

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

*Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису*

Писанко Яна Іванівна

УДК 504:502.51(282)(477)(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої
водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь**

21.06.01 – екологічна безпека

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

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

_____ Я.І. Писанко

Науковий керівник Маджд Світлана Михайлівна, кандидат технічних наук,
доцент

Київ – 2019

АНОТАЦІЯ

Писанко Я.І. Особливості структурно функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь. – Кваліфікована праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 “екологічна безпека”. – Національний авіаційний університет, Київ, 2019.

Результати аналізу досліджень вітчизняних та закордонних вчених дозволяють констатувати, що однією з головних причин деградації річок є техногенна зумовленість їх розвитку, як результат впливу урбанізованих територій. У результаті техногенного впливу, в природних гідроекосистемах відбуваються зміни сукупності параметрів водного середовища, що призводить до порушення гомеостазу, біогеохімічних циклів, втрати гідроекосистемою екологічної ємності та інших трансформацій в техногенно змінену водну екосистему. Актуальними слід вважати дослідження, направлені на вдосконалення науково-методологічних засад комплексної оцінки та покращення екологічного стану техногенно змінених водних екосистем малих та середніх річок.

У дисертації представлено розв’язання актуального науково-практичного завдання з дослідження та покращення екологічного стану техногенно зміненої водної екосистеми середньої річки.

Розроблена схема проведення дослідження передбачало моніторинг; систематизацію та формалізацію даних екологічного стану річки; створення ретроспективної бази даних; виведення на її основі загальних закономірностей розвитку річкової екосистеми; створення науково-методологічних засад для характеристики структурно-функціональних порушень гідроекосистеми річки та впровадження заходів для покращення та відновлення екологічного стану техногенно зміненої водної екосистеми.

Техногенно зміненими водними екосистемами вважаємо річки, води яких відповідають III, IV класу якості, в яких порушений механізм саморегуляції та екозбалансований розвиток, відбуваються структурно-функціональні порушення внутрішньоводойменних процесів. Запропоновано застосовувати для дослідження таких гідроекосистем концептуальну модель системи річок, що складається з малої річки, середньої річки та гирлової ділянки середньої річки. На їх прикладі показано доцільність застосування екосистемного підходу за басейновим принципом при вивченні техногенно змінених гідроекосистем. У роботі досліджено гирлову ділянку річки Ірпінь, яка виступає найбільш репрезентативною її складовою, та віддзеркалює наслідки антропогенного впливу які відбуваються в басейні річки.

Мала річка представлена р. Нивкою – правою притокою р. Ірпінь (права притока р. Дніпро), яка впадає в Київське водосховище. Обидві річки належать до басейну р. Дніпро, а постійний трофічний зв'язок між ними дозволяє розглядати їх як концептуальну сукупність взаємопов'язаних складових у системі. Враховуючи ієрархічність рівнів розвитку водних систем, дослідження стану середніх річок на локальному рівні дозволить розробити водоохоронні заходи, які сприятимуть покращенню якості великих річок на регіональному рівні та в масштабах країни.

Здійснено екологічну оцінку стану гідроекосистеми р. Нивки, яка є одним із джерел забруднення досліджуваної ділянки р. Ірпінь. У р. Нивка відмічено: порушення гідродинамічного режиму, донна кумуляція екотоксикантів (зокрема іонів токсичних металів Zn^{2+} , Cu^{2+} , Cr^{6+}) та їх токсична дія на складові гідроекосистеми. За результатами екологічної оцінки стану досліджуваної ділянки р. Нивки можна стверджувати, що її води характеризуються V та IV класом якості та відносяться до категорії брудні та дуже брудні. Іншими, джерелами забруднення гирлової ділянки р. Ірпінь виступають зворотні води підприємств, поверхневі води з урбанізованих та сільськогосподарських територій.

Виконано особистий моніторинг гідроекосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь за 2016–2018 роки, систематизовано та формалізовано моніторингові дані державних установ 2006–2018 роки. Сформовано ретроспективну базу даних кількісного та якісного стану досліджуваної гирлової ділянки техногенно зміненої водної екосистеми з більше ніж 1000 показників. Показано зміну концентрацій забруднюючих речовин у потоці р. Ірпінь у напрямку до гирла. З'ясовано причини та наслідки погіршення стану досліджуваної гідроекосистеми. Води гирлової ділянки р. Ірпінь характеризуються як забруднені та брудні відповідаючи III та IV класу якості.

До основних негативних ознак функціонування техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь відносять: порушення розвитку внаслідок втрати рівноваги між факторами живої та неживої природи; понаднормативний вміст поллютантів антропогенного походження у водному середовищі (нафтопродуктів, азот-амонійних сполук, деяких сполук токсичних металів); збільшення об'єму донних відкладів за рахунок матеріальної кумуляції, як гідрологічної ознаки наслідків урбанізації. Прослідковується порушення зв'язків у гідроекосистемах, що сприяє формуванню еколого-небезпечних ризиків їх розвитку, які в подальшому призводять до порушення стабільного функціонування.

В основу науково-методологічного підходу покладено інтегральну систему індикаторів екологічного контролю. Особливістю системи індикаторів є тривимірна спрямованість кількісної характеристики структурно-функціональних порушень техногенно змінених водних екосистем. З їх допомогою можливо кількісно визначити дію техногенних чинників на гідроекосистему, її стан та реакцію у відповідності до особливостей розвитку та функціонування техногенно змінених водних екосистем. Завдяки застосуванню інтегральних систем індикаторів стало можливим надати не лише якісну, а й кількісну оцінку порушень структури та функціонування гідроекосистеми, прослідкувати поетапну динаміку змін.

Застосування інтегральних систем індикаторів дало змогу дослідити та кількісно оцінити основний параметр функціонування гідроекосистем – екологічну ємність. Вона є одним із фундаментальних понять, які відображають адаптаційну здатність до техногенного навантаження окремих гідроекосистем. Екологічну ємність варто розглядати, як екологічний норматив, який віддзеркалює порушення структурно-функціональних змін техногенно трансформованих гідроекосистем.

Результати проведених досліджень та розрахунків наведені у вигляді графіків, діаграм, таблиць. Їх аналіз свідчить, що оптимальні умови існування гідроекосистеми створюються тоді, коли екологічна ємність знаходиться на рівні 23,9–37,8. Узагальнена оцінка змін за весь досліджуваний період дає підстави стверджувати про закономірності у зниженні балансу екологічної ємності (до 13,3) та збільшенні техноємності внаслідок понаднормативного техногенного впливу на гідроекосистему річки. Це стало причиною скорочення балансу екологічного резерву, який характеризує можливий рівень відновлення функціонування техногенно зміненої водної екосистеми. Знижується біохімічна активність водної біоти по відношенню до речовин забруднювачів, про що свідчить порушення компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод, проте не повна його трансформація.

Виконано моделювання процесів самоочищення річкових вод посезонно. Прогнозоване значення речовинного балансу гирлової ділянки р. Ірпінь за ХСК не перевищує $39,0 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$, що узгоджується з показниками, які характеризують максимальне антропогенне навантаження на гирлову ділянку р. Ірпінь.

Отримані результати є орієнтиром для створення водоохоронних заходів направлених на покращення особливостей структурно-функціональної організації гирлової ділянки техногенно зміненої р. Ірпінь. Для цього розроблена комплексна біоінженерна споруда – направлена на відновлення порушених структурно-функціональних характеристик техногенно

трансформованих гідроекосистем малих та середніх річок. В її основі лежить поєднання природного берегового біоплато та модифікованої конструкції штучного наплавного біоплато. Особливістю розробленої споруди є здатність очищати не лише поверхневий шар води, а й придонний шар води та донні відклади, що дозволяє попередити вторинне забруднення та покращити саморегуляцію водойми. Завдяки застосуванню комплексної біоінженерної споруди – біоплато, було досягнуто покращення якісних характеристик досліджуваних ділянок річок Нивки та Ірпінь, знижено матеріальну кумуляцію, збільшено показник насиченості води розчиненим киснем.

Застосування біоплато покращує екологічний стан гідроекосистеми річки, а розроблена інформаційно-методична база екологічних індикаторів контролю дозволяє відстежити динаміку структурно-функціональних змін водної екосистеми на локальному рівні.

Результати роботи впроваджені в навчальний процес Національного авіаційного університету при проведенні лабораторних робіт із дисципліни «Загальна екологія та неоекологія». Отримані результати досліджень використовуються в практичній діяльності ТОВ Науково-інженерний центр «Потенціал – 4» (м. Київ) та ТОВ Науково-виробничого об'єднання «ЕТНА» (м. Запоріжжя).

Ключові слова: техногенний вплив, водна екосистема, екологічні індикатори контролю, наплавне біоплато, екологічна ємність, забруднюючі речовини, організація гідроекосистем, річка Ірпінь.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Монографії

1. Міхеєв О.М., Маджд С.М., Лапань О.В., Кулинич Я.І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. К.: Центр учбової літератури, 2018. 171 с.

Публікації у фахових виданнях

2. Удод В.М., Маджд С.М., Кулинич Я.І. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем Наукові праці: наук. Журнал Чорном. нац. ун-т ім. Петра Могили. 2017. Т. 289. № 277. С. 10–17.

Публікації у наукометричних виданнях

3. Madzhd S.M., Kulynych Ya.I, Iavniyk A.A. Ecological assessment of the human-transformed system of the Irpin river. Proceeding of the National Aviation University. 2017. no. 2, pp. 93–98.

4. Удод В.М. Маджд С.М., Кулинич Я.І. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2017. № 3. С. 93–99.

5. Маджд С.М., Кулинич Я.І. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних екосистем. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2017. №4. С. 88–95.

6. Писанко Я.І. Екологічне прогнозування стану розвитку техногенно-зміненої гирлової ділянки річки Ірпінь. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2018. № 4. С. 109–114.

7. Madzhd S., Pysanko Ya. The study of technogenically transformed water ecosystems within aviation facilities operation area. Proceeding of the National Aviation University. 2018. no. 3(76), pp. 78–86.

8. Maksimenko O., Pancheva H., Madzhd S., Pysanko Y. et. al. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2018. vol. 6/10. no. 96, pp. 21–27 (входить до переліку міжнародної науково-метричної бази даних “Scopus”).

9. Isayenko V., Madzhd S., Pysanko Y., Nikolaiev K. et. al. Development of a procedure for determinating the basic parameter of aquatic ecosystems functioning – environmental capacity. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2019. 1/10 (97). pp. 21–28 (входить до переліку міжнародної науково-метричної бази даних “Scopus”).

Публікації у закордонних наукових періодичних виданнях

10. Mixyeyev O. M, Udod V. M., Madzhd S. M., Lapan O. V., Kulynych Ya. I. Increasing of natural subsystems bufferness to minimize anthropogenic pressure on hydrological ecosystems. East European Scientific Journal. 2016. no. 9 (13) part 1. pp.10–13.

11. Pysanko Y., Madzhd S. Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas. USEFUL online journal. 2018. vol. 2. no. 4. pp. 56–62. DOI: <https://doi.org/10.32557/useful-2-4-2018-0006>

Патенти та свідоцтва

12. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК CO2F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № и 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р.

13. Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір №67248 Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок, внаслідок постійно діючого техногенного навантаження / В.М. Удод, О.М. Міхєєв, С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Дата реєстрації Державної служби інтелектуальної власності України – 15.08.2016р., опуб. 12.06.2017, бюл. № 11.

Матеріали і тези доповідей на науково-практичних конференціях:

14. Кулинич Я. І. Біологічна оптимізація екозбалансованого розвитку гідроекосистем малих річок за допомогою комплексної біоінженерної споруди. Проблеми екологічної безпеки: матеріали XIV Міжн. наук.–техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовтня 2016). Кременчук, 2016. С.65.

15. Маджд С. М., Кулинич Я. И. Механизм биотической саморегуляции техногенно измененных водных систем: матер. VI Межд. науч.-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых, приуроченая к проведению Года экологии в России. (Брянск, 26–28 апреля 2017). Брянск: БГИТУ, 2017, С. 218–221.

16. Маджд С. М., Кулинич Я. І. Динаміка змін знаходження речовин та елементів техногенного походження у водах р. Ірпінь. Проблеми хімотології:

матеріали VI Міжн. наук. – техн. конф., (Львівська обл., 19–23 червня 2017). Київ – Львівська обл., 2017. С. 401–404.

17. Кулинич Я.І. Екологічна характеристика біотичних угруповань водних систем у забезпеченні їх екобезпечного розвитку. Екологічна безпека держави: матер. X Всеукр. наук. – практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 21 квітня 2016). К.: НАУ, 2016. С. 184–185.

18. Кулинич Я.І. Методика оцінки структурно функціональних змін водних екосистем при техногенному навантаженні. Екологічна безпека держави: матер. XI Всеукр. наук. – практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 20 квітня 2017). К.: НАУ, 2017. С.179–180.

19. Кулинич Я.І. Техногенний вплив діяльності авіапідприємств на екологічний стан р. Нивки. ПОЛІТ: Екологічна безпека: матеріали XVII Міжнар. наук. – практ. конф. молодих учених і студентів. (Київ, 4–7 квітня 2017). К.: НАУ, 2017. С. 64.

20. Kulynych Ya. Environmental assessment of the Irpin River. Build-master-class-2016: International scientific-practical conference of young scientists (Kyiv, 16–18 November 2016). К.: KNUCA, 2016. p.164.

21. Кулинич Я.І. Апроксимація водного законодавства України до законодавства Європейського союзу. Екологічна безпека держави: матеріали XII Всеукр. наук. – практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 19 квітня 2018). К.: НАУ, 2018. С.171.

22. Кулинич Я.І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження. Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects: Proceeding of the V International Scientific and Technical Conference (Kyiv, 26–27 October 2017). К.: К.: Видавничий дім «КІЙ», 2017. p.147–148.

23. Кулинич Я.І. Конструкція біоплато зануреного типу для очищення малих річок. Біотехнологія XXI століття: матеріали XII Всеукр. наук. – практ. конф., присвяч. 100-річчю з дня народж. Артура Корнберга (20 квітня 2018 р). К.: 2018. С. 112.

ANNOTATION

Pysanko Ya. Peculiarities of structural functional organization of the technogenically changed water ecosystems of the mouth reach of the Irpin river – Qualification scientific work as a manuscript.

The thesis for the degree of candidate of technical sciences, specialty 21.06.01 – ecological safety. – National Aviation University, Kyiv, 2019.

The results of the analysis of studies of domestic and foreign scientists allow us to state that one of the main causes of the degradation of rivers is the anthropogenic conditionality of their development, as a result of the influence of urban areas. As a result of human impact in natural hydro ecological systems the changes of the set of parameters of the aquatic environment take place, which leads to disruption of the homeostasis of biogeochemical cycles, loss by hydro ecological systems of the environmental capacity and other transformations in man-modified aquatic ecosystem. Relevant researches are the researches aimed at improving the scientific and methodological foundations of a comprehensive assessment and improvement of the ecological status of technogenically altered aquatic ecosystems of small and medium rivers.

The thesis presents the solution of the actual scientific and practical task of research and improvement of the ecological state of technogenically altered aquatic ecosystem of the medium river.

The scheme of the research includes monitoring; systematization and formalization of data on the ecological condition of the river; creation of a retrospective database; conclusion on its basis of the general laws of development; creation of scientific and methodological foundations for the characteristics of structural and functional violations of the hydro ecological system of the river and implementation of the measures to improve and restore the ecological state of the technogenically altered aquatic ecosystem.

Anthropogenically changed water ecosystems are the rivers the water in which correspond to III and IV quality classes, where the self-regulation mechanism and

ecobalancing development are violated, where structural and functional abnormalities intrabasin processes occur. It is proposed to use a conceptual model of the river system consisting of a small river, a medium river and a mouth of the middle river for the study of these hydro ecological systems. On their example the expediency of application of the ecosystem approach on the basin principle at studying of technogenically changed hydro ecological systems is shown. The paper studies the mouth reach of the Irpin river, which is its most representative component, and reflects the effects of anthropogenic influence occurring in the river basin.

The small river is represented by the Nyvka river-the right tributary of the Irpin river (the right tributary of the Dnipro river), which flows into the Kyiv reservoir. Both rivers belong to the basin of the Dnipro river, and the constant trophic connection between them allows us to consider them as a conceptual set of interrelated components in the system. Taking into account the hierarchy of levels of development of water systems, the study of the condition of medium rivers at the local level will allow to develop water protection measures that will improve the quality of large rivers at the regional level and across the country.

Environmental assessment of the condition of the hydro ecological system of the Nyvka river was performed, it is one of the sources of pollution of the investigated area of the Irpin river. What was noted in Nyvka river: violation of the hydrodynamic regime, bottom accumulation of ecological toxicants (in particular - ions of toxic metals Zn^{2+} , Cu^{2+} , Cr^{6+}) and their toxic effect on the components of the hydro ecological system. According to the results of the environmental assessment of the investigated area of the Nyvka river, it can be argued that its waters are characterized by V and IV quality class and are classified as dirty and very dirty. Other sources of pollution in the mouth reach of the Irpin river are wastewaters of enterprises, surface water from urban and agricultural areas.

The personal monitoring the hydro ecological system of the mouth reach of the Irpin river during 2016–2018 was performed, the monitoring data of the state institutions for the years 2006–2018 were systematized and formalized. A retrospective database of quantitative and qualitative condition of the studied mouth

reach of technogenically altered aquatic ecosystem with more than 1000 indicators was formed. The change in concentrations of pollutants in the Irpin river flow towards the mouth is shown. The causes and consequences of degradation of the studied hydro ecological system were clarified. The waters of the mouth reach of the Irpin river are characterized as contaminated and dirty which corresponds to III and IV quality classes.

The main negative features of the functioning of the technogenically altered aquatic ecosystem of the mouth reach of the Irpin river include: developmental disorders due to loss of balance between the factors of living and non-living nature; excess content of pollutants of anthropogenic origin in the aquatic environment (petroleum products, nitrogen-ammonium compounds, some compounds of toxic metals); increase in the volume of bottom sediments due to material accumulation, as hydrological signs of the consequences of urbanization. The breach in connections in hydro ecological system can be noticed, it promotes the formation of ecological and threat risks of their development, which later leads to violation of stable operation.

For the research of technogenically altered aquatic ecosystem is used the integrated system of environmental control indicators. A feature of the system of indicators is the three-dimensional orientation of the quantitative characteristics of structural and functional disorders of technogenically altered aquatic ecosystems. With their help, it is possible to quantify the effect of anthropogenic factors on the hydro ecological system, its condition and reaction, in accordance with the peculiarities of the development and functioning of technogenically altered aquatic ecosystems. Thanks to the use of integrated systems of indicators, it became possible to provide not only qualitative but also quantitative assessment of violations of the structure and functioning of the hydro ecological system, to trace the gradual dynamics of changes.

The application of integrated systems of indicators allowed to investigate and quantify the main parameter of the functioning of the hydro ecological systems – environmental capacity. It is one of the fundamental concepts that reflect the adaptive capacity to accept the anthropogenic load of individual hydro ecological systems. The

ecological capacity should be considered as the ecological standard reflecting violations of structural and functional changes of technogenically transformed hydro ecological systems.

The results of the research and calculations are presented in the form of graphs, charts, tables. Their analysis shows that the optimal conditions for the existence of the hydro ecological system are created when the environmental capacity is at the level 23,9–37,8. The overall assessment of changes over the entire study period gives grounds to confirm the regularities in reducing the balance of the ecological capacity (up to 13.3) and increase of technical capacity due to excessive anthropogenic impact on the hydro ecological system of the river. This has led to a reduction in the balance of the ecological reserve, which characterizes the possible level of restoration of the functioning of the technogenic modified aquatic ecosystem. The biochemical activity of aquatic biota in relation to pollutants is reduced, as evidenced by the violation of the compensation mechanism of biotic self-regulation of water, but not its complete transformation.

The modeling of self-purification of river waters by season was carried out. The predicted value of the material balance of the mouth reach of the Irpin river does not exceed value $ChOD - 39 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, which is consistent with the indicators that characterize the maximum anthropogenic load in the mouth reach of the Irpin river.

The obtained results provide the direction for the creation of water protection measures to improve the structural and functional organization of the mouth reach of the technogenically modified Irpin river. To this end, a comprehensive engineered building was developed – its operation is aimed at restoration of disturbed structural-functional characteristics of technogenic transformed hydro ecological system of small and medium-sized rivers. It is based on the combination of natural coastal vegetation and a modified design of artificial floating constructed wetland. The peculiarity of the developed structure is not only the purification of the surface layer of water, but the bottom layer of water and sediments. That allows to prevent secondary pollution and improve self-regulation of the reservoir. Due to usage of complex bioengineering facilities – a constructed wetland, the quality characteristics

of the studied sections of the Nyvka river and the Irpin river improved, as well as the reduction of material accumulation, the increase of water saturation with the dissolved oxygen.

The use of the constructed wetland improves the ecological condition of the river hydro ecological system, and developed information and methodical base of environmental indicators allows to monitor the dynamics of structural and functional changes of aquatic ecosystems at the local level.

The results of the work are implemented in the educational process of the National Aviation University in the course of teaching of laboratory works on the subject "General ecology and neoecology". The results of the research are used in the practical activity of LLC Research and Engineering Center "Potential-4" (city of Kyiv) and LLC Research and production Association "ETNA" (city of Zaporizhzhia).

Keywords: technogenic impact, aquatic ecosystems, pollutions, ecological indicators of control, constructed wetland, ecological capacity, Irpin river, organization of hydro ecological system.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	18
ВСТУП	19
РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ НАУКОВО-ТЕХНІЧНОЇ ЛІТЕРАТУРИ 3	25
ПРОБЛЕМИ ДОСЛІДЖЕННЯ	
1.1 Стан державної екологічної політики в сфері управління водними ресурсами	25
1.2 Основні принципи екологічного нормування якості поверхневих вод	28
1.2.1 Система існуючих підходів до оцінки якості поверхневих вод	28
1.2.2 Комплексні індикатори контролю екологічного стану водних екосистем	33
1.3 Аналіз сучасного екологічного стану техногенно змінених річкових басейнів	36
1.3.1 Гідрохімічна та екологічна характеристики басейнів великих та малих річок України	38
1.3.2 Екологічний стан басейну річки Дніпро в межах Київської області	40
1.4 Застосування біоінженерних споруд для покращення екологічного стану поверхневих вод	43
1.4.1 Типи біоплато за конструктивними особливостями та місцем розташування	44
1.4.2 Використання вищих водних рослин для біоінженерних споруд	47
1.4.3 Застосування наземних рослин в якості біофільтрів для біоінженерних споруд	49
Висновки по розділу 1	50

РОЗДІЛ 2	СУЧАСНА МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТЕХНОГЕННО ЗМІНЕНИХ РІЧОК	51
2.1	Схема проведення дослідження техногенно-змінених водних екосистем	53
2.2	Застосування концептуальної моделі системи річок для дослідження техногенно змінених водних екосистем	55
2.3	Методи екологічного моніторингу та статистично-математичної обробки отриманих даних	61
2.4	Методики оцінки якості поверхневих вод	66
2.5	Методичні засади застосування інтегральних систем індикаторів для контролю екологічного стану водних екосистем річок	68
2.6	Методи прогнозування та моделювання екологічного стану	71
2.7	Метод натурних та лабораторних досліджень з підбору вищих водних та наземних рослин для біоплато	73
	Висновки до розділу 2	75
РОЗДІЛ 3	СПЕЦИФІКА ТЕХНОГЕННИХ ВПЛИВІВ ХІМІЧНИХ СПОЛУК НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ІРПІНЬ	76
3.1	Екологічна оцінка якості вод концептуальної моделі системи річок	76
3.2	Розробка інтегральної системи індикаторів екологічного контролю за станом техногенно-змінених гідроекосистем	88
	Висновки до розділу 3	98
РОЗДІЛ 4	ПРОГНОЗУВАННЯ ЗМІН ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ТА ЯКОСТІ ВОД ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ІРПІНЬ	99
4.1	Моделювання процесу самоочищення гідроекосистеми техногенно зміненої гирлової ділянки р. Ірпінь	99

4.2	Статистичний прогноз розвитку гирлової ділянки р. Ірпінь на перспективу	105
	Висновки по розділу 4	108
РОЗДІЛ 5	ЗАСТОСУВАННЯ БІОІНЖЕНЕРНОЇ СИСТЕМИ (БІОПЛАТО) ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТЕХНОГЕННО ЗМІНЕНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ	109
5.1	Конструктивні особливості комплексної біоінженерної системи для очищення водойм	110
5.2	Результат застосування розробленої конструкції біоплато на досліджуваній ділянці р. Нивки	115
5.3	Застосування наземних рослин в якості біофільтра для наплавного біоплато	121
	Висновки до розділу 5	124
	ВИСНОВКИ	125
	СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	128
	ДОДАТКИ	150
	ДОДАТОК А. Акти впровадження результатів науково-дослідної роботи	150
	ДОДАТОК Б. Середні багаторічні значення показників якості води р. Ірпінь (2006-2018)	153
	ДОДАТОК В. Клас та категорія якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією	161
	ДОДАТОК Г. Усереднені значення деяких гідрохімічних показників вод р. Нивки	162
	ДОДАТОК Д. Орієнтовні значення коефіцієнтів швидкості самоочищення річкової води від деяких забруднюючих речовин	163
	ДОДАТОК Е Список публікацій здобувача	164

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

БСК – біохімічне споживання кисню

ВВР – вищі водні рослини

ВМ– важкі метали

ВРД – Водна Рамкова Директива ЄС

ГДК – гранично допустима концентрація

ГДК_{p/r} – гранично допустима концентрація
рибогосподарського призначення

ЗР – забруднюючі речовини

ІЗВ – індекс забруднення води

НПС – навколишнє природне середовище

ОЕСР – Організація економічного співробітництва і розвитку

ТЗВЕ – техногенно змінена водна екосистема

ХСК – хімічне споживання кисню

ВСТУП

Актуальність роботи. На даному етапі розвитку в Україні не залишилось річок з непорушним станом їх водних екосистем в умовах інтенсивного антропогенного впливу. Проблема екологічної безпеки водних об'єктів актуальна для всіх водних басейнів держави.

Змістовно дисертаційна робота направлена на встановлення наслідків техногенних впливів для гирлової ділянки середньої р. Ірпінь – правої притоки р. Дніпро. Саме гирлова ділянка виступає найбільш репрезентативною складовою екологічного стану річки, віддзеркалює наслідки техногенних впливів, що відбуваються в її басейні. Річці Ірпінь, як і багатьом іншим річкам України, не вдалося зберегти свій непорушний гідрологічний, гідрохімічний режими та екологічний стан, що стало причиною перетворення її в техногенно змінену водну екосистему. Зміна сукупності параметрів водного середовища сприяє порушенню гомеостазу і формуванню техногенно змінених водних екосистем різного ступеня забрудненості. Враховуючи ієрархічність рівнів розвитку водних екосистем, дослідження стану середніх річок дозволить розробити водоохоронні заходи, які сприятимуть покращенню якості великих річок.

Дослідженням екологічного стану водних екосистем річок України займались: Осадчий В. І. (2007–2012)., Романенко В. Д. (1990–2015), Хільчевський В. К. (2000–2013), Сніжко С. І. (2001), Яцик А. В. (1995–2004), Данилова-Данильян В. І. (2000), Удод В. М. (1997–2017), Архипова Л. М. (2008–2013). Аналіз літературних джерел підтвердив недостатню вивченість процесів формування та функціонування техногенно змінених водних екосистем, дослідження яких є актуальним науково-практичним завданням.

Своєчасність та актуальність теми визначена впровадженням у 2018 році в Україні інтегрованого підходу до управління водними ресурсами за басейновим принципом, у зв'язку з початком реалізації планів управління річковими басейнами з 2021 р., у тому числі й басейном р. Ірпінь. Зважаючи на те, що управління річковими басейнами передбачає також оцінку їх

екологічного стану, нами було закладено основи в цьому напрямку для гирлової ділянки р. Ірпінь.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана автором відповідно до наукових тематик Національного авіаційного університету: «Екотоксикологічна оцінка об'єктів мегаполісу на прикладі м. Києва» (державний реєстраційний номер 0117U002372, 2017–2019 рр.), у якій здобувач була виконавцем, «Застосування методики інтегральних систем індикаторів для оцінки стану техно-природних гідроекосистем» (державний реєстраційний номер 0118U004286, 2018–2019 рр.), у якій здобувач була відповідальним виконавцем, а також відповідно до «Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року».

Метою дисертаційної роботи є удосконалення науково-методологічних засад комплексної оцінки та покращення екологічного стану техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь.

Відповідно до поставленої мети в дисертації сформульовано та вирішено такі завдання:

- обґрунтовано методологію та методи проведення експериментальних і теоретичних досліджень техногенно зміненої водної екосистеми;
- виконано якісне та кількісне оцінювання техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь, виявлено ключові чинники порушення структурно-функціональної організації цієї гідроекосистеми;
- розроблено інтегральну систему індикаторів для екологічного контролю техногенно зміненої водної екосистеми;
- розроблено і впроваджено комплексну біоінженерну систему типу біоплато для покращення екологічного стану техногенно зміненої водної екосистеми.

Об'єкт дослідження – процес формування екологічного стану водної екосистеми в умовах техногенного впливу.

Предмет дослідження – закономірності впливу техногенних чинників на процес формування екологічного стану водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь.

Методи дослідження. Для вирішення наукових і методологічних завдань застосовувались методи систематизації, формалізації, статистичного оброблення та узагальнення даних екологічного моніторингу стану водної екосистеми р. Ірпінь, а також статистично-математичні методи, методи математичного моделювання і прогнозування екологічного стану гідроекосистеми.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у створенні нових методологічних засад для комплексного оцінювання та відновлення екологічного стану техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь. Під час дослідження:

вперше:

- запропоновано застосовувати для дослідження процесів формування техногенно зміненої водної екосистеми концептуальну модель системи річок, до складу якої входять мала річка та гирлова ділянка середньої річки;

- узагальнено якісні та кількісні характеристики екологічного стану всіх складових гирлової ділянки р. Ірпінь; розраховано екологічну ємність, техноємність гідроекосистем та визначено баланс екологічного резерву техногенно зміненої водної екосистеми;

удосконалено:

- методику інтегральних систем індикаторів контролю, що дало можливість кількісно визначити дію техногенних чинників, стан гідроекосистеми та її реакцію, у вигляді трансформації в техногенно змінену водну екосистему;

- заходи з підвищення рівня екологічної безпеки техногенно зміненої водної екосистеми шляхом застосування комплексної біоінженерної системи для очищення водойм;

набули подальшого розвитку методичні засади застосування інтегральних систем індикаторів для екологічного контролю та біоінженерної конструкції для покращення екологічного стану техногенно змінених водних екосистем малих та середніх річок.

Практичне значення отриманих результатів. Сформовано ретроспективну базу даних якісного та кількісного стану гирлової ділянки р. Ірпінь у процесі динамічного розвитку техногенно зміненої водної екосистеми (2006–2018) рр. Отримана інформація буде використана під час розроблення проекту Плану управління річковим басейном Ірпеня.

Створено методологічний підхід для оцінювання структурних та функціональних змін техногенно змінених гідроекосистем із застосуванням екологічних індикаторів контролю (А.с. №67248 «Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок, внаслідок постійно діючого техногенного навантаження»).

Розроблено нову комплексну біоінженерну систему типу біоплато (деклараційний патент України №117067) для забезпечення покращення екологічного стану всіх складових гідроекосистеми малих та середніх річок, шляхом очищення поверхневого, придонного шару води та донних відкладів, що створює екологічно безпечні умови їх розвитку. Отримані результати досліджень використовуються в практичній діяльності ТОВ Науково-інженерний центр «Потенціал-4» (м. Київ) та ТОВ Науково-виробничого об'єднання «ЕТНА» (м. Запоріжжя).

Результати дисертаційних досліджень упроваджено в навчальний процес Національного авіаційного університету під час проведення лабораторних робіт з дисципліни «Загальна екологія та неоекологія».

Особистий внесок здобувача полягає у формулюванні ідеї, мети, наукових завдань дослідження, наукових положень, висновків і рекомендацій. Усі наукові результати, викладені у дисертаційній роботі, отримані автором самостійно.

У роботах, які написано у співавторстві, особистий внесок автора полягає в такому: у роботі [1] підготовлено розділ 6. «Приклад застосування біоінженерних споруд для очищення водойм» та 7.4. «Технологія виготовлення зануреного біоплато з наземних рослин та використання його для очищення води від важких металів»; [2–7, 9] проведено літературний пошук за темою публікації, виконано математичні розрахунки; [2–5] систематизовано та формалізовано дані моніторингу стану досліджуваної ділянки р. Ірпінь; [3, 9] досліджено світовий досвід застосування інтегральних систем індикаторів; [5, 9] розроблено методику визначення індикаторів реагування гідроекосистеми на техногенні впливи; [7] виділено основні забруднювачі гідроекосистеми річки та досліджено сезонну динаміку змін їх концентрацій, виконано моделювання процесів самоочищення; [8, 10] проведено інформаційний пошук щодо особливостей впливу іонів металів на стан складових гідроекосистеми та здоров'я людини, а також досліджено методи їх вилучення з води; [10] проаналізовано антропогенні фактори, які впливають на стан річкових гідроекосистем; [11] систематизовано та узагальнено моніторингові дані стану малих річок басейну Ірпеня в межах м. Києва, охарактеризовано та узагальнено їх екологічний стан; [12] виконано патентний пошук, здійснено обґрунтування видів макрофітів для біотичної компоненти біоплато, взято участь у конструюванні блоку наплавного біоплато та перевірці його ефективності в лабораторних і польових умовах; [13] проведено розрахунки та інтерпретовано отримані результати.

Апробація результатів. Дослідження, наведені в роботі, обговорювались на наукових конференціях: XIV Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, 12–14 жовтня 2016); International scientific-practical conference of young scientists «Build-master-class-2016» (м. Київ, 16–18 листопада 2016); Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 21 квітня 2016); Международная научно-практическая конференция студентов, аспирантов и молодых ученых, приуроченная к проведению Года

екології в Росії, (г. Брянськ, 26–28 апреля 2017); VI Міжнародна науково-технічна конференція «Проблеми хімотології» (м. Київ – Львівська обл., 19–23 червня 2017); Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 20 квітня 2017); XVII Міжнародна науково-практична конференція молодих учених і студентів «Політ. Сучасні проблеми науки» (м. Київ, 4–7 квітня 2017); Proceeding of the V International Scientific and Technical Conference «Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects» (Kyiv, 26–27 October 2017); Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 19 квітня 2018); XII Всеукраїнська науково-практична конференція «Біотехнологія XXI століття» присвячена 100-річчю з дня народження Артура Корнберга (м. Київ, 20 квітня 2018).

Публікації. Результати дисертаційних досліджень викладено в 21 науковій праці, з яких: 1 розділ колективної монографії; 10 статей у фахових журналах, з них 6, що входять до наукометричних баз України, 2 в журналі, який входить до наукометричної бази Scopus, 2 в закордонних журналах; 11 тез у матеріалах вітчизняних та міжнародних конференцій; 1 патент, 1 авторське свідоцтво.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, п'яти розділів, висновків до розділів, списку використаних джерел, додатків. Загальний обсяг дисертації 166 сторінок, з них 127 сторінок основного тексту. Дисертація містить 20 таблиць, 22 рисунки, 199 найменувань використаних джерел.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ НАУКОВО-ТЕХНІЧНОЇ ЛІТЕРАТУРИ З ПРОБЛЕМИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Проблема екологічної безпеки водних об'єктів актуальна для всіх водних басейнів України. У рейтингу ЮНЕСКО Україна посідає 95 місце серед 122 країн світу за рівнем раціонального використання водних ресурсів та якості води [1, 2]

Значне багатостороннє і довготривале використання водних ресурсів у різних сферах людської діяльності стало причиною істотних антропогенних змін не лише річок, а й їх водозбірних басейнів. Забезпечити екозбалансований розвиток річок рибогосподарського та рекреаційного призначення є одним із найважливіших завдань сучасності [3].

1.1 Стан державної екологічної політики в сфері управління водними ресурсами

Покращення екологічного стану басейнів річок України вимагає реструктуризації та змін в управлінні водними ресурсами і загалом наближення державної екологічної політики до загальноєвропейських вимог і законів.

Першим державним документом України, який визначив необхідність формування державної екологічної політики, є Конституція України (1996) [4].

Україна прийняла вимоги Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС (ВРД) [5], яка стала першим документом, що запровадив принцип управління водними ресурсами, спираючись на природні географічні формації – річкові басейни, є основним інструментом інтегрованого управління водними ресурсами. На її основі створена нова законодавча база використання, захисту та відновлення водних ресурсів. ВРД вимагає досягнення «доброго стану», для кожного водного об'єкту, запобігання подальшому погіршенню якості вод, підтримання сталого їх функціонування. У ВРД якість води розглядається вже не як ресурс,

а як необхідна складова в процесах існування гідробіонтів та життєдіяльності людини.

Україна, у рамках національної стратегії наближення законодавства до європейського права, адаптувала цілі сталого розвитку у відповідності до власного законодавства, визначивши 86 завдань розвитку та 172 показники для моніторингу їх виконання [6]. Необхідність виконання поставлених завдань закріплено в: «Основних засадах державної екологічної політики України на період до 2020 року» [7]; проект «Стратегії державної екологічної політики до 2030 року» [1]; «Загальнодержавній цільовій програмі розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року» [8] та в багатьох інших актах та законах.

