіації, обумовлені як природними, так і антропогенними факторами. Зростання температури води провокує подвійний негативний ефект: зниження фізичної

розчинності кисню та одночасну інтенсифікацію його споживання. Прискорення розкладу органіки зумовлює ріст показників БПК₅ та ХПК, що створює критичне навантаження на екосистему. Найбільш напруженим періодом для гідробіонтів у досліджуваній річці є липень та серпень, коли температурний режим води сягає 21-24 °С, а рівень кисню коливається в межах 6,4 - 6,8 мг/дм³.

4. Встановлено, що використання фітопланктону, зообентосу, гідрофіти та іхтіофауни як репрезентативних тест-систем дозволяє верифікувати хронічний токсичний вплив сполук важких металів та інших політантів, які накопичуються в тканинах організмів навіть за умови їх низьких концентрацій у товщі води.

Середнє значення біомаси фітопланктону в товщі річкової води Західного Бугу протягом весни, літа та осені є досить високою і відповідно складає 12,4 млн. кл/л; 42,4 млн. кл/л і 21,2 млн. кл/л. Це вказує на значне техногенне навантаження на басейнову систему річки Західний Буг через хронічне надходження стічних вод із локальних джерел забруднення та стічних вод сільськогосподарських угідь, забезпечуючи стабільно високий рівень біогенних елементів живлення фітопланктону навіть у несприятливі періоди.

5. Динаміка акумуляції рухливих хімічних форм металів представниками макрофітобентосу характеризувалася певною специфікою: найінтенсивніше накопичувалися біогенні елементи (Цинк, Купруму та Феруму), тоді як найменші концентрації зафіксовано для Плюмбуму – токсичного елемента для біоти. За кумулятивною здатністю досліджувані гідрофіти мають свою специфіку, а саме найактивніше акумулюється залізо та свинець очеретом звичайним, рогозом широколистим та рогозом вузьколистим відповідно із наступними коефіцієнтами акумуляції: 12,6, 4,2; 14,2, 4,8 та 16,1, 4,6.

6. У ході дослідження в зообентосі в перерахунку на суху масу було визначено такі концентрації важких металів: Купруму – 8,12 мг/кг, Цинку – 42,16 мг/кг, Феруму – 50,82 мг/кг та Плюмбуму – 1,89 мг/кг. Лабораторне дослідження сумісного впливу розчинів Купруму та Цинку в концентраціях 1,0 ГДК; 2,0 ГДК та 5,0 ГДК дозволило встановити пряму залежність між ступенем забруднення та зміною трансформацією пігментації личинок. Встановлена залежність між рівнем акумуляції важких металів та морфологічними змінами тест-об'єкта підтверджує доцільність використання личинок хірономід як чутливого біоіндикатора.

7. За результатами обстеження плітки звичайної, верховодки, окуня річкового та карася сріблястого, інтегральний показник стабільності розвитку (частота асиметричного прояву ознак) змінювався у діапазоні від 0,20 до 0,48. Це відповідає III та IV класу якості середовища, що характеризується як стан зі середнім та значними відхиленнями від норми. Проведені дослідження на рибках групі підтвердили їх високу чутливість до навантаження токсичними металами. Встановлено, що на 90-ту добу експозиції рівень смертності тест-об'єктів у розчинах солей Купруму та Цинку досягав критичних значень – 48-78%.

Найвищий рівень летальності спостерігався під впливом хлориду Купруму (78%), а це відповідно вказує на його високу токсичність навіть у порівнянні із сумісними розчинами металів (72%). Вплив хлориду цинку виявився менш агресивним, проте також суттєвим (смертність 48%). Це підтверджує доцільність використання даного виду для якісної та частково кількісної оцінки токсикологічного стану досліджуваних водних об'єктів.

8. Найбільш напруженим періодом для гідробіонтів водного середовища Західного Бугу є липень та серпень, коли температурний режим води сягає 21-24°C, а рівень кисню коливається в межах 6,4–6,8 мг/дм³. Хоча ці значення все ще вкладаються в межі санітарних норм (зазвичай > 4–6 мг/дм³ для рибогосподарських водойм), вони є межовими для чутливих видів

риб (наприклад, деяких корокових), особливо з урахуванням того, що вночі цей показник може падати ще нижче через дихання водоростей.

Показники БСК₅ та ХСК стрімко зростають вниз за течією. Якщо у верхів'ї вони відповідають нормі, то в середній течії БСК₅ було на рівні 5,1 мг/дм³ (в 1,7 перевищувало ГДК), а в нижній течії БСК₅ становить 8,1 мг/дм³, що у 2,7 рази вище ліміту для водойм господарсько-побутового призначення. Аналогічна динаміка в середній та нижніх течіях спостерігалась також і для ХСК, що у 1,1 та 1,4 рази перевищували ГДК. Така тенденція відображає високі витрати розчиненого у воді кисню на біохімічне та хімічне окиснення антропогенної органіки на ділянках, розташованих нижче міст із промисловим виробництвом та густою житловою забудовою.

9. Розрахунок комплексного показника (ІЗВ) для оцінки якості гідросфери продемонстрував критичну залежність класу якості води від набору показників: за суто гідрохімічними параметрами (азот, фосфати) водне середовище характеризується як задовільної якості (III клас чистоти, ІЗВ \approx 1,05); при додаванні до розрахунків наявний вміст у воді важких металів – стан погіршується до забрудненої (IV клас, ІЗВ \approx 2,18), а врахування пестицидів (аграрний чинник) переводить водойму в категорію брудної (V клас, ІЗВ \approx 2,7).

10. Сільськогосподарське виробництво виступає потужним фактором трансформації гідрохімічного режиму досліджуваних поверхневих вод через вимивання хімічних речовин з полів та діяльність тваринницьких комплексів. Хоча ключовим забруднювачем річки вважаються комунальні стоки річки Полтва, сільське господарство також додає специфічне навантаження. Масштабне внесення агрохімікатів та засобів захисту рослин на водозбірній площі призводить до вимивання біогенних та токсичних елементів у річкову мережу.

Високий рівень органічного навантаження (БСК₅ = 5,1) та наявність залишків пестицидів, нітратів та фосфатів однозначно вказує на значний

змив із полів сільськогосподарського призначення вище за течією. Це стимулює процеси евтрофікації (цвітіння води), інтенсивне вичерпання запасів вільного кисню в акваторії та погіршення умов існування гідробіонтів. Вимивання з полів залишків хімічних речовин, які надходять із добривами та пестицидами призводить до порушення природного балансу біогенів, що провокує процеси вторинного забруднення річки.

11. Нинішній екологічний статус досліджуваного водотоку зумовлює необхідність відмови від поодиноких дій на користь комплексного екологічного підходу. Охорона водних об'єктів на Львівщині має базуватися на поєднанні жорсткого контролю за скидами, ревіталізації невеликих потічків та річок басейну та впровадження методів точного землеробства для зменшення пестицидного навантаження.

На основі комплексного підходу до охорони та раціонального природокористування в басейновій структурі річки Західний Буг було встановлено:

- якість води демонструє різку деградацію (від III до V класу), причиною цього процесу є тип забруднювачів. Це вказує на те, що стандартні гідрохімічні методи дослідження можуть давати похибку, не враховуючи специфічних токсикантів;
- аграрний чинник (пестициди та органічний змив) є вирішальним у переведенні водойми до категорії «брудна». Високе значення БСК₅ (5,1) підтверджує інтенсивне евтрофування через змив із полів;
- діяльність Добротвірської ТЕС спричиняє теплове забруднення, що призводить до дефіциту розчиненого у воді O₂ (до 6,4 мг/дм³). Це погіршує самоочисну здатність води та створює умови для нагромадження металів;

Добротвірське водосховище виступає депонентом токсичних речовин, де кумулятивний ефект у донних відкладах формує ризик регенерації

забруднення. Зміна гідродинамічного режиму або термічних показників провокує десорбцію отруйних речовин у водний горизонт

РЕКОМЕНДАЦІЇ

Екологічна ситуація в екосистемах басейнової структури Західного Бугу характеризується мінливістю та потребує особливої уваги. Ключовими кроками для її стабілізації є оновлення міських систем очищення стоків, перехід до басейнової моделі управління водним господарством та гармонізація природоохоронних норм із вимогами Євросоюзу.

Екологічно безпечна вода досліджуваної річки є фундаментом для сталого розвитку регіону, що охоплює екологічну стабільність, санітарно-епідеміологічне благополуччя населення та економічне процвітання. Оскільки основна шкода спричинена діяльністю людини, розв'язання проблеми вимагає системного підходу: поєднання технологічного оновлення, юридичного регулювання та нових організаційних стратегій.

Для поліпшення ситуації необхідними є технологічна реконструкція та автоматизації комплексів очищення стічних вод, контроль агрохімічного навантаження, відновлення захисних рослинних комплексів уздовж берегової лінії та проведення системного моніторингу. Комплексна реалізація запропонованих заходів дозволить: стабілізувати гідрологічний режим; зменшити антропогенне навантаження; збереження природного гумусового та біопродуктивного потенціалу земель, що суттєво підвищить якість життя населення басейну.

Інтеграція сучасних технологій та посилення законодавчої бази здатні суттєво оптимізувати гідроекологічні показники та чистоту водного середовища річки Західний Буг, зберегти її екологічну цінність і сприяти сталому розвитку регіону. Для цього необхідна координація зусиль в межах державних інституцій, регіональних структур та органів місцевого самоврядування, поряд із активною участю громадськості

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Гнатюк О. В. Аналіз забруднення водних об'єктів Львівської області. *Водне господарство України*, 2020. 2(22). С. 35-43.
2. Забокрицька М. Р. Оцінювання екологічного стану басейну Західного Бугу на території України: сучасні підходи та результати. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2021. № 2 (60). С. 18–32.
3. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р. Особливості гідрохімічного режиму та оцінка якості води річки Західний Буг (за даними багаторічного моніторингу). *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. Серія: Географія. 2020. Вип. 1/2. С. 5–14.
4. Kurhanevych L., Horoshkova L., Khlobystov I. Spatial analysis of the environmental state of the Western Bug river basin. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2023. Vol. 32 (2). P. 312–325.
5. Одноріг З. С., Мальований М. С. Оцінка антропогенного впливу на стан водних екосистем басейну р. Західний Буг. *Екологічні науки*. 2022. № 3 (42). С. 115–121.
6. Hopchak I., Basiuk T., Joluch O. Assessment of the ecological status of the Western Bug River basin within Ukraine based on hydrochemical parameters. *Journal of Water and Land Development*. 2021. No. 49. P. 136–143.
7. Kozlovskiy V., Katsalaba O. Modern challenges of transboundary water management in the Western Bug river basin in the context of climate change. *Environmental Management and Audit*. 2024. Vol. 15, No. 1. P. 45–58.
8. Zabokrytska, M., & Khilchevskiy, V. Hydrochemical regime and water quality assessment of the Western Bug River in the border area of Ukraine with Poland. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 2020. 29(2), 445–454.
9. Hopchak, I., Basiuk, T., & Joluch, O. Assessment of the ecological status of the Western Bug River basin within Ukraine based on hydrochemical parameters. *Journal of Water and Land Development*, 2021. 49, 136–143.

10. Koliada, V., & Toichkina, O. (2022). Monitoring of heavy metal pollution in the transboundary river systems of the Western Bug basin. *International Journal of Environmental Studies*, 79(4), 612–625.
11. Kurhanevych, L., & Pasichnyk, M. (2023). GIS-based spatial analysis of anthropogenic pressure on the Western Bug river basin ecosystems. *Applied Geography and Geoinformatics*, 11(1), 22–34.
12. Guzik, M., & Kowalska, A. (2024). Transboundary cooperation in the Bug River basin: Implementation of the EU Water Framework Directive in Poland and Ukraine. *Environmental Management and Policy*, 16(2), 88–101.
13. Snitynskyi V., Khirivskyi P., Hnativ I., Hnativ R. Influence of Climatic Factors on Runoff Formation and Surface Water Quality of the Stryi River Basin. In: Blikharskyi Z. (eds) Proceedings of EcoComfort 2020. EcoComfort 2020. Lecture Notes in Civil Engineering, vol 100. Springer, Cham. pp. 436-442. https://doi.org/10.1007/978-3-030-57340-9_53 (Scopus).
14. Volodymyr Snitynskyi, Petro Khirivskyi, Volodymyr Cherniuk, Ihor Hnativ, Roman Hnativ, Orest Verbovskiy, Irina Bihun. The Influence of Self-Cleaning Processes on the Quality of Drinking Water of Stryi Water Intake Wells. *Journal of Ecological Engineering* 2022, 23(4), 25–32. <https://doi.org/10.12911/22998993/146335> (Scopus).
15. Volodymyr Snitynskyi, Khirivskyi Petro, Hnativ Ihor, Yakhno Oleg, Machuga Oleg, Hnativ Roman Visualization of River Water Flow in Hydrodynamically Active Areas under Different Flow Regimes. *Journal of Ecological Engineering* 2021, 22(9), 129–135. <https://doi.org/10.12911/22998993/141385> (Scopus).
16. Мельник, Т. І. Вплив антропогенного навантаження на якість води Західного Бугу. *Екологія і природокористування*, 2021. 5(55). С. 60-70.
17. Романюк І. Ю. Особливості гідрохімічного режиму Західного Бугу. *Екологічні дослідження*, 2020. 1(14). С. 25-38.