У Законі «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» (2011) [9] поставлено основні цілі державної екологічної політики та визначено завдання для їх досягнення. Процес реформування поділений на два етапи: перший – до 2015 р. передбачає забезпечення стабілізації екологічної ситуації в країні, другий – до 2020 р. направлений на реформування політики.

Результати реалізації першого етапу стратегії (2011–2015 р), щодо охорони водних ресурсів: зниження рівня забруднення вод по відношенню до базового (ціль досягнута на 30–60 %), скорочення об'єму скиду недостатньо очищених стічних вод (ціль досягнута на 30–60 %), зменшення об'єму використаних вод та обсягу скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти (ціль досягнута 30–60 %) [9]. В рамках закону [10] прийнято зміни до Водного кодексу України, що впроваджують принцип інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом. В Україні встановлено 9 районів річкових басейнів. Відповідно до наказу Міністерства екології та природних ресурсів України від 03.03.2017 № 103, зареєстрованого у Мін'юсті 29.03.2017 за №421/30289 «Про затвердження меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок» [11], р. Ірпінь входить до суббасейну Верхнього Дніпра. У рамках імплементації національного водного законодавства до

європейського, зокрема до ВРД [5], ведеться робота з підготовки до укладання планів управління для кожного із 9 районів річкових басейнів, що передбачає і оцінку їх екологічного стану. Реалізація проекту управління річковими басейнами має розпочатися з 2021 року.

У 2018 році Верховною Радою України прийнято законопроект «Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [1]. Його метою є стабілізація і поліпшення стану НПС України шляхом інтеграції екологічної політики до соціально-економічного розвитку держави для створення екологічно безпечнішого природного середовища для життя і здоров'я населення, впровадження екологічно збалансованої системи природокористування

Національна стратегія наближення законодавства України до права ЄС у сфері охорони довкілля фокусується на положеннях статті 363 Глави 6 «Навколишнє середовище» і додатку ХХХ до Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами – членами, з іншої сторони [12, 13], і має на меті забезпечити ефективне виконання Україною зазначених вимог Угоди. Відповідно до розпорядження Кабміну України від 21 червня 2017 р. № 503-р статтю 363 було виключено з Угоди, у зв'язку з тим, що було виконано плани імплементації, та отримано позитивні висновки Комітету асоціації [14].

З цією метою, було прийнято Закон від 20.03.2018 № 2354–VIII «Про стратегічну екологічну оцінку» [15]. Він є важливим з точки зору формування нової державної екологічної політики та міжнародних зобов'язань України. Даний закон дозволяє поширити практику застосування європейської моделі стратегічної екологічної політики на місцеві проекти та програми.

1.2 Основні принципи екологічного нормування якості поверхневих вод

Законодавчі зміни державної екологічної політики України призведуть до реорганізації системи моніторингу та методів оцінки якості вод [16]. Відповідно до [17] оцінка якості вод здійснюється на основі нормативів екологічної безпеки водокористування та екологічних нормативів якості водних об'єктів.

1.2.1 Система існуючих підходів до оцінки якості поверхневих вод

На основі нормативів екологічної безпеки при водокористуванні виконується оцінка якості води для комунально-побутового, господарсько-питного і рибо-господарського водокористування. В їх основі лежать санітарно-гігієнічні нормативи. Такий норматив забезпечує охорону здоров'я населення, але не може бути критерієм для оцінки якості природних компонентів і екологічної системи в цілому [18, 19], адже має антропоцентричну спрямованість та не є екологічним нормативом якості. Згідно існуючої концепції екологічного нормування, норматив визначає екологічну безпеку водокористування, а не власне екологічне нормування якості вод.

В основі принципу управління якістю НПС у даний час покладена вимога забезпечення гігієнічних нормативів гранично допустимих концентрацій (ГДК) ЗР у природних компонентах. Система ГДК є основним водоохоронним нормативом, який визначає екологічну безпеку водокористування [19].

На сьогоднішній день чинна система санітарно-гігієнічного нормування з використанням ГДК не є досконалою та критикується. Всього в Україні, з усіх затверджених санітарно-гігієнічних показників, реально застосовується тільки 45. Однією з причин цього є затвердження таких показників, концентрація яких знаходиться за межею чутливості доступних методик їх визначення. Відомо, що більшість ГДК впливу на довкілля розраховані відповідно до положення про

пріоритетну роль здоров'я людини [20], що є одним із найстійкіших, до впливу зовнішніх факторів, біологічних видів. В той час, як потрібно керуватися екологічною характеристикою найбільш чутливих компонентів довкілля, що дозволить ще на стадії планування будь-якої діяльності мінімізувати погіршення стану НПС.

Основні зауваження до системи ГДК висвітлені в публікаціях [19–22]. Автори [23] вважають, що реформування системи не змінить ситуацію, адже водні ресурси згідно із Водним кодексом України [16] ототожнюються з водними об'єктами в цілому, тобто визначаються як обсяг поверхневих, підземних і морських вод відповідної території, як абіотична складова водних екосистем, без врахування біотичної складової, без якої не можна забезпечити задовільний екологічний стан водойм та відповідний клас якості вод [16].

Автори [24] вважають, що не може бути єдиного граничного критерія наявності того чи іншого компонента для різних видів водокористування, що чинних ГДК недостатньо для повноти контролю за скидом поллютантів, і необхідним є розробка нової системи оцінки, яка б ґрунтувалася на екологічній парадигмі. Відповідно до цієї парадигми комплексну оцінку рівня екологічної безпеки необхідно здійснювати за екосистемним принципом та басейновим підходом, шляхом впровадження нових показників стану довкілля (екосистем) – індикаторів та індексів якості [25].

Зважаючи на прагнення України стати членом ЄС у правовому полі держави відбуваються зміни, спрямовані на реорганізацію структури управління і перехід до інтегрованого управління річковими басейнами. Протягом останніх 20 років Україна зробила значні організаційні роботи з реалізації завдань щодо наближення екологічного законодавства України до законодавства ЄС, та гармонізації державної екологічної політики [13, 15, 26].

Сучасну оцінку стану гідроекосистем проводять із застосуванням екосистемного підходу та орієнтуючись на потреби не конкретного водоспоживача, а на збереження структурно-функціональних особливостей усієї гідроекосистеми. Тобто, екологічне нормування якості води, повинно

орієнтуватись на нові власні підходи, показники та методику характеристики водних екосистем.

Одним з найгрунтовніших підходів до оцінювання якості води є міжвідомчий нормативний документ «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [27], в якому наведено значну кількість параметрів екологічного стану водних екосистем, широкий набір показників. Представлені в методиці розрахунки дають змогу порівняти якість води істотно різних річок.

На сьогодні, при оцінці екологічного стану екосистем спостерігається тенденція до застосування не показників, що характеризують стан поверхневих вод, а показників антропогенного тиску або використання природних ресурсів (показник витрати питної води на одну особу) [21, 28]. Тобто мова йде про використання природних вод, а не про їх екологічний стан.

Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв України побудована за екосистемним підходом. Проте, головним і загальним недоліком існуючих досліджень є недостатня його реалізація у вирішенні завдань збереження та відновлення поверхневих водних об'єктів, створення необхідних умов їх безпеки.

Екосистемний підхід – це стратегія комплексного управління земельними, водними та біотичними ресурсами, що сприяє збереженню та стабільному їх використанню на рівноправному рівні. Екологічна складова такого підходу забезпечує інтеграцію всіх підходів та методів для вирішення комплексних проблем [29, 30]. Основний принцип такого підходу – розглядати всю екосистему річкового басейну як єдине ціле. За таких умов в центрі уваги опиняється потік енергії і кругообіг речовин між біотичними та абіотичними компонентами. В екосистемному підході знаходить вираження концепція саморегуляції (гомеостазу) [31], згідно з якою порушення регуляторних механізмів призводить до біологічного дисбалансу [29, 32–35], саме за таких умов забезпечується екосистемний спосіб життя.

Збереження та стабільне використання природних ресурсів є основою для дій в рамках Конвенції про біологічне різноманіття ЄС 92/43/ЄЕС [36]. Екосистемний підхід вперше було запроваджено рішеннями нарад Конференції Сторін Конвенції про охорону біологічного різноманіття в 1992 р.

Таким чином, запропоновано дванадцять принципів [29, 37] для кращої реалізації екосистемного підходу:

- 1) суспільство має визначити завдання для управління екосистемами;
- 2) управління повинно бути децентралізованим до найнижчого адміністративного рівня;
- 3) керівники одних екосистем повинні враховувати вплив наслідків (фактичні чи потенційні) своїх дій на суміжні та інші екосистеми;
- 4) управляти екосистемою потрібно беручи до уваги економічну складову;
- 5) забезпечення збереження структури та функціонування екосистем;
- 6) управляти екосистеми необхідно в межах їх природного функціонування;
- 7) екосистемний підхід слід впроваджувати у відповідних просторових та часових масштабах;
- 8) цілі управління екосистемами повинні бути встановлені на довгостроковий період;
- 9) необхідно розуміти, що зміни екосистем – неминучі;
- 10) екосистемний підхід має досягти належного балансу між збереженням, використанням біологічного різноманіття та його інтеграцією;
- 11) екосистемний підхід це всі форми відповідної інформації: емпіричні та наукові знання, локальні знання, інновації та практика;
- 12) екосистемний підхід залучає всі зацікавлені сторони.

Дванадцять ключових принципів були організовані у п'ять кроків, кожен з яких передбачав конкретні дії:

Крок А – визначення взаємозв'язку між зацікавленими сторонами та екосистемними межами, а також розвиток відносин між ними (1, 7, 11, 12).

Крок В – характеристика структури та функцій екосистеми, встановлення на місцевому рівні механізмів управління та моніторингу ними (2, 5, 6, 10).

Крок С – визначення важливих економічних питань, які впливають на екосистему та її мешканців (4).

Крок D – визначення можливих впливів досліджуваної екосистеми на сусідні екосистеми (3, 7).

Етап Е – вирішення довгострокових цілей та гнучких способів їх досягнення (7, 8, 9) [37].

Управляти процесами в екосистемах можна лише у конкретних, виражених за просторовими межами та структурними параметрами системах. Такими системами відповідно до [7] є басейни річок і сформовані в їх межах гідроекосистеми. Це необхідно при інтегрованому управлінні водними ресурсами, виокремлення показників, які найбільше впливають на екологічний стан річки [39]. Річковий басейн – це єдина екосистема, основною складовою якої є річка. Розуміння закономірностей функціонування цієї екосистеми і всіх внутрішньоводойменних процесів, дозволить розробити й впровадити раціональні, безпечні для НПС методи управління водними ресурсами взагалі і сталим водокористуванням зокрема [5, 7]. Басейнова концепція дає можливість, враховуючи природні закономірності басейну, обґрунтовувати розвиток певних галузей економіки, екологічно допустимі обсяги використання ресурсів і форми взаємодії між суб'єктами природокористування [38].

Басейновий принцип водно-екологічного управління, як сфера реалізації екосистемного підходу, має свою законодавчу базу [17, ст. 13]. У 2016 році українським парламентом було запроваджено басейновий принцип управління водними ресурсами [10]: законодавчим актом передбачено зміни до Водного кодексу від 18.12.17 р. [17], Земельного кодексу від 31.12.17 р. [40], Закону України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» від 01.01.2017 р. [41]. Основним завданням даного принципу управління є досягнення «доброго» екологічного стану масивів поверхневих та

підземних вод, а також «доброго» екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод.

Механізм впровадження басейнового принципу управління в Україні та проблеми, що при цьому виникають, детально розглянуто в роботах [20, 23, 39, 42] на прикладі р. Дніпро [42]. Управління басейном Південного Бугу можна розглядати як вдалий приклад застосування басейнового принципу при управлінні водними ресурсами [43].

Аналіз наукових публікацій, зокрема, щодо результатів виконання «Програми по екологічному оздоровленню басейну Дніпра» [8], показує, що в минулому форма управління за басейновим принципом часто мала декларативний характер. На практиці у водній політиці України продовжував діяти принцип управління за адміністративними одиницями.

Також, недоліком є те, що основні інструменти екологічного управління є переважно менеджмент орієнтовними, направлені на створення основи екологічної діяльності, а не на досягнення конкретних екологічних рішень чи надання належної кількісної оцінки екологічних результатів.

1.2.2 Комплексні індикатори контролю екологічного стану водних екосистем

Виконавши аналіз науково-технічної літератури стосовно існуючих методик [44–48] оцінки стану водного середовища, було з'ясовано, що відомі, стандартизовані методики [29, 46] не дають можливість в повній мірі характеризувати ТЗВЕ за рахунок своєї різноплановості, яка унеможлиблює надання єдиної кількісної оцінки порушення структури та змін екосистеми. За допомогою ГДК можна лише зафіксувати екологічне неблагополуччя водойм, в той час, як за допомогою екологічних показників можна встановити причин та наслідки цих змін. У доповіді Всесвітнього банку від 2001 року відмічено, що немає універсальної системи комплексної оцінки якості вод в умовах багатofакторного забруднення водної системи [42].

При здійсненні комплексної оцінки екологічного стану гідроекосистем виникають труднощі у виборі необхідних показників, адже їх кількість дуже велика. Актуальним залишається питання розробки переліку найбільш значущих показників, відібраних з величезного масиву даних, за допомогою яких стане можливо надати найповнішу екологічну оцінку стану досліджуваних територій, підібрати найінформативніші показники, які будуть використовуватися для еко-діагностики якісного та кількісного стану гідроекосистем.

Сучасні фізико-хімічні методи аналізу складу води не дають вичерпної оцінки якості та прогнозування комплексного впливу присутніх речовин на структуру води та біологічні об'єкти. Отже, оцінки, що ґрунтуються на гідрохімічних показниках, не достатньою для екологічної характеристики гідроекосистем. Кожна прісноводна екосистема зі своїм рівнем біологічної організації має індивідуальні фонові концентрації хімічних сполук, які, у відповідності до застосованих підходів досліджень, слід вважати екологічними категоріями складу і якості біоти та абіоти. Тому, екологічні стандарти, щодо дослідження водних екосистем за різних умов їх існування [49, 50] повинні бути розроблені в кожному конкретному випадку і застосовуватися в комплексі з санітарно-гігієнічними нормативами. Однією із головних задач інженерної екології є вивчення взаємодії гідробіонтів із середовищем їх існування.

На сьогодні, для контролю якості води використовують мікробіологічний аналіз та фізико-хімічні методи визначення органолептичних, токсикологічних, фізіологічних показників [22, 50, 51].

Використання гідробіологічних методів дозволяє оцінити екологічний стан водних об'єктів, якість поверхневих вод, як середовища існування гідробіонтів, сукупний ефект комбінованого впливу ЗР, прослідкувати факт виникнення вторинного забруднення вод [52, 53].

Основною причиною застосування біологічного контролю є той факт, що певні групи водних організмів відображають сукупний вплив факторів середовища на якість поверхневих вод. Там, де критеріїв для визначення впливу

не існує (наприклад, вплив джерела забруднення поза пунктом спостереження, деградація середовища існування), такі групи виступають єдиним практичним засобом оцінки негативного впливу [52, 53]. Міжнародна практика з контролю за станом груп водних організмів виявляє, що він може бути відносно недорогим, у порівнянні з хімічним контролем [5, 54], і може виступати частиною екологічного нормування якості вод.

Наступною складовою екологічного нормування мають стати показники стану довкілля – індикатори. Базу для їх створення становить статистична інформація та моніторингові дані стану досліджуваного компонента довкілля [55].

Необхідність розв'язання проблеми комплексного оцінювання рівня екологічної безпеки природних та техногенно-зумовлених водних екосистем спричинена тим, що більшість сучасних офіційних міжнародних (Environmental Sustainability Index [56], Ecological Footprint, Happy Planet Index, Resource and Environment Performance Index [57]) та вітчизняних (індекс забруднення води, комбінаторний індекс забрудненості, комплексна екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та ін.) [27, 44, 48] індексів базуються на використанні поняття ГДК та частково або повністю не враховують погіршення стану НПС.

На відміну від показника ГДК автор [57] отримав узагальнений показник який характеризує природну систему або її частини, точково включає її історію синергетичних та трансформаційних взаємовідносин з антропогенними факторами. Автори пропонують проводити дослідження басейну річки у його гирловій частині, як найбільш репрезентативній ділянці по відношенню до антропогенного впливу на водну екосистему.

При детальному аналізі наявних методичних розробок [25, 52, 59, 60, 61] встановлено, що оцінка екологічної безпеки базується на кількох підходах, серед яких є індикаторний підхід. Розробкою систем індикаторів займаються різні міжнародні організації, серед яких Комісія ООН зі сталого розвитку, Міжнародний інститут сталого розвитку (IISD), Науковий комітет з проблем

навколишнього середовища (SCOPE), Єльський університет [59, 60, 62, 66], Організація Економічного Співробітництва і Розвитку (ОЕСР), екологічна організація UNEP (United Nations Environment Program) [59, 63].

ОЕСР та UNEP [59, 64] розробили концептуальну модель системи індикаторів НПС, які поділяють на три групи: індикатори тиску, стану та реагування, модель P-R-S (Pressure–State–Response). Така модель дозволяє одночасно визначити дію техногенного впливу, екологічну ситуацію в гідроекосистемі та наслідки змін під впливом техногенних чинників [65].

Керуючись рекомендаціями ОЕСР в багатьох країнах світу створені інтегровані системи розрахунків, які можуть слугувати індикаторами екозбалансованого розвитку [66]. Різні варіанти систем індикаторів впровадженні в екологічну політику управління багатьох країн [61, 66, 67]

Актуальність застосування нової методики обумовлена необхідністю мінімізації негативних наслідків антропогенного впливу на стан водних екосистем [68] та визначення першочерговості природоохоронних заходів для розробки ефективної стратегії управління водними ресурсами.

1.3 Аналіз сучасного екологічного стану техногенно змінених річкових басейнів

Однією з головних причин деградації річок є техногенна зумовленість їх розвитку, як результат впливу урбанізованих територій. Важливо зазначити, що за матеріалами паспортизації в Україні немає річкових басейнів з непорушним станом їх водних екосистем [69]. За попередніми дослідженнями [69–71] слід констатувати, що всі водні екосистеми це – типові техногенно-зумовлені гідроекосистеми. Тобто, це такі трансформовані водні екосистеми, в яких відбулися внутрішньоводойменні зміни [72, 73] внаслідок господарської діяльності людини, що призвели до порушення гомеостазу [31], біогеохімічних циклів, екологічної ємності гідроекосистеми та інших трансформацій [74, 75].

Результатом цих змін, стало формування таких екосистем, які не можна вважати цілком природними, а доцільно, на думку автора дисертації, застосовувати поняття ТЗВЕ різного ступеня забрудненості [69–71]. Відповідно до закону екологічної кореляції [76] розвитку екосистем, функціонування ТЗВЕ відбувається за тими ж структурно-функціональними параметрами, що й у природних екосистемах, враховуючи взаємодії екологічних та антропогенних факторів. Вони є динамічними системами відкритого типу, їх властивості та структура формуються у результаті дії зовнішніх факторів і зміни внутрішніх процесів, тобто усі основні функціональні рівні організації і розвитку ТЗВЕ частково трансформовані [71, 77].

Природно-техногенна безпека водних екосистем є необхідною складовою державного управління екологічною безпекою на шляху до збалансованого розвитку. Виконавши аналіз попередніх досліджень [78], автор прийшов до висновку, що система управління екологічною безпекою техногенно-зумовлених гідроекосистем – є недостатньо вивченим питанням, без єдиної методологічної основи яка б враховувала різні чинники небезпеки (як абіотичні так і біотичні). За визначенням авторів [74] забезпечення екологічної безпеки ТЗВЕ – це досягнення такого стану екологічної безпеки у відношенні “людина – водне середовище”, коли темпи економічного зростання та рівень життя відповідають темпам відновлення гідроекосистем у рамках збалансованого водокористування і стійкого розвитку. Труднощі полягають в обмеженості сучасних знань про природні процеси у техногенно-зумовлених річках, закономірності їх антропогенної модифікації, а також у розбіжності шляхів вирішення проблем за допомогою інженерного, екологічного, водогосподарського підходів [74].

1.3.1 Гідрохімічна та екологічна характеристики басейнів великих та малих річок України

На території України визначено 9 районів річкових басейнів: Дніпра, Дністра, Дунаю, Південного Бугу, Дону, Вісли, річок Криму, Причорномор'я та Приазов'я [6, 73], вони нараховують 63119 річок і струмків, загальна довжина яких понад 206,4 тис км, а об'єм 209,8 км³. В Україні показник кількості води на одного жителя близько 1 тис. м³ на рік, в той час як в Європі – 5,2 тис. м³ на рік [80, 81]. Тобто існує проблема недостатньої забезпеченості водними ресурсами, яка підсилюється незадовільним екологічним станом більшості річкових басейнів країни та їх деградацією. Забрудненні води є причиною виникнення різноманітних захворювань та зниження загальної резистентності організму [1].

Основними причинами погіршення екологічного стану природних вод є [81]: забруднення їх зворотними водами промислових підприємств та комунальних господарств, поверхневим стоком з урбанізованих територій, промислових об'єктів, транспортних шляхів та сільськогосподарських угідь. Також, екологічний стан погіршується внаслідок недотримання норм щодо водоохоронних зон, великої розораності водозборів, антропогенної дії в межах заплавл, трансформації та каналізування русла, створення меліоративних систем [82, 83]. У 2014 році в Україні в поверхневій водній об'єкти було скинуто 6352,8 млн. м³ стічних, шахтно-кар'єрних та колекторно-дренажних вод [84].

У 2015 році була відмічена позитивна динаміка до зниження об'єму скидних вод: в поверхневій водній об'єкти скинуто 5343 млн. м³, підземні горизонти – 9 млн. м³, проте, збільшилась на 1,6 % частка забруднених стічних вод. У 2018 році скинуто 5210 млн. м³, з них 951,9 млн. м³ забруднених вод, що на 5 % менше ніж у 2017 році.

За даними Центральної геофізичної обсерваторії, водні об'єкти України забруднені переважно сполуками азоту та фосфору, нафтопродуктами, ВМ, фенолами, сульфатами, сполуками міді, хрому шестивалентного, поверхнево-

активними речовинами [6, 81, 84]. Найбільша кількість випадків забруднення зареєстрована у річках басейну Дніпра, Західного Бугу та Сіверського Дінця.

За гідробіологічними показниками якість вод басейнів річок України відповідає III–IV-му класу якості води (помірно-забруднені та забруднені води) [6, 81, 85].

Узагальнення результатів оцінки екологічного стану басейнів річок України (табл. 1.1) дозволяє відстежити, в динаміці, зміни якісного стану водних об'єктів які вже втратили, або в яких порушена природна здатність до самоочищення та самовідновлення.

Таблиця 1.1

Екологічний стан басейнів річок України за екологічним індексом

Басейн річки	I ₁	I ₂	I ₃	I _e
Річок Приазов'я.	2,67	4,18	3,83	3,56
Річок Криму	3,00	3,80	2,40	3,07
Вісли	2,0	4,33	3,83	3,39
Дону	1,33	4,45	4,20	3,33
Південний Бугу	2,67	3,09	4,00	3,25
Дунаю	1,33	3,55	3,83	2,90
Дністра	1,67	3,50	4,00	3,06
Дніпра	2,4	3,22	4,17	3,26

Дані табл. 1.1 свідчать, що за усередненими характеристиками басейни річок України переважно відносяться до II класу 3 категорії якості вод. Серед усіх річкових басейнів найгірші показники блоку специфічної токсичної дії I₃ відмічено в басейнах річок Дону та Дніпра.

Крім великих річкових басейнів, детального вивчення потребують також басейни середніх та малих річок, для яких характерно порушення гідрологічного режиму, незадовільний санітарний та екологічний стан.

Сучасний екологічний стан річок України детально описаний в роботі А. В. Яцика [86]: «добрий» екологічний стан має лише одна мала річка українського Полісся, «задовільний» мають басейни 6 середніх річок (10 %); «поганий» – 25 (40 %), «дуже поганий» – 19 (31 %) і «катастрофічний» стан відмічено в 11 річкових басейнах (18 % усіх досліджених). Таким чином, 88 % малих та середніх річкових басейнів України мають екологічний стан, який класифікується як «поганий», «дуже поганий» та «катастрофічний» [81–84].

Малі річки виступають індикаторами змін екологічного стану рівнинних територій [87]. Об'єм води, що скидається в річкову мережу малих басейнів – 2,84 км³, з них забруднених вод – 0,61 км³. Такі річкові басейни відіграють важливе значення у водозабезпеченні держави: складають 20 % сумарного державного водозабору; забезпечують на 67 % потреби сільськогосподарського водопостачання; на 35 % – зрошення; на 25 % – господарсько-побутові потреби населення [88].

У басейні Дніпра вже з 1948 року почалася зміна стоку малих річок у бік зменшення. Спроби гідротехнічними заходами – розчищенням та випрямленням русел річок, облицюванням їх берегів були неефективними й призвели до порушення внутрішньоруслених процесів, гідробіологічного режиму, результатом чого стало зниження показника якості води, за останнє десятиріччя, майже вдвічі [86, 89–91]. Тому, проблема раціонального використання та охорони малих річок, в яких формується близько 90 % водних ресурсів України, набуває особливого значення.

1.3.2 Екологічний стан басейну річки Дніпро в межах Київської області

Виконавши аналіз екологічного стану річкових басейнів України, автор прийшов до висновку, що особливої уваги заслуговує якісний стан басейну р. Дніпро – найбільшої річкової артерії держави та третьої за величиною річки

Європейського континенту, на яку припадає значна кількість забруднень та спостерігається найгірша токсикологічна ситуація.

За природних умов довжина Дніпра 2285 км, а після створення каскаду водосховищ, за різними даними, становить: 2145 км [38], 2175 км [42, 92], 2201 км [93]. Дніпро протікає територією трьох держав: Російської Федерації (485 км), Республіки Білорусь (595 км) і України (1005 км) [94]. Загальний стік, середнього за водністю року, становить 53,9 км³. У басейні нараховується 14 1589 малих річок загальною довжиною 75 тис. км, 39 середніх річок (9,3 тис. км).

Систематизовані моніторингові дані Центральної геофізичної обсерваторії та [6, 94, 95] гідрохімічних показників вод басейну р. Дніпро за середніми та максимальними значеннями перевищення ГДК_{р/г} за 2018 рік наведено в табл. 1.2.

Таблиця 1.2

Хімічне забруднення поверхневих вод басейну р. Дніпро у 2018 році

Об'єкт	БСК ₅	Нафто-продукти	N/NH ₄ ⁺	H/NO ₂ ⁻	Сполуки Cu ²⁺	Сполуки Zn ²⁺	Сполуки Mn ²⁺	Сполуки Cr ⁶⁺	Сполуки Fe ³⁺	Феноли	Випадки високого забруднення
Дніпро	$\frac{<1}{1-1}$ *	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{<1-1}{<1-5}$	$\frac{<1-1}{<1-5}$	$\frac{2-3}{2-5}$	$\frac{1-5}{2-18}$	$\frac{<1-3}{2-6}$	$\frac{8}{14}$	$\frac{<1-3}{<1-9}$	$\frac{2}{1-5}$	90
Притоки Дніпра	$\frac{<1-2}{<1-3}$	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{1-6}{<1-9}$	$\frac{<1-8}{1-17}$	$\frac{1-12}{1-25}$	$\frac{<1-9}{1-14}$	$\frac{<1-27}{<1-30}$	$\frac{2-24}{2-42}$	$\frac{<1-10}{<1-30}$	$\frac{1-8}{1-10}$	
Київське водосховище	$\frac{<1-1}{<1-2}$	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{1-2}{2-8}$	$\frac{<1-2}{<1-8}$	$\frac{1-4}{2-16}$	$\frac{1-5}{2-16}$	$\frac{2-13}{3-29}$	$\frac{4-13}{7-36}$	$\frac{<1-5}{<1-7}$	$\frac{1-3}{1-5}$	35

Примітка*: $\frac{\text{середні значення за рік}}{\text{максимальні значення, ГДК}_{р/г}}$

Виходячи з цих результатів, можна констатувати, що найгірші показники середньорічних концентрацій основних речовин, які забруднюють складові

басейну р. Дніпро, це сполуки азоту та токсичних металів для приток; сполуки Cu^{2+} , Mn^{2+} та Cr^{6+} для Київського водосховища. Середні концентрації нафтопродуктів не перевищують рівень відповідних нормативів (табл. 1.2). Загальна мінералізація води у річках басейну Дніпра значних змін не зазнала і в середньому становила 228 – 991 мг/ дм³ [6]. За даними останніх спостережень [6] кисневий режим річок басейну є задовільним, дефіциту кисню чи повної його відсутності не зареєстровано, розчинений у воді кисень знаходиться у межах 8,11 – 11,81 мг/ дм³ (ГДК_{р/г} – 4 мг/дм³ в зимовий період, 6 мг/дм³ у літній).

За даними спостережень стану планктонних ценозів [6] у басейні Дніпра сапробіологічна ситуація на річках Дніпро, Прип'ять, Десна, Псел є благополучною – III клас якості, помірно-забруднені води.

Основними притоками Дніпра в межах Київської області є: Припять з Ужем, Тетерів із Здвижем, Ірпінь з Унавою, Стугна, Красна, Рось із Роставицею, Десна, Трубіж, Супій, Перевіз. Для річок Київської області у 2017 році [95] характерним було забруднення сполуками азоту, фенолами, сполуками токсичних металів. Середньорічні концентрації сполук Cu^{2+} перевищували ГДК_{р/г} у 1–7 разів, сполук Mn^{2+} – у 2,3–7,6 раза, Zn^{2+} – у 1,4–2,8 раза у річках Ірпінь, Унава, Десна, Рось (м. Біла Церква), $\text{Fe}^{2+}_{\text{заг}}$ – у 2 рази – у р. Ірпінь. Вміст фенолів у пунктах контролю річок Ірпінь, Унава та Трубіж був на рівні 1–2 ГДК_{р/г}. Концентрація Cr^{6+} у пунктах спостереження коливались у межах 5–10 ГДК_{р/г}. Максимальний вміст сполук Mn^{2+} досягав рівня високого забруднення у пункті спостереження р. Ірпінь – 14 ГДК_{р/г} у жовтні та 14,5 ГДК_{р/г} у грудні.

Для дисертаційного дослідження було обрано праву притоку річки Дніпро – р. Ірпінь, яка впадає в Київське водосховище, вище питного водозабору міста Києва та чинить на нього вирішальний вплив. Ірпеню, як і багатьом іншим середнім річкам України, не вдалося зберегти свій непорушний гідрологічний режим та екологічний стан басейну [82, 83]. Причинами погіршення екологічного стану р. Ірпінь є зарегулювання стоку; меліоративні

роботи, зокрема в заплаві річки; діяльність промислових підприємств; підприємств комунального та сільського господарства.

Згідно даних, представлених в [94, 95], основними водокористувачами-забруднювачами р. Ірпінь і її притоків протягом 2013 – 2015 рр. були Комунальне житлово-експлуатаційне підприємство смт. Глеваха – 430,8 тис. м³ (середнє значення за 2013 – 2015 рр.), ТОВ «Бакалія Трейд» 4,58 тис. м³ (2014 рік), Комунальне підприємство «Бояркаводоканал» – 1,382 млн. м³ (2016 р). Згідно статистичних даних 2015 року Дніпровського басейнового управління, у відібраних пробах води 2-х контрольних пунктів було виявлено кратність перевищення ГДК_{р/г} за такими показникам: БСК₅ – 5; ХСК – 9; Fe²⁺ – 2; Mn²⁺ – 3, а за даними Центральної геофізичної обсерваторії в одному контрольному пункту (с. Мостище) перевищення ГДК_{р/г} було: БСК₅ – 1, NH₄⁺ – 1, NO₂⁻ – 5, Fe²⁺ – 5, Cu²⁺ – 6, Zn²⁺ – 4, Cr⁶⁺ – 7, Mn²⁺ – 7.

1.4 Застосування біоінженерних споруд для покращення екологічного стану поверхневих вод

Екологічні біотехнології – це новітній підхід до охорони та збереження НПС. Застосування таких біотехнологій для покращення інтенсивності внутрішньоводойменних процесів у ТЗВЕ є актуальною задачею наукового дослідження.

Найбільш доцільним для коригування самовідновної здатності водних систем річок, відповідно доступних даних науково-технічної літератури [96–103], визначено застосування природних та штучних біоплато.

Застосування біоплато є – мало-масштабною, альтернативною, екологічно і економічно прийнятною технологією очищення [104, 105]. Дана технологія не чинить негативного впливу на НПС, оскільки не потребує внесення хімікатів та застосування додаткових джерел енергії (крім сонячної). Інженерні споруди типу біоплато відносяться до найбільш прогресивних методів природного біологічного очищення поверхневих вод, що одержали

широке застосування в багатьох країнах світу, у світовій практиці ці споруди отримали назву «Constructed wetland» [100–104]. На сьогодні, вже відомо понад три тисячі біоінженерних споруд які експлуатуються в різних країнах світу, активні роботи з проектування ведуться в США [106–108], Данії [109, 110], Німеччині [111–113], Франції [114], Великої Британії [115], Ірландії [116].

Біоплато – це водоохоронна споруда або конструктивний елемент гідротехнічної споруди [96, 99] природного чи штучного походження, в яких угруповання вищих водних рослин (ВВР), бактеріальне населення зарослів, донні, епіфітні та планктонні водорості, бактеріоперифітон (бактеріальна плівка, яка розвивається на підводній частині рослин і забезпечує високу інтенсивність деструкції) і зоопланктон використовується для очищення води від ЗР. Біоплато завдяки високій біохімічній активності ВВР стосовно речовин антропогенного походження [110, 117–121], здійснюють деструкцію, трансформацію і акумуляцію азотовмісних речовин, нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин, ВМ та інших речовин токсичної дії, забезпечуючи біологічне очищення водних екосистем. Додатково також відбувається первинне утворення вуглецю рослинами, утворення кисню через фотосинтез, скорочення експорту органічних решток і поживних речовин в екосистеми, дезодорація – знищення гнилісного запаху води.

Природність процесу є істотною перевагою споруд фітореMediaції порівняно, наприклад, із біологічною очисткою в аеротенках, де процеси біодеструкції інтенсифіковані й суттєво відрізняються від природних [105, 107, 110].

1.4.1 Типи біоплато за конструктивними особливостями та місцем розташування

Штучні біоплато на каналах за місцем їх розташування і конструктивними особливостями поділяються на: руслові, берегові, гирлові, наплавні [99, 102, 113, 115].

Руслові біоплато створюють на мілководних розширених руслах каналу, через яке проходить весь об'єм потоку. При їх проектуванні враховують глибину та швидкість потоку. Площа застійних зон в біоплато повинна бути мінімальною [99, 102].

Берегові біоплато розташовані вздовж берегів на схилах русла річки в зоні урізу води. Призначені для захисту каналу від забруднень з укосів, а також для укріплення берегів. Очищення води в цьому випадку проводиться тільки частиною потоку. Ширина смуг висадженого очерету або інших повітряно-водних рослин розраховується у відповідності до максимальної глибини проростання рослин і закладанням відкосу [96, 99].

Для протифільтраційного захисту каналу конструкцію берегового біоплато слід суміщати з полімерною плівкою, що розміщується на глибині 1,5 м під рівнем прорізу каналу з урахуванням того, що коренева система очерету в каналах розміщується в шарі ґрунту на глибині 0,6–0,7 м. Необхідну площу берегового біоплато знаходять з умови забезпечення необхідного ступеня зниження БСК_п при його заданому значенні в початковій воді [99, 113].

Гирлові біоплато розташовують в місцях впадання в канал забруднених малих річок при заплавному трасуванні каналів. Природні чагарники ВВР, що розвиваються в гирлових ділянках малих річок, виконують функції біофільтруючих насадок. При їх розміщені в місцях сполучення з каналом створюються умови, сприятливі для відновлення чагарників [99, 115, 122].

Наплавні біоплато призначені для очищення верхнього шару поверхневих вод. В цьому випадку багаторічна ВВР розміщується в спеціальних плаваючих контейнерах, перпендикулярно до течії річки в місцях, де необхідно створити підвищений опір руху води. На відміну від берегових, вони розміщуються в зоні максимальної швидкості потоку. Вони добре зарекомендували себе в очищенні вод від плаваючих домішок (піни, пластівців, нафтопродуктів та ін.) [116, 123–126].

Інфільтраційні біоплато бувають вертикального і горизонтального типів, в залежності від напрямку подачі води через шари завантаження під час

фільтрації. Вони являють собою земляні фільтруючі споруди з завантаженням із щебню, гравію, керамзиту, піску та інших матеріалів [97, 108, 127, 128].

Дана інженерна споруда розміщується, як правило, в котловані глибиною 2 м, на дні якого встановлюється протифільтраційний екран із поліетиленової плівки. Поверх екрану укладають горизонтальний дренаж і шар щебню, піску, керамзиту чи іншого фільтруючого матеріалу.

На поверхні завантаження висаджуються найбільш стійкі деревочагарникові та (або) трав'яні рослини. Очищення води відбувається за рахунок життєдіяльності судинних рослин, макрофітів, мікроорганізмів біоплівки і ризосфери, а також грибів і актиноміцетів ризосфери коренів і у шарі перегною, що поступово формується [110, 128].