18. Яременко О. М., Ковальчук, І. В. Забруднення та відновлення якості вод Західного Бугу. *Водне господарство України*, 2019. 4(28). С. 37-48.
19. Барановський, О. М., Мельник, П. П. Еколого-гідрологічна оцінка стану басейнів річок України. *Екологічна безпека та природокористування*. 2019. № 1(29). С. 24–35.
20. Лабарткава В. Екологічний стан річки Західний Буг як лімітуючий чинник розвитку водного туризму. *Молода спортивна наука України*. 2023. Т.4. С. 141-142.
21. Джам О.А., Данилюк І.В. Динаміка стану якості поверхневих вод басейну р. Західний Буг. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2017. № 21. С. 56–65. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vodeu_2017_21_9.2
22. Koynova I. Ecological threats to the valley of the Bug river (Lviv region)/ I. Koynova, I. Rozhko, N. Blazhko. // *Natural Human Environment. Dangers, protection, education / Monograph*, edited by Kazimierz H. Dygus. Warszawa, 2012. 55-64 s.
23. Бойко, М. Ф., Тарасенко, О. В. Зміни клімату та їх вплив на водні ресурси України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2020. Т. 3(58). С. 45–56.
24. Гопчак І.В. Ретроспективний аналіз динаміки змін якості поверхневих вод річки Західний Буг// *Меліорація і водне господарство*. 2018. №1 (107). С. 67-72.
25. Хільчевський В., Гребінь В., Забокрицька М., Т. Соловей Т. Типологія річок й озер української частини басейну Західного Бугу згідно з вимогами Водної рамкової директиви ЄС та її узгодження з дослідженнями в Польщі. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки*. Розділ І. Загальна теоретична, фізична і конструктивна географія. 14 (339), 2016. С.16-24.

26. Койнова І. Б. Геоекологічні наслідки роботи комунального господарства в басейні річки Західний Буг. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. № 3-4, 2015. С.96-102.
27. Геоекологія Львівської області: монографія / Ю. Андрейчук, Л. Безручко, В. Біланюк та ін. / за заг. ред. Є. Іванова. Львів: Простір-М, 2021. 606 с.
28. Бойко, І. М., & Коваленко, В. П.. Гідрохімія річкових екосистем України: сучасний стан та перспективи. *Екологія України*, 2018. 4(65). С.45-58.
29. Кравченко, С. І., & Петренко, М. І.. Оцінка якості води Західного Бугу в межах Львівської області. *Гідрологічний журнал*, 2019. 1(47). С.12-26.
30. Романів, П. А., Тимощук, В. О. Стан водних ресурсів Західного регіону України. *Вісник НУВГП*. Серія: «Водне господарство та екологія». 2020. Вип. 1(89). С. 11–20.
31. Круглов І. Природні геоекосистеми басейну верхнього Західного Бугу. *Конструктивна географія і геоекологія Наукові записки*. №2. 2015. С. 165-173.
32. Ковальчук П., Іваненко Л., Дячук О. Гідрологічні особливості малих водотоків у басейні Західного Бугу. *Наукові записки ЛНУ*, 2020. 25(2), 112–118.
33. Шіпка М. З., Курганевич Л. П. Геоекологічний аналіз річково-басейнової системи Полтви: монографія. Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2023. 184 с
34. Екологічні основи управління водними ресурсами: навч. посіб. / А. І. Томільцева, А. В. Яцик, В. Б. Мокін та ін. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.
35. Атласне картографування вартості земель України: монографія: / Частина 4. Том. 1/І.П. Ковальчук, А.І. Ковальчук, Р.В. Тихенко, О.В. Шевченко, І.А. Опенько, В.А. Богданець, Д.О. Влаєва, Т.І. Ковальчук,

Я.А. Степчук, О.В. Тихенко; за наук. ред. проф. І.П Ковальчука. Харків: Глобус, 2020. 432с.

36. Царик Л.П. Природокористування та охорона природи у басейнах малих річок: монографія (видання друге доповнене і перероблене) / Л.П. Царик, П.Л. Царик, І.Р. Кузик, В.Л.Царик / за ред. проф. Царика Л.П. Тернопіль: СМП «Тайп», 2021 162 с.

37. Шевчук Н. Проблеми якості води у басейнах малих річок Львівщини. *Екологія і природокористування*, 2021 18(3), 77-85.

38. Roman Hnativ, Volodymyr Cherniuk, Petro Khirivskyi, Natalia Kachmar, Natalia Lopotych, Ihor Hnativ. Processes of natural self-cleaning of small watercourses with increasing anthropogenic load in the Dniester river basin. *Journal of Ecological Engineering* 2023, 24(2), 12–18. <https://doi.org/10.12911/22998993/156914> (Scopus).

39. Мельник Ю. О. Просторовий аналіз екологічних ризиків у Львівській області. *Географія та туризм*. 2021. № 17. С. 88-96.

40. Мельник. Ю. Гідроекологічний аналіз малих річок Львівщини. *Науковий вісник ЛНУ*, 2018. 23(2). С. 112-119.

41. Хільчевський В.К., Гребінь В.В., Забокрицька М.Р. Управління річковими басейнами: навч. посібник К.: ДІА, 2024. 236 с.

42. Banaszuk, P., Wysocka-Czubaszek, A., Kondracka, M. Water quality and nutrient retention in the Western Bug River basin. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2020, 20(3), pp. 352-361.