У порівнянні з поверхневими біоплато, в даних спорудах досягаються великі гідравлічні навантаження і висока ефективність очищення стічних вод по БСК, ХСК, зваженим речовинам, токсичним металам, а на території очисних споруд практично відсутній неприємний запах і комахи. Одним із недоліків такої конструкції є засмічення гравію твердими часточками.

Вертикальні інфільтраційні біоплато потребують встановлення насосів або сифонів імпульсного навантаження, в той час як горизонтальні, можуть працювати без них (якщо топографічні особливості ділянки є відповідними). Процеси нітрифікації у спорудах вертикального типу відбуваються інтенсивніше, ніж в горизонтальних, саме тому можливе очищення вод, що містять азот у високих концентраціях.

Для підвищення ефективності очищення на практиці часто застосовують різні поєднання вищезгаданих типів біоплато, що призводить до формування в одній споруді різних потоків рідини.

З конструктивної точки зору біоплато поділяються на дві групи: повнопотокові (руслові, гирлові, інфільтраційні), які контактують з усім потоком і стрічкові (берегові, наплавні), що контактують лише з частиною потоку.

Обов'язковим етапом експлуатації біоплато є штучне видалення відпрацьованої біомаси після завершення вегетаційного періоду (озолення, спалення), для попередження вторинного забруднення.

1.4.2 Використання вищих водних рослин для біоінженерних споруд

Природні зарості ВВР так як і штучні насадження успішно та активно використовуються для покращення якості води забруднених річок.

Підбір рослин для біоплато варто проводити із врахуванням поширених місцевих видів ВВР, які добре адаптовані до необхідних кліматичних умов [97, 118, 120, 121]. Для створення біоплато переважно використовують повітряно-водні рослини різних видів: очерет, рогіз, комиш, гіацинт, в умовах північного клімату це переважно різні види: пушиці, хвоща, осоки. Серед занурених видів найпопулярніші рдести, уруть, роголистники [120, 130–133]. На початку біоплато висаджують очерет (35–45 рослин на 1 м²), далі – комиш (35–45 рослин на 1 м²), а потім – рогіз (25–30 рослин на 1 м²). Вздовж біоплато рекомендується насаджувати аїр болотний, що має високу бактерицидну здатність і повністю нейтралізує неприємний запах. Оптимальна глибина занурення рослин у воду – 0,5–1 м [134].

ВВР крім очисних функцій, забезпечує підвищену транспірацію рідини, яку очищають, в літній період приблизно 10–15 %. Цю властивість ВВР використовують для пришвидшення підсушування мулових ділянок, підвищення пропускної здатності і ефективності очистки фільтраційних полів [135, 136].

Під впливом рослин, особливо занурених, вміст кисню збільшується, в результаті чого органічні речовини швидко окиснюються, пришвидшується процес нітрифікації, посилюється поглинання фотосинтетиками вільної вуглекислоти. ВВР, особливо занурені, здатні затримувати і осаджувати мінеральні та органічні суспензії [136]. Процес розкладання осаджених з води органічних розчинів (суспензій) локалізованих з певної площі і протікає на

поверхні субстрату, а не у воді. Це виключає можливість виносу органічних речовин, продуктів їх розпаду, бактерій і фітопланктону за межі біоплато. Біогенні речовини, асимільовані ВВР, накопичуються у надземній фітомасі і кореневій системі, цим самим надовго виключаючись із кругообігу.

В біоплато досягається повне очищення від органічних речовин (за БСК₅) та нафтопродуктів в угрупованнях ВВР, і практично повне очищення від фенолів і пестицидів, які накопичуються, трансформуються і знезаражуються в процесі метаболізму рослин [135]. Очищення води від нафтопродуктів у біоплато здійснюється рослинами шляхом їх окиснення до мінеральних продуктів у 3–5 разів швидше, навіть під час неперервного надходження нафтопродуктів до водойми. Також відбувається очищення від: біогенних елементів, ВМ, фенолів, сульфатів, синтетичних поверхнево-активних речовин. Найбільш повне очищення досягається, коли вода послідовно протікає через зарості повітряно-водних і занурених рослин [137, 138].

Одна рослина комишу масою 100 г видаляє з води до 4 мг фенолів, сусак – 7,52 мг P⁻ на 1г сухої маси, також комиш накопичує Mn²⁺, ірис – Ca²⁺, осока – Fe²⁺, ряска – Cu⁶⁺. При валовому урожаї фітомаси у повітряно-сухій речовині 40 т/га очерету звичайного виноситься 600–650 кг/га N⁻, 400 кг/га K⁺, 200–250 кг/га P⁻, до 200 кг/га Ca²⁺, до 400 кг/га Cl⁻ [123, 134, 135].

Найоптимальніші умови для біологічного очищення поверхневих вод створюються в зарослях рогозу та очерету. Покриття близько 50 % площі акваторії ВВР прискорює самоочищення водойми в 5–10 разів. Рекомендується культивування зарослей рослинності на 70–80 % площі біоплато. Між рослинами швидкість потоку води нижче, ніж у відкритих водоймах, що сприяє випаданню зважених часток в осад. Прозорість води, що пройшла через ВВР, приблизно в 2–3 рази вище, ніж на відкритих ділянках. В густих зарослях осадження органічних і мінеральних речовин відбувається в 2–2,5 рази швидше, ніж в проріджених. Товщина мулових відкладів в очеретяних і рогозових заростях на кінець вегетації інколи досягає 0,5–0,8 м, в той час як на відкритих ділянках за цей же період часу – лише 0,1–0,2 м [105, 112].

Таким чином, найбільш важливими характеристиками штучно сформованого біоценозу макрофітів є: загальна площа акваторії, яку займають рослини, їх видовий склад та чисельність на 1 м^2 , час контакту потоку води з біоценозом, режим експлуатації.

1.4.3 Застосування наземних рослин в якості біофільтрів для біоінженерних споруд

В результаті досліджень [138–142] встановлено, що наземні рослини поряд із ВВР теж характеризуються високими коефіцієнтами нагромадження токсичних речовин, за умови проростання у водному середовищі. Цей факт став передумовою для розробки біотехнології очищення забруднених водойм шляхом використання сорбційної здатності кореневої системи наземних рослин, що вирощені в умовах аквакультури [138, 143]. Наземні рослини здатні накопичувати іони металів не лише в стеблах та листі, але і в кореневій системі. Проростки деяких наземних рослин, що вирощуються на гідропоніці, часто показують вищу ефективність видалення сполук металів з води за рахунок адсорбції ЗР, та більшому співвідношенню поверхні до об'єму [140, 143, 144] ніж ВВР.

Застосування наземних рослин для очищення води має певні переваги перед ВВР, перш за все отримати необхідну кількість біомаси наземних рослин набагато простіше, ніж аналогічну масу ВВР. Це дає змогу значно підвищити ефективність дезактивації водойм із меншими затратами часу [139].

Здатність наземних рослин до акумуляції можна коригувати шляхом впливу факторів фізичної (гама-опромінення, гіпертермічна обробка), хімічної (фізіологічно-активні речовини, стабільні аналоги радіонуклідів) та біологічної (щільність посіву, біоінженерний вплив) природи [139, 141, 145].

Висновки по розділу 1

1. Проведено детальний аналіз літературних джерел за темою дисертаційного дослідження. Розглянуто законодавчу базу України та країн Європи в галузі охорони та управління водними ресурсами, проаналізовано чинні у державі міжнародні директиви та конвенції; охарактеризовано основні принципи екологічного нормування якості поверхневих вод.

2. Водні екосистеми річок України знаходяться під постійним техногенним впливом, тому мають техногенно-зумовлений характер розвитку. Визначено, що найбільший техногенний вплив характерний для річок басейну Дніпра. Доцільність застосування екосистемного підходу за басейновим принципом у системі «техногенний вплив – наслідки впливів» дозволяє визначити пріоритетність різних ієрархічних принципів та формування техногенно змінених водних екосистем.

3. Проведено аналіз та порівняння застосування нормативів екологічної безпеки водокористування та екологічних нормативів якості вод під час дослідження гідроекосистем, відмічено їх основні переваги та недоліки. Опрацьовано існуючі методики оцінки якості поверхневих вод з метою визначення додаткових індикаторів екологічного контролю стану річок (малих та середніх), які дозволяють одночасно фіксувати дію техногенних впливів на річкові екосистеми, зміну екологічних ситуацій в них та наслідки у вигляді техногенних перетворень.

4. Охарактеризовано доцільність застосування біоінженерних споруд (біоплато) для оптимізації екологічного стану техногенно змінених водних екосистем, та сприяння їх еколого-безпечному розвитку.

Результати робіт за даним розділом викладено у публікаціях [13], [69–71], [77], [104], [117], [121], [139], [143], [144].

РОЗДІЛ 2

СУЧАСНА МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТЕХНОГЕННО ЗМІНЕНИХ РІЧОК

На сучасному етапі соціально-економічного розвитку інтенсивність і характер техногенної діяльності визначає напрям та основні параметри функціонування гідроекосистеми. Важливо відмітити, що проблема стабільного функціонування водних екосистем характерна практично для всіх річкових басейнів України. Прослідковується порушення екологічної рівноваги у напрямку деградації структури і функцій гідроекосистеми та трансформація їх в ТЗВЕ. Складність вивчення ТЗВЕ полягає у відмінності схем циркуляції речовини та енергії в такій гідроекосистемі, у порівнянні з непорушною гідроекосистемою.

На даному етапі досліджень актуальним є розроблення методів та методик оцінювання стану ТЗВЕ з метою підвищення рівня їх природно-техногенної безпеки. Дисертаційне дослідження проводилось у декілька етапів: аналіз сучасного екологічного стану басейнів річок України, вибір об'єкту дослідження (розділ 1); аналіз існуючих методик дослідження гідроекосистем; проведення ряду натурних досліджень його екологічного стану; статистично-математична обробка архівних матеріалів та даних особистих досліджень щодо динаміки зміни екологічного стану об'єкту (розділ 2); створення бази ретроспективних даних, на основі якої виконувалися всі подальші розрахунки в представленому дослідженні; аналіз стану ТЗВЕ на основі існуючих методик та розробленої автором методології; прогнозування та моделювання стану ТЗВЕ в просторі і часі (розділ 3); створення біоінженерної системи для покращення екологічного стану досліджуваної техногенно-зумовленої гирлової ділянки р. Ірпінь (розділ 4) (рис. 2.1).

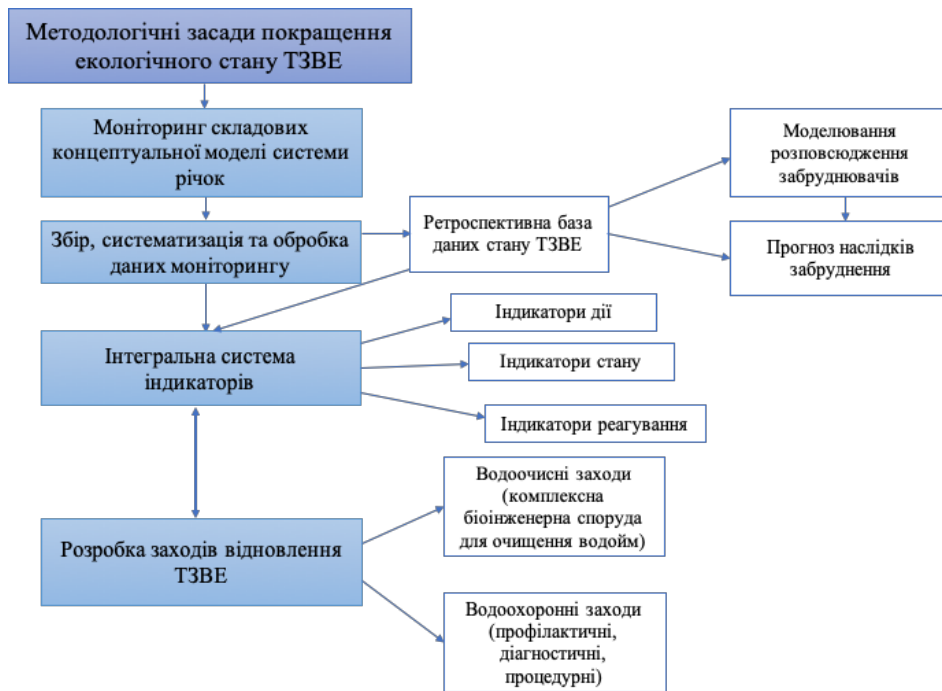


Рис. 2.1 Схема етапів проведення дисертаційного дослідження ТЗВЕ

Представлений на рис. 2.1 алгоритм послідовності проведення теоретичних та експериментальних досліджень дозволяє надалі розробити теоретичні та методичні засади покращення екологічного стану ТЗВЕ.

Для з'ясування динаміки функціонування ТЗВЕ необхідно застосовувати екосистемний підхід та басейновий принцип управління [35, 146]. Такий підхід передбачає комплексне дослідження стосовно встановлення наукових закономірностей розвитку ТЗВЕ за тривалий період, за умов різного рівня забруднення екотоксикантами водного середовища [69].

Перспективним напрямком таких досліджень є досягнення природно-техногенної безпеки трансформованих водних екосистем, забезпечення їх еколого-збалансованого розвитку та максимально можливого наближення до природного стану за рахунок створення нових методологічних засад контролю якісних та кількісних характеристик; впровадження інженерно-технічних рішень; водоохоронних заходів (рис. 2.1), які у відповідності до прикладу країн ЄС, будуть здійснюватися в межах басейнів річок.

2.1 Етапи проведення дослідження техногенно змінених водних екосистем

У процесі виконання роботи встановлено послідовний ряд особливостей розвитку та функціонування ТЗВЕ, який покладено в основу створення ступінчастої схеми процесу формування ТЗВЕ що представлена на рис. 2.2.

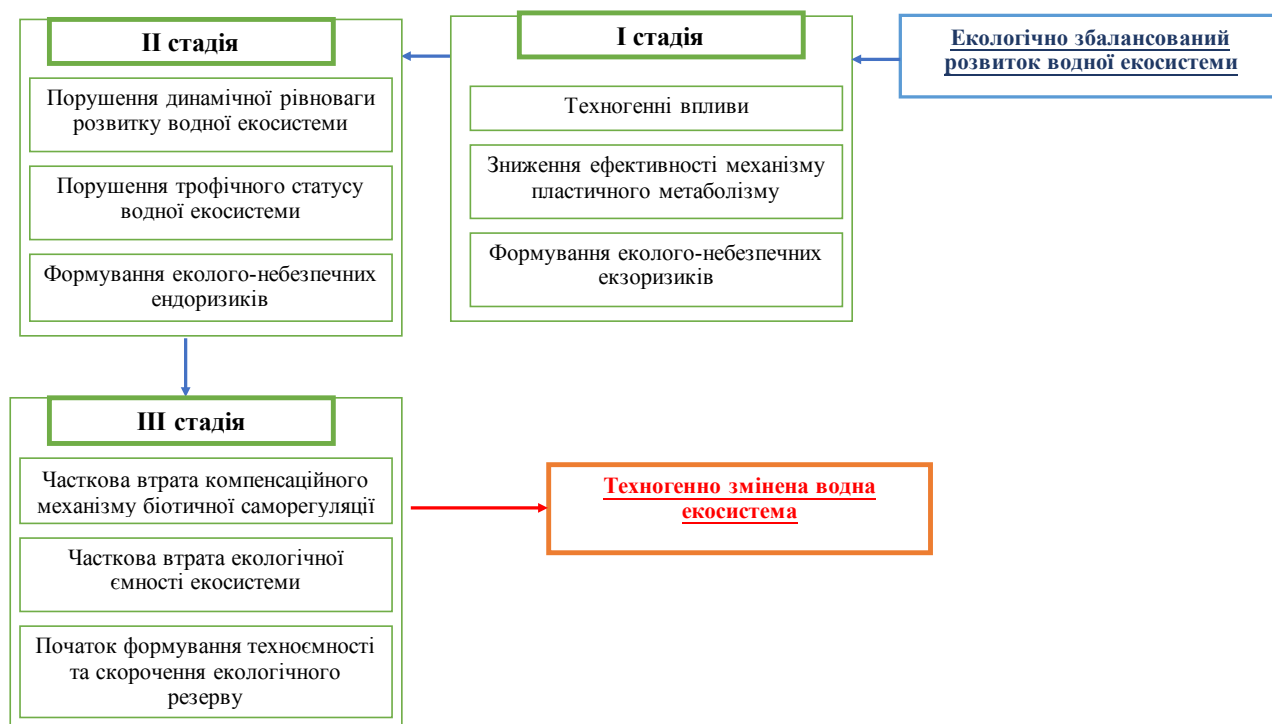


Рис. 2.2 Схема процесів формування ТЗВЕ

Під час першої стадії техногенних перетворень внаслідок дії техногенних впливів вміст ЗР (іонів ВМ, азот-амонійних сполук) в екосистемах досягає понаднормативного рівня, постійна дія дестабілізуючих факторів призводить до структурно-функціональних порушень внутрішньоводойменних процесів (гідродинамічного режиму, донної кумуляції екотоксикантів та їх токсичної дії на складові гідроекосистем). Як наслідок, спостерігається зниження ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук. Завершенням даного етапу є формування еколого-небезпечних екзоризиків щодо функціонування ТЗВЕ.

Під час другої стадії внутрішньоводойменних перетворень відбувається порушення динамічної рівноваги розвитку ТЗВЕ і, як результат, порушення їх трофічного статусу та зміна екологічної ситуацій в гідроекосистемах, коли їх темпи і розвиток не узгоджуються між собою.

Третя стадія пов'язана із взаємозв'язками і взаємодією в підсистемах (водних екосистемах малої та середньої річки) та характеризується частковою трансформацією компенсаційного механізму біотичної саморегуляції; частковою втратою фундаментальної основи функціонування екосистем різних рівнів організації – екологічної ємності, внаслідок формування в її межах балансу техноємності. Екологічна ємність є важливим критерієм, який характеризує збалансоване функціонування екосистеми [73, 77, 79, 146–148]. У результаті порушення її балансу починаються процеси формування техноємності в гідроекосистемах, та їх трансформація в ТЗВЕ. Екологічна ємність визначає стійкість гідроекосистем до впливу природних і антропогенних чинників, а отже, й рівень природно-техногенної безпеки водних об'єктів [73, 146, 148]. Саме, порушення екологічної ємності та виникнення техноємності є точкою відліку формування еколого-небезпечних ендоризиків.

Встановлений нами послідовний ряд особливостей розвитку та функціонування ТЗВЕ: зміна речовинно-енергетичного балансу → зниження рівня ефективності процесів пластичного метаболізму хімічних сполук → формування балансу техноємності → трансформація природного компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод → зміна стабільності розвитку гідроекосистем за рахунок порушення екологічної рівноваги → часткова втрата природоємності екосистем. При цьому слід зазначити, що функціонально-компонентні перетворення природних систем у ТЗВЕ, самі по собі, вже створюють еколого-небезпечні ризики їх розвитку (антропогенна трансформація природних систем та поява ендогенних ризиків їх існування, пов'язаних зі змінами середовище утворюючих параметрів) [69, 77].

2.2 Застосування концептуальної моделі системи річок для дослідження техногенно змінених водних екосистем

Застосовуючи екосистемний підхід при побудові навантажень, простежують динаміку змін стану басейну за різними показниками в межах як окремих підсистем, так і басейну річки в цілому. Це дозволяє відстежувати зміни окремих показників підсистеми та їх вплив на стан усієї системи, що дозволяє сформулювати пріоритетні напрямки природоохоронної діяльності в басейнах конкретних річок [39].

При побудові моделей основним поняттям на концептуальному рівні є поняття системи, тобто, для дослідження водних екосистем необхідно застосовувати системний підхід [144]. При дослідженні річкових систем [150], необхідно звертати увагу на їх гетерогенність – наявність підсистем. Запропоновано здійснити дослідження ТЗВЕ використовуючи концептуальну модель системи річок до складу якої входять «мала річка» – «середня річка» – «гирло середньої річки» (рис. 2.3) [73]. Модель характеризується всіма ієрархічними рівнями екосистеми, що узгоджується з основними екологічними принципами [76].

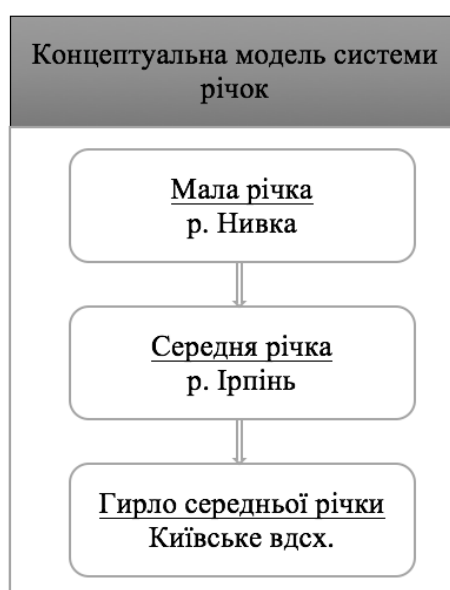


Рис. 2.3 Схема структурних компонентів концептуальної моделі системи річок

Концептуальна модель являє собою ієрархічну структурно-формалізовану систему, як строго обґрунтований варіант традиційного словесного (вербального) опису реальної системи чи об'єкту [151]. Таке уявлення складається у відповідності з детально вивченим об'єктом дослідження (схемами, графіками, таблицями та іншим ілюстративним матеріалом). Термін «концептуальна модель» підкреслює, що основне призначення цієї моделі – вираз чіткої концепції, підходу, обґрунтування і узагальнення всіх знань, уявлень і даних натурних спостережень про реальну систему, яка визначається і для якої планують побудувати математичну модель [151].

Концептуальна модель має всі властивості системи і повинна досліджуватися як система. Вона має певну множину елементів природного походження, існуючі взаємозв'язки між якими зумовлюють прояв природних екосистемних закономірностей в таких якостях та функціях, коли без їх взаємодії був би неможливий розвиток елементів підсистем [73, 151].

В даному дослідженні елементами системи виступають ТЗВЕ річок Нивка (від місця скидання зворотних вод авіапідприємств до гирла), Ірпінь (від місця впадання р. Нивки і до гирла) та Київське водосховище (в місці впадання р. Ірпінь с. Козаровичі) – які є гідрографічними структурними елементами басейну р. Дніпро (рис. 2.3). Такий вибір пояснюється необхідністю проведення екологічних досліджень басейнів малих і середніх річок для вирішення проблем незворотних структурно-функціональних змін, значного виснаження, довготривалого забруднення басейнів великих річок.

Першою складовою концептуальної моделі системи річок є річка Нивка – одна з найбільших малих річок правобережної частини м. Києва. Вона має загальну довжину 23 км, площу водозбору – 94 км³ [152–154].

Для річки характерне штучне спрямування та поглиблення русла, трансформація берегів гідротехнічними спорудами відкритого і закритого типу (в підпорі міститься 42 % всього профілю річки) [155, 156].

Це стало причиною незначної швидкості течії: у межень становить 0,05–0,1 м/с, а під час водопілля 0,3–0,4 м/с. Річка бере свій початок і практично за всією довжиною тече у підземному колекторі, зрідка виходячи на поверхню вузьким струмком або у вигляді ставків. Об'єм річного стоку у маловодний рік 1,38 млн.м³, об'єм річного надходження стічних вод становить – 0,403 млн. м³.

Вид освоєння земель басейну річки Нивка: селітебні площі 19,60 тис м³, (17,88 %), промислово-транспортні площі 17,35 тис м³ (15,83 %) агро-виробничі і приватний сектор 40,27 тис м³ (36,73 %) рекреаційні 32,41 тис м³ (29,56 %) [155].

Річці притаманний найнижчий серед усіх геосистем м. Києва відсоток природоохоронних територій (0,5 %) [155], низька здатність до саморегуляції, характерний середній рівень техногенного забруднення [156]. В її водозбірному басейні працює близько шістдесят підприємств [152] різної галузевої спрямованості, в тому числі і кілька підприємств цивільної авіації [153, 157]. Також у річку відкриваються декілька колекторів створених для забезпечення дренажу західних околиць міста [154].

В дисертаційній роботі автором досліджувалась ділянка р. Нивки (джерело виробничого забруднення) від скиду стічних вод авіапідприємств (які є причиною специфічного забруднення води та донних відкладів нафтопродуктами та іонами металів) [158] і до впадання в р. Ірпінь.

Поліпшення її екологічного стану без проведення природо-охоронних заходів є неможливим, тому р. Нивка має стати об'єктом впровадження інженерно-технічних рішень для відновлення та покращення процесів самоочищення та саморегуляції не лише її гідроекосистеми, а й гідроекосистеми річки Ірпінь.



Рис. 2.4 Карта-схема басейну р. Ірпінь [10]

Друга складова моделі представлена гирловою ділянкою річки Ірпінь. Даній річці, як і багатьом іншим середнім річкам України, не вдалося зберегти свій непорушний гідрологічний режим та екологічний стан басейну. Річка Ірпінь є правою притокою р. Дніпро, довжина – 162 км, площа водозбору – 3340 км², протікає територією Житомирської та Київської областей (рис. 2.4). Переважна ширина русла 15 м, глибина 1,2 м, швидкість течії в межах 0,3 м/с [159].

В роботі досліджується гирлова ділянка річки завдовжки 45 км, яка становить приблизно 1/4 всієї довжини річки. Така ділянка є найбільш репрезентативною по відношенню до всього річкового басейну [48].

Спостереження в гирловій ділянці річки Ірпінь велися з 1972 року гідрометеорологічної службою, а з 1987 року також відділом екології малих річок Інституту гідробіології НАН України. Проте екосистему річки слід вважати недостатньо вивченою внаслідок відсутності узагальненої оцінки щодо функціональних змін та їх наслідків, особливо для водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь.

Проаналізувавши основні характеристики використання річкового стоку Ірпеня, авторами [83] було встановлено, що показник фактичного використання становить 54 % – високий; безповоротного водоспоживання 48 % – високий; скидання води в річкову мережу 60 % – вище норми; скидання забруднених стічних вод 3,2 % – низький. Таким чином, узагальнений результат стану басейну характеризується як «поганий».

Основними техногенними забруднювачами р. Ірпінь є води численних приток, середній багаторічний поверхневий стік з урбанізованих територій [70, 71, 82, 160, 161]. Територію басейну становлять сільськогосподарські угіддя, у тому числі осушені та зрошувані землі, лісові масиви, водні поверхні річок, штучних водойм і каналів, населені пункти, а також перезволожені, заболочені та еродовані землі [161, 162].

На відрізку завдовжки 131 км р. Ірпінь є магістральним каналом Ірпінської осушувально-зволожувальної меліоративної системи яка регулює стік поверхневих і рівень ґрунтових вод [93, 161, 162]. Загальна довжина відрегульованого русла р. Ірпінь становить близько 110 км. В 1969 році р. Ірпінь розширили і поглибили до поперечного перерізу площею близько 25–40 м, що забезпечувало збільшення пропуску середньо-багаторічних витрат води на 10% забезпеченості та безвідмовну роботу бічних осушувальних, обвідних та збірних каналів [42, 159, 163].

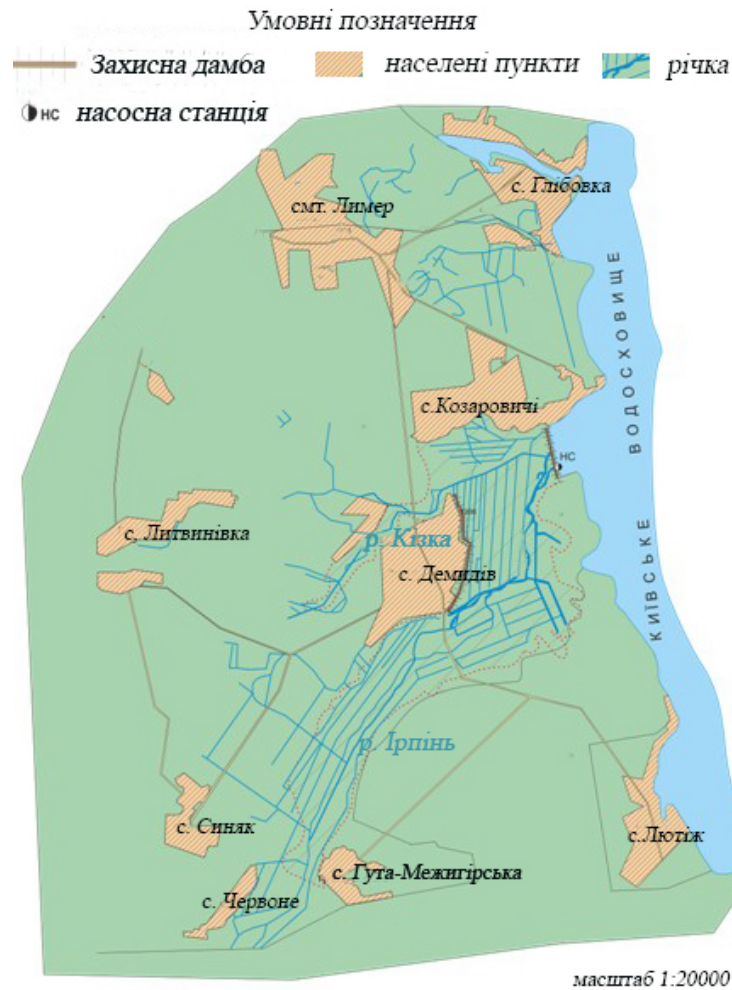


Рис. 2.5 Карта-схема гирла річки Ірпінь

Скидні води р. Ірпінь за даними [84] в районі с. Козаровичі здійснюють техногенний вплив на прибережну зону Київського водосховища. Тому, третьою складовою концептуальної моделі є Київське водосховище в районі с. Козаровичі, де р. Ірпінь штучно перекачується Ірпінською насосною станцією (середньодобові витрати $3,25 \text{ м}^3/\text{с}$) у водосховище (рис. 2.5) [164] через різницю в рівнях води (р. Ірпінь – 97,5 м, Київське водосховище – 103 м). Насосна станція розміщується в «тілі» дамби, яка експлуатується з 1965 р., призначена для захисту від затоплення і підтоплення Київським водосховищем селищ Демидів, Димер, Козаровичі, Глібівка та заплавних земель.

Київське водосховище має площу 922 км^2 , його кисневий баланс найбільш оптимальний з усіх Дніпровських водосховищ [6, 84, 164] розміщених нижче. Причиною цього є робота Ірпінської насосної станції, яка сприяє

зростанню концентрації кисню, а також зменшенню кольоровості води. Проте, останнім часом реєструється найбільше біогенне забруднення внаслідок «цвітіння» води, а у донних відкладах постійно збільшується концентрація радіонуклідів. Київське водосховище та р. Дніпро забруднені переважно азотом амонійним, азотом нітритним, сполуками металів. Досліджувана ділянка Київського водосховища знаходиться на відстані приблизно 2 км від р. Дніпро, і на відстані 3 км від Дніпровського водозабору. Відповідно екологічний стан вод р. Ірпінь чинить прямий вплив на якість води для питного водопостачання жителів міста Києва.

2.3 Методи екологічного моніторингу та статистично-математичної обробки отриманих даних

Літературний аналіз показав, що екологічний стан об'єктів, що входять у концептуальну модель системи річок, недостатньо вивчений та узагальнений. Тому, з 2016 по 2018 роки нами проведені комплексні експедиції та виконано відбір проб в деяких точках досліджуваної ділянки, для вивчення різних гідрологічних, фізико-хімічних та біологічних показників. На їх основі сформувавши висновки про екологічний стан річок Нивка та Ірпінь.

Відбір проб води проводився відповідно до ДСТУ ISO 5667-6:2009 [165]. Проби відбирались за течією річки пластиковим батометром Молчанова об'ємом 4 дм³. Проби поверхневих вод відбирались із зануренням барометра на глибину 5–10 см від поверхні, проби придонних вод – з глибини 5–10 см від поверхні дна, поверхневий шар донних відкладів відбирався потужністю 1–5 см.

Хімічний склад донних відкладів є індикатором екологічного стану водної екосистеми. Проби донних відкладів відбирались відповідно до [166, 167] у скляні ємності об'ємом 0,5 дм³ за течією річки двочерпачем Петерсена з площею захвата 2,025 дм². Водні витяжки готувались виходячи із співвідношення «донні відклади – вода» 1:5, 1:10 з урахуванням вологості проби (перед приготуванням зразки ґрунту висушувалися у термостаті до

встановлення постійної маси з метою визначення його вологості, що необхідно для розрахунків).

Проби донних відкладів розміщували в круглій колбі ($0,5 \text{ дм}^3$), заливали дистильованою водою (для гідрохімічних аналізів) і спеціально підготовленою водою (для біотестування), збовтували на шейкері протягом 4 год., а потім фільтрували через фільтрувальний папір.

Всі відібрані в контрольних точках зразки аналізували в лабораторних умовах на базі Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського (свідоцтво про атестацію Науково-технічного центру випробування води № ПТ – 423/15 видане 27.11.2015 р.) відповідно до методик, допущених до використання [168, 169].

Легкоокиснювальні органічні речовини за показником біохімічного споживання кисню (БСК_5) визначали згідно КНД 211.1.4.024–95 [170]. Азотовмісні сполуки: азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний – визначали – відповідно до стандартних методик [171].

Вміст нафтопродуктів у поверхневих водах визначали згідно з [172]. Проби води об'ємом 1 дм^3 підкиснювались до $\text{pH}=2$, добавляли 2 г NaCl на кожний літр рідини та проводили екстракцію тетрахлоридом вуглецю в ділильній лійці, окремими порціями додавали розчинник, очікували 10 хв до розшарування та збирали екстракт у колбі зі скляною пробкою. Всього на екстрагування витрачали 60 мл екстрагента. Далі екстракт висушували прожареним сульфатом натрію, відбирали порцію 50 мл та пропускали її через колонку з оксидом алюмінію. Зібраний елюат у мірній колбі місткістю 100 мл пропускали через колонку, додаючи 45 мл чистого CCl_4 , цим же розчинником досягали об'єму розчину в колбі на рівні мітки.

Інфрачервоний спектр отриманого розчину реєстрували, користуючись кюветою з товщиною шару 50 мм. Оптичну густину вимірювали при довжині хвилі 2926 см^{-1} .

Вміст нафтопродуктів у воді (X) в мг/ дм^3 визначали за формулою:

$$X = \frac{(K \cdot D \cdot 100 \cdot 60)}{(l \cdot V \cdot 50)}, \quad (2.1)$$

де K – коефіцієнт, що дорівнює 0,437 при аналізі вод, які не містять летких нафтопродуктів, та 0,542 при аналізі вод, які містять як нелеткі, так і леткі нафтопродукти;

D – оптична густина, о.о.щ.;

100 – об'єм CCl_4 після розбавлення, мл;

60 – об'єм CCl_4 , взятого для екстракції, мл;

l – товщина шару в кюветі, см;

V – об'єм води для аналізу, $дм^3$;

50 – об'єм частини, мл.

Вміст ВМ визначали за допомогою атомно-абсорбційної спектрометрії – методом кількісного елементного аналізу за атомними спектрами поглинання (абсорбції) згідно [173] на емісійному спектрометрі ICP-MS Agilent 7700x (Німеччина) за протоколом EPA 6020A [174]. Для визначення вмісту іонів ВМ у пробах води кожен дослідний зразок фільтрували (0,45 мкм). Всі розчини готували на воді 1-го класу (18 Мом), підготовленій на системі для очищення води Scholar-UV Nex Up 1000 (Human Corporation, Корея). В якості калібрувальних стандартів використовували розчини Standard solution IV-ICPMS-71A фірми Inorganic Ventures, USA. Кожен зразок незалежно аналізували 3 рази. Контрольні проби досліджували в лабораторії на базі Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського.

Для доповнення отриманих даних за попередні роки було використано дані екологічного моніторингу державних установ: Центральної геофізичної обсерваторії, Дніпровського басейнового управління (гідроствори смт. Гостомель, с. Козаровичі) за десятирічний період (2006–2017 рр.). Гідроствор у с. Мостище [175] в даній роботі розглядається як контрольний, адже розміщений до впадання вод р. Нивки в р. Ірпінь. Також використовували дані представлені в Національних доповідях (2011–2016 рр.) [6, 84, 176–178], Екологічних паспортах Київської області (2012–2017 рр.) [94, 95, 101, 179] та

довідниках (2000–2008 рр.) [47]. Отримані дані було проаналізовано, систематизовано, узагальнено та зроблено статистично математичну обробку. На їх основі автором дисертаційного дослідження було сформовано ретроспективну базу даних з більше ніж 1000 показників для характеристики екологічного стану поверхневих вод р. Ірпінь в межах досліджуваної ділянки (від місця впадання р. Нивки і до її гирла) (додаток Б). Розрахунки, узагальнення та графічну візуалізація виконано за допомогою прикладної програми статистичної обробки даних Microsoft Excel.

Математична обробка результатів аналізу виконувалась за допомогою визначення статистичної достовірності експериментальних даних [47]. У дослідженні застосований математичний метод оцінки статистичної достовірності, яка являє собою особливий метод числових характеристик (параметрів) розподілу генеральної сукупності за даними вибірки з цієї сукупності. Тобто, маючи результати вибірових спостережень, з найбільшою точністю було оцінено значення параметрів, що визначались, від яких залежить розподіл змінної у генеральній сукупності.

Етапи проведення математичної обробки результатів

I. Результати аналізу $\bar{x} \pm \Delta x$

1) Обчислення середнього арифметичного значення

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + x_3 \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (2.2)$$

де Q' -критерій знаходять за формулою

$$Q' = \frac{x_n - x_{n-1}}{x_{max} - x_{min}}. \quad (2.3)$$

Якщо $Q' > Q$ (табл. 2.1) то значення x_1 і x_n відкидають.