43. Львівська область: природні умови та ресурси: монографія/ за загальною редакцією М.М. Назарука. Львів: Видавництво Старого Лева, 2018. 592 с.

44. Hlushchenko, L., Mykhailova, N. Climate change adaptation strategies for river basin management. *Sustainability*. 2022, 14(4), 2256.

45. Тиханович Є., Біланюк В. Надзвичайні ситуації природного характеру у ландшафтах Львівської області. Львівська область: природні

умови та ресурси / за заг. ред. д-ра геогр. наук, проф. М. М. Назарука. Львів: В-во Ст. Лева, 2018. С. 311–327.

46. Третяк А.М., Будзяк О.С., Третяк В.М. Екологія землекористування: навч. посіб. Київ, 2017. 178 с.

47. Ґрунти Львівської області: колективна монографія / за ред. С. П. Позняка. Львів: ЛНУ ім. І. Франка, 2020. 424 с

48. Процеси деградації у ґрунтах Львівської області: монографія / Надія Лемега, Володимир Гаськевич. Львів: ЛНУ ім. Івана Франка, 2023. 480 с.

49. Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства: Навчально-методичний посібник / О.В.Арїон, Т.Г.Купач, С.О.Дем'яненко. К., 2017. 226 с.

50. Басейновий принцип управління екологічною безпекою Західного Бугу (на прикладі Львівської області): монографія / Укл.: О. Голодовська, М. Руда, І. Петрушка, М. Мальований. Київ. 2024. 142 с.

51. Курганевич Л. П. Геоекологічний стан заплавно-русового комплексу річково-басейнової системи Полтви (район басейну річки Вісла) / Л. П. Курганевич, М. З. Шіпка // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : збірник наукових праць. Київ: Київський національний університет імені Тараса Шевченка, 2020. № 1 (56). С. 64–70

52. Голодовська Олена, Мальований Мирослав, Соловій Христина Моніторинг забруднення ґрунтів на території басейну Західного Бугу у Львівській області / *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: матер. 17 міжнар. наук.-практ. конф. 24-25 травня, 2018 р. Львів: НУ ЛП, 2018. С.262-264.

53. Курганевич Л. Оптимізація структури землекористування території басейну р. Полтви (водозбір р. Білки) / Л. Курганевич, М. Шіпка // *Конструктивна географія і картографія: стан, проблеми, перспективи* : матеріали Міжнародної науково-практичної онлайн-конференції,

присвяченої 20-річчю кафедри конструктивної географії і картографії Львівського національного університету імені Івана Франка (Україна, м. Львів, 1–3 жовтня 2020 р.). Львів, 2020. С. 155–158.

54. Ковальчук І. П., Ковальчук А. І., Ковальчук І. В., Царик Л. П., Павловська Т. С., Пилипович О. В. Концептуальні засади досліджень геоecологічного стану річково-басейнових систем та їх цифрового атласного картографування. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: Географія. Тернопіль: СМП «Тайп». № 2 (55). 2023. С. 4–16.

55. Мартинюк М. О., Овчарук В. А. Просторова і часова мінливість максимального стоку в басейні Вісли в умовах кліматичних змін. *Науково-практичний журнал*. Серія: Екологічні науки, 48 (3). 2023. С. 148–155

56. Ковальчук І., Іванов Є. Перспективні напрями геоecологічних досліджень території Львівської області. *Конструктивна географія і картографія: стан, проблеми, перспективи*: матер. міжнарод. наук.-практ. онлайн-конф. Львів: Простір-М, 2020. С. 24–28.

57. Зайцев Ю.О., Демчишин А.М., Гунчак М.В. Стан родючості ґрунтів Львівської обл. *Агроекологічний журнал*. 2023. № 1. С.92-100.

58. Razanov S., Melnyk V., Symochko L., Dydiv A., Vradii O., Balkovskyi V., Khirivskyi P., Panas N., Lysak H., Koruniak O. Agroecological assessment of gray forest soils under intensive horticulture. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science* Vol. 12 (4). 2022. P. 459-464. <https://doi.org/10.31407/ijeec12.458>

59. Геоecологія Львівської області: монографія / [Ю. Андрейчук, Л. Безручко, В. Біланюк та ін.] ; за заг. ред. Є. Іванова. Львів: Простір-М, 2021. С. 358–397.

60. Барановський, В. А., & Ковальчук, О. В. Гідроекологічний стан малих річок басейну Західного Бугу. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2017. 3(46) С.45–52.

61. Бойко, Т. І., & Сидоренко, О. П. Оцінка біорізноманіття водних екосистем басейну річки Західний Буг. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету*. Серія: Біологія, 2020. 1(79). С. 89–97.
62. Голодовська О. Я., Мельник К. Якість поверхневих вод у басейні Західного Бугу / SDEV 2018: матеріали міжнародного наукового симпозиуму. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУЛП, 2018. С. 157–158.
63. Сучасний стан іхтіофауни річки Рата / Забитівський Ю. М. та ін. // *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: XIII Міжнар. іхтіологічна наук.-практ. конф.: матеріали*. Харків : ФОП Панов А.М., 2020. С. 88-92.
64. Яцик, А. В., & Гребенюк, С. В. Екосистемні послуги малих річок України: теоретико-методологічні підходи та прикладні аспекти. *Екологічні науки*, 2021. 2(35). С. 14–22.
65. Іванова Ю. Є., Ободовський О. Г. Оцінка вертикальних руслових деформацій річок басейну Західного Бугу. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2024. № 2. С. 17-28.
66. Гопчак І.В., Яцик А.В., Басюк Т.О. Методологія водогосподарсько-екологічного районування басейнів малих річок. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. Серія «Технічні науки». Випуск 1(58). 2019. С. 14-22.
67. Койнова І. Б. Сучасні екологічні проблеми як загрози збалансованому розвитку територій басейну річки Західний Буг / І. Б. Койнова.// Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Україна: схід-захід – проблеми сталого розвитку». Львів: РВВ НЛТУ України. 2011. Т.2. С. 74-77.
68. Волчанський Р. В., Ковальчук І. П. Еколого-геоморфологічні проблеми і техногенні процеси на території Львівської області : монографія / за ред. проф. І. П. Ковальчука. Київ–Львів : Медінформ, 2016. 276 с.