Залежність Q від n при надійності 0,95

n	3	4	5	6	7	8
Q	0,94	0,77	0,64	0,56	0,51	0,41

2) Обчислення середньої квадратичної похибки

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{l=1}^n (x_l - \bar{x})^2}{n-1}}. \quad (2.4)$$

Відносне стандартне відхилення: $S_r = S/\bar{x}$

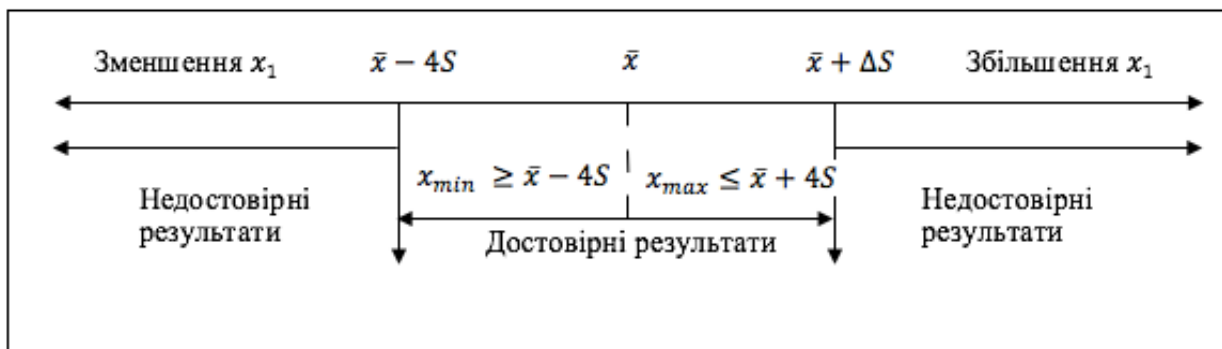
Довірчий інтервал середнього значення: $\bar{x} \pm \Delta x = \frac{t_{0,95} \cdot S}{\sqrt{n}}$

$t_{0,95}$: t – розподіл коефіцієнта Стьюдента (табл. 2.2)

Залежність t -розподілу від n при надійності 0,95

n	2	3	4	5	6	7	8	9
$t_{0,95}$	12,7	4,30	3,18	2,78	2,57	2,45	2,36	2,26

II. Визначення статистичної достовірності експериментальних значень (x_{min}, x_{max}) при $10 < n < 100$ проводили за схемою



Статистично достовірними являються результати, які відхиляються від \bar{x} на величину не більше ніж $4S$, всі інші результати є недостовірними.

За допомогою математичної обробки результатів аналізу було встановлено довірчу оцінку правильності отриманих результатів, а також надано оцінку збіжності та відтворюваності результатів аналізу, отриманих різними методами у різний час, коли систематичні помилки окремих вимірів переходять у розряд випадкових помилок [156].

Для забезпечення достовірності отриманих результатів, з метою досягнення довірчого рівня 95 %, розраховано необхідну кількість відбору проб для кожного елемента.

2.4 Методики оцінки якості поверхневих вод

Екологічну оцінку ТЗВЕ здійснювали за міжвідомчим нормативним документом «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [27], в якому наведено значна кількість параметрів екологічного стану водних екосистем, широкий набір показників. Представлені розрахунки є складними, проте вони дають змогу порівняти якість води істотно різних річок [45, 48].

В дослідженні застосовували комплексний екологічний індекс стану річкових екосистем I_e за формулою [149, 150]:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{n}, \quad (2.5)$$

в залежності від значення різних параметрів (гідрохімічних, трофо-сапробіологічних та токсикологічних):

$$I_X = \sum \frac{C_{i\text{фак}}/C_{i\text{опт}}}{n}, \quad (2.6)$$

де $C_{i\text{фак}}$ – фактична концентрація i -го гідрохімічного або трофосапробіологічного фактору;

$C_{i\text{опт}}$ – оптимальна концентрація i -го фактору (або ГДК_{p/r}).

Розрізняють наступні види параметрів, що використовуються при визначенні комплексного екологічного індексу стану річкових екосистем: (I_1) – гідрохімічний індекс якості за компонентами сольового складу, який включає мінералізацію води, вміст сульфатів та хлоридів; (I_2) – індекс трофосапробіологічних (еколого-санітарних) характеристик, що включає вміст завислих речовин, ХСК, БСК₅, розчинений кисень, азот амонійний, нітратний, нітритний, фосфати, тощо; (I_3) – індекс якості за специфічними показниками токсичної дії: мідь, хром, марганець, цинк, феноли, нікель тощо.

Характеристика класів та категорій води за визначеними критеріями виглядає наступним чином: I клас – еталон < 1 , II клас – добрий стан < 3 , III клас – задовільний стан < 5 , IV клас – стан перехідний < 6 , V клас – незадовільний стан < 7 (Додаток В).

Визначення ступеня забрудненості поверхневих вод виконували за комплексним показником – індексом забрудненості води (ІЗВ) [45, 46], який дорівнює середньому арифметичному відношенню:

$$ІЗВ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (2.7)$$

де C_i – концентрація i -го нормованого компонента, мг/дм³ (іноді значення параметру);

ГДК _{i} – гранично допустима концентрація i -го нормованого компонента для відповідного типу водойми, мг/дм³;

n – кількість показників, що використовується для розрахунку ІЗВ.

В залежності від величини рівня індексу забрудненості води, ділянки водного об'єкту поділяються на класи: I – дуже чиста ($ІЗВ \leq 0,3$); II – чиста ($0,3 < ІЗВ < 1$); III – помірно-забруднена ($1 < ІЗВ < 2,5$); IV – забруднена ($2,5 < ІЗВ$

< 4); V – брудна ($4 < \text{ІЗВ} < 6$); VI – дуже брудна ($6 < \text{ІЗВ} < 10$); VII – надзвичайно брудна ($\text{ІЗВ} > 10$).

На основі визначення ІЗВ проводять оцінку ризику впливу об'єкта на водне середовище.

Під час проведення токсикологічних досліджень вод (поверхневий та придонний шари води) та донних відкладів (водні витяжки донних відкладів) відібраних з р. Нивки та р. Ірпінь було проведено серію дослідів за допомогою методів біотестування на *Daphnia magna* Straus. Біотестування проб здійснювалось за допомогою піддослідних тест-об'єктів, *Daphnia magna* Straus згідно із КНД 211.1.4.054–97 [180]. Проби води вважалися токсичними, якщо протягом 48 годин спостерігалася загибель 25 % тест-об'єктів і гостро токсичними, якщо була виявлена смертність 50 % дафній або пригнічення росту корінців складало понад 50 % [181]. Статистичний аналіз проводили за допомогою статистичного пакету Corel Quattro Pro 7.

2.5 Методичні засади застосування інтегральних систем індикаторів

Методологія оцінки хімічного забруднення поверхневих водних об'єктів із урахуванням сучасних підходів контролю (концепція екологічних ризиків) передбачає виявлення та оцінку джерел та рівнів антропогенної трансформації річкових гідроекосистем, а також природного утворення і кумуляції небезпечних сполук у водних об'єктах за рахунок хімічних та біохімічних перетворень природних і техногенних хімічних сполук [182]. Відповідно до принципів гідробіології, гідроекосистема та її компоненти: вода, донна кумуляція екотоксикантів, гідробіонти – є об'єктом дослідження. Важливим фактором за таких наукових досліджень стає питання про джерела та шляхи надходження ЗР у водойму, у подальшому індикація динаміки змін складових гідроекосистеми та їх наслідків щодо розвитку водного об'єкту. Відповідно до [62] це пов'язано із біотичною регуляцією НПС при дослідженні водних екосистем – збереження природного біотичного механізму інтенсивності

внутрішньоводойменних процесів, як структурно-функціональної ознаки рівня стабільності розвитку техногенно-зумовлених водних об'єктів.

Для дослідження ТЗВЕ доцільно поряд з екологічними показниками застосовувати також технічні, в комплексі це буде основою інженерно-екологічних досліджень [183]. Технічні показники характеризують джерела дії на природне середовище (наприклад технологічні процеси), що взаємодіють із природними ресурсами або використовують їх для отримання результатів праці. Екологічні показники використовують для характеристики природних процесів та дозволяють оцінити здатність природного середовища до самоочищення, самовідновлення та враховують показники, що відображають рівень зміни природного середовища в зоні дії техногенних впливів [183].

Інтегральні системи індикаторів середовища є кількісними цільовими показниками, які використовуються для оцінки стану водної екосистеми та ілюструють процеси її трансформації. Ці показники дозволяють надати кількісну оцінку рівня екологічної безпеки та рівня екологічного ризику.

Підбір інтегральних показників (індикаторів) здійснюють, керуючись принципом простоти та економічності при максимальній ефективності й інформативності. Для розрахунку індикаторів застосовують оптимальну кількість показників. При невеликій кількості показників не завжди задовольняються вимоги до повноти та достовірності інформації при вирішенні поставлених задач. Це пов'язано із недостатньою різноманітністю показників та практичною точністю відображення структурних параметрів і функціональних процесів, які визначають екологічний стан певної природної екосистеми. При великій кількості показників стає практично неможливо одночасно в різні моменти часу отримати достовірну інформацію про всі характеристики, які визначають стан і динаміку функціонування гідроекосистем [25]. Крім того, в реальному масштабі часу велике число показників важко упорядкувати, проаналізувати та визначити взаємозв'язок між характеристиками природної системи та факторами, які впливають на зміну цих характеристик. Беручи до уваги той факт, що на структурно-функціональні

особливості ТЗВЕ впливає велика кількість факторів, врахувати їх всі практично неможливо [59, 75].

Проблема кількісної та якісної оцінки стану ТЗВЕ тісно пов'язана із розробленням індикаторів контролю, які дозволяють одночасно визначити три групи індикаторів з урахуванням їх цільової спрямованості: індикатори дії (оцінка впливу забруднювачів на довкілля), індикатори стану (стан середовища внаслідок техногенної дії), індикатори реагування (відгук гідробіонтів на зміни) (рис. 2.6) [59, 60, 183, 184]. Дана класифікація відповідає рекомендаціям ОЕСР та узгоджується з послідовним рядом особливостей розвитку та функціонування ТЗВЕ.



Рис. 2.6 Схема оцінки впливу та трансформацій у техногенно змінених водних екосистемах за допомогою системи індикаторів

Актуальність застосування нової методики обумовлена необхідністю надання об'єктивної оцінки екологічного стану досліджуваної системи річок, застосування необхідних інженерно-технічних заходів для її покращення та повторної оцінки екологічного стану, для відслідковування змін та динаміки.

Інтегральна система індикаторів дозволяє відобразити базову екологічну

ситуацію річки, що є основою для визначення впливу факторів та домінуючого чинника регіональної екологічної ємності. Тому система екологічних індикаторів контролю має практичне значення та забезпечує теоретичну підтримку регіонального управління водними ресурсами навколишнього середовища [75].

2.6 Методи прогнозування та моделювання екологічного стану

Необхідним початковим етапом для створення екологічних програм та прийняття управлінських рішень є етап екологічного прогнозування. Це дослідження майбутніх змін у НПС та їх зворотних впливів на антропогенну діяльність і здоров'я людей [77, 185].

Прогнозування складається: з оцінки перспектив розвитку майбутнього стану досліджуваного об'єкта, в нашому випадку концептуальної моделі системи річок, на основі виявлення наявних закономірностей; умовного виникнення у майбутньому тенденцій і закономірностей, що довго тривали у минулому й існують у сучасному; моделювання майбутнього стану досліджуваного об'єкту згідно з очікуваними або бажаними змінами.

Для отримання прогнозних даних якості вод обрано статистично-математичний метод, який базується на використанні речовинного балансу ТЗВЕ за сумарним показником ХСК. Такий підхід проведення експериментальних робіт стосовно прогнозу якості вод із врахуванням структурно-функціональних особливостей розвитку ТЗВЕ дає інформацію щодо якісного виснаження вод та можливої деградації досліджуваної водної екосистеми [77]. Він також дозволяє математично описати зміни речовинно-енергетичного балансу ТЗВЕ протягом певного часового періоду. Під час прогнозування за допомогою ЕОМ та в програмі Microsoft Excel виконувалося згладжування ретроспективних даних спостережень методом найменших квадратів.

Визначення прогнозу розвитку ТЗВЕ гирлової ділянки р. Ірпінь проводять у два етапи [77, 185]:

I – індуктивний (ретроспективний), який містить узагальнення багаторічних спостережень за якісним станом комплексної ТЗВЕ (аналіз, систематизація, математична обробка даних за десятирічний період) із застосуванням гідрохімічних, екологічних та технічних (показники та їх параметри) методів контролю;

II – дедуктивний, який забезпечує екстраполяцію встановлених закономірностей у взаємозв'язках і взаємодії екологічних та антропогенних факторів в екосистемних процесах, за тривалий період, з урахуванням просторово-часових умов проведення досліджень.

З літературних джерел [47] відомо, що між кількістю їжі і швидкістю її споживання мікроорганізмами, існує щільна залежність, яка може бути виражена дробово-раціональною функцією. Французький біолог Ж. Моно показав, що в більшості випадків залежність швидкості V поїдання субстрату мікроорганізмами від концентрації S субстрату може описуватись рівнянням Міхаеліса – Ментена [185, 189].

Відповідно, наступним етапом дослідження стало описання зміни вмісту ЗР у водному середовищі [47, 187] внаслідок життєдіяльності мікроорганізмів. Для описання даного процесу було застосовано модель біологічної трансформації субстрату, коли не враховується природа процесів розбавлення [188, 189].

Формула Міхаеліса – Ментена записується у вигляді диференціального рівняння першого порядку:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{V_m \cdot S}{K_s + S} \quad (2.8)$$

де V записуємо як співвідношення dS/dt – швидкість ферментативної реакції, дуже важлива величина, яка є мірою активності ферменту;

S – концентрація субстрату, мг/дм³ (г/м³);

V_m – максимальна швидкість поїдання субстрату, мг/(дм³·год);

K_s – константа Міхаеліса – Ментена постійна, і дорівнює такій концентрації субстрату, при якій швидкість поглинання субстрату досягає половини максимальної швидкості, тобто коли $V=V \cdot 0,5=0,5V_m$ (константа для забруднюючих речовин), мг/дм³ (г/м³).

2.7 Метод натурних та лабораторних досліджень з підбору вищих водних та наземних рослин для біоплато

Завершальним етапом дослідження, представленого в даній роботі, було покращення самоочисної здатності техногенно-зумовлених малих та середніх річок. Найбільш доцільним для досягнення поставленої цілі є, відповідно доступних даних науково-технічної літератури [85, 96, 99–101], застосування біоінженерної споруди типу біоплато [190].

Автором роботи, під керівництвом наукового керівника та у співпраці з провідними науковцями проф. Удод В.М. та проф. Міхеев О.М., розроблено і запатентовано нову конструкцію – комплексну біоінженерну систему типу біоплато [190] для попередження потрапляння забруднених вод малої р. Нивки до р. Ірпінь [70, 189]. Конструктивними елементами запропонованої споруди є природне берегове біоплато та штучне наплавне біоплато [190].

Перед автором роботи стояла задача пов'язана із підбором аборигенних ВВР, які б володіли високою здатністю стосовно деструкції речовин антропогенного походження, що знаходяться в товщі води та донних відкладах. Проведені польові дослідження з визначення поширених видів ВВР, які зростають на берегах р. Нивки та визначенню їх здатності до поглинання поліютантів. Ці рослини виступили в якості блоку природного біоплато.

В натурних умовах проводили експерименти з підбору повітряно-водних рослин – біотичної компоненти штучного біоплато та конструкції для їх закріплення і росту. Обрані види забезпечують очищення не тільки всієї товщі

води, а й донних відкладів для попередження вторинного забруднення. Важливою умовою була висока здатність рослин розвивати потужну кореневу систему, яка і відіграє ключову роль в очищенні донних відкладів.

Проводились лабораторні дослідження з перевірки здатності ВВР проростати в забрудненій, практично стоячій воді та накопичувати іони металів з донних відкладів.

Для перевірки ефективності роботи розробленої конструкції у 2016 році в натурних умовах на р. Нивка була встановлена її пілотна установка.

Наступні експерименти виконувались на базі Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України в рамках дослідження по застосуванню наземних рослин в якості біофільтра [191, 192] для штучного біоплато. Експерименти проводили на насінні: жита (*Secale*), вівса (*Avena*), кукурудзи (*Zea mays*), пшениці (*Triticum*) – представниках родини однолітніх трав'янистих рослин родини Тонконогові (*Poaceae*) [143].

Підготовку до аналізу відібраних зразків ВВР та наземних рослин на вміст ВМ здійснювали за стандартною методикою: рослини розділяли на кореневу та стеблову частини, висушували в сушильній камері до абсолютно сухого стану при температурі +105 °С, подрібнювали керамічними ножицями та перетирали в керамічній ступі. Аналізи з визначення вмісту ВМ у зразках було проведено в Центрі колективного користування науковими приладами «Спектрометричний центр елементного аналізу» Національного ботанічного саду ім. Н. Н. Гришко НАН України», на оптичному емісійному спектрометрі з індуктивно-зв'язаною плазмою iCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США).

Висновки до розділу 2

1. Запропоновано концептуальну модель системи річок, для дослідження техногенно змінених водних екосистем. Модель апробовано на прикладі техногенно змінених річок Ірпінь та її правої притоки Нивки.

2. Для оцінки впливу природних та антропогенних факторів на якість вод досліджуваної гирлової ділянки р. Ірпінь застосовано методики розрахунку індексу забрудненості води (ІЗВ); загального екологічного індексу (I_e); математичного прогнозування за допомогою статистичних методів. Охарактеризовано статистично-математичні методи аналізу; методи математичного моделювання, прогнозування стану водойм, тощо.

3. Запропоновано методологію інтегральних систем індикаторів екологічного контролю, які поділяються на три групи з урахуванням їх цільової спрямованості: індикатори дії, індикатори стану, індикатори реагування. Класифікація узгоджується з послідовним рядом особливостей розвитку та функціонування ТЗВЕ.

4. Особливістю запропонованої методології інтегральних систем індикаторів є застосування індексів:

- екологічної ємності;
- балансу екологічного резерву;
- пластичного метаболізму;
- біотичної саморегуляції вод.

5. Запропонована методологія контролю може бути успішно використана для екологічного контролю стану водної екосистеми не лише гирлової ділянки р. Ірпінь, але й інших малих та середніх річок рівнинних територій України.

Результати робіт за даним розділом викладено у публікаціях [73], [77], [148], [156], [183], [184], [188], [189], [190].

РОЗДІЛ 3

СПЕЦИФІКА ТЕХНОГЕННИХ ВПЛИВІВ ХІМІЧНИХ СПОЛУК НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ІРПІНЬ

Формування хімічного складу природних вод, в основному, визначають два фактори: 1) прямі фактори, які безпосередньо впливають на воду, це – географічно-кліматичні умови, господарська діяльність людини; 2) опосередковані фактори, які визначають взаємодію прямих факторів із водою: гідрологічні, гідродинамічні умови на фоні географічно-кліматичних чинників. При взаємодії прямих та опосередкованих факторів у поверхневих водах відбувається розповсюдження хімічних речовин природного та антропогенного походження.

Специфіка природних і техногенних впливів (ЗР) на водні екосистеми носить комплексний характер [121]. Так, на рівні гідробіоценозів спостерігаються зміни їх структурно-функціональних властивостей (швидкість росту і розвитку, функціональні адаптації біоти до змін середовища свого існування). У зв'язку з чим відбуваються порушення на трофічному рівні (його спрощення); на генетичному рівні (біотичний потенціал, як параметр характеризує впроваджену властивість організмів стосовно репродуктивної пристосованості організмів) [151].

3.1 Екологічна оцінка якості вод концептуальної моделі системи річок

Першим етапом дослідження наслідків техногенних впливів є характеристика екологічного стану та визначення класу якості вод складових концептуальної моделі системи річок за стандартними методиками [24, 28, 45, 46, 48]. В еколого-прикладній (інженерній) практиці така характеристика є невід'ємною умовою екологічного нормування якості природних вод, її попереднім етапом [193].

Екологічна оцінка першої складової системи – р. Нивка. В процесі дослідження здійснювалась екологічна оцінка стану р. Нивки (табл. 3.2–3.3) на основі даних отриманих в результаті аналізу відібраних проб у деяких точках досліджуваної ділянки під час проведення комплексних експедицій (2015–2018 рр.) (рис. 3.1) аналізу та систематизації результатів дослідження авторів [152–154] (Додаток Г)

Для забезпечення достовірності отриманих результатів, з метою досягнення довірчого рівня 95 %, розраховувалась необхідна кількість відібраних проб для кожного елемента за формулою (2.6) [48] результати розрахунків представлені у табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Кількість відбору проб для досягнення довірчого рівня 95 %

Елемент	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cr ⁶⁺	N/NH ₄ ⁺	N/NO ₃ ⁻	N/NO ₂ ⁻	Нафтопродукти
Кількість відібраних проб	5	5	7	4	5	5	7

Відповідно, для Zn²⁺, Cu²⁺, N/NO₃⁻, N/NO₂⁻ для досягнення довірчого результату в 95 % достатньо 5 відібраних проб води, для N/NH₄⁺ кількість проб дорівнює 4, а для Cr⁶⁺ і нафтопродуктів необхідно відібрати не менше 7 проб.

Для об'єктивності результатів досліджень проводили аналіз не лише шару води (поверхневого та придонного), а й донних відкладів (табл. 3.2–3.3) Аналіз концентрацій ЗР у донних відкладах є важливим, адже вони є надійним показником хронічного впливу антропогенних факторів на гідроекосистему річки [194].

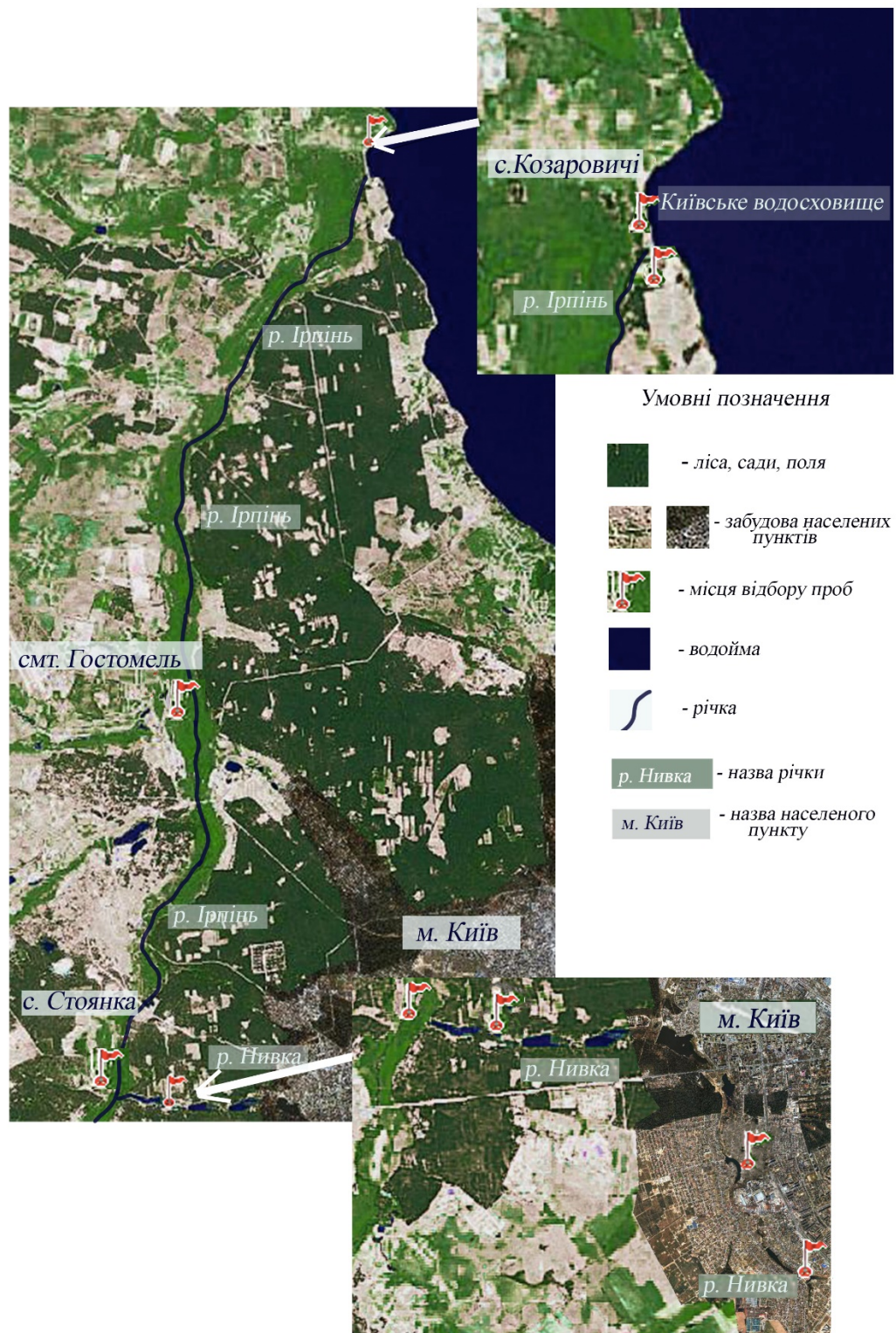


Рис. 3.1 Карта досліджуваної ділянки басейну р. Ірпінь

**Усереднені результати аналізу основних гідрохімічних показників вод
р. Нивки**

Показник,	Приповерхневий шар води		Придонний шар води	
	концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}	концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}
ХСК, мгО ₂ /дм ³	39,0±0,4	2,6	50,0±0,5	3,3
NH ₄ ⁺ , мгN ₂ /дм ³	2,5±0,06	6,4	13,3±0,07	34,1
NO ₃ ⁻ , мгN ₂ /дм ³	1,9±0,08	НП*	6,2±0,09	НП*
NO ₂ ⁻ , мгN ₂ /дм ³	0,4±0,02	5	0,9±0,06	11,25

Таблиця 3.3

Усереднені результати аналізу вмісту сполук металів та нафтопродуктів у складових гідроекосистеми р. Нивки

Показник	Приповерхневий шар води		Придонний шар води		Донні відкладення	
	концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}	концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}	концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}
Нафтопродукти мг/дм ³	0,9±0,05	18	1,9±0,2	38	19,8±1,2	300
Cu ²⁺ , мг/дм ³	0,02±0,001	4	0,03±0,001	6	0,3±0,002	60
Zn ²⁺ , мг/дм ³	0,02±0,002	2	0,01±0,001	НП*	0,86±0,01	86
Cr ⁶⁺ , мг/дм ³	0,031±0,1	31	0,048±0,04	48	0,086±0,1	86

Примітка. * НП – не перевищує

Як видно з таблиць 3.2–3.3, у відібраних пробах води та донних відкладів відмічено значне перевищення ГДК_{р/г} речовин антропогенного походження у всіх складових гідроекосистеми. Загалом, води річки мають нижчі показники

токсичності порівняно з донними відкладами, де концентрації токсичних металів та нафтопродуктів є вищою, що свідчить про матеріальну кумуляція екоотоксикантів. Подібна ситуація є типовою для малих річок з русловими ставками (16 ставків на р. Нивка), адже вони сприяють осадженню токсичних речовин за умов зниження проточності. Даний процес є небезпечним, тому що при зміні гідродинамічних умов річки може відбутися вторинне забруднення вод. Крім того, за даними науково-технічної літератури [195] слід враховувати, що іони ВМ, внаслідок своїх фізико-хімічних властивостей і біохімічних впливів на біоту, можуть змінювати свою форму знаходження у гідроекосистемах і, в першу чергу, при переході з одного водного резервуару в інший [195].

Певне перевищення значення ХСК у порівнянні з ГДК_{р/г} свідчить про потрапляння у надлишку в поверхневі водні об'єкти басейну р. Нивки органічних речовин з поверхневим стоком та скидними сільськогосподарськими водами. Не перевищує ГДК_{р/г} лише концентрація N/NO₃⁻, що є свідченням трансформації речовин і ходом реакції нітрифікації. Тобто води р. Нивки можна вважати одним із джерел техногенного забруднення, яке суттєво змінює якісні показники екологічного стану гирлової ділянки р. Ірпінь.

Комплексна екологічна оцінка забруднення води за I_e (2.1) показала, що води р. Нивки відносяться до IV – V класу забруднення (вода брудна) [70]. Такий стан характерний для незахищеної ділянки русла у селищах Жуляни, Софіївська Борщагівка, гирлової ділянки перед впадінням у р. Ірпінь. Спостерігається значна різниця концентрацій у руслі річки та гирлі нафтопродуктів (шар води р. Нивки – 0,03 мг/дм³, гирло – 0,17 мг/дм³, донні відклади відповідно 4,37 мг/дм³ та 7,05 мг/дм³) та сполук токсичних металів Cu²⁺, Zn²⁺, Cr⁶⁺. Це пояснюється близькістю розташування до кільцевої автотраси та злітно посадкової смуги аеропорту.

Екологічна оцінка другої складової системи – р. Ірпінь. У подальшому з'ясована динаміка змін (усереднені показники) екологічного стану р. Ірпінь внаслідок впливу на неї забруднених вод р. Нивки [189]. Для цього

використовували ІЗВ (2.3), який є єдиним державним нормативним критерієм стосовно встановлення класу якості води. Як фактографічний матеріал екологічного стану р. Ірпінь використовували дані сформованої ретроспективної бази даних (Додаток Б). ІЗВ розраховувався за 9-ма показниками: ХСК, БСК₅, N/NH₄⁺, N/NO₃⁻, N/NO₂⁻, нафтопродукти, мінералізація, рН, розчинений кисень, Cu²⁺, Zn²⁺, Cr⁶⁺ (табл. 3.4–3.5).

Таблиця 3.4

Усереднені значення основних гідрохімічних показників р. Ірпінь

Показник	Приповерхневий шар води	
	Концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}
ХСК, мгО ₂ /дм ³	34,4±0,4	2,3
N/NH ₄ ⁺ , мгN ₂ /дм ³	1,12±0,07	2,8
N/NO ₃ , мгN ₂ /дм ³	4,1±0,09	НП
N/NO ₂ ⁻ , мгN ₂ /дм ³	0,19±0,06	2,4

Таблиця 3.5

Усереднені значення концентрацій вмісту ВМ та нафтопродуктів в р. Ірпінь

Показник	Приповерхневий шар води	
	Концентрація	кратність перевищення ГДК _{р/г}
Нафтопродукти мг/дм ³	0,054±0,003	1,1
Cu ²⁺ , мг/дм ³	0,0125±0,002	2,5
Zn ²⁺ , мг/дм ³	0,02±0,002	2
Cr ⁶⁺ , мг/дм ³	0,016±0,003	13

Примітка. * НП – не перевищує

Аналіз таблиць 3.4–3.5 свідчить, про те що в р. Ірпінь теж відмічено перевищення ГДК_{р/г} за біогенними сполуками, нафтопродуктами та йонами токсичних металів, проте в порівнянні з р. Нивкою кратність перевищення

зменшується у 2 рази, а по Cr^{6+} майже втричі, по нафтопродуктах в 10 разів, без змін залишається концентрація Zn^{2+} , що є свідченням потрапляння неочищених побутових стічних вод.

Результати комплексної оцінки вод досліджуваної ділянки [71, 184, 185] р. Ірпінь за десятирічний період за ІЗВ у трьох державних контрольних гідростворах S_0 – до впадіння р. Нивка в р. Ірпінь (контрольний гідроствор), S_2 – смт. Гостомель, S_3 – с. Козаровичі, представлені в табл. 3.6.

Таблиця 3.6

Порівняльна характеристика екологічного стану р. Ірпінь у просторі і часі відповідно значенню ІЗВ

Період спостережень, рік	S_0		S_2		S_3	
	ІЗВ	Клас якості води	ІЗВ	Клас якості води	ІЗВ	Клас якості води
1	2	3	4	5	6	7
2006	2,0	III (помірно забруднена)	3,0	IV (забруднена)	2,5	IV (забруднена)
2007	2,7	IV (забруднена)	3,3	IV (забруднена)	2,6	IV (забруднена)
2009	2,5	IV (забруднена)	2,6	IV (забруднена)	2,7	IV (забруднена)
2010	2,3	IV (забруднена)	2,4	IV (забруднена)	2,7	IV (забруднена)
2011	2,1	IV (забруднена)	3,0	IV (забруднена)	2,8	IV (забруднена)
2012	1,7	III (помірно забруднена)	3,6	IV (забруднена)	3,1	IV (забруднена)
2013	2,6	IV (забруднена)	4,3	IV (забруднена)	3,3	IV (забруднена)
2014	2,6	IV (забруднена)	4,3	IV (забруднена)	3,3	IV (забруднена)
2015	3,0	IV (забруднена)	3,7	IV (забруднена)	3,2	IV (забруднена)
2015	3,0	IV (забруднена)	3,7	IV (забруднена)	3,2	IV (забруднена)
2016	2,0	III (помірно-забруднена)	2,53	IV (забруднена)	2,25	IV (забруднена)

1	2	3	4	5	6	7
2017	1,7	III (помірно-забруднена)	1,97	III (помірно-забруднена)	1,92	III(помірно-забруднена)
2018	2,1	IV (забруднена)	2,51	IV (забруднена)	2,42	IV (забруднена)

Відмічена динаміка до погіршення якості води у напрямку до гирла річки. За результатами екологічної оцінки, виконаної за методикою [20, 21], клас якості води р. Ірпінь характеризується наступним чином: III клас якості вод – помірно-забруднені (18 % випадків); IV клас якості вод – забруднені (82 % випадків). У зв'язку з тим, що у р. Ірпінь переважає IV клас, мінімальний рівень забрудненості вод (III клас) та максимальний (V клас) розглядаються як потенційно можливі екологічні ситуації, пов'язані з нестабільним рівнем антропогенного навантаження. Екологічна ситуація характеризується функціональними особливостями розвитку гідроекосистеми – від нестійкого рівня динамічної рівноваги (III клас якості вод) до порушення динамічної рівноваги гідроекосистеми (IV клас якості вод). На даному етапі розвитку стабільність гомеостатичного розвитку ще не повністю порушена, за рахунок постійної реадптації біоти, що є результатом природніх процесів осадження, розбавлення та дії зворотних зав'язків в об'єднаній концептуальній моделі системі річок і т. ін.

Результати розрахунку комплексного екологічного індексу I_e (2.1) за середніми значеннями показників за розрахунковий період (2006–2018 рр.) дослідженої ділянки р. Ірпінь представлено на рис. 3.2.



Рис. 3.2 Динаміка змін I_e за результатами досліджень гирлової ділянки р. Ірпінь з 2006 по 2018 роки

За середніми значеннями показника I_e ступінь чистоти вод досліджуваної ділянки відповідає III класу – забруднені води. За найгіршими значеннями показники якості вод відповідають 5 категорії (III класу). За критерієм забруднення компонентами сольового складу екологічна оцінка якості вод характеризується 2 категорією (II класом). Найгірші показники трофо-сапробіологічного блоку, за цим показником води досліджуваної ділянки р. Ірпінь належать до 4–5 категорії (III класу). Спостерігається динаміка до погіршення якості внаслідок перевищення допустимих концентрацій ЗР: концентрація Cr(VI) знаходиться в межах ($0,0037\text{--}0,01 \text{ мг/дм}^3$) при $\text{ГДК}_{\text{р/г}} 0,001 \text{ мг/дм}^3$, азот амонійних сполук ($0,4\text{--}3,6 \text{ мгN}_2/\text{дм}^3$) при $\text{ГДК}_{\text{р/г}} 0,39 \text{ мгN}_2/\text{дм}^3$, вище $\text{ГДК}_{\text{р/г}} (15 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3)$ знаходиться показник ХСК ($25,7\text{--}44 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$). За індексом якості специфічних показників токсичної дії води відповідають переважно 3 категорії з наближенням до 4.

Екологічні проблеми погіршення стану гирлової ділянки р. Ірпінь пов'язані з хімічними аспектами забруднення водного середовища та його складових. Заключним етапом оцінки екологічного стану досліджуваної ділянки техногенно зміненої річки було визначення загального органічного вуглецю у водах (табл. 3.7).

Результати дослідження зразків води р. Нивки та р. Ірпінь на вміст органічного вуглецю

Показник якості води	Емпіричні величини в абсолютних значеннях					Вимоги до концентрації
	р. Нивка		р. Ірпінь			
	№1	№2	№3	№4	№5	
Загальний органічний вуглець, мгС/дм ³	6,5	6,3	9,7	11,0	11,5	5,0–15,0

Загальний органічний вуглець є одним з найважливіших сумарних параметрів, який характеризує органічну забрудненість води. Даний параметр має своє точне визначення і являє собою абсолютну величину, що відображає вміст усіх органічних сполук. Різниця у значеннях концентрацій (табл. 3.7) є свідченням погіршення якості води в річках у напрямку до гирла р. Ірпінь.

Гідроекосистема має техногенно-зумовлений характер розвитку. Саме гирлова ділянка віддзеркалює на собі всі небезпечні наслідки техногенних впливів, які, частково негативно впливають на прибережну ділянку (с. Козаровичі) Київського водосховища, котра є структурною гідрологічною складовою концептуальної моделі системи річок [77].

Екологічна оцінка третьої складової системи – Київського водосховища. Для характеристики третьої складової концептуальної моделі системи річок – Київського водосховища в місці впадання вод р. Ірпінь (в районі с. Козаровичі) використані дані представлені в Національній доповіді (2011–2015 рр.) (табл. 3.8) [6, 84, 176–178], Екологічному паспорті Київської області (2011–2018 рр.) [94, 95, 101, 179] та даних Державного агентства водних ресурсів за 2014–2018 роки.

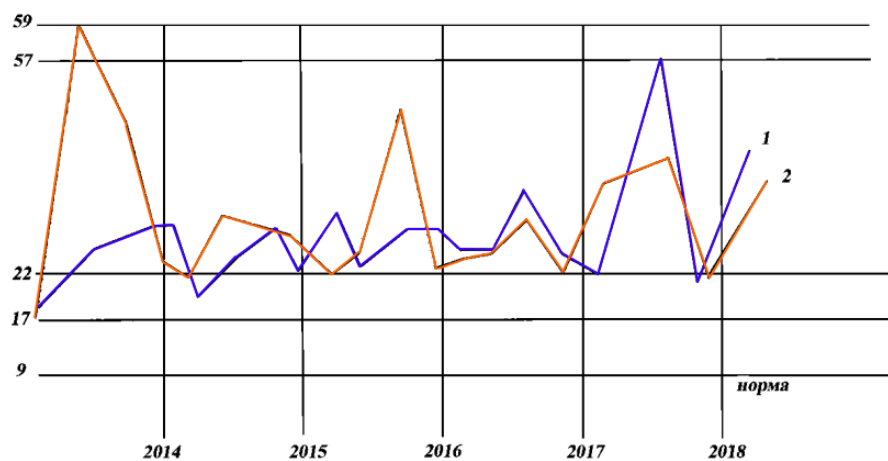
Значення деяких гідрохімічних показників вод Київського водосховища за 2011–2018 роки

Київське водосховище	БСК ₅	Нафто-продукти	N/NH ₄ ⁺	H/NO ₂ ⁻	Сполуки Cu ²⁺	Сполуки Zn ²⁺	Сполуки Mn ²⁺	Сполуки Cr ⁶⁺	Сполуки Fe ³⁺
	Концентрація в мг/дм ³								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2011	$\frac{<1^*}{<1-2}$	$\frac{<1}{<1-1}$	$\frac{<1-2}{1-13}$	$\frac{<1-1}{<1-8}$	$\frac{2-6}{4-30}$	$\frac{1-2}{2-5}$	$\frac{2-7}{3-19}$	$\frac{4-12}{6-20}$	$\frac{1-4}{2-16}$
2012	$\frac{<1}{<1-1}$	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{<1-2}{2-7}$	$\frac{<1-2}{1-7}$	$\frac{2-3}{2-13}$	$\frac{1-5}{2-20}$	$\frac{<1-3}{1-18}$	$\frac{4-9}{6-16}$	$\frac{1-4}{1-19}$
2013	$\frac{<1-1}{1-1}$	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{1-4}{2-11}$	$\frac{<1-4}{1-9}$	$\frac{2-5}{3-18}$	$\frac{<1-3}{2-15}$	$\frac{2-5}{4-43}$	$\frac{5-10}{8-15}$	$\frac{<1-3}{1-7}$
2014	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{<1}{<1-1}$	$\frac{<1-2}{1-6}$	$\frac{1-4}{2-15}$	$\frac{3-5}{4-19}$	$\frac{2-5}{3-8}$	$\frac{3-7}{4-31}$	$\frac{4-10}{6-19}$	$\frac{1-4}{1-10}$
2015	$\frac{<1-1}{1-2}$	$\frac{<1-2}{<1-8}$	$\frac{<1-2}{1-9}$	$\frac{<1-3}{1-7}$	$\frac{1-5}{2-6}$	$\frac{<1-3}{2-9}$	$\frac{2-8}{4-28}$	$\frac{4-13}{7-36}$	$\frac{<1-1}{<1-3}$
2016	$\frac{1}{1-3}$	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{1-2}{1-12}$	$\frac{<1-2}{1-11}$	$\frac{1-22}{2-69}$	$\frac{2-3}{3-13}$	$\frac{1-11}{3-50}$	$\frac{3-7}{6-16}$	$\frac{<1-2}{<1-3}$
2017	$\frac{<1-1}{1-2}$	$\frac{<1}{<1-1}$	$\frac{<1-2}{1-10}$	$\frac{<1-2}{<1-5}$	$\frac{2-6}{3-27}$	$\frac{2-5}{3-18}$	$\frac{3-11}{7-29}$	$\frac{5-8}{6-20}$	$\frac{<1-3}{2-15}$
2018	$\frac{<1-1}{<1-2}$	$\frac{<1}{<1}$	$\frac{1-2}{2-8}$	$\frac{<1-2}{<1-8}$	$\frac{1-4}{2-16}$	$\frac{1-5}{2-16}$	$\frac{2-13}{3-29}$	$\frac{4-13}{7-36}$	$\frac{<1-5}{<1-7}$

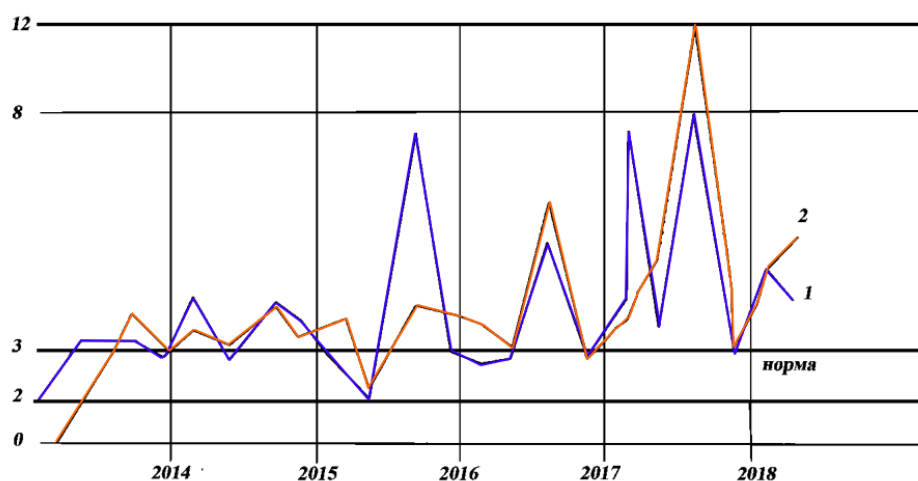
Примітка*: $\frac{\text{середні значення за рік}}{\text{максимальні значення, ГДК}_{p/g}}$

На основі систематизованих даних побудовані концептуальні моделі розвитку гирлової ділянки р. Ірпінь та Київського водосховища в межах с. Козаровичі (рис. 3.3). Для цієї ділянки водосховища характерне зменшення кольоровості внаслідок перекачування вод р. Ірпінь, перевищення ГДК_{p/g} по

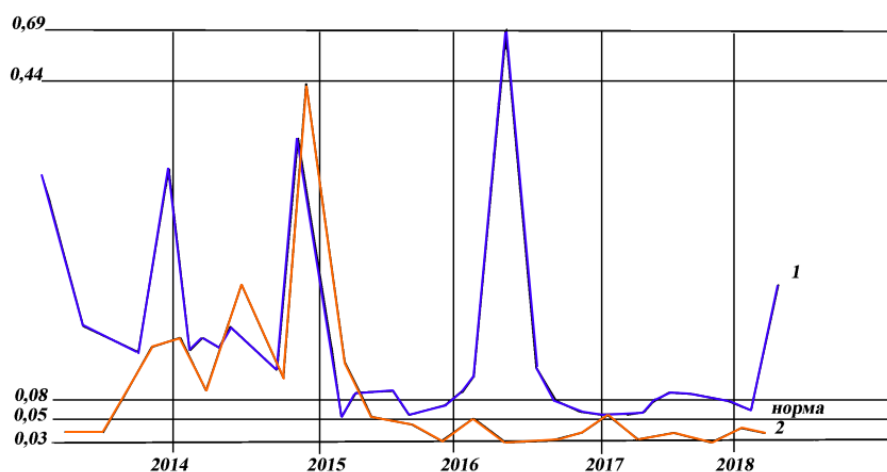
БСК₅ і сульфатам.



а)



б)



в)

Крива №1 для Київського водосховища в гідростворі с. Козаровичі, крива №2 для р. Ірпінь в гідростворі с. Козаровичі.

Рис. 3.3 Динаміка змін гідрохімічних показників з 2013 по 2018 роки гирлової

ділянки р. Ірпінь а) значення ХСК, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$; б) значення БСК₅, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$; в) значення N/NO_2^- , $\text{мгN}_2/\text{дм}^3$.

На рис. 3.3 показано різницю в значеннях показників ХСК, БСК₅ та N/NO_2^- для гирлової ділянки р. Ірпінь та Київського водосховища. Видно, що для Київського водосховища показник перевищення ГДК_{р/г} за представленими показниками більший, ніж для р. Ірпінь. Чітко прослідковується динаміку до збільшення концентрації N/NO_2^- для двох кривих, починаючи з 2016 року.

Аналіз результатів систематизації свідчить, що лімітуючим фактором впливу на стан Київського водосховища, в місці впадання р. Ірпінь є понаднормативні концентрації специфічних речовин токсичної дії – сполуки Cu^{2+} , Mg^+ , Cr^{6+} .

3.2 Розробка інтегральної системи індикаторів екологічного контролю за станом техногенно змінених гідроекосистем

Традиційні методи контролю не в змозі охарактеризувати структурно-функціональну трансформацію водних екосистем, і тому тільки розробка інтегральних систем індикаторів спроможна визначити їх зміни. Комплексні екологічні індикатори контролю (рис. 2.6) дозволяють прослідкувати поетапну динаміку змін техногенно-зумовлених екосистем: індикатори дії за допомогою інтегральних складових (індекс техногенних впливів, рівень ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук, загальний екологічний індекс); індикатори стану екосистем (екологічна ємність, техноємність); індикатори реагування на дію техногенних впливів (рівень компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод, залишковий екологічний резерв).

Функціональні можливості інтегральних систем індикаторів дозволяють здійснювати контроль екологічного стану ТЗВЕ р. Ірпінь (гирлова ділянка) [197]. Представлена система індикаторів не лише констатує результати хімічного аналізу, а й вводить якісні та кількісні критерії, які здатні виконати

екологічну інтерпретацію даних. Тому під час розробки власної методики системи індикаторів обмежувались найбільш визначальними показниками та їх параметрами існування екосистеми. Складність задачі полягала у врахуванні багатьох взаємозв'язків та різноякісних характеристик. Застосовували показники, що характеризують екологічну гідрологію водного об'єкта, структурно-функціональні властивості водних екосистем, техногенне навантаження на гідроекосистему, самоочисну здатність вод, характеристику гідробіоценозів. Під час розрахунків, представлених нижче, одиницями вимірювання показників ХСК і БСК_п нехтуємо.

Індикатори дії. Індекс техногенного впливу характеризує понаднормативний техногенний вплив на гідроекосистему річки, який порушує її стабільне функціонування, розраховують за формулою:

$$I_{\text{тех.впл}} = \frac{C_{\text{заб.реч}}}{ГДК_{\text{заб.реч}}}, \quad (3.1)$$

де $C_{\text{заб.реч}}$ – концентрація забруднюючої речовин, мгХ/дм³;

$ГДК_{\text{заб.реч}}$ – гранично допустима концентрація забруднюючої речовини, мгХ/дм³.

Індекс пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження є показником механізму метаболічного регресу гідроекосистеми:

$$I_{\text{пл.мет.}} = \sum_{i=1}^n [K_{\text{сам}} \cdot (K_{\text{рбіом}} \cdot \frac{1}{\text{ХСК}} \cdot I_{\text{тех.впл}}) \cdot K_{\text{зміш}}], \quad (3.2)$$

де $K_{\text{сам}}$ – коефіцієнт самоочищення;

$K_{\text{рбіом}}$ – характеризує живучість гідробіоценозів за умов зміни середовища їх існування;

ХСК – хімічне споживання кисню, є кисневим еквівалентом загальної кількості органічних речовин у воді, мгО₂/дм³;

$I_{\text{тех.впл}}$ – індекс техногенного впливу;

$K_{\text{зміш}}$ – коефіцієнт змішування річкових і забруднених вод, значення якого залежить від розмірів річки, приймаємо 0,8.

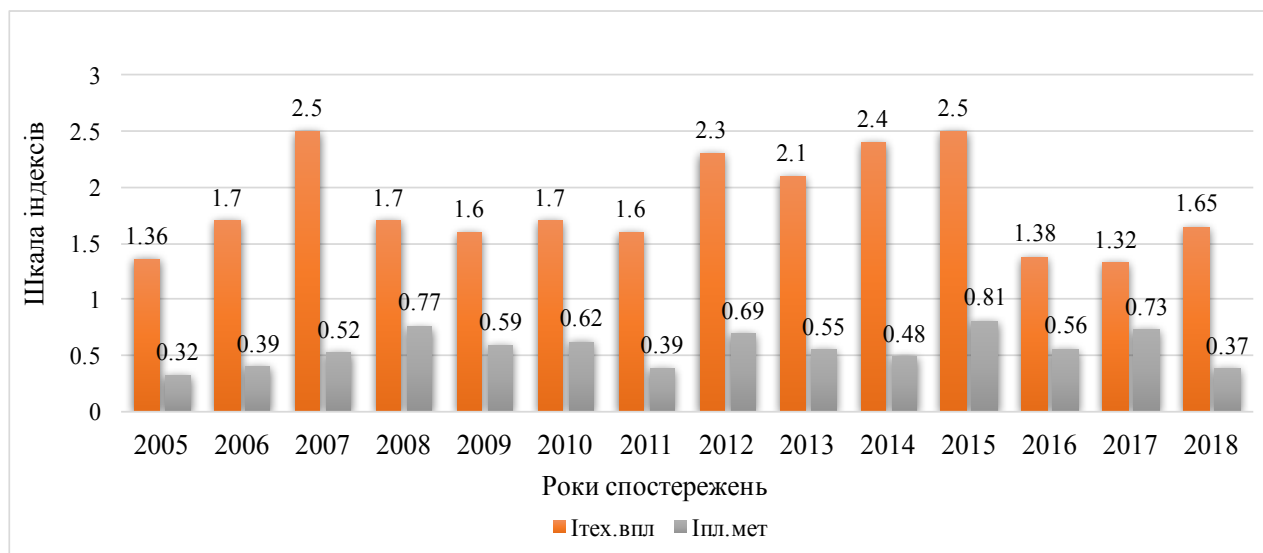


Рис. 3.4 Результати розрахунку індексів, що характеризують індикатор дії за період 2006–2018 років

Відмічено що внаслідок значного техногенного впливу, який виражається $I_{\text{тех.впл}}$ і знаходиться в межах 1,36–2,5 (для III класу якості вод показник відповідає 1,7–1,9; для IV класу якості вод 2,0–2,5), погіршується значення механізму пластичного метаболізму хімічних сполук; $I_{\text{пл.мет}}$ знаходиться в межах 0,32–0,81 що характерно для III–IV класу якості вод (0,36–1 для III класу якості вод; 0,24–0,36 для IV класу якості вод)

Індикатори стану гідроекосистем. У наших дослідженнях баланс екологічної ємності гідроекосистеми – фундаментальної основи їх розвитку – виступає частиною інтегрального показника відгуку гідросфери на екзогенні фактори антропогенного походження. Індекс екологічної ємності відображає здатність гідроекосистем адаптуватись до техногенних впливів за одиницю часу без порушення структурно-функціональних особливостей розвитку водних екосистем. Чітко окреслити об’єм та межі можливого тиску

техногенних факторів, які здатен витримати конкретний водний об'єкт, дозволяє формула:

$$I_{e.e} = \sum_{i=1}^n [Kp_{\text{біом}} + I_{\text{сам}} + \frac{(C_1 \cdot K_{\text{сам}} + C_2 \cdot K_{\text{сам}} \dots + C_n \cdot K_{\text{сам}})}{n}] \cdot K_{\text{зміш}}, \quad (3.3)$$

де $Kp_{\text{біом}}$ – критерій біомаси, який характеризує живучість гідробіоценозів за умов зміни середовища їх існування;

$I_{\text{сам}}$ – індекс самоочищення;

C_1, C_2, C_n – концентрація ЗР, мгХ/дм³;

n – кількість ЗР;

$K_{\text{сам}}$ – сумарний коефіцієнт самоочищення вод від ЗР;

$K_{\text{зміш}}$ – коефіцієнт змішування річкових та стічних вод, (0,8).

Самоочисна здатність водної екосистеми в певній мірі характеризує її екологічну ємність. З її допомогою можна виразити потенційну можливість екосистеми до адаптації та стійкості до нових умо існування. Самоочисна здатність є наслідком цієї можливості та характеризує результати функціонування екосистеми в конкретних умовах [147]. Таким чином, можна стверджувати, що самоочисна здатність є одним із основних кількісних показників екологічної ємності. Для оцінки ефективності процесу самоочищення [198] досліджуваної ділянки річки від важкоокиснюваних сполук пропонуємо застосовувати формулу:

$$I_{\text{сам}} = \frac{R}{\text{ХСК}_{\text{поч}} - \text{БСК}_{\text{поч}}}, \quad (3.4)$$

де R – кількість субстрату, використана для пластичних цілей;

$\text{ХСК}_{\text{поч}}$ – хімічне споживання кисню води річки у початковому створі, мгО₂/дм³;

$\text{БСК}_{\text{поч}}$ – повне біохімічне споживання кисню річки у початковому створі,

мгО₂/дм³.

Механізм пластичного метаболізму характеризує кількість субстрату, яка може бути використана для пластичних цілей, та розраховується за формулою:

$$R = XСК_{\text{поч}} - БСК_{\text{поч}} - (XСК_{\text{кін}} - БСК_{\text{кін}}), \quad (3.5)$$

де $XСК_{\text{поч}}$ – хімічне споживання кисню води річки у початковому створі, мгО₂/дм³;

$БСК_{\text{поч}}$ – повне біохімічне споживання кисню річки у початковому створі, мгО₂/дм³;

$XСК_{\text{кін}}$ – хімічне споживання кисню води річки у кінцевому створі, мгО₂/дм³;

$БСК_{\text{кін}}$ – повне біохімічне споживання кисню річки у кінцевому створі, мгО₂/дм³.

Індекс техноємності характеризує кількість речовини антропогенного походження, яка може бути нейтралізована екосистемою і визначається:

$$I_{\text{т.є}} = \frac{I_{\text{е.є}}}{I_{\text{тех.впл}}}, \quad (3.6)$$

де $I_{\text{е.є}}$ – екологічна ємність екосистеми;

$I_{\text{тех.впл}}$ – індекс техногенного впливу.

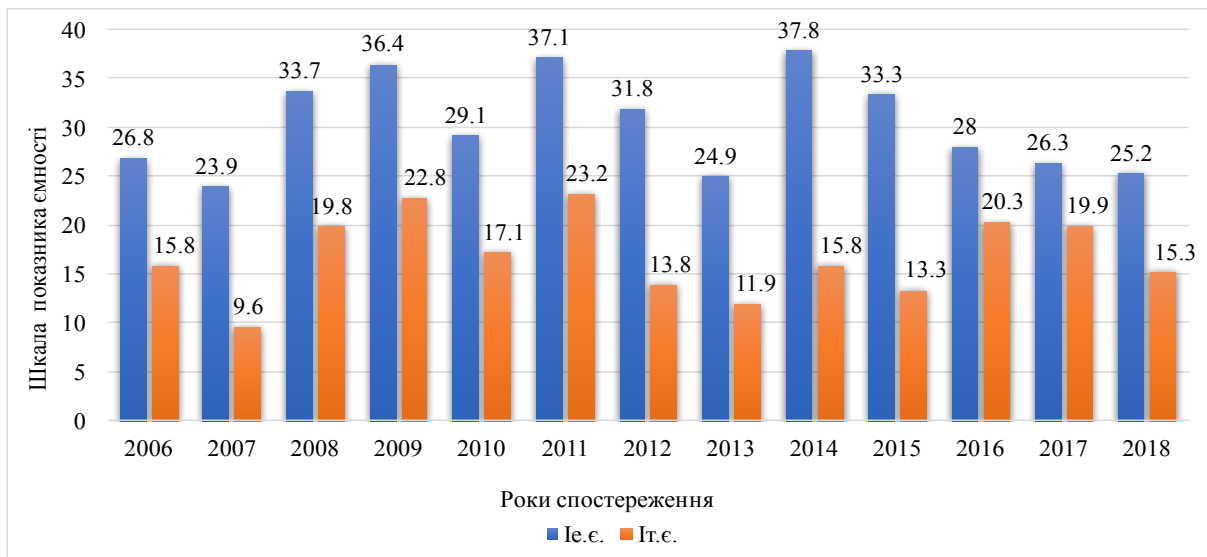


Рис 3.5 Результати розрахунку індексів, що характеризують індикатор стану за період 2006-2018 років

На рис. 3.5 показано динаміку змін індекса екологічної ємності та техноємності. Екологічна ємність знаходиться в межах 23,9–37,8 (26,5–35,0 для III класу якості вод, 13,3–26,4 для IV класу). Відмічено що за останні роки значення $I_{e.e}$ погіршується, та знаходиться в перехідному стані від III до IV класу якості вод. Це відбувається у результаті інтенсивного техногенного впливу численних підприємств та сільських господарств, розміщених в басейні річки. На збільшення $I_{t.e}$ істотно впливає зростання індексу техногенного впливу $I_{t.e}$ (рис. 3.4) за досліджуваний період; знаходиться в межах 9,6–22,8 (6,7–7,12 для III класу якості вод, 15,0–18,0 для IV класу).

Індикатори наслідків дії техногенних впливів. Значення індексу екологічного резерву характеризує стійкість гідроекосистеми та можливий рівень відновлення функціонування ТЗВЕ:

$$I_{ек.рез} = I_{e.e} - I_{t.e} , \quad (3.7)$$

де $I_{e.e}$ –індекс екологічної ємності екосистеми;

$I_{t.e}$ – індекс техноємності.

Індекс біотичної саморегуляція вод – інтегральний показник структурно-функціональних змін в гідроекосистемі:

$$I_{б.с.в} = \sum_{i=n}^n \frac{I_{ек.рез} \cdot I_{пл.мет}}{\nu_{транс}} \cdot K_{зміш} , \quad (3.8)$$

де $I_{ек.рез}$ – індекс екологічного резерву;

$I_{пл.мет}$ – індекс пластичного метаболізму;

$K_{зміш}$ – коефіцієнт змішування річкових і забруднених вод, значення якого залежить від розмірів річки, (0,8);

$\nu_{транс}$ – швидкість трансформації забруднюючої речовини.

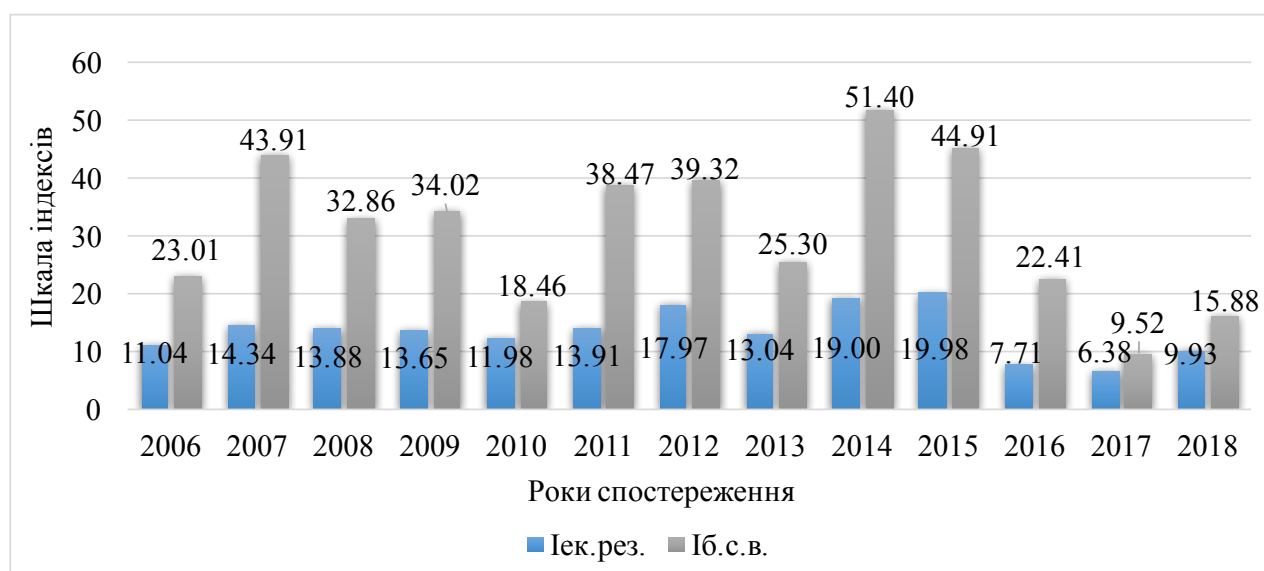


Рис. 3.6 Результати розрахунку індексів, що характеризують індикатор реагування за період 2006-2018 років

Баланс між $I_{е.е}$ та $I_{т.е}$ (3.7) – екологічною ємністю та техноємністю – характеризує рівень екологічного резерву який знаходиться в межах 7,7–19,5 (11,1–18,0 для III класу якості вод, 6,4–11,0 для IV класу). При цьому спостерігається порушення структурно-функціональної організації гідроекосистеми. У відповідності до принципу Ле–Шательє – Брауна динамічна рівновага розвитку гідроекосистеми зміщується в сторону найменшого

техногенного впливу, гідробіоти реадaptуються до нових умов існування [75]. В результаті цього асоціації біоценозів перебудовуються у напрямку посилення β , α – сапробних видів, а також знижується їх видове різноманіття. Таким чином, подальше зростання техногенного впливу виведе гідроекосистему зі стану динамічної рівноваги, порушивши здатність біоти до саморегуляції – $I_{б.с.в} = 9,52-51,4$ (19,5–80 для III класу якості вод, 6,0–19,4 для IV класу).

У результаті виконаних розрахунків отримані орієнтовні значення інтегральних індикаторів екологічного контролю для ТЗВЕ III та IV класу якості вод, які представлено в табл. 3.9.

Таблиця 3.9

Результати кількісної оцінки структурно-функціональних змін техногенно зміненої водної екосистеми р. Ірпінь

Індикатор	Індекс	III клас якості вод	IV клас якості вод
Дії	Техногенного впливу	$\frac{1,7-1,9^*}{1,8}$	$\frac{2,0-2,5}{2,25}$
	Механізму пластичного метаболізму	$\frac{0,36-1}{0,68}$	$\frac{0,24-0,36}{0,30}$
Стану	Балансу екологічної ємності	$\frac{26,5-35,0}{30,75}$	$\frac{13,3-26,4}{19,85}$
	Балансу техноємності	$\frac{15,0-18,0}{16,5}$	$\frac{6,7-7,12}{6,91}$
Реагування	Рівня екологічного резерву	$\frac{11,1-18,0}{14,55}$	$\frac{6,4-11,0}{8,7}$
	Біотичної саморегуляції	$\frac{19,5-80}{49,75}$	$\frac{6,0-19,4}{12,7}$

Примітка.* $\frac{\text{мінімальне значення-максимальне значення}}{\text{середнє значення}}$

Результати проведених розрахунків представлені в табл. 3.9 свідчать, що в екосистемі досліджуваної ділянки р. Ірпінь відбуваються функціональні зміни, зниження значення загального екологічного індексу, внаслідок

зростання індексу техногенного впливу, відбувається порушення речовинно-енергетичного балансу, причиною цього стало порушення динамічної рівноваги та компенсаційного механізму біотичної саморегуляції гідроекосистем. Відбувається втрата гідроекосистемою екологічної ємності [75].

В даному дослідженні екологічна ємність вперше розглядається як індикаторний показник, що кількісно виражає техногенний вплив та порушення, які при цьому відбуваються в гідроекосистемі. Екологічна ємність порушується та зменшується внаслідок збільшення техноємності. При збільшенні техноємності в гідробіонтів порушуються механізми біотичної саморегуляції та механізм пластичного метаболізму хімічних сполук, що видно із залежності $I_{\text{тех.впл}} - I_{\text{пл.мет}} - I_{\text{б.с.в}}$ для III класу: 1,8–0,68–49,75; для IV класу: 2,25–0,30–12,7. Проте за рахунок збереження екологічного резерву, що кількісно виражається різницею екологічної ємності та техноємності і за досліджений період знаходиться в межах 6,38–19,98, а також за рахунок реадптації біоти до нових умов існування, гідроекосистема здатна підтримувати допустимий рівень природно-техногенної безпеки.

Для забезпечення природно-техногенної безпеки розвитку гідроекосистеми оцінено основні параметри її функціонування за допомогою інформаційно-методичної бази екологічних індикаторів. Основою застосованої методики є тривимірна спрямованість кількісної характеристики структурно-функціональних порушень техногенно-змінених водних екосистем. Багатоіндексний підхід до оцінки визначення екологічної ємності та розвитку гідроекосистеми є ефективним, оскільки він може максимально інтегрувати відповідні фактори та зміни гідроекосистеми. Таким чином Отже, інтегральні системи, завдяки екосистемному принципу досліджень за басейновим підходом, дали змогу охарактеризувати інтенсивність внутрішньоводойменних процесів та встановити ризики розвитку ТЗВЕ щодо часткової втрати природоємності (якісне виснаження вод). Отже, реалізація такого підходу до

контролю, дозволяє кваліфікувати індикатори, як рушійну силу стосовно контролю екологічного стану річкових вод.

Запропонований підхід є складовою інформаційно-технічного підходу, розробленого авторами. Другою складовою є комплексна біоінженерна споруда направлена на відновлення порушених структурно-функціональних характеристик техногенно трансформованих гідроекосистем малих та середніх річок.

Висновки до розділу 3

1. Сформовано ретроспективну базу даних з понад 1000 показників за 2006–2018 роки для екологічної характеристики ТЗВЕ гирлової ділянки р. Ірпінь. Охарактеризовано потенційно можливі джерела забруднення гирлової ділянки р. Ірпінь.

2. Виконано характеристику екологічного стану складових концептуальної моделі системи річок. Засвідчено, що переважаючим класом якості вод р. Нивки є V клас якості вод. Води гирлової ділянки р. Ірпінь у 18 % випадків відносяться до III класу якості та у 82 % випадків до IV класу якості.

3. Запропоновано методологічні засади інтегральних систем індикаторів, надано узагальнену якісну та кількісну характеристику досліджуваної гирлової ділянки р. Ірпінь за 2006–2018 роки. Отримано наступні результати:

- механізм пластичного метаболізму хімічних сполук (0,32–0,81) знаходиться на межі переходу III класу якості вод у IV клас;

- баланс екологічної ємності (23,9–37,8), техноємність (9,6–22,8), значення відповідають III–IV класу якості вод. Найгірші показники характерні для 2007, 2013 років.

- рівень екологічного резерву (7,7–19,5) на даному етапі розвитку ТЗВЕ здатен забезпечити її стабільне функціонування за умови зниження техногенного впливу.

Запропонована методика дозволяє відстежити якісні та кількісні зміни порушення структурно-функціональних особливостей розвитку техногенно-зумовлених гідроекосистем за умов різної дії техногенних чинників.

Результати робіт за даним розділом викладено у публікаціях [70], [71], [75], [77], [188–190], [194], [197].

РОЗДІЛ 4
ПРОГНОЗУВАННЯ ДИНАМІКИ
ЗМІН ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ
ІРПІНЬ

За умов функціонування ТЗВЕ важливого значення набуває прогноз їх подальшого розвитку на перспективу, що є важливим кінцевим етапом екологічного моніторингу. Це дозволяє передбачити інтенсивність внутрішньоводойменних процесів, як рівня стабільності розвитку водних екосистем річок. Для попередження подальших трансформацій водних екосистем внаслідок понаднормативного техногенного впливу варто виконати прогноз розвитку ТЗВЕ та вжити необхідних засобів захисту для екосистеми річки.

4.1 Моделювання процесу самоочищення гідроекосистеми техногенно зміненої гирлової ділянки р. Ірпінь

Факт антропогенної трансформації водної екосистеми р. Ірпінь підтверджується даними, представленими в попередньому розділі. Важливим етапом дослідження є характеристика процесів самоочищення гідроекосистеми р. Ірпінь, ключову роль в яких відіграє біота. В досліджуваній гідроекосистемі відбувається перебудова асоціацій біоценозів у напрямку посилення β - та α -сапробних видів.

Існуючі методики, що визначають процес самоочищення, ґрунтуються на залежності біологічно-окиснювальних сполук від концентрації розчиненого у воді кисню. Проте їх недостатньо для характеристики знаходження біологічно важко-окиснювальних сполук, протікання процесів самоочищення, не враховується наявності ксенобіотиків. При знаходженні математичних залежностей самоочищення відсутні показники, які характеризують повну

деструкцію ксенобіотиків, що також має велике значення для екологічного стану гідроекосистем.

Процеси самоочищення в гідроекосистемі характеризують рівень її екологічної безпеки. Лімітуючими факторами впливу на якісний стан вод р. Ірпінь є нафтопродукти, сполуки ВМ, азотовмісні сполуки, понаднормативна концентрація яких призводить до порушення процесів самоочищення, чим унеможлиблює повернення ТЗВЕ до природного сталого функціонування [188, 189].

Виконано моделювання динаміки змін концентрації лімітуючих показників за контрольними гідростворами, у напрямку до гирла річки (рис. 4.1). Опрацьовано результати посезонних змін, що дозволяє простежити яким чином температурний режим впливає на процеси деструкції.

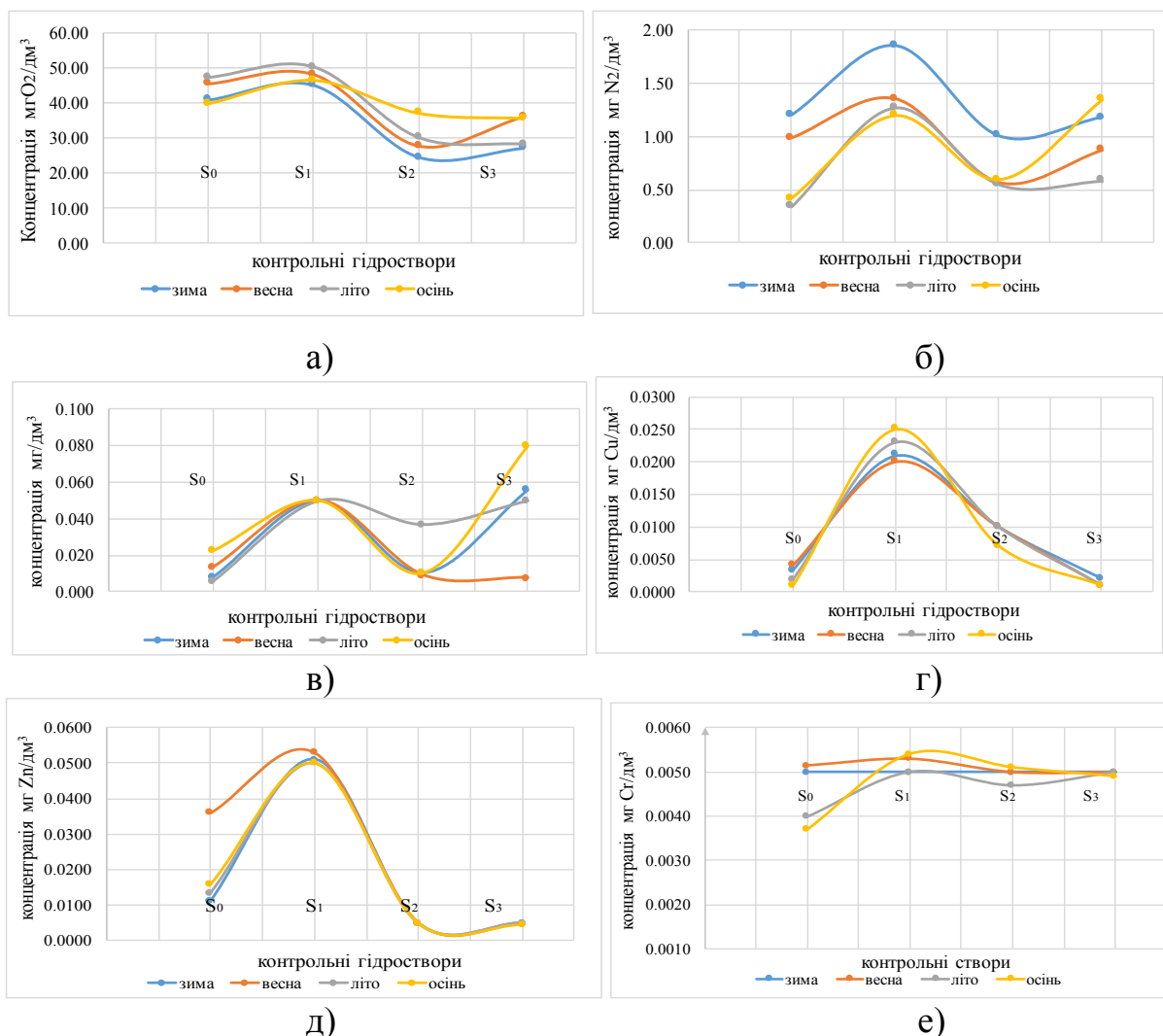


Рис. 4.1 Сезонна динаміка концентрацій забруднюючих речовин за течією

річки у точках відбору проб гирлової ділянки р. Ірпінь а) ХСК б) NH_4^+ в) нафтопродукти г) Cu^{2+} д) Zn^{+2} е) Cr^{+6}

За показником ХСК (рис. 4.1а) прослідковується динаміка до зниження концентрації в точці S_3 у порівнянні з S^0 та S_1 . Як видно з рис. 4.1 (г-е) за усередненими даними індивідуальних показників іонів ВМ прослідковується зниження їх концентрації у напрямку до гирла, що свідчить про процеси самоочищення річки, головним чином за рахунок осадження у донних відкладах. Значну роль в процесах самоочищення відіграє температура середовища, тому зміни концентрацій фіксувались посезонно.