69. Назарук М.М., Худоба В.В. Рекреаційно-спортивне природокористування на Львівщині: витоки та геопросторовий аналіз. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2022. Вип. 38. С.52–61. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2022-38-05>

70. Петрушка І.М. Перспективи очищення водного середовища для забезпечення безпеки водноресурсного потенціалу в системі ресурсозберігаючих технологій/ І.М. Петрушка, І.З. Крет, К.І. Петрушка // *Вісник Національного університету «Львівська політехніка»*. Серія: «Логістика», 2015. С. 72-81.

71. Яцик А.В., Яцик І.А., Гопчак І.В., Басюк Т.О. Оцінка екологічного стану поверхневих вод малих річок басейну р. Західний Буг за рівнем забрудненості (на прикладі р. Гапа). *Вісник аграрної науки*. 2020, №1 (802). С. 75-80.

72. Шевченко, М. Г., Дмитрук, О. Ю. Оцінка впливу промислових стоків на якість води річки Західний Буг. *Екологічна безпека та природокористування*. 2018. № 4(32). С. 72–80.

73. Павлишин, Г. Якість води малих річок Західного Бугу. *Гідроекологія*, 2022. 4. С. 67–73.

74. Сливка, М., Петришин, О., Гнатюк, І. Вплив аграрного виробництва на якість вод малих річок басейну Західного Бугу. *Екологічний вісник*, 2019. 4. С. 45–52.

75. Онищук П. Проблеми побутових відходів у прибережних екосистемах Львівщини. *Актуальні проблеми довкілля*, 2021. 3. С. 88–94.

76. Іваненко В. М., Шевченко, Р. С. Антропогенний вплив на гідроекосистеми Західного Бугу. *Вісник Львівського університету*. Серія географічна, 2018. 52. С. 123–131.

77. Кравець І. Г. Вплив аграрного природокористування на водні екосистеми басейну Західного Бугу. *Аграрна наука і практика*, 2022. 3(45). С. 34–42.

78. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України (2022). *Національний план управління річковими басейнами: Басейн Західного Бугу*. Київ: Міндовкілля.

79. Деркач Л. Антропогенний тиск на водні об'єкти басейну Західного Бугу. *Вісник екології*, 2020. 2. С. 55–61.

80. Бенеш О.Р. Кризовий моніторинг органічного забруднення вод (на прикладі р. Західний Буг). *Молодий вчений*. 2023. № 1. С. 45-50.

81. Курганевич Л., Вербенець Л. Оцінка антропогенного навантаження на річково-басейнову систему Рати // *Вісник Львівського національного університету імені Івана Франка*. Серія географічна. 2014. Випуск 47. С. 164–170.

82. Клименко, М. О., Яковенко, Р. В. Стан та проблеми охорони малих річок України. *Екологічна безпека та природокористування*, 2019. 1(29). С. 56–64.

83. Державне агентство водних ресурсів України (2023). *Моніторинг стану поверхневих вод України. Річки басейну Західного Бугу*. Київ: Держводагентство.

84. Хільчевський В., Забокрицька М., Плічко Л., Шевчук О. Хімічний склад води та йонний стік річок Західний Буг, Нарев та Вісла (басейн Балтійського моря). *Географічний часопис Волинського національного університету імені Лесі Українки*. 2023. Вип. 1. С. 24-31.

85. Гідроекологічний стан басейну Західного Бугу на території України: монографія / за ред. В. К. Хільчевського. Київ: Ніка-Центр, 2006. 184 с.

86. Горохольська Х. Я., Мельник С. П. Оцінка екологічного стану малих річок басейну р. Західний Буг в межах Львівської області. *Науковий вісник НЛТУ України*. Львів, 2017. Т. 27, № 8. С. 115–119.

87. ДСТУ ISO 5667-6:2009 Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT) К.: Держспоживстандарт України. 2011. 22 с.

88. Скиба В.П., Вознюк Н.М. Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Молочна. *Науковий вісник НУБіП України*. Сер. Біологія, біотехнологія, екологія. 2018. № 287. С. 33-43.

89. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко та ін. Х.: УкрНДІЕП, 2012. 37 с.

90. Клименко М. О., Заленський І. І., Бедунков О. О. Методичні рекомендації до проведення екологічної оцінки якості донних відкладів об'єктів. Рівне: НУВГП, 2016. 28 с

91. Аналіз стану поверхневих вод басейну річки Західний Буг за багаторічний період / І. В. Гопчак, А. Д. Калько, Т. О. Басюк, Л. О. Семенко // Вісник НУВГП. Технічні науки: зб. наук. праць. Рівне: НУВГП, 2018. Вип. 1(81). С. 40-48.

92. Про затвердження Державних санітарних правил і норм «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»: наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 № 400. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>

93. ДСТУ ISO 5667-4:2003 Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб із природних та штучних озер.

94. Водний кодекс України: Закон України від 19.08.2022, підстава – 2468-ІХ. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 24. Ст. 189.

95. Слюзар А.В. Теоретичні основи і технології очищення безкисневих газів від сірководню хінгидронним методом. дис. д.т.х ...Львів. 2021. 365 с.

96. Екологічна оцінка якості поверхневих вод української частини басейну річки Західний Буг / Гопчак І.В та ін. // Вода: проблеми і рішення: матеріали X науч.-практ. конф., Дніпропетровськ: «Гамалія», 2012. 272 с.
97. Бойко, М. Ф., Тарасенко, О. В. Зміни клімату та їх вплив на водні ресурси України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2020. Т. 3(58). С. 45–56.
98. Бондар, І. І., Левицький, М. О. Особливості формування гідрологічного режиму малих річок Львівщини. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2018. Вип. 53. С. 112–120.
99. Гнатюк, Р. І., Пилипенко, А. М. Сучасні виклики управління транскордонними річковими басейнами. *Регіональна економіка*. 2021. № 2. С. 42–51.
100. Дрозд, Ю. В. Стан та перспективи меліорації ґрунтів у басейні Західного Бугу. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2017. № 86. С. 131–140.
101. Журавчак, Р. І. Гідроекологічні аспекти використання ресурсів річки Західний Буг. *Вісник географії та геоекології*. 2019. № 2. С. 59–66.
102. Ковальчук, Л. І., Петренко, І. О. Оцінка родючості ґрунтів Львівської області. *Ґрунтознавство*. 2021. № 1. С. 78–85.
103. Кушнір, Л. І., Бойко, В. С. Вплив аграрного виробництва на стан водних об'єктів. *Екологічний вісник*. 2020. № 3. С. 34–41.
104. Боровик, С. В., Кравчук, Ю. О. Антропогенний вплив на басейни річок Західної України. *Екологічна наука*. 2021. № 4. С. 17–28.
105. Брусак В., Кричевська Д., Сенчина Б. Екологічна мережа. Львівська область: природні умови та ресурси : монографія / за заг. ред. д-ра геогр. наук, проф. М. М. Назарука. Львів: В-во Ст. Лева, 2018. С. 442-456.
106. Лаврик О. Ю. Проблеми та перспективи збереження біорізноманіття у басейні Західного Бугу. *Наукові записки Тернопільського університету*. 2018. Т. 2(48). С. 55–63.