З приводу ХСК (рис. 4.1а), NH_4^+ (рис. 4.1б) та нафтопродуктів (рис. 4.1в) ситуація відрізняється. Підвищення концентрацій відмічено в гідростворі S_1 (вплив забруднених вод р. Нивки) та в гідростворі S_3 безпосередньо в гирлі р. Ірпінь.

Наступний етап полягає у відстеженні багаторічної сезонної динаміки змін концентрацій ХСК та NH_4^+ в гідростворі S_3 . Лімітуючими факторами деструкції субстрату виступають температура середовища та концентрація розчиненого у воді кисню, який доступний мікробному біоценозу. В періоди спостереження вміст розчиненого кисню був у межах норми. В літній період нижня межа була на рівні $5,8 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, верхня – $9,6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, в зимовий період нижня – $7,7 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, верхня – $10,4 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. Усередненні показники температури річкової води в гирлі р. Ірпінь: в зимовий період – $2,6 \text{ }^\circ\text{C}$, у весняний – $10,42 \text{ }^\circ\text{C}$, літній – $21,8 \text{ }^\circ\text{C}$, осінній – $15,31 \text{ }^\circ\text{C}$ (рис. 4.2. – 4.3).

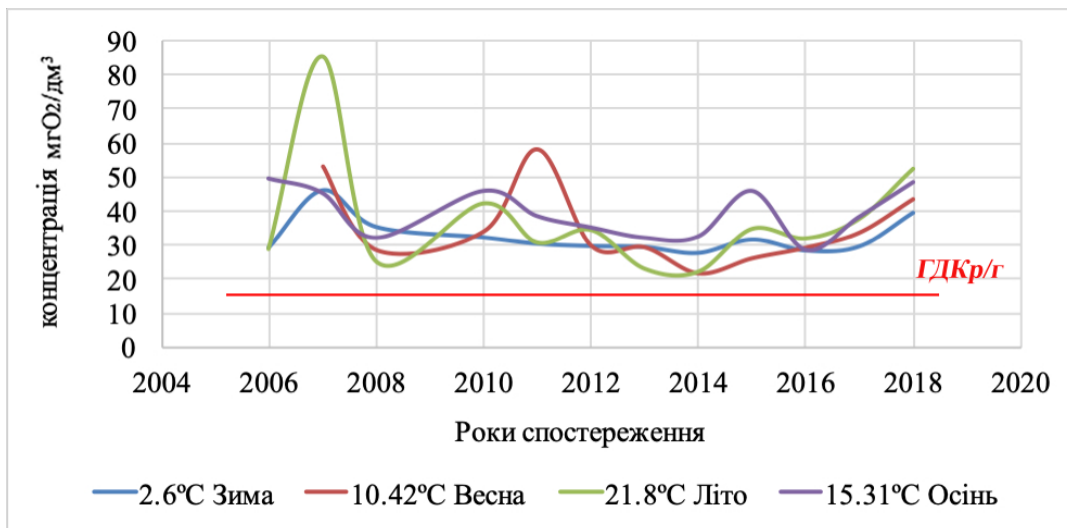


Рис. 4.2 Динаміка змін концентрацій показника ХСК для контрольного гідроствору S_3 за досліджуваний період (2006–2018 рр.)

Проаналізувавши рис. 4.2 звертаємо увагу на 2–4 кратне перевищення ГДК_{р/г} (15 мгО₂/дм³) протягом усього досліджуваного періоду 2006 – 2018 років. Кількість спожитого кисню у результаті хімічного окиснення екотоксикантів свідчить про значний рівень забруднення води. Найбільший показник ХСК характерний для літнього та осіннього періоду, причиною цього є низька концентрація розчиненого у воді кисню.

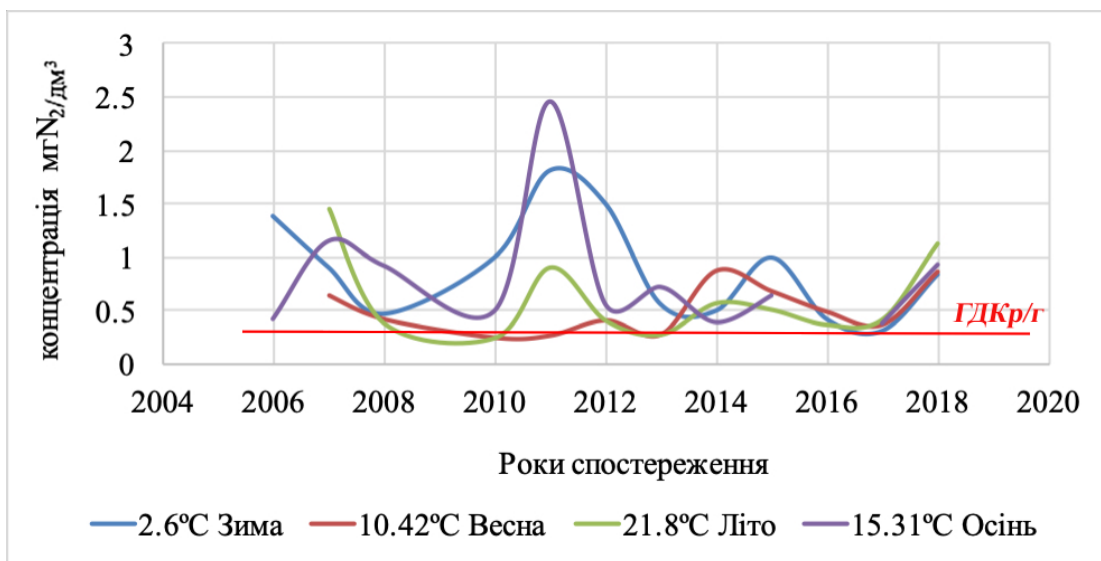


Рис. 4.3 Динаміка змін концентрацій показника азоту амонійного для контрольного гідроствору S_3 за досліджуваний період (2006–2018 рр.)

Дані рис. 4.3 свідчать, що для гирлової ділянки р. Ірпінь характерним є високий вміст азоту амонійного. Протягом всього досліджуваного періоду спостерігались перевищення концентрацій про ГДК_{р/г} (0,39 мгN₂/дм³). Лише в літній період (2008–2010) та весняний (2009–2011) концентрація знаходилась на рівні нижче ГДК_{р/г}. Такі результати моніторингу свідчать про постійне надходження стічних вод до водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь та про порушені процеси самоочищення, адже високі концентрації NH₄⁺ є свідченням нещодавнього забруднення. Аналізуючи посезонну динаміку змін концентрації азоту амонійного (рис. 4.3) видно що найбільші концентрації NH₄⁺ характерні для гідроствора S₃ в зимовий та осінній період коли кратність перевищення ГДК_{р/г} становить 2–6,5 разів.

Для прогнозу поведінки забруднення водного середовища введена розрахункова формула шляхом розв'язання рівняння Міхаеліса – Ментена (2.8) з початковою умовою $t=0, S=S^0$. Тут S^0 – концентрація субстрату в початковій ділянці спостережень, це гідроствор в с. Мостище, t – початковий момент часу. Шукана залежність між S і t виглядає таким чином:

$$t = \frac{1}{V_m} \left(S^0 - S + K_s \ln \frac{S^0}{S} \right), \quad (4.1)$$

У формулі (2.8) містяться два невідомі коефіцієнти K_s, V_m , для визначення яких застосовують концентрацію субстрату S у різні моменти часу t_1, t_2, t_3 . В якості субстрату враховують значення нафтопродуктів, та Cu²⁺, Zn²⁺, Cr⁶⁺. Тоді коефіцієнти, які необхідно знайти розраховують за наступними формулами:

$$K_s = \frac{t_2(S^0 - S_1) - t_1(S^0 - S_2)}{t_2 \ln S_1 - t_1 \ln S_2 - (t_2 - t_1) \ln S^0}, \quad (4.2)$$

$$V_m = \frac{1}{t_1} \left(S^0 - S_1 + \frac{t_1 S_2 - t_2 S_1 + S^0(t_2 - t_1)}{t_2 \ln S_1 - t_1 \ln S_2 - (t_2 - t_1) \ln S^0} \ln \frac{S^0}{S_1} \right), \quad (4.3)$$

Відомі з численних спостережень значення концентрації S лімітуючих

речовин у визначені моменти часу в чотирьох різних гідростворах р. Ірпінь доцільно інтерпретувати як результат деструкції відповідного субстрату у воді річки на три відмінні моменти часу $0, t_1, t_2, t_3$.

Зважаючи на відмінність сезонних концентрацій показників, розрахунки процесів самоочищення проводили посезонно [181, 183], по чотирьом точках: S^0 – гідроствор с. Мостище, S_1 – с. Стоянка, S_2 – смт. Гостоміль, S_3 – с. Козаровичі. Тривалість перебування субстрату у водному середовищі під час його руху від одного гідроствора до наступного, враховуючи швидкість течії річки, розраховують за формулою:

$$t_x = l_x / U_x, \quad (4.4)$$

де l_x – відстань між гідростворами, м;

U_x – швидкість течії річки, м/с;

t_x – час переміщення вод від одного гідроствору до наступного, год.

Швидкість течії р. Ірпінь незначна – 0,2–0,3 м/с, що пояснюється значним зарегулюванням стоку. Час проходження від S_0 до S_1 складає $t_1 = l_1 / U = 2,68$ год, а від S_1 до S_2 становить $t_2 = l_2 / U = 1,48$ год, $t_3 = l_3 / U = 3,75$ год. Отже таким чином було отримано значення для чотирьох сезонів і чотирьох видів субстрату. Шукані значення коефіцієнтів розраховували за формулами (4.2), (4.3) їх результати представлені в табл. 4.1.

Таблиця 4.1

Результати моделювання процесів самоочищення поверхневих вод від забруднюючих речовин р. Ірпінь

Показник	Нафтопродукти	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Cr^{6+}
1	2	3	4	5
Весна				
V_m	0,0019	0,0049	0,0033	0,0011
K_s	0,0007	0,0014	0,0013	0,0008

Продовження табл. 4.1

1	2	3	4	5
Літо				
V_m	0,0149	0,0049	0,0033	0,0011
K_s	0,0041	0,0015	0,0020	0,0005
Осінь				
V_m	0,0027	0,0038	0,0041	0,0015
K_s	0,0034	0,0011	0,0027	0,0008
Зима				
V_m	0,0005	0,0028	0,0025	0,0010
K_s	0,0027	0,0006	0,0014	0,0005

Отримані результати розрахунків (табл. 4.1) коефіцієнта V_m свідчать про низьку швидкість протікання реакції деструкції екополютантів. Причиною цього є постійне надходження екополютантів, що містяться в скидних водах та забруднених водах приток, до екосистеми річки у контрольних точках S_1 та S_3 . Сезонна динаміка коефіцієнта K_s свідчить про низьку ефективність деструкції ЗР. Проте, якщо розглядати динаміку змін концентрації ВМ по гідростворах (рис. 4.1г – рис. 4.1д), то відмічено високу здатність до самоочищення на ділянці S_0-S_1 . Це є свідченням того, що не зважаючи на певні структурно-функціональні порушення, водна екосистема на цьому відрізку водотоку здатна забезпечити помітне зниження концентрацій ЗР. Відповідно, екосистема досліджуваної ділянки р. Ірпінь не втратила здатності до самовідновлення.

4.2 Статистичний прогноз розвитку гирлової ділянки р. Ірпінь на перспективу

Під час виконання індуктивного етапу аналізу узагальнено ретроспективні дані багаторічних спостережень (сформована ретроспективна база якісного та кількісного стану гирлової ділянки р. Ірпінь (Додаток Б),

виявлено відповідні статистичні закономірності розвитку гідроекосистеми. Під час дедуктивного етапу зроблено прогноз на основі знайдених статистичних закономірностей.

Для прогнозування змін концентрацій ЗР у водній екосистемі гирлової ділянки р. Ірпінь використано статистичний метод прогнозування. Суть даного методу полягає у математичному описі зміни концентрацій показників у водному середовищі протягом певного часу. Опис здійснюється завдяки динамічним часовим рядам. Важливою умовою використання гідрохімічних даних для побудови динамічних часових рядів є їх однорідність. Показник кореляції для залежності між концентрацією ХСК і часом дорівнює $r=0.47$ тобто виконується умова r в межах від +1 до -1. Оцінюючи зв'язок за шкалою Чеддока ($0.3 < r < 0.5$) підтверджуємо, що зв'язок між ознаками прямий та помірний. Коефіцієнт Стюдента для конкретного часового ряду $t_{роз}=2.73$ при $t_{табл}=2.28$, тобто виконується умова $t_{роз} > t_{табл}$. Відповідно показник ХСК є достовірним для виконання прогнозу.

На рис. 4.4 представлено схематичне зображення статистично-математичного прогнозу якості вод ТЗВЕ гирлової ділянки р. Ірпінь. Для прогнозу були використані систематизовані дані показника ХСК який є аналітичним індикатором якості вод. Показник також є важливим критерієм в процесі планування та контролю стану гідроекосистеми.

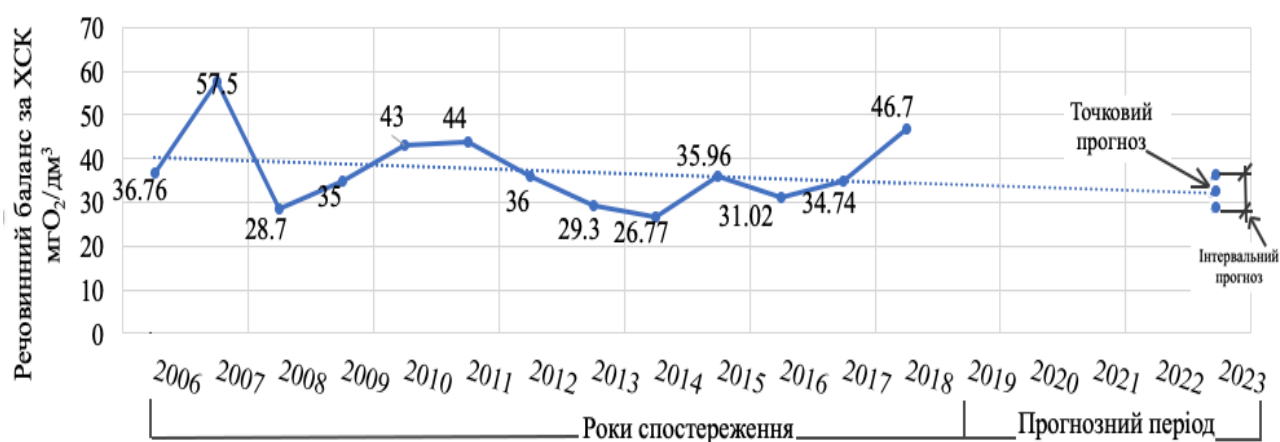


Рис. 4.4 Статистично-математичний прогноз якісного стану вод гирлової ділянки р. Ірпінь

Встановлено, що прогнозна величина речовинного балансу не перевищує $39 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, що узгоджується із показниками, які характеризують максимальне антропогенне навантаження на гирлову ділянку р. Ірпінь (забруднення сільськогосподарськими скидними водами) [77].

З'ясовано, що перевищення $\text{ГДК}_{\text{р/г}}$ за ХСК знаходиться в межах 2–2,5, що узгоджується із показником метаболічного регресу стану водних екосистем – 3,0 (фактичне), де прослідковується зниження у порівнянні з контрольними даними 1,3.

Тобто, можна стверджувати, що отримані результати знаходяться в межах параметрів екологічної ніші, характерної для ТЗВЕ III–IV класу якості вод.

Сам хід проведення експериментальної роботи та її результати дозволяють констатувати, що безпосередня прогнозна екологічна ситуація в ТЗВЕ повинна орієнтуватися не тільки на санітарно-гігієнічні та екологічні (ОВНС) пріоритети, але і на еколого-метаболічні дослідження, що визначають структурно-функціональні особливості розвитку техногенно-зумовлених водних екосистем. Зазначені дослідження дозволяють визначити формування процесів, які пов'язані із зовнішнім дестабілізуючим впливом на гідроекосистеми, призводять до змін їх властивостей, і кінцевим етапом розвитку таких екосистем є їх якісне виснаження та певні обмеження щодо їх водокористування.

Висновки до розділу 4

1. Здійснено математичне моделювання процесу самоочищення на досліджуваній ділянці р. Ірпінь з чотирьма гідростворами: визначені швидкості самоочищення V_m та константа Міхаеліса-Ментена K_s для чотирьох видів забруднювачів: нафтопродукти, Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cr^{6+} посезонно (весна, літо, осінь, зима) прогнозування процесів самоочищення в гідроекосистемі гирлової ділянки р. Ірпінь. Засвідчено, що внаслідок понаднормативних концентрацій іонів ВМ природні процеси самоочищення трансформовані.

2. Визначено особливості впливу температурного фактора на процеси пластичного метаболізму, як результату сезонної систематизації лімітуючих факторів функціонування гідроекосистем гирлової ділянки р. Ірпінь: ХСК та азоту амонійного. Аналіз показав багатократне перевищення ГДК_{р/г} за ХСК (2–4 рази) протягом досліджуваного періоду, а також перевищення концентрацій азоту амонійного (2–6,5 ГДК), за винятком лише літнього періоду (2008–2010) та весняного (2009–2011). Одержані цифри є підтвердженням постійного надходження ЗР до екосистеми р. Ірпінь, особливо її гирлової ділянки.

3. Виконано прогноз речовинного балансу ТЗВЕ на найближчі 5 років (2019–2023). Прогнозований рівень ХСК не перевищує 39,0 мгО₂/дм³. Такий рівень ХСК відповідає максимально-можливому рівню навантаження, яке здатна витримати досліджувана водна екосистема не зазнавши погіршення класу якості.

Результати робіт за даним розділом викладено у публікаціях [77], [188], [189].

РОЗДІЛ 5

ЗАСТОСУВАННЯ БІОІНЖЕНЕРНОЇ СИСТЕМИ (БІОПЛАТО) ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТЕХНОГЕННО ЗМІНЕНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Понаднормативний вплив на гідроекосистему р. Ірпінь призвів до зниження інтенсивності внутрішньоводойменних процесів, що підтверджується низьким рівнем коефіцієнта самоочищення водойм – 0,5 (в межах від 0 до 1) та III–IV класом якості вод. Результати особистих досліджень [69–71, 158] дозволяють констатувати, що одним з основних забруднювачів р. Ірпінь є води р. Нивки. Тому, для поліпшення якісного стану р. Нивка автором запропоновано в місці найінтенсивнішого надходження поллютантів (скид зворотних вод від підприємств цивільної авіації) в річкову мережу впровадити розроблену запатентовану водоохоронну систему – комплексну біоінженерну систему (біосистема) [47, 139]. Споруда розроблена під керівництвом наукового керівника, та у співпраці з провідними спеціалістами в галузі очистки природних вод (Удод В.М. та Міхєєвим О.М.).

Новизною запатентованої біоінженерної системи є поєднання природного берегового і штучного модифікованого наплавного біоплато [189]. Таке рішення дозволяє підвищити ефективність процесів очищення всіх складових гідроекосистеми річки та забезпечити їх екозбалансований розвиток на основі інтенсивного самовідновлення поверхневого, придонного шару води та донних відкладів. Поєднання в такій конструкції берегового та наплавного біоплато забезпечує здійснення комплексу заходів щодо очищення водойм при використанні метаболічного потенціалу занурених та повітряно-водних видів ВВР.

5.1 Конструктивні особливості комплексної біоінженерної системи

Проведене дослідження ділянки р. Нивки від місця розсіювання скидних вод від авіапідприємств і до місця впадання в р. Ірпінь показало, що деяка частина берегової смуги щільно вкрита заростями аборигенних гідрофітів: рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), комиш озерний (*Scirpus palustris* L.) та очерет (*Phragmites australis* (Cav.) Trin). Саме ці асоціації ВВР були успішно використанні в якості природного берегового біоплато, як складова частина запропонованої комплексної біоінженерної системи.

Натурні дослідження показали, що щільність заростей очерету звичайного та комишу озерного для ефективних процесів фільтрації складає 18–23 рослин на 1 м², рогозу широколистого та вузьколистого – 15–20 рослин на 1 м² [148]. Відповідно, якщо в місці розміщення біосистеми біоплато щільність ВВР не відповідала вимогам, автором виконувалось прорідження заростей, адже велика їх щільність сприяє значному уповільненню течії, небажаному замуленню і підвищує процеси транспірації та випаровування води, які в нашому випадку були небажаними факторами.

Накопичувальна здатність аборигенних ВВР р. Нивки підтверджується даними представленими в табл. 5.1.

Таблиця 5.1

Здатність ВВР до накопичення хімічних елементів

Рослини	Співвідношення хімічних сполук, мг/кг					
	Mg ⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	Cl ⁻	P ⁻	Zn ²⁺
Очерет звичайний (<i>Phragmites australis</i> (Cav&) Trin)	0,10	0,005	0,020	1,36	0,85	19,2
Комиш озерний (<i>Scirpus palustris</i> L.)	0,12	0,006	0,030	1,56	0,39	9,8

При застосування тільки берегового біоплато радіус його впливу на водойму є обмеженим через особливості розташування. Недоліком природних заростей рослин є їх нерівномірність зростання вздовж берегової лінії річки,

чітка локалізація забрудненого потоку уздовж русла і відсутність його рівномірного розсіювання по поверхні заростей. В такому біоплато очищається переважно поверхневий шар води. Таким чином, додаткова розробка наплавного біоплато дозволить досягти кращого ефекту видалення іонів металів із донних відкладів [188].

Специфікою запропонованого наплавного біоплато є чітка направленість його дії на очищення придонного шару води і особливо донних відкладів, що на думку автора підсилить функції берегового біоплато і підтверджує інноваційність розробленої технології. Наплавне біоплато складається з блоків (рис. 5.1), виготовлених із синтетичного, інертного, нетоксичного, водонепроникного матеріалу із патрубками для посадки рослин гідатофітів. Кожен блок наплавного біоплато має розміри 40·20·8 см, діаметр патрубків 5 см. Така блочна система дозволяє комбінувати різну кількість відповідних блоків як за шириною так і довжиною русла, в залежності від поставлених задач очищення. Найефективніше розмішувати наплавне біоплато в прибережній зоні, як продовження берегового біоплато та на відстані 0,3–0,4 м над дном водойми, вмонтовуючи в берег за допомогою поліпропіленових труб. Поєднання структурних складових біосистеми у прибережній зоні сприяє покращенню функціональних можливостей детоксикації не тільки зворотних вод від підприємства, але й від поверхневих вод з урбанізованих територій.



Рис. 5.1 Блок наплавного біоплато для апробації в натурних умовах

Ширина біоплато регулюється в залежності від ширини русла річки для забезпечення умови заростання 50 % акваторії, що в 5–10 разів пришвидшує процес самоочищення водойми. Встановлення наплавного біоплато рекомендується на розширеннях русла річки, для покриття більшої площі водної товщі.

Необхідна кількість блоків біоплато за довжиною регулюють в залежності від рівня забруднення вод та необхідних кінцевих результатів ступеня очистки розраховують за формулою:

$$L = \sqrt{\frac{v}{f_{\text{ХСК}}} \left(\frac{C_{\text{ХСК}}^0 - C_{\text{ХСК}}^l}{C_{\text{ХСК}}^{\text{ГДК}}} \right)}, \quad (5.1)$$

де v – швидкість течії річки, м/с;

$f_{\text{ХСК}}$ – коефіцієнт очисної здатності біоплато, гО₂/м³с;

$C_{\text{ХСК}}^0$ – величина показника хімічного споживання кисню річкових вод до біоплато, мгО₂/дм³;

$C_{\text{ХСК}}^l$ – величина показника хімічного споживання кисню річкових вод після біоплато, мгО₂/дм³;

$C_{\text{ХСК}}^{\text{ГДК}}$ – гранично допустима концентрація показника хімічного споживання кисню, мгО₂/дм³.

В якості біотичного компоненту використовували: рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus* L.), рдест пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.). Ці рослини є типовими представниками даної кліматичної зони. Крім того, їх вибір пов'язаний в першу чергу із здатністю даних видів поглинати та переробляти політанти, зокрема іони ВМ, акумулювати токсичні речовини, рости у водоймах із малою швидкістю течії. Щільність посадки рослин у патрубках, які мають отвори і дозволяють спрямувати зростання у зануреному стані та укорінення на дні водойми, становить 10–20 екз/м². Це можливо за рахунок розвитку потужної і довгої кореневої системи у рдесників.

Природне біоплато – зарості ВВР є біологічним фільтром очищення поверхневих скидних вод, що поступають у прибережну смугу, блокують підходи до річки, перехоплюючи малі забруднені потоки, що впадають у водойму, а також трансформують складні з'єднання поллютантів у легкодоступні для засвоєння біоценозом гідроекосистеми. ВВР накопичують ВМ по безбар'єрному принципу, і містять їх у концентраціях, що значно перевищують концентрацію ВМ у воді. Автор приділяє особливу увагу очищенню води від ВМ та нафтопродуктів, які є специфічними ЗР підприємств цивільної авіації, тому що, вони становлять найбільшу загрозу для функціонування гідроекосистем завдяки своїм фізико-хімічним та біологічним властивостям. Особливо це відчутно при переміщенні їх із р. Нивка в р. Ірпінь, коли відбувається трансформація та зміна матеріальної кумуляції в р. Нивка на матеріально-функціональну в р. Ірпінь.

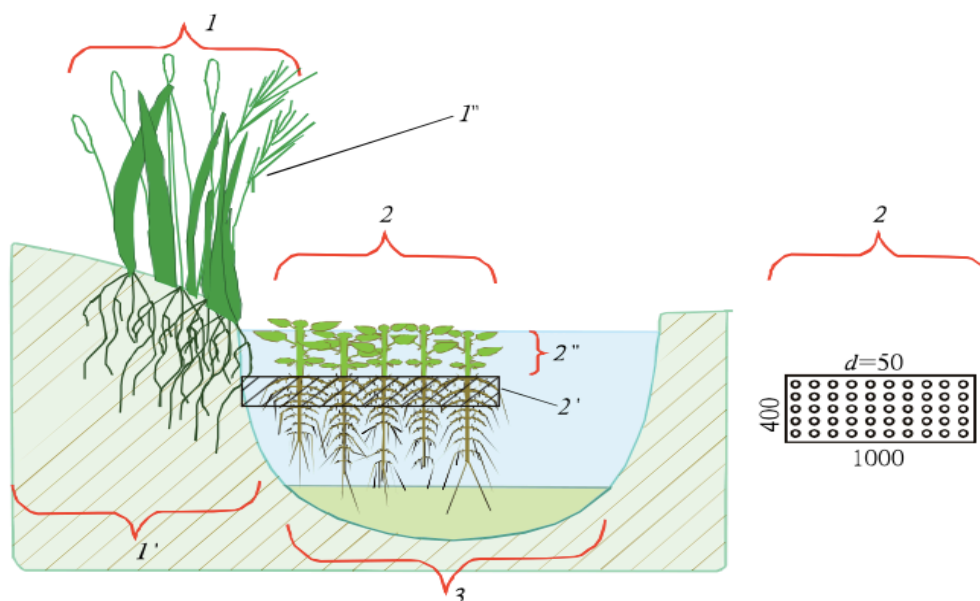
Верхня частина рослин наплавного біоплато, практично повністю занурена, за рахунок чого стебла та листки покриті слизом (для збільшення площі спеціально було обрано рдесник пронизанолистий, який має розгалужені листки). На них здійснюється затримка зважених часток, що містяться у воді.

Розроблена комплексна біосистема (рис. 5.2) функціонує таким чином: шар біологічного завантаження берегового та наплавного біоплато, що складаються з біомаси гідрофітів та гідатофітів, поглинають поллютанти із НПС: радіонукліди, ВМ та інші токсичні сполуки зі стічних вод за рахунок кореневої системи рослин. На поверхні завантаження та кореневій системі рослини у біоплато утворюється бактеріоперифітон, який виконує деструкцію органічних речовин, біоплівка, в якій розвиваються різні мікроорганізми, а завдяки надходженню кисню в біоплато утворюються численні аеробно-анаеробні зони. ВВР в процесі життєдіяльності насичують воду киснем, що створює умови для аеробних мікроорганізмів, які мінералізують органічні забруднення. Розчинні органічні речовини видаляються в процесі адсорбції, поглинання і діяльності мікроорганізмів. Корені рослин через патрубки проростають і укорінюються на

дні, тим самим поглинаючи політанти із донних відкладів за участю всіх складових ризосферного біоценозу.

Відомі біоінженерні системи, які застосовують для покращення якісного стану водного середовища, мають той недолік, що внаслідок їх застосування покращується лише поверхневий шар води, при цьому донні відклади не очищаються і стають джерелом вторинного забруднення водойм.

Перевагою запропонованої конструкції [190] є саме очищення донних відкладів, адже значна частина токсикантів, що потрапляють у водойми, адсорбується завислими речовинами і під впливом гравітаційних сил осідає на дно, де накопичується. Донні відклади акумулюють ЗР до рівнів, що значно перевищують їх вміст у водній товщі. Накопичуючись в силу уповільнення течії на деякій відстані від джерела первинного забруднення, токсичні речовини можуть бути причиною погіршення стану водойм на значній відстані від нього. При зміні гідродинамічних умов (зміна швидкості течії, вітрове перемішування водних мас) і фізико-хімічних умов (рН, окиснювально-відновні умови, солоність, температура тощо) у придонних шарах води, речовини, що містяться в донних відкладах, здатні переходити у водну фазу, зумовлюючи вторинне забруднення водойм, в деяких випадках більш токсичне.



1 – берегового біоплато, 1' – прибережна зона, 1'' – рослини гідрофіти; 2 – наплавне біоплато, 2' – решітка із синтетичного матеріалу з патрубками для рослин гідрофітів, 2'' – занурена у товщу води частини рослин; 3 – дно річки.

Рис. 5.2 Конструктивна схема комплексної інженерної біосистеми – біоплато

5.2 Результат застосування розробленої конструкції на досліджуваній ділянці р. Нивки

Як було зазначено в попередніх розділах, в районі надходження вод р. Нивки до р. Ірпінь фіксуються перевищення концентрацій індивідуальних і сумарних показників за санітарно-гігієнічними нормами ГДК_{р/г} [70, 77, 82]. Саме тому, для покращення екологічного стану р. Ірпінь в якості об'єкту для реалізації запропонованої конструкції обрано р. Нивку. Пілотний проект з апробації розробленої конструкції в лабораторних та натурних умовах на р. Нивка в 2016 році підтвердив позитивний ефект відновлення якості вод (табл. 5.3 – 5.4).

Таблиця 5.3

Усереднені показники ефективності застосування біоінженерної системи за аналізом проб води

Показник	До застосування біоінженерної конструкції	Після застосування біоінженерної конструкції	Очищення, %	ГДК _{р/г}
1	2	3	4	5
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	$\frac{3,94-6,10^*}{5,02}$	$\frac{2,7-4,63}{3,66}$	27,0	2,24
ХСК, мгО/дм ³	$\frac{18,37-36,03}{27,20}$	$\frac{15,5-23,0}{19,25}$	29,3	20,0
NH ₄ , мгN/дм ³	$\frac{0,81-2,96}{1,88}$	$\frac{0,39-0,61}{0,5}$	73,4	0,39
NO ₂ , мгN /дм ³	$\frac{0,04-0,09}{0,065}$	$\frac{0,01-0,03}{0,02}$	69,3	0,02
NO ₃ , мгN/дм ³	$\frac{3,82-5,56}{4,96}$	$\frac{2,73-3,95}{3,34}$	33,0	9,1
Cu ²⁺ , мг/дм ³	$\frac{1,18-1,76}{1,47}$	$\frac{0,12-0,06}{0,09}$	93,8	0,001

Продовження табл.5.3

1	2	3	4	5
Zn ²⁺ , мг/дм ³	$\frac{0,87-1,21}{1,04}$	$\frac{0,03-0,09}{0,06}$	94,2	0,01
Нафтопродукти, мг/дм ³	$\frac{1,47-1,83}{1,65}$	$\frac{0,23-0,31}{0,35}$	78,8	0,05
Токсичність (Daphnia magna S.), %	Хронічна токсичність	Токсичність відсутня	Токсичність відсутня	

Примітка.* $\frac{(\text{мінімальне значення}-\text{максимальне значення})}{\text{середнє значення}}$

Таблиця 5.4

Усереднені показники ефективності застосування біоінженерної системи за аналізом донних відкладів

Показник	Фізико-хімічні показники якості вод р. Нивки		
	До застосування біоплато	Після застосування біоплато	Очищення, %
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,3±0,001	16,5±1,7	17,0
Cu ²⁺ , мг/дм ³	0,3±0,001	0,23±0,001	23,0
Zn ²⁺ , мг/дм ³	0,31±0,04	0,15±0,03	51,6
Cr ⁶⁺ , мг/дм ³	0,086±0,1	0,061±0,07	29,0

Отримані результати свідчать, що відбуваються позитивні гідрохімічні перетворення стану водної екосистеми. Конструкція забезпечує ступінь очищення від 15,5 % до 94,2 % в залежності від виду показника. Завдяки роботі комплексної біоінженерної споруди спостерігається високий рівень очищення вод від мінеральних та органічних речовин.

Впровадження водоохоронних заходів на ділянках інтенсивного надходження забруднень від техногенних об'єктів з поверхневим потоком до р. Нивки дозволить поліпшити не тільки її екологічний стан, а й покращити екологічну ситуацію гирлової ділянки р. Ірпінь (права притока р. Дніпро), за рахунок активізації процесів самоочищення. В табл. 5.5 наведено динаміку змін

хімічного складу вод р. Ірпінь у результаті покращення складу вод р. Нивки, як позитивний ефект від пілотної установки біоінженерної системи.

Таблиця 5.5

Екологічна характеристика стану р. Ірпінь після впадання р. Нивки

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК _{р/г} до реалізації біосистеми	Кратність перевищення ГДК _{р/г} в результаті реалізації біосистеми
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	1	Норма
ХСК, мгО ₂ /дм ³	3	1,5
НН ₄ , мгN ₂ /дм ³	4	2
NO ₂ , мгN ₂ /дм ³	6	3
Феноли, мг/дм ³	2	1
Нафтопродукти мг/дм ³	1	Норма
Іони ВМ	Cu ²⁺ – 4, Zn ²⁺ – 5, Cr ⁶⁺ – 5	Cu ²⁺ – 2, Zn ²⁺ – норма, Cr ⁶⁺ – 2

Зниження ХСК є свідченням ефективної роботи водоочисної технології. Як видно з табл. 5.5, спостерігається зниження концентрацій ЗР антропогенного походження у водах р. Ірпінь майже вдвічі, внаслідок надходження вод р. Нивка, які характеризуються частковим зниженням антропогенного навантаження за сумарними та індивідуальними показниками. В р. Ірпінь вже спостерігається матеріально-функціональна кумуляція речовин антропогенного походження на відміну від р. Нивка, де спостерігалась матеріальна кумуляція. Саме матеріальна кумуляція речовин-забруднювачів вод є гідрологічним наслідком дії урбанізованих територій.

Екологічні характеристики, а саме рівень забруднення поллютантами, знижуються суттєвим чином у випадку застосування запропонованої системи, що забезпечує можливість її використання для очищення малих водойм та попередження забруднення середніх водойм.

Ефективність реалізації біотехнології очищення природних вод відображено на рис. 5.3.

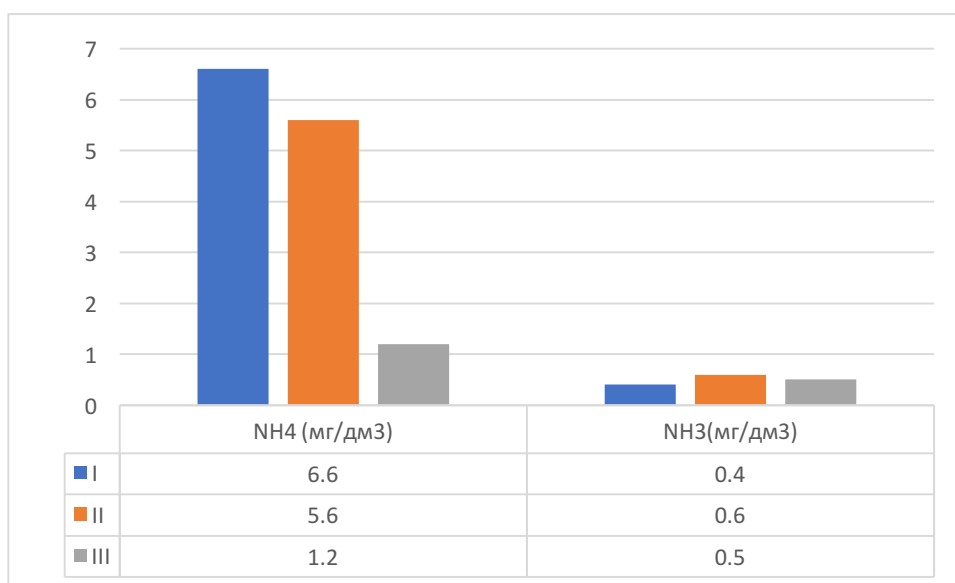


Рис. 5.3 Екологічні показники контролю ефективності роботи комплексної біоінженерної системи. I – до скиду зворотних стічних вод II – після розсіювання стічних вод у річці III – після проходження вод через споруду біоплато.

Аналіз даних рис. 5.3 дозволяє констатувати, що використання біотехнологічних процесів у біоінженерній системі сприяє поліпшенню екологічної ситуації в р. Нивка за рахунок детоксикації ЗР води, оскільки фіксується узгодженість між рівнями зниження концентрації важко-окиснюваних сполук і ходом протікання реакції нітрифікації. Характерним є також той факт, що насиченість води розчиненим киснем збільшується на 23% і знаходиться в межах, властивих для IV класу якості води. Основну роль в цьому відіграють занурені рослини наплавного біоплато внаслідок збільшення кисню швидше відбувається окиснення, пришвидшуються процеси нітрифікації, посилюється споживання вільної вуглекислоти фотосинтетиками. Така зміна лімітуючого фактора розвитку гідроекосистем вказує на те, що знижується токсичність дії екоотоксикантів антропогенного походження з гострої на хронічну, що підтверджується біотестуванням на *Daphnia magna* S.

Тобто, внаслідок реалізації запропонованої технології покращується клас якості води з V на IV.

Щоб уникнути похибок при розрахунку накопичення забруднювачів вод, враховано орієнтовні значення коефіцієнтів швидкості самоочищення від окремих речовин в річковій воді [46]. При цьому керувались принципом доцільності до використання для пронозних коефіцієнтів даного розрахунку, коли в зоні забруднених вод повинна бути виконана умова $C_{max} < 0,1 C_{ект}$ (C_{max} – концентрація екотоксикантів антропогенного походження в максимально забрудненому потоці води даної ділянки р. Нивка, $C_{ект}$ – концентрація екотоксикантів антропогенного походження в скидних водах, мг/дм³).

Систематизація представлених даних свідчить, що внаслідок реалізації запропонованої комплексної біоінженерної споруди типу біоплато відбуваються гідрохімічні, гідробіологічні та екологічні перетворення стану водних систем. Найбільш суттєві із них пов'язані з наступним:

- покращення речовино-енергетичного балансу (зменшення перевищення вихідних концентрації екотоксикантів стосовно нормативу ГДК_{р/г}, зменшення обсягів матеріальної кумуляції ВМ;

- нормалізація насиченості води розчиненим киснем, як одного із основних параметрів екологічного стану гідроекосистем (28–52);

- збільшення питомої швидкості трансформації речовин антропогенного походження внаслідок зниження ушкоджуючої дії токсикантів;

- спостерігається узгодженість між динамікою зміни сумарного показника ХСК та хімічними особливостями реакції нітрифікації, посилюється споживання фотосинтетиками вільних вуглеводнів.

Як показала експериментальна експлуатація комплексного біоплато, воно ефективно працює близько 6 місяців: з квітня, коли встановлюється наплавне біоплато і до вересня, коли необхідно виконувати скошування або демонтаж біоплато. Саме цей проміжок є найефективнішим, адже температурний режим сприяє росту рослин та накопиченню полютантів.

Обов'язкове скошування макрофітів та видалення їх маси з наплавного біоплато в зимовий період для попередження вторинного забруднення при їх розкладанні. За умови відсутності стабільного льодового шару скошують 5–10 см вище рівня води в кінці вегетаційного періоду.

Результати реалізація пілотного проекту комплексної біосистеми на р. Нивка дозволяють оцінити ефективність і доцільність реалізації даного методу в аналогічних ситуаціях на інших малих водоймах для попередження забруднення більших водойм.

Запропонована споруда комплексної біоінженерної системи є досить простою в конструюванні, виконується з не дорогих доступних матеріалів, має довгий термін експлуатації та високу зносостійкість.

Як було зазначено в попередніх розділах, для блоку штучного наплавного біоплато в якості біофільтру застосовується рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus L.*), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus L.*). Дані рослини можна придбати в спеціалізованих організаціях, що займаються вирощуванням ВВР, ринкова ціна становить від 10 грн/шт, відповідно заповнити площу біоплато розміром 1 м² коштує 280 грн. Блок наплавного біоплато з патрубками та отворами для посадки рослин розміром 540x280x50 мм коштує від 10 грн до 12,50 грн. Він придатний для посадки 20–30 кореневищ рослин.

За умови розміщення біоплато на ділянках без прибережної ВВР необхідно провести її висадження перед монтажем блоків штучного біоплато. Берегове біоплато засаджується очеретом звичайним (*Phragmites australis*), комишем озерним (*Schoenoplectus lacustris (L.) Palla*) з необхідною щільністю 10–15 рослин на 1 м², що в грошовому еквіваленті дорівнює 1150–3400 грн/м², а також рогозом широколистим (*Typha latifolia*) та вузьколистим (*Typha angustifolia*) із щільністю посадки 7–12 рослин на 1 м², що обійдеться в 750–1300 грн/м².

Стосовно експлуатаційних витрат, то за необхідністю потрібно періодично виконувати скошування рослинних угруповань наплавного біоплато, або проводити заміну, за умови високого рівня забруднення. Залежно

від характеристики, кількісного та якісного складу зворотних вод від підприємств розміщених у басейні річки, часу контакту рослинних угруповань із забрудненими стоками час оновлення ВВР може становити від 3 до 6 місяців від початку використання до повного їх виснаження. За умови глибини річки близько 1 м, блоки наплавного біоплато здатні ефективно функціонувати і в зимовий період

5.3 Застосування наземних рослин в якості біофільтра для наплавного біоплато

Зважаючи на позитивний ефект застосування запропонованої комплексної біоінженерної системи, автором проведено експерименти з використання наземних рослин в якості біофільтра для штучного зануреного біоплато (рис. 5.4). Роботи проводили на базі Інституту клітинної біології та фізіології рослин НАН України [142, 143]. Висока здатність до акумуляції ксенобіотиків стала передумовою для розробки технології очищення донних відкладів забруднених водойм шляхом використання сорбційної здатності кореневої та стеблової системи наземних рослин, що вирощені в лабораторії в умовах аквакультури.



Рис. 5.4 Приклад реалізації біофільтра штучного наплавного біоплато з застосуванням наземних рослин

В результаті проведених експериментів, із досліджуваного насіння наземних рослин: жита (*Secale*), вівса (*Avena*), кукурудзи (*Zea mays*), пшениці (*Triticum*) – представників родів однолітніх трав'янистих рослин родини тонконогові (*Poaceae*) найкращу здатність до проростання в умовах аквакультури показали жито посівне.



Рис. 5.5 Порівняння рослин жита та пшениці на 15 добу експерименту

Крім того, вибір жита для очищення вод пов'язаний з тим, що в результаті досліджень було відмічено: здатність проростати в умовах аквакультури (за умови аерації товщі води); розвивати потужну стеблову та кореневу систему (рис. 5.5), що відіграє важливу роль в очищенні не тільки води (за рахунок фільтрації при проходженні водних мас через біомасу рослин, поглинання і затримання на коренях і стеблах), а й донних відкладів (за рахунок адсорбції ВМ коренями рослин і включення їх в процеси метаболізму, що дозволяє попередити повторне надходження поллютантів із донних відкладів у воду); високий показник кумуляції ксенобіотиків (зниження у воді концентрації іонів Zn^{2+} на 6-й день експерименту на 35 %) (рис. 5.6).

Слід зазначити, що наземні рослини доцільно використовувати в певних автономних умовах застосування біоінженерної споруди. Наприклад на риборозплідних ставках р. Нивка розміщених в Святошинському р-ні м. Київ.

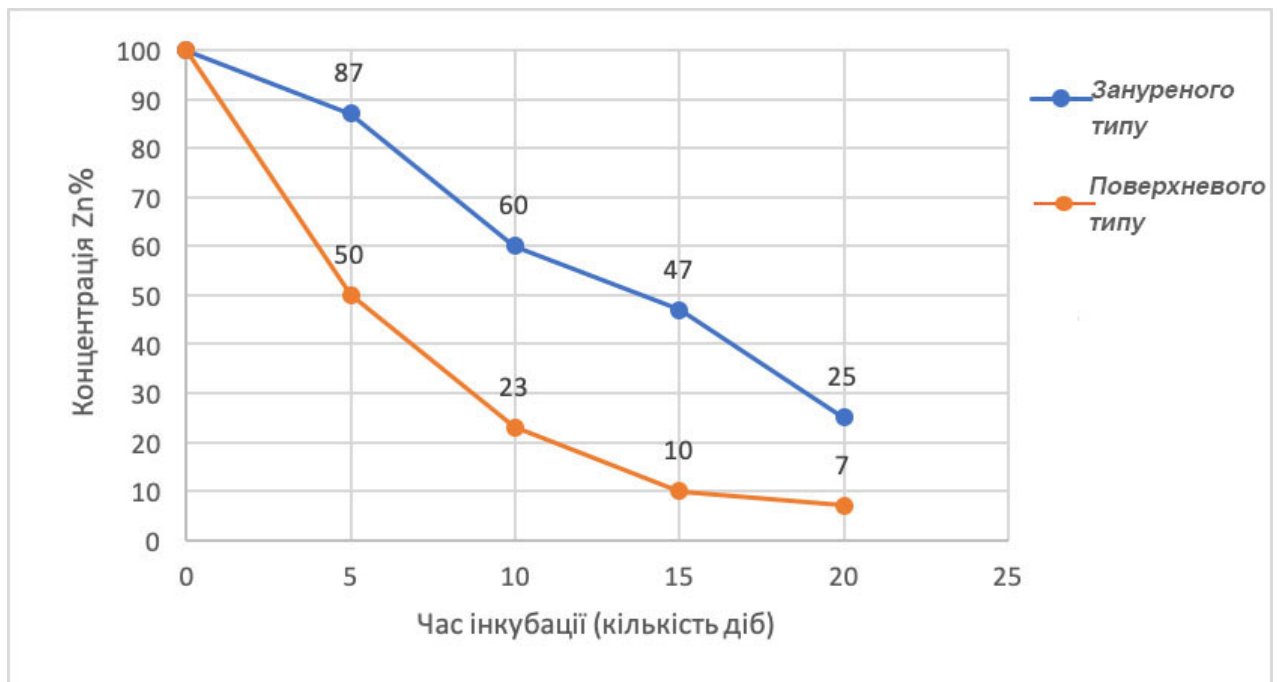


Рис. 5.6 Динаміка концентрації іонів Zn^{2+} у рослинних пробах різних конструкцій біоплато

Дослідження на поглинання Pb^{2+} встановлено, що основна його кількість поглинається рослинами саме завдяки ризофільтрації (табл. 5.6).

Таблиця 5.6

Характеристика поглинальної здатності свинцю біофільтром із жита посівного

Зразок № 1		Зразок № 2	
Корені, мкг/кг	Стебла, мкг/кг	Корені, мкг/кг	Стебла, мкг/кг
228,8	8,0	151,1	81,5

Коефіцієнт накопичення для стебел зразка № 1 – 0,07, зразка № 2 – 0,72; для коренів зразка № 1 – 2,06, для коренів зразка № 2 – 1,37. Відповідно коефіцієнт поглинання запропонованої конструкцій біоплато знаходиться в межах 2,09–2,13.

Висновки до розділу 5

1. Впровадження комплексної біоінженерної споруди на р. Нивка дало позитивний водоохоронний ефект за рахунок підвищення рівня таких показників та їх параметрів як: стабілізація матеріально-енергетичного балансу (зниження наднормативних концентрацій), підвищення рівня насиченості води розчиненим киснем на 23 %, зміна рівня токсичності вод з гострої на хронічну, покращення класу якості води з V на IV для р. Нивки.

2. Застосування розробленої комплексної біоінженерної споруди покращує функціональні можливості саморегуляції водойми відносно антропогенної трансформації екоотоксикантів, знижується їх концентрація у поверхневих шарах води: нафтопродукти (93,8 %), Cu^{2+} (94,2 %), Zn^{2+} (78,8 %). Оскільки, особливістю розробленої конструкції є направленість на очищення донних відкладів, результати очищення наступні: нафтопродукти (17 %), Cu^{2+} (23 %), Zn^{2+} (51,6 %), Cr^{6+} (29 %). Зниження концентрації ВМ у донних відкладах попереджає виникнення вторинного забруднення водойми під час зміни гідродинамічних характеристик.

3. За рахунок покращення якісних характеристик вод р. Нивки досягається зниження концентрацій ЗР у водах гирлової ділянки р. Ірпінь та активізація природних процесів самоочищення.

Результати робіт за даним розділом викладено у публікаціях [69–71], [77], [143], [139], [158], [188–190].

ВИСНОВКИ

У дисертаційному дослідженні обґрунтовано та розв'язано актуальне науково-практичне завдання зі створення нових методичних засад для комплексного оцінювання та покращення екологічного стану техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки р. Ірпінь, шляхом упровадження нових інтегральних систем індикаторів та комплексної біоінженерної конструкції біоплато. Отримані результати дозволили зробити такі висновки:

1. Методологічною основою дослідження техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки середньої р. Ірпінь запропоновано екосистемний підхід з використанням концептуальної моделі системи річок, яка характеризується всіма ієрархічними рівнями екосистеми. У результаті досліджень встановлено основні джерела та шляхи погіршення екологічного стану досліджуваної ділянки р. Ірпінь. Встановлено, що техногенно змінена водна екосистема є відносно стабільною системою в межах III–IV класів якості вод.

2. Проведено та узагальнено дослідження фізико-хімічного складу води гирлової ділянки р. Ірпінь за 22 показниками у чотирьох контрольних створах у межах досліджуваної ділянки довжиною 45 км (близько 1000 показників). Проведено комплексне оцінювання якості води за індексом забрудненості води (ІЗВ), екологічне оцінювання якості води за I_e . Доведено, що середньобагаторічна якість води гирлової ділянки р. Ірпінь класифікується як «забруднена» та «брудна». Причиною погіршення стану річки є понаднормативний вміст в її водах: NH_4^+ (2,24–6 ГДК_{р/г}), NO_2^- (2,4–11 ГДК_{р/г}), Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cr^{6+} (2–13 ГДК_{р/г}). Вивчено динаміку змін індивідуальних та сумарних показників, які впливають на самовідновлювальні процеси в екосистемах та є передумовами їх трансформації. Встановлено сезонні закономірності зміни здатності до самоочищення залежно від пори року та температурних характеристик.

3. Розроблено методологію створення інтегральних систем індикаторів екологічного контролю та визначено якісні та кількісні зміни структурно-

функціональних особливостей виникнення та розвитку техногенно змінених водних екосистем. Визначено тиск техногенних чинників на водний об'єкт: індекс техногенного впливу III клас – (1,7–1,9), для IV класу – (2,0–2,5); зміну механізму пластичного метаболізму III клас – (0,36–1,0), IV клас – (0,24–0,36); стан гідроекосистеми внаслідок зміни екологічної ситуації в ній, фундаментальний показник функціонування екосистеми – екологічна ємність III клас – (26,5–35,0); для IV класу – (13,3–26,4); утворення техноємності – III клас (15,0–18,0); IV клас – (6,7–7,12); реагування гідроекосистеми на порушення сталого функціонування (індекс біотичної саморегуляції вод III клас – 25,0–27,0; для IV класу – 6,0–17,0; збереження балансу екологічного резерву III клас – 11,7–17,0; для IV класу – 6,6–10,8). Рівень екологічної безпеки техногенно-зміненої водної екосистеми визначається як допустимий (за умови III класу якості вод) та помірно-допустимий (за умови IV класу).

4. На основі аналізу, систематизації та формалізації даних екологічного стану гідроекосистеми річок встановлено, що фундаментальна основа їх розвитку пов'язана з екологічною ємністю. Зниження екологічної ємності приводить до скорочення рівня екологічного резерву III клас – (11,1–18,0); для IV класу – (6,4–1,0), а також зниження рівня біотичної саморегуляції III клас – (19,5–80,0); для IV класу – (6,0–19,4). Кількісно оцінено втрати екологічної ємності – основного параметра функціонування гідроекосистеми водойми. Проаналізовано результати тринадцятирічної динаміки змін індикаторів стану та реагування і засвідчено, що екологічна ємність змінюється в межах 37,8→23,9, техноємність 23,2→9,6, екологічний резерв 19,98→6,38.

5. Запропоновано та обґрунтовано заходи для підвищення рівня екологічної безпеки техногенно змінених водних екосистем. Доведено ефективність застосування комплексної біоінженерної системи, до складу якої входить природне берегове та штучне наплавне біоплато, для очищення поверхневих вод та донних відкладів. Запропонована конструкція біоплато зменшує показники перевищення ГДК_{р/г} у воді за нафтопродуктами (93,8 %) та сполуками важких металів Cu²⁺ (94,2 %), Zn²⁺ (78,8 %). Про зниження рівня

забруднення свідчить зменшення концентрації ХСК на 29,3%, та БСК₅ на 27%. Концентрація сполук токсичних металів у донних відкладах зменшується для Cu^{2+} на 23 %, для Zn^{2+} на 51,6 %, для Cr^{6+} на 29 % за рахунок біоаккумуляції рослинними угрупованнями наплавного біоплато. Насиченість води розчиненим киснем збільшується на 23 %. Покращується клас якості води з V до IV класу на ділянці р. Нивки після встановлення пілотної установки. Отримані результати впровадження біоплато свідчать про позитивні екологічні зміни в гідроекосистемі р. Нивки і, як наслідок, у техногенно зміненій водній екосистемі досліджуваної ділянки р. Ірпінь.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року від 25.02.2019, № 2594-VIII// Відомості верховної ради України. 2018. №44. Ст. 360.
2. A joint report by the twenty-three UN agencies concerned with fresh water.p. 140 <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001297/129726e.pdf>
3. Природно-ресурсна сфера України: проблеми сталого розвитку і трансформацій /Під заг. ред. чл.-кор. НАН України Б.М. Данилишина. К.: ЗАТ “Нічлава”, 2006. 704 с.
4. Конституція України: станом на 1 берез. 2018 р.: відповідає офіц. Тексту. Харків: Право, 2016. 82 с.
5. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення: Вид. офіційне. К.: Твій формат, 2006. 240 с.
6. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році / Міністерство екології та природних ресурсів України. 2017. URL: <https://drive.google.com/file/d/0Bx-9ONEvLyD6a1hBVIVkeXhGTlk/view> (дата звернення 01.03.2019)
7. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року : Закон України № 2818-VI від 21.12.2010 р. // Відомості Верховної Ради України. 2011. № 26. С. 218.
8. Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року від 24.05.2012, № 4836-VI // Відомості верховної ради України. 2013. №17. Ст. 146.
9. Оцінка виконання Стратегії державної екологічної політики України на період до 2020 року та Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011–2015 роки К.: 2015 [Електронний ресурс]: <http://old.menr.gov.ua/press-center/news/150-news28/3362-otsinka-vykonannia-stratehii-derzhavnoi-ekolohichnoi-polityky-ukrainy-na-period->

do-2020-roku-ta-natsionalnoho-planu-dii-z-okhorony-navkolyshnoho-pryrodnoho-seredovyscha-na-2011-2015-roky

10. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні в водними ресурсами за басейновим принципом від 04.10.2016, № 1641–VIII // Відомості верховної ради України. 2016. №46. Ст. 780.

11. НАКАЗ «Про затвердження Меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок» від 03.03.2017 №103 від 24.05.2012, № 4836-VI // Відомості верховної ради України. 2013. №17. Ст. 146. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/z0421-17>

12. Розпорядження Про імплементацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони [Електронний ресурс]: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/847-2014-p> від 24.05.2012, № 4836-VI // Відомості верховної ради України. 2013. №17. Ст. 146.
від 17 вересня 2014 р. № 847-р
Київ

13. Кулинич Я. І. Апроксимація водного законодавства України до законодавства Європейського союзу. «Екологічна безпека держави: матеріали XII Всеукр. наук.–практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 19 квітня 2018). К.: НАУ, 2018. С.171.

14. Розпорядження Про внесення змін до розпорядження Кабінету Міністрів України від 17 вересня 2014 р. № 847 [Електронний ресурс]: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/503-2017-p/paran7#n7> від 24.05.2012, № 4836-VI // Відомості верховної ради України. 2013. №17. Ст. 146.

15. Про стратегічну екологічну оцінку від 20.03.2018, № 23548-VIII // Відомості верховної ради України. 2018. №16. Ст. 138.

16. Аристархова Е. О. Концептуальні аспекти удосконалення системи екологічного моніторингу поверхневих вод Агроєкологічний журнал. 2017. №1. С. 134–140.

17. Водний Кодекс України, затв. Постановою № 213/95-ВР від 06.06.1995, зі змінами і доповненнями [Електронний ресурс] // Верховна Рада України. — Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр> від 24.05.2012, № 4836-VI // Відомості верховної ради України. 2013. №17. Ст. 146.
18. Клименко М. О., Клименко О. М., Петрук А. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки у природоохоронній діяльності. Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2013. №3. С. 22–27.
19. Осадча Н. М., Клебанова Н. С., Осадчий В. І., Набиванець Ю. Б. Адаптація системи моніторингу поверхневих вод державної гідрометеорологічної служби МНС України до положень Водної Рамкової Директиви ЄС. Наук. праці УкрНДГМІ. Вип. 257. К., 2008. С. 146–161.
20. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Кравчинський Р. Л., Чунар'ов О. В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона: навч. посібник. К.: ВПЦ "Київський університет", 2015. 154 с.
21. Рыбалова О. В. Комплексний підхід до визначення екологічного стану басейнів малих річок [Текст]. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки. зб. наук. пр. УкрНДІЕП. Вип. XXXIII. Харків. 2011. С.88–97.
22. Емельянова Л. В. Популяционный мониторинг как основа определения состояния водных экосистем. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. К.: Ніка-Центр. 2001. Т. 2. С. 616–620.
23. Мельников Н. В. Сучасні підходи до вирішення проблем екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів в Україні. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2014. № 36. С. 164–175.
24. Міхалюва М., Столєрчук П. Проблеми нормування якості водних середовищ, стічних вод, апаратне і метрологічне забезпечення системи гідромоніторингу. Вимірювальна техніка та метрологія. 2008. № 68. С. 199–203.

25. Обиход Г. О. Інституціоналізація екологічної безпеки України: [монографія]. К.: ДУ ІЕПСР НАН України, Логос, 2016. 304 с.
26. Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_011
27. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними критеріями Мінекобезпеки [Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін.]. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
28. Теоретичні та практичні аспекти реалізації екологічного, земельного, аграрного права в умовах сталого розвитку України: матеріали «круглого столу» (Харків, 2 грудня 2016 р.) за заг. ред А.П.Гетьмана. Х.: Право, 2016. 328 с
29. Шумаков Б. Б., Безднина С. Я. Концептуально-методологические принципы экосистемного водопользования Мелиорация и водное хозяйство. 1996. № 4. С. 31–33.
30. Безсонов Є. М., Андреев В. І. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону. Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2016. № 2/10 (80). С. 9–18.
31. Семенюк Н. Е. Гомеостаз фитоэпифитона Днепровских водохранилищ Гидробиологический журнал. 2017. №6. С. 16–29.
32. Безднина С. Я. Экосистемное водопользование. М.: Изд. "РОМА", 1997. 137 с.
33. Falkenmark M. Tropp H. Ecosystem Approach and Governance Contrasting Interpretations [Text] Stock-holm Water Front. 2005. 2. P. 4–5.
34. Imran Khan, Minjuan Zhao Water resource management and public preferences for water ecosystem services: A choice experiment approach for inland river basin management, Science of The Total Environment. 2018. 646, pp. 821–831.

35. Takehiro Nakamura Ecosystem-based river basin management: its approach and policy-level application. Special Issue: Japan Society of Hydrology and Water Resources. 2005. Vol. 17, Issue14. pp. 271–272.
36. Конвенція ООН від 05.06.1992. Офіційний вісник України. 2007. № 22. Ст. 932.
37. Shepherd Gill. The Ecosystem Approach: Fife Steps of Implementation Ecosystem management. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 2004. No 3. 31 p. URL: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/CEM-003.pdf>
38. Васенко О. Г. Лозанський В. Р. Система управління охороною вод у басейні Дніпра Х.: УкрНДІЕП, 1999. 123 с.
39. Яцик А. В. Гопчак І. В. Методичні вказівки до виконання практичних занять "Розрахунок антропогенного навантаження і оцінка екологічного стану басейну малої річки" з навчальної дисципліни "Основи басейнового управління водогосподарськими системами". Рівне: НУВГП, 2012. 27с.
40. Земельний кодекс <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14> від 24.05.2012, № 4836-VI // Відомості верховної ради України. 2013. №17. Ст. 146.
41. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів: Наказ М від 24.05.2012, № 4836-VI. Відомості верховної ради України. 2012. №17. Ст. 155.
42. Екологічне оздоровлення Дніпра (досвід міжнародної співпраці) /В. Шевчук, О. Мазуркевич, В. Навроцький та ін.; К.: Геопринт, 2001. 267 с.
43. Bezsonov Ye., Andreev V., Smyrnov V. Assesment of safety index for water ecological system. Eastern European Journal. 2016. № 6/10(84).p. 24–34.
44. Оксіюк О. П., Жукинський В. М., Лаврик В. І., Чернявська А. П. Методика екологічної оцінки та нормування якості поверхневих вод України. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. 2003. № 3. С. 18–28.

45. Гриб Й. В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностних вод. Гидробиологический журн. 2003. № 3. С. 38–43.
46. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. К.: Ніка-Центр, 2001. 264 с.
47. Васюков А. Е. Бланк А. Б. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов: монография. Х.: Институт монокристаллов, 2007. 256 с.
48. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу [Текст] /В. І. Осадчий, Б. Й. Набиванець, Н. М. Осадча та ін. К.: Ніка – Центр, 2008. 656 с.
49. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины. К.: Наукова думка, 2006. 382 с.
50. Фещенко В. П. Раціональне використання та відновлення водних ресурсів: монографія / за заг.ред. Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2016. 250 с.
51. McKnight D. Chemical and biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: 1a field study of the CuSO₄ treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. *Limnol and Oceanogr*, 1981. №25 (3). P. 518–531.
52. Крайнюков О. М. Науково-методичні основи нормування антропогенного забруднення аквальної ландшафтів: монографія / за редакцією проф. Гриценка А. В., проф. Крайнюкової А. М. Харків: Екограф, 2013. 260 с.
53. Окснюк О. П., Давыдов О. А. Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2006. 32 с.
54. Barinova S. Essential and practical Bioindication Methods and Systems for the Water Quality. Assessment. *International Journal of Environmental Science and Natural Resources*. 2017. 2(3). p.1–11. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555588.

55. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
56. Saisana M. Environmental Sustainability Index (ESI). In: Michalos A.C. (eds) Encyclopedia of Quality of Life and Well-Being Research. Springer, Dordrecht 2014 DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-0753-5_899
57. Environmental Performance Index – Электронный ресурс – Режим доступа: <http://epi.yale.edu/>
58. Мыларщиков А. М. Систематизация методов оценки антропогенного воздействия на окружающую среду. Интернет-журнал «НАУКОВЕДЕНИЕ». 2012. №3. С. 1–18.
59. Environment at a Glance 2015: OECD Indicators. Paris: OECD Publishing, 2015. p. 32–39.
60. Green Growth Indicators 2014. Paris: OECD Publishing. 2016. 154 p.
61. Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Dessau-Roßlau. 2018. P.323. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
62. Данилов-Данильян В. И., Лосев К. С. Экологический вызов и устойчивое развитие. М.: Традиция, 2014. 416 с.
63. Gleick P H. The Implications of Global Climate Changes for International Security. Climate Change 15. October 1989. pp. 303–325.
64. Tong C. Review on Environmental Indicator Research [J]. research on environmental Science, 2000. № 13(4). p. 53–55.
65. Guo H. D, Shao J. L et al. Urban Water Resources Carrying Capacity Based on Pressure-State-Response Model. Water Resources Protection, 2009. No 25(2) p. 46–49
66. Огородникова А. А., Щеглов В. В., Вейдеман Е. Л. Модель "воздействие-состояние-отклик" в решении задач экологического мониторинга загрязнения прибрежной экосистемы. Известия ТИПРО. 2004. №137. С. 321–336.
67. Cuffney T. F., Kennen J. G., Waite I. R. Aquatic Ecosystems as

Indicators of Status and Trends in Water Quality. 2014. DOI: 10.1016/B978-0-12-382182-9.00008-6.

68. Furse M. T., Hering D., Brabec K. The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods. The Netherlands: Springer, 2006. 555 p.

69. Удод В. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2017. №3. С. 93–99.

70. Madzhd S. M., Kulynych Ya. I, Iavniyk A.A. Ecological assessment of the human-transformed system of the Irpin river. Proceeding of the National Aviation Univesity, 2017. №2, pp. 93–98.

71. Удод В. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем Наукові праці: наук. Журнал Чорном. нац.ун-т ім. Петра Могили. 2017. Т. 289. Вип. 277. С. 10–17.

72. Протасов О. О. Техно-екосистема: неминуче зло чи крок до ноосфери. Вісн. НАН України. 2014. № 6. С. 41–50.

73. Алимов Л. Ф. Стабильность и устойчивось водных экосистемы. Гидробиологический журнал. 2017. Т. 53. № 1. С. 3–15.

74. Архипова Л. М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія. Івано-Франківськ: Видавництво ІФНТУНГ, 2011. 366 с.

75. 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.

76. Реймерс Н. Ф. Экология, терия, законы, принципы, гипотезы. М.: Росия молодая, 1994. 387с.

77. Писанко Я. І. Екологічне прогнозування стану розвитку техногенно-зміненої гирлової ділянки річки Ірпінь. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2018. № 4. С. 109–114.

78. Екологічна і природно-техногенна безпека України в регіональному вимірі: монографія /М. А. Хвесик, А. В. Степаненко, Г. О. Обиход та ін. К.: ДУ " Інститут економіки природокористування та сталого розвитку НАН України", 2014. 340 с.
79. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). К: Ніка-Центр, 2010. 316 с.
80. Паламарчук В. В., Закорчевна Н. Б. Водний фонд України. К: Ніка-Центр, 2006. 320 с.
81. Швєбс Г. І. Ігошин М. І. Каталог річок і водойм України : навч.-довідк. посіб. Одес. нац. ун-т ім. І.І.Мечникова. О.: Астропринт, 2003. 392 с
82. Ясенчук Т. О. Оцінка антропогенного навантаження на басейн р. Ірпінь у сучасних умовах землекористування. 2011. № 99. С. 160–168.
83. Ладика М. М., Корх О. В. Системний підхід при оцінці екологічного стану водозборів малих і середніх річок (на прикладі басейну р. Ірпінь) Сборник научных трудов SWorld. «Перспективные инновации в науке, образовании, производстве и транспорте 2014». 2014. С. 101–107.
84. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С, 2016. 350 с.
85. Яцик А. В., Волкова Л. А., Яцик В. А., Пашенюк І. А. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: підручник для студентів вищих навч. закладів. К.: Талком, 2014. 406 с.
86. Яцик А. В., Томільцева А. І. Актуальність проблеми дослідження екологічного стану малих річок України та упорядкування їх водоохоронних зон. Вісник КНУТД. 2010. №5. С. 47–51.
87. 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.

88. Зуб Л. М. Карпова Г.О. Малі річки України: характеристика, сучасний стан, шляхи збереження. [Електронний ресурс]. – Режим доступу до джерела: http://www.uarivers.net/ukr_rvrs/rivers.htm
89. Поліщук В. В. Малі річки України та їх охорона. К.: Товариство «Знання» УРСР, 1988. 32 с.
90. Хімко Р. В., Мережко О. І., Бабко Р. В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. К.: Інститут екології, 2003. 380 с.
91. Романенко В. Д. Екологічні проблеми Дніпра та їх комплексне вирішення. Наукові записки. 2000. Т. 18. С. 41–43.
92. Мішина Л. Гідрографічне дослідження річки Дніпро: минуле, сучасне, майбутнє... Вісник держгідрографії. 2006. № 1(13). с. 9–14.
93. Вишневський В. І. Ріка Дніпро. К.: Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.
94. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Київській області у 2015 році [Електронний ресурс] http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2015-rotsi/Kievaska_2015.pdf
95. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Київській області у 2016 році [Електронний ресурс] <https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.report/ДОПОВІДЬ%20Київська%202016.pdf>
96. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Киризія Т. Я. Природні і штучні біоплато: фундаментальні та прикладні аспекти. К.: Наук. думка, 2012. 109 с.
97. Коцарь Е. М., Диренко А. А. Свойства высших водных растений с позиции их использования для очистки загрязнённых вод в инженерно-биологических сооружениях: Тез. докл. V Міжн. наук.-пр. конф. "Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення". 2009. № 7. С. 312–315.
98. Окснюк О.П., Стольберг Ф.В., Олейник Г.Н. и др. Биоплато и его применение на каналах. Гидротехника и мелиорация. 1980. № 8. С. 66–70.
99. Стольберг В. Ф., Ладыженский В. Н., Спирин А. И. Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. 2003. № 3. С. 32–34.

100. Heike Hoffmann, Christoph Platzer, Martina Winker, Elisabeth von Muench Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Eschborn, 2011. p. 36.

101. Constructed Wetlands for Treatment of Organic and Engineered Nanomaterial Contaminants of Emerging Concerns (WaterRF Report 4334). /Westerhoff P., Sharif F., Halden R., et. al. Water Research Foundation, Denver, CO, 2014

102. A handbook of constructed wetlands [electronic resource] : a guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region [Washington, D.C.] : United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 1994 <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.169.7471&rep=rep1&type=pdf>

103. Robert H. Kadlec, Scott Wallace Treatment Wetlands 2nd Edition CRC Press, 2008. 1016 p.

104. Кулинич Я.І. Біологічна оптимізація екозбалансованого розвитку гідроекосистем малих річок за допомогою комплексної біоінженерної споруди. Проблеми екологічної безпеки: матеріали XIV Міжн. наук.–техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовтня 2016). Кременчук, 2016. С.65.

105. Sim C.H. The use of constructed wetlands for wastewater treatment. Wetlands International – Malaysia Office. 2003. 24 pp.

106. Miklas Scholz Wetlands for Water Pollution Control. 2nd edition. Elsevier, 2016. 556 p. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-00156-3>

107. Hammer D. A. ed. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – Municipal, Industrial and Agricultural. LewisPublishers, Michigan, USA. 1989. 866 p.

108. McGill R.; Basran, D.; Flindall R.; Pries J. Vertical-flow constructed wetland for the treatment of glycol-laden stormwater runoff at Lester B. Pearson International Airport. In Proceedings of the 7th International Conference on Wetland

Systems for Water Pollution Control; University of Florida and IWA: Lake Buena Vista, FL, USA, 2000. pp. 1080–1081.

109. Kayombo S., Mbwette T. S. A., Katima J. H. Y., Ladegaard N., Jorgensen S. E.. Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands - Design Manual. UNEP-IETC/Danida, Dar es Salaam, TZ/Copenhagen, Denmark, 2004. 54 p.

110. Brix H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*. 1994. № 29 (4), pp. 71–78.

111. Geller G., Hoener G. *Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen*, Springer, Berlin, Germany. 2012. 221 p.

112. Nivala J., van Afferden M., Hasselbach R., Langergraber G., Molle P., Rustige H., Nowak J. The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Science and Technology*. 2018. 78. DOI: [10.2166/wst.2018.530](https://doi.org/10.2166/wst.2018.530)

113. Hoffmann H., Platzer C., von Münch E., Winker M. Technology review of constructed wetlands - Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH*. 2011. p. 36

114. Molle P., Liégnard A., Boutin C., Merlin G., Ivema, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands, an overview of the French system. *Water Science and Technology*. 2005. № 51(9), pp. 11–21.

115. Jan Vymazal *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment* *Water* 2010. 2. pp. 530-549. doi:10.3390/w2030530

116. Babatunde A. O., Zhao Y. Q., O'Neill M., O'Sullivan B. Constructed wetlands for environmental pollution control: a review of developments, research and practice in Ireland 2008-01 *Environment International*. 2008. № 34 (1). pp. 116–126. Elsevier <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2007.06.013>

117. Кулинич Я. І. Екологічна характеристика біотичних угруповань водних систем у забезпеченні їх екобезпечного розвитку. *Екологічна безпека*

держави: матер. X Всеукр. наук.–практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 21 квітня 2016). К.: НАУ, 2016. С. 184–185.

118. Чесалов С. М., Лион Ю. А., Птицын В. В., Малоземов А. В. Габрионные очистные фильтрующие сооружения для очистки поверхностных сточных вод. *Water supply and sanitary technique*. 2014. № 9. С. 69–76.

119. Integrated Risk Information System (IRIS): *Електронний ресурс+ / U. S. Environmental Protection Agency (EPA). – Режим доступу: <http://www.epa.gov/iris>

120. Daniels Joan S., James J. Sartoris. Sigfrid Mark Nelson Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance. *Ecological Engineering*. 2005. № 25. P. 583–593. doi:10.1016/j.ecoleng.2005.07.013.