107. Мартинюк, В. П., Григоренко, С. І. Використання ГІС у моніторингу стану басейнів річок. *Інформаційні технології та комп'ютерна інженерія*. 2019. № 3. С. 23–29.

108. Гребінь В. В. Оцінка річкової мережі басейну Росі за типологією річок згідно Водної рамкової директиви Європейського Союзу [Електронний ресурс] / В. В. Гребінь, В. К. Хільчевський, П. О. Бабій, М. Р. Забокрицька // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2015. Т. 2 (37). С. 23-33. Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghge_2015_2_4.

109. Інформаційний бюлетень про якісний стан поверхневих вод басейну річки Західний Буг у 2015 році. Луцьк, 2015. [електронний ресурс]. – режим доступу: <http://zbbuvr.gov.ua/>

110. Войтович, І. С. Моніторинг якості поверхневих вод Львівської області. *Наукові праці ЛНУ ім. І. Франка*. 2020. Вип. 59. С. 87–94.

111. Development of a procedure for determinating the basic parameter of aquatic ecosystems functioning – environmental capacity /V. Isayenko, S. Madzhd, Y. Pysanko et. al.]. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2019. № 97. p. 21–28.

112. Методика дослідження екологічного стану басейнів малих річок: монографія / Совгіра С. В., Гончаренко Г. Є., Гончаренко В. Г., Берчак В. С.; Уманський держ. пед. ун-т імені Павла Тичини. Умань: Видавець "Сочінський М. М.", 2016. 289 с.

113. Директива Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок заходів Співтовариства в галузі водної політики.

114. ДСанПіН 2.2.4-171-10 Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною.

115. D.F. Goerlitz and E. Brown. Methods for analysis of organic substances in water. //Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. United states government printing office. Washington,

1984. pp. 20-21. URL: <https://pubs.usgs.gov/twri/05a03/report.pdf> (дата звернення 29.05.2024).

116. Хільчевський В. К. Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод: навч. посіб. / В. К. Хільчевський, М. Р. Забокрицька. Луцьк: Вежа-Друк, 2021. 76 с.

117. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. ДСТУ 7525:2014. Національний стандарт України. Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 30 с.

118. Біла Т.А. Ляшенко Є.В. Охріменко О.В. Потенціометричне визначення рН середовища природних вод. <https://dspace.ksaeu.kherson.ua>

119. КНД 211.1.4.024-95. Методика визначення біохімічного споживання кисню після n днів (БСК) в природних і стічних водах.

120. Аналіз води: навчально-методичний посібник / Хацевич О.М., Федорченко С.В. / Факультет природничих наук; ДВНЗ “Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника”. Івано-Франківськ: ПП Голіней, 2019. 110 с.

121. Бакало О.Д. Трансформація геоекологічних процесів басейну річки Джурин: монографія / О.Д. Бакало, Л.П. Царик, П.Л. Царик/ за ред. проф. Царика Л.П. Тернопіль: СМП «Тайп», 2018 162 с.

122. Біоіндикація та біотестування: навч. посіб. / Никифоров В. В., Дігтяр С. В., Мазницька О. В., Козловська Т. Ф. Кременчук: ПП Щенбатих О. В., 2016. 76 с.

123. Река В. В., Бігун П. П. Визначення якості води методами біоіндикації. // *Матеріали наукової конференції професорсько-викладацького складу, наукових працівників і здобувачів наукового ступеня за підсумками науково-дослідної роботи за період 2015-2016 рр.* (Вінниця, 15-18 травня 2017 р.). Т. 1. Вінниця. 2017. С. 24-25.

124. Буцяк В.В. Використання зообентосу як біоіндикаційного експрес-методу оцінки якості поверхневих водних об'єктів/ *Світ наукових*

досліджень. Випуск 27: матеріали Міжнародної мультидисциплінарної наукової інтернет-конференції (м. Тернопіль, Україна, м. Ополе, Польща, 22-23 лютого 2024 р.). 2024. С. 233-236.

125. Ковальчук І. П., Караїм О. П., Джам О. А. Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Західний Буг у межах прикордоння України та Польщі. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна*. Серія: «Геологія. Географія. Екологія». 2025. Вип. 60. С. 142–156.

126. Екологічний паспорт Львівської област (2024–2025 роки)/ Департамент екології та природних ресурсів Львівської ОДА. Львів, 2025. URL: deplv.gov.ua (дата звернення: 06.03.2026).

127. Кітовський І., Винарчик К. Порівняльний аналіз біопродуктивності фітопланктону транскордонних ділянок річки Західний Буг. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2023. № 1. С. 34–42.

128. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні. Київ: Міндовкілля, 2023. [Електронний ресурс].

129. Fang H., & Zhang Q. (2017). Assessment of River Water Quality: A Comprehensive Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(10), 515

130. Скиба В.П., Вознюк Н.М. Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Молочна. *Науковий вісник НУБіП України*. Серія: Біологія, біотехнологія, екологія. 2018. № 287. С. 33-43.

131. Буцяк В.В. Біоіндикаційні дослідження якості поверхневих вод забруднених важкими металами при використанні як тест-об'єктів іхтіофауну на IV міжнародну науково-практичну інтернет-конференцію “Проблеми та досягнення сучасної біотехнології” (м. Харків, 22 березня 2024 р.). 2024. С. 179-181.

132. Лянзберг О. В., Євтушенко О. Т. Оцінка якості поверхневих вод методом фітоіндикації в межах урбанізованої території міста Херсон // *Водні ресурси та аквакультура*, 2021. Т. 1, № 9. С. 137-146.

133. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Визначення видової різноманітності фітопланктону. VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: зб. наук. праць. м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р. Вінниця, 2017. С. 129.

134. Дорошенко А. В. Антропогенний вплив на річкові басейни Лівобережного Лісостепу України: теоретико-методологічні аспекти. *Таврійський науковий вісник. Сільськогосподарські науки*. 2017. С. 217- 228.

135. Дмитренко Т.В., Вергелес Ю.І. Аналіз сучасного стану проблеми екологічної деградації малих річок України. *Комунальне господарство міст* Серія Технічні науки та архітектура, 2016. С. 93–97

136. Гопчак І. В., Басюк Т. О. Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну р. Західний Буг за гідробіологічними та гідрохімічними показниками. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: Біологія. 2019. Т. 77, № 3. С. 45–53.

137. Караїм О. П. Трансформація екосистеми річки Західний Буг під впливом кліматичних змін та антропогенного навантаження. *Екологічний моніторинг та стратегії сталого розвитку*. 2024. Вип. 12. С. 15–24

138. Мальцев В. І., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методом біоіндикації : наук.-метод. посіб. Київ : Інститут екології Національного екологічного центру України, 2011. 112 с.

139. Руда М. В., Шибанова А. М. Аналіз міграції важких металів у системі «вода – донні відклади» в зоні впливу Добротвірського енерговузла. *Екологічні науки*, 2024. № 2 (51). С. 115–121.

140. Джумеля Е. А., Панчук П. Г. Гідрохімічний режим річки Західний Буг у створах поблизу об'єктів теплоенергетики. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 2023. № 27. С. 45–52.

141. Жибанова А. М., Руда М. В. Оцінка фітореMediaційного потенціалу макрофітів басейну річки Західний Буг в умовах антропогенного навантаження. *Екологічні науки*, 2025. № 3 (54). С. 102–109.

142. Руда М. В., Джумеля Е. А. Моніторинг вмісту важких металів у вищій водній рослинності в зоні впливу Добротвірського енерговузла. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*, 2024. № 29. С. 58–66.

143. Ковальчук І. П., Караїм О. П. Біоіндикаційна роль макрофітів у моніторингу якості транскордонних річкових систем. *Географія та екологія: регіональні аспекти*. Львів, 2025. С. 114–122.

144. Басюк Т. О., Гопчак І. В. Оцінка екологічного стану поверхневих вод басейну р. Західний Буг за біологічними та хімічними показниками. *Водні ресурси та гідротехніка*. 2021. № 6. С. 12–19.

145. Цимбалюк С. О., Якушин В. В. Сезонна динаміка накопичення металів макрофітами у річкових екосистемах Західного регіону України. *Гідробіологічний журнал*. 2022. Т. 58, № 5. С. 41–52.

146. Зуб Л. М. Вища водна рослинність як індикатор екологічного стану річок України в умовах глобальних змін. Київ: Наукова думка, 2020. 210 с

147. Хорєв М. В., Гопчак І. В., Басюк Т. О. Моніторинг іхтіофауни та морфологічна мінливість риб у басейні річки Західний Буг в умовах антропогенного навантаження *Водні ресурси та гідротехніка*. 2021. № 6. С. 12–19.

148. Ковальчук І. П., Караїм О. П. Біоіндикаційна оцінка стану транскордонних річкових систем за морфометричними показниками гідробіонтів *Географія та екологія: регіональні аспекти*. Львів, 2025. С. 114–122.

149. Якушин В. В., Цимбалюк С. О. Мінливість меристичних ознак іхтіофауни малих та середніх річок України під дією токсичного забруднення. *Гідробіологічний журнал*. 2022. Т. 58, № 5. С. 41–52.

150. Гандзюра В. П. Екологічна токсикологія та біоіндикація стану водних екосистем. Київ: Наукова думка, 2020. 210 с.

151. Колос О. М., Причепа М. В. Морфологічна пластичність популяцій риб у водоймах з різним ступенем техногенного впливу. *Цитологія і генетика*. 2023. № 2. С. 55–63.

152. Буцяк В.В. Використання зообентосу та іхтіофауни як тест-об'єктів якості поверхневих вод забруднених важкими металами// *Науковий вісник ЛНУВМБ імені С. З. Гжицького*. Серія: Сільськогосподарські науки, 2024, т 26, № 101. С. 319-324. DOI <https://doi.org/10.32718/nvlvet-a10148>

153. Буцяк В.В. Гідрохімічна оцінка екологічного стану річки Західний Буг у межах Львівської області// *Науковий вісник ЛНУВМБ імені С. З. Гжицького*. Серія: Сільськогосподарські науки, 2025, т 27, № 103. С. 31-35. DOI <https://doi.org/10.32718/nvlvet-a10304>

154. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р. Гідрохімічний режим та якість води транскордонної річки Західний Буг на території України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2018. № 2 (49). С. 22–36.

155. Гопчак І. В., Басюк Т. О., Кочурко В. І. Аналіз стану поверхневих вод басейну річки Західний Буг за багаторічний період. *Вісник НУВГП. Технічні науки*. 2018. № 1 (81). С. 64–75.

156. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Стельмах В. Ю. Гідроекологічні аспекти водопостачання та водовідведення: навч. посібник. Київ: ДІА, 2023. 228 с.

157. Ковальчук І. П., Караїм О. П., Джам О. А. Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Західний Буг у межах прикордоння України та Польщі. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна*. Серія «Геологія. Географія. Екологія». 2025. Вип. 60. С. 142–156.

158. Забокрицька М. Р. Оцінка якості води р. Західний Буг за критеріями класифікації ВРД ЄС та національними нормативами. *Матеріали конференції «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»*. Київ, 2022. С. 34–38.

159. Інформаційний бюлетень про стан довкілля у Львівській області за 2025 рік. Львів: *Департамент екології та природних ресурсів ЛОДА*, 2026. 124 с.

160. Myroslav Malovanyu, Lidiya Boichyshyn, Ivan Tymchuk, Volodymyr Zhuk, Petro Khirivskiy, Mariia Korbut, Kateryna Petrushka, Wojciech Lutek, Liubov Luchyt. Modified fenton method as an effective technology for finishing filtrates at the second stage of comprehensive technology. *Environmental Problem*. 2025, Volume 10, Number 4, pp. 387-397. <https://doi.org/10.23939/ep2025.04.387>.

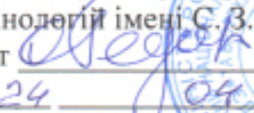
161. Шибанова А. М., Руда М. В. Оцінка впливу антропогенного навантаження на якість водних ресурсів басейну річки Західний Буг у Львівській області. *Екологічні науки*, 2024. № 2 (51). С. 88–94.

162. Буцяк В.В. Гідрохімічний стан водного середовища басейну Західного Бугу за умов інтенсивного агровиробництва// *Науково-технічний бюлетень ДНДКІ ветпрепаратів і кормових добавок та Інституту біології тварин*. Серія: Сільськогосподарські науки, 2026, випуск 27, № 1. С. 57- 66. DOI:10.36359/scivp.2026-27-1.06

163. Razanov S., Aliksieiev O., Snitynskyi V., Aliksieieva O., Razanova A., Postoienko V., Dydiv O, Dydiv I. Peculiarities of lead, cadmium, zinc and copper accumulation in *Miscanthus × giganteus* grown on different soil types in Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*. 2025. Vol. 26, Issue 8. P. 143-152 DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/203914> <https://www.jeeng.net/Peculiarities-of-lead-cadmium-zinc-and-copper-accumulation-in-Miscanthus-giganteus,203914,0,1.html> (Scopus/Web of Science-Q2).SNIP: 0,586.

ДОДАТКИ

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з наукової роботи
Львівського національного
університету ветеринарної медицини та
біотехнологій імені С.З. Гжицького,
доцент  Олег ФЕДЕЦЬ
24 _____ 09 _____ 2026 року



АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

результатів досліджень та розробок, одержаних при виконанні дисертаційної роботи «Гідроекологічні особливості водних об'єктів басейну Західного Бугу та оцінка якості води»

Буцяка Василя Васильовича

у навчальний процес Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького

Комісія в складі:

- голова комісії – професор, завідувач кафедри водних біоресурсів та аквакультури, голова НМРФ Юрій ЛОБОЙКО;
- члени комісії:
 - голова НМКС, заступник декана БТФ, доцент кафедри водних біоресурсів та аквакультури Олена КРУШЕЛЬНИЦЬКА;
 - доцент кафедри водних біоресурсів та аквакультури Володимир БОЖИК;
 - доцент кафедри водних біоресурсів та аквакультури Петро ПУКАЛО.

цим актом підтверджує, що основні положення та результати дисертаційної роботи «Гідроекологічні особливості водних об'єктів басейну Західного Бугу та оцінка якості води» Буцяка Василя Васильовича на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія будуть використовуватися:

1. У програмі лекційного курсу “Основи гідробіології” для здобувачів першого бакалаврського рівня вищої освіти за спеціальністю Е2 Екологія, оскільки отримані результати стосуються оцінки екологічного стану водних об'єктів, визначення рівня їх антропогенного навантаження та розробки науково обґрунтованих заходів із охорони й відновлення гідроекосистем;

2. У програмі лекційного курсу “Гідрологія” для здобувачів першого бакалаврського рівня вищої освіти за спеціальністю Е2 Екологія, де водні об'єкти суші розглядаються як складові частини екосистем, що зазнають інтенсивного техногенного навантаження і потребують комплексного екологічного контролю.

3. У програмі лекційного курсу “Гідрохімія” для здобувачів першого бакалаврського рівня вищої освіти за спеціальністю Н5 «Водні біоресурси та аквакультура», в якому можна використати експериментальні дані для формування фундаментальних знань про хімічний склад природних вод та закономірності його формування під впливом природних і антропогенних чинників

Голова комісії
д. с.-г. н, професор

Юрій ЛОБОЙКО

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з наукової роботи
Львівського національного
університету ветеринарної медицини та
біотехнологій імені С.З. Гжицького,
доцент Олег ФЕДЕЦЬ
30.03.2026 року

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

результатів досліджень та розробок, одержаних при виконанні дисертаційної роботи «Гідроекологічні особливості водних об'єктів басейну Західного Бугу та оцінка якості води»

Буцяка Василя Васильовича

у навчальний процес Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького

Комісія в складі:

- голова комісії – доцент, завідувач кафедри екології та захисту довкілля Петро ХІРІВСЬКИЙ;
- члени комісії:
 - Сергій РАЗАНОВ д.с.-г.н., професор кафедри екології та захисту довкілля;
 - Наталія ПАНАС к.б.н., доцент кафедри екології та захисту довкілля;
 - Наталія КАЧМАР к.с.-г.н., доцент кафедри екології та захисту довкілля;
 - Андрій ДИДІВ к.с.-г.н., доцент кафедри екології та захисту довкілля;
 - Наталія ЛОПОТИЧ к.с.-г.н., доцент кафедри екології та захисту довкілля.

Комісія підтверджує, що основні наукові здобутки та висновки дисертаційної роботи Буцяка Василя Васильовича «Гідроекологічні особливості водних об'єктів басейну Західного Бугу та оцінка якості води» (на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія) інтегровано у навчальний процес кафедри, а саме для використання їх в лекційних курсах для здобувачів першого бакалаврського рівня вищої освіти за спеціальністю E2 Екологія:

1. У програмі лекційного курсу “Моніторинг навколишнього середовища” як лекційний та ілюстративний матеріал для аналізу динаміки гідрохімічних показників, оцінки антропогенного навантаження на водні екосистеми та прогнозування змін якості води в умовах змін клімату.

2. У програмі лекційного курсу “Загальна екологія та сталий розвиток” при вивченні тем, пов'язаних із раціональним використанням та охороною водних ресурсів, оцінкою екологічної ємності водних екосистем та стратегіями сталого управління транскордонними річковими басейнами.

3. У програмі лекційного курсу “Екологічна токсикологія” при вивченні тем, присвячених закономірностям міграції, акумуляції та трансформації токсичних речовин у водних об'єктах, а також при оцінці токсикологічного стану та якості води річкових басейнів.

Голова комісії к. б. н., доцент,
завідувач кафедри екології та
захисту довкілля



Петро ХІРІВСЬКИЙ