121. Mixeyev O. M, Udod V. M., Madzhd S. M., Lapan O. V., Kulynych Ya. I. Increasing of natural subsystems bufferness to minimize anthropogenic pressure on hydrological ecosystems. *East European Scientific Journal*. 2016. № 9 (13) part 1, pp. 10–13.

122. Очищення води у фільтрувально-регенераційних біоплато /В. Л. Филипчук, О. І. Бондар, М. С. Курилюк та ін. *Вісник НУВГП*. 2016. № 2. С. 193–204.

123. Водозаборно-очистные сооружения и устройства: учебное пособие для вузов / М. Г. Журба и др. М.: Астрель, АСТ, 2003. 272 с.

124. Stewart F. M., Mulholland T., Cunningham A. B., Kania B. G., Osterlund M. T. Floating islands as an alternative to constructed wetlands for treatment of excess nutrients from agricultural and municipal wastes – results of laboratory-scale tests. *Land Contamination and Reclamation*. 2008. № 16 (1). pp. 25–33.

125. Masters Bernie The ability of vegetated floating Islands to improve water quality in natural and constructed wetlands: A review. *Water Practice & Technology*. 2012. Vol. 7. No. 1. p. 1–9. doi:10.2166/wpt.2012.022.

126. Evdokimova G. A., Ivanova L. P., Mozgova N. P., Myazin V. A., Fokina N.V. Floating bioplato for purification of waste quarry waters from mineral nitrogen compounds in the Arctic. *Journal of Environmental Science and Health*, 2016. Part A. 51. pp. 1–6. doi:10.1080/10934529.2016.1181454.
127. Міхєєв О. М., Маджд С. М., Семенова О. І., Дмитруха Т. І. Адаптація гідрофітної системи для очистки стічних вод підприємств цивільної авіації *Хімія і технологія води*. 2015. № 3. С. 574–581.
128. Vymazal J., Kröpfelová L. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008. 566 p.
129. Philipi L. S., Sezerino P. H., Bento A. P., MagriI M. E. Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in Southern Brazil under different loading rates. *Proceedings of 10 International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Almada, Portugal: IWA - MAOTDR, 2006. 1. pp. 631–639. URL: [www.gesad.ufsc.br/download/Philippi%20et%20al.%20WV%20-%2010th%20IW A.pdf](http://www.gesad.ufsc.br/download/Philippi%20et%20al.%20WV%20-%2010th%20IW%20A.pdf).
130. Aiken G. R., McKnight D. M., Wershaw R. L., MacCarthy P. *Humic substances in soil, sediment and water*. Wiley, 1985. 692 p.
131. Лукина Л. Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений / Отв. ред. Мусиенко Н. Н.; АН УССР, Ин-т гидробиологии. К.: Наукова думка, 1988. 188 с.
132. Смирнова Н. Н. Эколого-физиологические особенности корневой системы прибрежноводной растительности *Гидробиологический журнал*. 1980. 26. № 3. С. 60–69.
133. Окснюк О. П., Олейник Г. Н., Якушин В. М. Возможность применения биоплато для улучшения качества воды при разложении синезеленых водорослей. *Гидробиологический журнал*. 1979. № 5. С. 49–53.
134. Використання вищих водних рослин в практиці очищення стічних вод [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.potential14.com.ua>.

135. Трохименко А. Г., Цыганюк Н. В. Анализ возможности применения фитотехнологий для очистки водной системы р. Ингулец от тяжелых металлов Збірник наукових праць НУК. 2014. № 6. С. 128–133.

136. Крот Ю. Г. Высшие растения в биотехнологии очистки поверхностных и сточных вод Гидробиологический журнал. 2006. 42, № 1. С. 47–61.

137. Назармамедов О. Технология биоинженерной очистки дренажных вод Туркменистана от ядохимикатов. Мероприятия по случаю 15-летней годовщины МКВК. [Электронный ресурс]/ Алматы (Казахстан), 2007. С. 1–3 URL http://www.icwc-aral.uz/15years/pdf/nazarmamedov_ru.pdf

138. Тимофеева С. С., Стом Д. И., Белых Л. И., Буторов В. В. Деструкционная активность высших водных растений по отношению к фенольным соединениям. Первая Всесоюзная конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: Тез. докл. Борок, 1977. С. 145–146.

139. Міхеєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. К.: Центр учбової літератури, 2018. 171 с.

140. Душенков В., Раскин И. Фиторемедиация: зеленая революция в экологии. Химия и жизнь–21 век. 1999. № 11. С. 48–49.

141. Михеев А. Н., Овсянникова Л. Г., Маджд С. М., Лапань О. В. Разработка технологии деконтаминации водных объектов от радионуклидов и химического загрязнения Біотехнологія XXI: матер. Всеукр. наук.-практ. конф., (22 квітня 2016) тези доп. К.: НТУУ «КПІ», 2016. С. 155.

142. Міхеєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В. Новый способ конструирования плавающих биоплато для фитодезактивации сточных вод предприятий гражданской авиации. East European Scientific Journal. Warszawa. 2016. № 9. Р. 135–142.

143. Кулинич Я. І. Конструкція біоплато зануреного типу для очищення малих річок. Біотехнологія XXI століття: матеріали XII Всеукр. наук.-практ.

конф., присвяч. 100-річчю з дня народж. Артура Корнберга (20 квітня 2018 р).
К.: 2018. С. 112

144. Міхєєв О. М., Удод В. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Збільшення буферності природних підсистем з метою мінімізації антропогенного навантаження на гідроекосистеми East European Scientific Journal. Warszawa. 2016. № 9. Р. 10–13.

145. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів Пат. 107555 UA, МПК (2016.01.), C02F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 № U2015 13003; заявл. 29.012.2015; опубл. 16.06.12016 бюл. № 11, 2016 р.

146. An Integrated Approach for Assessing Aquatic Ecological Carrying Capacity: A Case Study of Wujin District in the Tai Lake Basin / Chen Zeng, Yaolin Liu, Yanfang Liu, et. al. ChinaInt J Environ Res Public Health. 2011 Vol. 8 , Issue 1. P. 264–280 <http://doi:10.3390/ijerph8010264>

147. Лаврик В. И., Мережко А. И., Сиренко Л. А., Тимченко В. М. Экологическая емкость и ее количественная оценка. Гидробиологический журнал. 1991. Т. 27, №3. С. 13–23.

148. Кулинич Я. І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження. Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects: Proceeding of the V International Scientific and Technical Conference (Kyiv, 26–27 October 2017). К.: 2017, р.147–148.

149. Баканов А. И. О некоторых методологических подходах для изучения структур водных экосистем. Биология внутренних вод. 2000. 2. С. 5–19.

150. Моніторинг природокористування та стратегія реабілітації порушених річкових і озерних екосистем: навчальний посібник / Й. В. Гриб, М. О. Клименко, В. В. Сондак, А. В. Гуцол, С. О. Мушит, Д. Й. Войтишин. Вінниця: ФОП Рогальський І.О., 2015. 486. с.

151. Лаврик В. І. Методи математичного моделювання в екології. К.: Вид. дім. “КМ і Академія”, 2002. 203 с.

152. Гриб Й. В., Ситник Ю. М., Борбат М. О. Гідроекологія р. Ника:

сучасний стан та виходи із екологічних ризиків. Рибогосподарська наука України. 2010. № 2. С. 79–88.

153. Еколого-токсикологічне дослідження рівнів забруднення води та донних відкладів р. Нивка в районі аеропорту "Київ" /Л. М. Коновець, Л. С. Кіпніс, М. Т. Гончарова та ін. Рибогосподарська наука України. 2013. №2. С. 32–44.

154. Романенко О. В., Арсан О. М., Кіпніс Л. С., Ситник Ю. М. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій. К.: Наукова думка, 2015. 189 с.

155. Самойленко В. М., Верес К. О. Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем. К.: Ніка-Центр, 2007. 296 с.

156. Pysanko Y., Madzhd S. "Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas." USEFUL online journal. 2018. vol. 2. no. 4. pp. 56–62. DOI: <https://doi.org/10.32557/useful-2-4-2018-0006>

157. Маджд С. М., Франчук Г. М. Дослідження екологічного стану зони аеропорту в результаті забрудненості нафтопродуктами ґрунту та водних об'єктів. Вісн. НАУ. 2005. № 4. С. 141–143.

158. Кулинич Я. І. Техногенний вплив діяльності авіапідприємств на екологічний стан р. Нивки. ПОЛІТ: Екологічна безпека: матеріали XVII Міжнар. наук.–практ. конф. молодих учених і студентів. (Київ, 4–7 квітня 2017). К.: НАУ, 2017. С. 64.

159. Славінська О. С. Дослідження деформації річок, як неоднорідних потоків, на ділянках мостових переходів. Збірник наукових праць НТУ. 2010. С. 186–191.

160. Kulynych Ya. Environmental assessment of the Irpin River. Build-master-class-2016: International scientific-practical conference of young scientists (Kyiv, 16–18 November 2016). К.: KNUCA, 2016. p. 164.

161. Войтович І. В., Шевченко А. М., Власова О. В., Топольнік Т. І. Визначення площ еродованих земель у межах річкового басейну. Меліорація і водне господарство. 2011. № 99. С. 128–136.

162. Гродзинский М. Д., Шищенко П. Г. Ландшафтно-экологический анализ в мелиоративном природопользовании. К.: Лыбидь, 1993. 224 с.
163. Слюсар І. Т., Личук Г. І. Потенціал продуктивності осушуваних органогенних ґрунтів річкових заплавл. Меліорація і водне господарство. 2014. № 101. С. 51–60.
164. Дворецкий А. І., Кириленко А. С., Білоконь А. С. та ін. Сучасний гідроекологічний стан екосистеми Дніпровського водосховища. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун- ту. Сер. Біол. Спец. вип. Гідроекологія. 2005. № 3 (26). С. 135–136.
165. ДСТУ ISO 5667-6:2009 Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT) [Чинний від 01.07.2011]. Вид. офіц. Київ: Держспоживстандарт України, 2012. 22. с.
166. ДСТУ ISO 5667-12:2001 Якість води. Відбирання проб. Частина 12. Настанови щодо відбирання проб донних відкладів (ISO 5667-12:1995, IDT) [Чинний від 01.01.2003]. Вид. офіц. Київ: Держспоживстандарт України, 2002. 35. с.
167. 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.
168. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. [Чинний від 01.01.2012]. Вид. офіц. Київ: Держспоживстандарт України, 2007. 36 с.
169. Марченко З. Фотометрическое определение элементов. М.: Мир, 1971. 547 с.
170. КНД 211.1.4.024-95. Методика определения биохимического потребления кислорода после n дней (БСК) в природных и сточных водах– К., 1995. 83 с.

171. КНД 211.1.4.027–95. Методика фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою у поверхневих та біологічно очищених водах. К., 1995. 76 с.

172. ДСТУ ISO 9377-2:2015 Якість води. Визначення нафтопродуктів у воді. Частина 2. Метод рідинної екстракції та газової хроматографії (ISO 9377-2:2000, IDT)

173. Атомно-абсорбционное определение тяжелых металлов / Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л. : Гидрометеиздат, 1999. 274 с.

174. EPA. 1998. "Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry," Revision 1 <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6020a.pdf>

175. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1: Реки и каналы. Часть 2: Озера и водохранилища. Выпуск 2. Бассейн Днепра. / Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. 2005–2015гг. К.: УОП Укр ГМЦ, 2006–2016.

176. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2013 році [Електронний ресурс] // Міністерство екології та природних ресурсів України. К.: 2015. Дата звернення 01.03.2019) URL: <http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2013.pdf>

177. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році [Електронний ресурс] // Міністерство екології та природних ресурсів України. К.: 2017. (Дата звернення 01.03.2019) URL: <https://drive.google.com/file/d/0Bx-9ONEvLyD6a1hBVIVkeXhGTlk/view>

178. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році. К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. 2012. 258 с.

179. Регіонал доповідь Про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2014 [Електронний ресурс] Департамент екології та природних ресурсів Київської обласної державної

адміністрації. К.: 2015 (Дата звернення 01.03.2019) URL:
<http://old.menr.gov.ua/dopovidi/regionalni/4756-rehionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnoho-pryrodoho-seredovyshcha-u-2014-rotsi>

180. КНД 211.1.4.054-97. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. К., 1997. 92 с.

181. Методы биотестирования вод / Под ред. А. Н. Крейнюковой – Черноголовка : Ин-т проблем химической физики, 2004. 127 с.

182. Жигуц Ю. Ю., Лазар В. Ф. Інженерна екологія. Навчальний посібник для студентів технічних спеціальностей. Видання 2-е, випр. I доп. К.: Кондор-Видавництво, 2012. 170 с.

183. Маджд С. М., Кулинич Я. І. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних екосистем. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2017. № 4. С. 88–95.

184. Кулинич Я. І. Методика оцінки структурно функціональних змін водних екосистем при техногенному навантаженні. Екологічна безпека держави: матер. XI Всеукр. наук. –практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 20 квітня 2017). К.: НАУ, 2017. С.179–180.

185. Сніжко С. І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем. К.: Ніка-Центр. 2006. 284 с.

186. Mitchell D. A., Meien van O. F., Krieger N., Dalsenter F. D. H. A review of recent developments in modeling of microbial growth kinetics and intraparticle phenomena in solidstate fermentation. *Biochem. Eng. J.* 2004. № 17. P. 15–26.

187. Удод В. М., Поляков В. Л., Яців М. Ю. Сучасні підходи до визначення процесів самоочищення природних водойм (на прикладі річки Прут). Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. 2009. № 12. С. 5–13.

188. Madzhd S., Pysanko Ya. The study of technogenically transformed water ecosystems within aviation facilities operation area. *Proceeding of the National Aviation Univesity.* 2018. № 3(76). pp. 78–86.

189. Маджд С. М., Кулинич Я. І. Динаміка змін знаходження речовин та елементів техногенного походження у водах р. Ірпінь. Проблеми хімотології: матеріали VI Міжн. наук. – техн. конф., (Львівська обл., 19–23 червня 2017). Київ – Львівська обл., 2017. С. 401–404.
190. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК CO2F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № и 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р.
191. Михеев А. Н., Лапань О. В., Маджд С. М. Розроблення нового методу ризофільтраційного очищення стічних вод від Cr (VI). Химия и технология воды. 2018. № 3. С. 309–314.
192. Михеев А. Н., Лапань О. В., Маджд С. М. Экспериментальные основы нового метода ризофильтрационной очистки водных экосистем от цезия-137. Химия и технология воды. 2017. № 4. С. 439–446.
193. Сухарев С. М., Чундак С. Ю., Сухарева О. Ю. Основи екології та охорони довкілля. Навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів. К.: Центр навчальної літератури, 2006. 394 с.
194. Maksimenko O., Pancheva H., Madzhd S., Pysanko Y. et. al. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2018. vol. 6/10. no. 96. pp. 21–27.
195. Christen Brönmark, Lars-Anders Hansson Chemical Ecology in Aquatic Systems. UK, OUP. 2012. 312 p.
196. Горев Л. Н., Коваленко П. И., Лаврик В. И. Гидроэкологические модели: Кн. 1. Процессы и прогнозирование. НАН Украины. Ин-т гидробиологии. Киев. ун-т им. Т. Шевченка. К.: Аграр. наука, 1999. 439 с.
197. А.с. №67248 Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок, в наслідок постійно діючого техногенного навантаження / Удод В. М., Міхеев О. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. – Опубл. 15.08.2016 р. №42 с. 340 – 341.

198. Удод В. М. Вильдман И. Л., Жукова Е. Г. Разработка современных биоценологических методов контроля экологического состояния гидросистем рек. Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2014. № 71. С. 4–10.

199. Булаченко Р. В., Степова О. В., Рома В. В. Доочищення стічних вод підприємств харчової промисловості за допомогою споруд біопліто. Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2012. № 4. С. 145–148.

ДОДАТОК А

Додаток А. 1

Акт впровадження результатів науково-дослідницької роботи в проектну документацію ТОВ НВО «ЕТНА»

SCIENTIFIC-INDUSTRIAL
ASSOCIATION "ETNA"

Dzerzhinskogo st. 97a
Zaporozhye, 69095, UKRAINE

ph/fax: (+380612) 138648
E-mail: etna@etna.zp.ua



НАУЧНО-ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ
ОБЪЕДИНЕНИЕ "ЭТНА"

Украина, 69095, г. Запорожье,
ул. Дзержинского 97а
р/с 26008202749001
в ЗРУ КБ "Приватбанк"
МФО 313399, ОКПО 24511828
Тел/факс (0612) 13-86-48
E-mail: etna@etna.zp.ua

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Ректор

Національного авіаційного університету



В.М. Ісаєнко

2019 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Технічний директор

ТОВ «Науково-виробниче об'єднання

«ЕТНА»

В.В. Осадчий

2019 р.



АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ результатів науково-дослідницької роботи

Ми, що нижче підписалися, представники Національного авіаційного університету науковий керівник Маджд С.М., відповідальний виконавець Писанко Я.І. з однієї сторони,
(посада(науковий керівник, відповідальний виконавець, П.І.Б.)

та ТОВ «Науково-виробниче об'єднання «ЕТНА»
69035, м. Запоріжжя, вул. 40 років Радянської України, 63а, к. 14
(повна назва підприємства, організації, адреса)

в особі технічного директора, к.т.н., доцента Осадчого В.В.

(посада, прізвище та ініціали)

склали цей акт про те, що результати науково-дослідної роботи «Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь» у вигляді «Комплексної біоінженерної системи для очищення водойм» впроваджені у проектну документацію та при розробці очисних споруд промислових підприємств.

Назва впровадженого результату	Досягнутий фактичний результат	
	Соціальний, технічний, організаційний та інш.	Економічний (грн. за рік)
«Комплексна біоінженерна система для очищення водойм» патент № 117067	Модернізація технологічної схеми очисних споруд та підвищення ефективності очищення стічних вод промислових підприємств	розрахунковий

Від Національного авіаційного університету

Від ТОВ НВО «Етна»:

С.М. Маджд
Я.І. Писанко



В.В. Осадчий

Акт впровадження результатів науково-дослідницької роботи в проектну документацію ТОВ НІЦ “Потенціал-4”

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Ректор

Национального авіаційного університету

В.М. Ісаєнко

2019 р.



«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор

ТОВ Науково-інженерний центр “Потенціал-4”

С.О. Подзерей

2019 р.



АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ результатів науково-дослідницької роботи

Ми, що нижче підписалися, представники Национального авіаційного університету завідувач кафедри екології, д.т.н., професор Фролов В.Ф., доцент кафедри екології, доцент, к.т.н Маджд С.М., здобувача Писанко Я.І. з однієї сторони,

та представники Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-інженерний центр “Потенціал-4”, м. Київ, вул. Автотранспортна, 2, оф. 1.1.

(повна назва підприємства, організації, адреса)


в особі директора Подзерей С.О., інженера з охорони навколишнього середовища к.т.н. Діренко Г.О.


(посада, прізвище та ініціали)


склали цей акт про те, що результати наукової тематики “Застосування методики інтегральних систем індикаторів для оцінки стану техно-природних гідроекосистем” (державний реєстраційний номер 0118U004286, 2018–2019 рр.) у вигляді “Комплексної біоінженерної системи для очищення водойм” застосовані у науково-дослідній роботі ТОВ НІЦ “Потенціал-4” та впроваджені у проектну документацію для контролю та покращення екологічного стану малих річок.

Назва упровадженого результату	Документи, які свідчать про новизну і практичну цінність наукової розробки	Досягнутий фактичний результат	
		Соціальний, технічний, організаційний та інш.	Економічний (грн. за рік)
«Комплексна біоінженерна система для очищення водойм»	Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК CO2F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № u 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р.	Створено науково-методологічні основи, щодо розробки комплексної біоінженерної системи. Система забезпечує покращення екологічного стану малих та середніх річок за такими показниками: зниження концентрацій нафтопродуктів та деяких сполук важких металів на 50%; зниження значення показників ХСК та БСК ₅ на 20%, приведення значення загального органічного вуглецю до нормативних вимог.	Не розраховувався

Від Национального авіаційного університету Від ТОВ НІЦ “Потенціал-4”:

 В.Ф. Фролов

 С.М. Маджд

 Я.І. Писанко

 С.О. Подзерей

 Г.О. Діренко

Акт впровадження результатів науково-дослідницької роботи в навчальний процес НАУ

«УЗГОДЖЕНО» Проректор з навчальної роботи А. Г. Гудманян 2018 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ» Ректор НАУ В. М. Ісаєнко 2018 р.



А К Т

упровадження виконаної науково-дослідної та дослідно-конструкторської роботи у навчальний процес Національного авіаційного університету

Ми, що нижче підписалися, директор Навчально-наукового інституту екологічної безпеки, доктор техн. наук, професор Бойченко С.В., доктор. техн. наук, професор, завідувач кафедри екології Фролов В.Ф., доцент кафедри екології, канд. техн. наук, доцент Маджд С.М. склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження аспіранта кафедри екології Писанко Я.І. під назвою "Особливості структурно функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь" у вигляді лабораторної роботи "Розрахунок комплексних показників забруднення поверхневих вод стічними водами промислового підприємства" з дисципліни "Загальна екологія та неоекологія", використовується у навчальному процесі Національного авіаційного університету на кафедрі екології.

Назва результату НДР, що запроваджується	Форма запровадження (монографія, підручник, навчальний посібник, конспект лекцій, методична розробка, лабораторний практикум, програма курсу, постановка лабораторної роботи, програма, продовження розробки у курсовій, дипломній роботі та ін.)	Ефект від запровадження
Лабораторна робота "Розрахунок комплексних показників забруднення поверхневих вод стічними водами промислового підприємства"	Постановка лабораторної роботи використовується під час викладання навчальної дисципліни «Загальна екологія та неоекологія», для студентів спеціальності 101 «Екологія»	Постановка нової лабораторної роботи формує у студентів навички застосування сучасних методик. Лабораторна є інструментом підвищення рівня підготовки фахівців з 75% до 95%.

Директор ННІЕБ С. В. Бойченко

Завідувач кафедри екології ННІЕБ В. Ф. Фролов

Доцент кафедри екології ННІЕБ С. М. Маджд

Аспірант кафедри екології ННІЕБ Я. І. Писанко

ДОДАТОК Б

Середні багаторічні значення показників якості води р. Ірпінь (2006-2018)

Таблиця Б.1

Середні багаторічні значення показників якості води р. Ірпінь (2006-2010)

Гідроствор		Мостище					Гостоміль				Козаровичі			
Рік відбору проб		2006	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2010	2006	2007	2008	2010
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16
Показник якості води	Один. Вимір.	1. Властивість, газовий склад, головні іони												
запах бали	бали	0	0	0	0	0	2	1,67	1	1	1,6	1	2,25	1,5
мінералзація	мг/дм ³	460	510	475	481	527	522	396,8	333,6	449	381	387,5	339,7	394,5
прозор. по шрифту	см	25	24,85	22,14	22,57	20,86	19	24,5	25,75	21	27	30	28,75	11,5
жорсткість	мг-екв/дм ³	4,98	5,22	5,22	5,34	5,86	6,25	5,925	5,45	5,97	5,06	5,4	5,97	5,35
T	°C	8,74	14,085	10,55	11,92	8,086	11	14	13,25	7,7	12,8	12	12	17,5
зважені част.	мг/дм ³	14,11	16,45	21,33	14,02	24,14	15,7	17,3	8,1	9,9	16,58	11,85	17,3	8
РН	-	7,74	7,61	7,61	7,57	7,46	7,7	8,15	8,1	7,6	8,3	7,9	8	8,1
калій	мг/дм ³	5,5	6,2	4,21	4,8	5,04	–	–	–	–	–	–	–	–
роз. кисень	мгО ₂ /дм ³	8,99	9,5	8,48	9	9,65	8,77	8,08	8,33	8,63	9,53	7,98	7,50	6,54

Продовження табл. Б.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16
кальцій	мг/ дм ³	72,01	79,35	77,43	76	85	78,5	83,25	69,6	83	71,2	77,5	77	72
магній	мг/ дм ³	16,9	15,21	16,54	18,82	19,58	28,25	21,5	–	20,6	16	20,3	25	21,6
хлор	мг/ дм ³	35,46	37,35	38,63	46,26	49,54	48,05	40,55	35,52	48,63	40	37	37,37	43,5
сульфат	мг/ дм ³	34,96	51,51	55,46	54,5	47,6	32	39,9	26,52	41,6	46,5	42	38,5	38,6
кольоров	град	20,28	22,71	26,00	25,57	29,7	123,2	77,42	59,7	41,93	130	94	81,6	36,1
БСК ₅	мгО ₂ / дм ³	1,74	1,73	2,47	–	2,3	1	2,3	2,62	1,13	1,7	2,35	2,47	3,25
ХСК	мгО ₂ / дм ³	–	–	–	–	–	53,75	38,22	25,7	26,73	36,76	57,5	28,7	43
феноли	мг/ дм ³	0,001	0,000 7	0,002	0,003	0,002	–	–	–	–	–	–	–	–
нафтопрод.	мг/ дм ³	0,01	0,035	0,01		0,016	0,04	0,017	0,017	0,05	0,04	0,03	0,05	0
Показник якості води	Один. вимір	2. Біогенні компоненти і забруднюючі речовини неорганічного походження												
азот амонійн	мгN ₂ / дм ³	0,45	0,39	0,658	0,582	0,67	3,1	0,4	0,5	1,2	3,6	1,1	1	0,4
азот нітритн	мгN ₂ / дм ³	0,03	0,021	0,059	0,042	0,038	0,048	0,1	0,02	0,085	0,194	0,082	0,102	0,116
азот нітратн.	мгN ₂ / дм ³	0,22	0,235	0,275	0,33	0,345	4,355	3,06	3,85	5,73	5,84	4,9	4,3	3,05

Продовження табл. Б.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16
фосфати	мг N/ дм ³	0,18	0,304	0,15	0,114	0,157	2,3	0,307	0,195	0,277	3,63	0,34	0,26	0,403
залізо заг.	мг/ дм ³	0,11	0,114	0,208	0,17	0,205	0,53	0,497	0,457	2,59	0,55	0,754	0,69	0,86
мідь	мг/ дм ³	0,003	0,002	0,003	0,003	0,006	0	0,004	–	–	0	0	0	0,009
цинк	мг/ дм ³	0,006	0,010	0,020	0,024	0,027	–	–	–	–	–	–	–	–
хром (вал VI)	мг/ дм ³	0,009	0,005	0,007	0,008	0,005	–	–	–	–	–	–	–	–

Таблиця Б. 2

Середні багаторічні значення показників якості води р. Ірпінь (2011-2015)

Гідроствор		Мостище					Гостоміль					Козаровичі				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Рік відбору проб		2011	2012	2013	2014	2015	2011	2012	2013	2014	2015	2011	2012	2013	2014	2015
Показник якості води	Один. вимір	1. Властивість, газовий склад, головні іони														
	запах	бали						1,5	1,75	1	1	1	1	2,5	1	1
мінералізація	мг/дм ³	498	545	485	446	446	407,7	374	409,6	383	442	413,5	489,5	485	366,2	418,7
прозор. по шрифту	см	36	43	27	32	41	23,5	12	14,6	27,7	29,5	10,2	14	17,5	24	28
жорстк	мг-екв/дм ³	23,1	25	16,29	18,71	18,9	6,2	5,6	5,38	5,6	5,78	6,18	7,6	5,75	5,7	5,7
T	°C	5,51	6,26	5,31	4,91	4,82	11,25	9,8	10,36	10,6	12,15	12,25	12,3	10,8	11	13,7
зважені част.	мг/дм ³	11,44	11,32	10,00	10,39	10,5	4,725	19,7	15,14	8,3	9,625	11,85	10	19,3	8,15	8,86
РН		6,91	7,93	8,13	7,77	7,8	8,375	7,67 5	7,88	7,57 5	7,8	8,05	7,8	7,7	7,7	7,7
калій	мг/дм ³	7,57	7,42	7,24	7,51	7,49	–	–	1,31	–	–	–	–	1,68	–	–

Продовження табл. Б.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
розч. кисень	мгО ₂ /дм ³	4,3	4,73	4,69	4,63	4,67	9,13	6,46	9,02	7,88	8,00	9,34	9,14	8,05	8,50	7,80
кальцій	мг/ дм ³	10	11,17	9,00	9,41	9,41	77,5	83	81,18	78,5	63,77	78,5	81	84,1	80,3	76,2
магній	мг/ дм ³	76,92	94,73	80,39	67,8	68,8	28,25	20,95	21,76	20,12	31,45	27,3	43,5	21	19,9	23
хлор	мг/ дм ³	20,34	18,7	17,5	18,4	17,4	36,92	49,2	40,1	37,17	45,92	38,6	42	38,2	32,7	35
сульфат	мг/ дм ³	42,88	40,07	38,16	37,91	36,92	56,5	54,15	56,54	42,55	43,67	36,7	51,1	72,3	48,3	57,1
		2. Забруднюючі речовини органічного походження														
кольор.	град	38,6	39,02	44,7	41	43	33,67	33,37	33	24,15	28,62	40,2	41	36,6	33,6	37
БСК ₅	мгО ₂ /дм ³	2,6	2,33	2,05	2,24	2,35	1,77	2,25	2,16	3,425	2,275	5,75	2,72	2,75	3,57	3,4
ХСК	мгО ₂ /дм ³	24,6	23,0	24,0	25,6	25,6	28,2	37,17	18,32	27,75	25,7	44	36	29,3	26,7 7	35,9 6
феноли	мг/дм ³	0,002	0,001	0,001	0,007	0,006	0	0,001	0,001	0,001	0,001	–	0,001	0,00 1	0,00 1	0,00 1
нафто-прод.	мг/дм ³	0,011	0,01	0,007	0,005	0,005	0,9	0,1	0,1	0,1	0,05	0	0,1	0,1	0,1	0,05
		3. Біогенні компоненти і забруднюючі речовини неорганічного походження														
азот амонійн	мгN ₂ /дм ³	0,658	0,82	0,6	0,74	0,74		1,5	2,3	0,5	0,7	1,4	0,8	0,5	0,6	0,5
азот нітритн.	мгN ₂ /дм ³	0,059	0,047	0,06	0,05	0,05	0,103	0,123	0,124	0,138	0,25	0,09	0,183	0,31	0,23	0,08

Продовження табл. Б.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
азот нітрат.	мгN 2/ дм ³	0,36	0,38	0,41	0,36	1,16	4,6	4,875	4,96	4,175	4,125	4,1	3,55	5,67	4,35	2,06
фосфати	мг/ дм ³	0,15	0,18	0,14	0,16	0,16	0,276	0,502	0,29	0,322	0,215	0,28	0,382	0,305	0,32	0,27
залізо заг.	мг/ дм ³	0,206	0,19	0,08	0,22	0,22	0,742	0,567	0,3154	0,202	0,335	1,03	0,75	0,43	0,325	0,22
мідь	мг/ дм ³	0,003	0,002	0,002	0,004	0,004	0,05	0,01	0,009	0,01	0,02	0,11	0,01	0,01	0,001	0,02
цинк	мг/ дм ³	0,014	0,012	0,015	0,028	0,028		0,005	0,005	0,005	0,005		0,01	0,01	0,01	0,01
хром (вал VI)	мг/ дм ³	0,007	0,004	0,008	0,007	0,007		0,001	0,001	0,001	0,001		0,001	0,001	0,001	0,001

Таблиця Б.3

**Середні багаторічні значення показників якості води р. Ірпінь
(2016-2017)**

Гідроствор		Гостоміль			Козаровичі		
1	2	3	4	5	6	7	8
Рік відбору проб		2016	2017	2018	2016	2017	2018
Показник якості води	Один. вимір.	1. Властивість, газовий склад, головні іони					
запах	бали		1	1		1,0	1,2
мінералізація	мг/дм ³	419	473,5	415,2	485	468	417
прозор. по шрифту	см	27	28,5	27,75	27,25	25,6	19,54
жорсткість	мг-екв/дм ³	5,85	6,53	6,55	5,7	5,7	6,06
T	°C	9,66	10,08	10	9,65	9,2	11,36
зважені част.	мг/дм ³	8	10,13	8,18	7,25	5,7	7,92
РН		7,97	8,10	8,08	8,22	8,12	8,02
розчин. кисень	мг O ₂ / дм ³	7,92	9,28	9,93	7,45	7,8	8,18
кальцій	мг/дм ³	72,4	75,9	78,16	69,00	74,92	81,98
магній	мг/дм ³	26,87	33,26	32,20	26,87	23,82	23,96
хлор	мг/дм ³	41,97	56,38	54,53	40,65	47,82	48,30
сульфат	мг/дм ³	64,55	63,75	101,23	70,7	67,30	99,84
		2. Забруднюючі речовини органічного походження					
кольоро	град	30,6	30,23	25,96	25,1	33,3	35,28
БСК ₅	мгO ₂ /дм ³	6,17	4,88	4,53	4,15	5,9	6,02
ХСК	мгO ₂ /дм ³	34,2	32,9	35,88	31,02	34,74	46,70
феноли	мг/дм ³	0,001	0,001	0,0	0,001	0,001	0,001
нафтопрод.	мг/дм ³	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04	0,95
		3. Біогенні компоненти і забруднюючі речовини неорганічного походження					
азот амонійн	мгN ₂ / дм ³	0,63	0,41	0,62	0,42	0,37	0,94
Азот нітритн	мгN ₂ / дм ³	0,95	0,07	0,2	0,24	0,09	0,18
азот нітратн.	мгN ₂ / дм ³ мг	3,02	5,6	7,75	2,87	5,82	5,98

Продовження табл. Б. 3

Гідроствор		Гостоміль			Козаровичі		
1	2	3	4	5	6	7	8
фосфати	мг N/дм ³	0,805	0,22	0,34	0,28	0,23	1,56
залізо заг.	мг/ дм ³	0,29	0,62	0,45	0,38	0,66	0,43
мідь	мг/дм ³	0,003	0,02	0,02	0,018	0,02	0,02
цинк	мг/дм ³	0,005	0,01	0,01	0,005	0,01	0,01
хром (вал VI)	мг/дм ³	0,001	0,001	0,0005	0,001	0,001	0,0005

ДОДАТОК В

Клас та категорія якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Назва класів і категорій якості вод за їх станом	Відмінні	Добрі		Задовільні		Погані	Дуже погані
	Відмінні	Дуже добрі	Добрі	Задовільні	Посередні	Погані	Дуже погані
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Дуже чисті	Чисті		Забруднені		Брудні	Дуже брудні
	Дуже чисті	Чисті	Досить чисті	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні	Мезотрофні		Евтотрофні		Політрофні	Гіпертрофні
	Оліготрофні оліго-мезотрофні	Мезотрофні	Мезоевтрофні	Евтотрофні	Евполітрофні	Політрофні	Гіпертрофні
Сапробність	Олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		Полісапробні
	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні	β'' -мезосапробні	α' -мезосапробні	α'' -мезосапробні	Полісапробні

ДОДАТОК Г

Усереднені значення деяких гідрохімічних показників вод р. Нивки

Показник	Точки відбору проб			
	1	2	3	4
pH	8,28	7,20	7,10	7,3
Кисень, мгО ₂ /л	6,12			
Мінералізація мг/дм ³	527	580	549	588
Азот амонійний мгN ₂ / дм ³	0,67	0,39	0,20	1,5
Азот нітритний, мгN ₂ / дм ³	0,04	0,03	0,01	0,4
Азот нітратний, мгN ₂ / дм ³	1,68	0,89	0,30	1,9
ХСК, мгО ₂ / дм ³	85,5	25,5	24,5	45,2
БСК ₅ , мгО ₂ / дм ³	7,96	5,3	5,5	6,3
Zn ²⁺ , мг/дм ³	0,0001	0,062	0,063	0,0162
Cr ⁶⁺ , мг/дм ³	-	-	0,008	0,001
Cu ²⁺ , мг/дм ³	0,0005	0,011	0,017	0,2
Нафтопродукти, мг/дм ³	-	0,03	0,04	0,95
Клас якості води	IV	IV	V	V

ДОДАТОК Д

Орієнтовні значення коефіцієнтів швидкості самоочищення річкової води від деяких забруднюючих речовин [46, 185]

Речовина і показник хімічного складу вод	Температура води °С		
	<10	10–15	>15
NH ₄	0,9	1,8	2,7
Cu	0,6	1,2	1,8
Zn	0,1	0,3	0,6
Fe	0,1	0,2	0,3
Cr ⁶⁺	0,1	0,2	0,3
БСК ₅	0,5	1,0	1,5
БСК _{пов}	0,2	0,3	0,7
ХСК	0,1	0,2	0,3
СПАР	0,3	0,6	0,9
Феноли	0,2	0,4	0,6

ДОДАТОК Е

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Розділ монографії

1. Міхеєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. К.: Центр учбової літератури, 2018. 171 с. (Особистий внесок – підготувала розділ 6. «Приклад застосування біоінженерних споруд для очищення водойм» та 7.4. «Технологія виготовлення зануреного біоплато з наземних рослин та використання його для очищення води від важких металів»).

Публікації у фахових виданнях

2. Удод В. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем Наукові праці: наук. Журнал Чорном. нац. ун-т ім. Петра Могили. 2017. Т. 289. № 277. С. 10–17. (Особистий внесок – провела літературний пошук за темою публікації, виконала математичні розрахунки, систематизувала та формалізувала дані моніторингу стану досліджуваної ділянки р. Ірпінь).

Публікації у наукометричних виданнях

3. Madzhd S. M., Kulynych Ya. I, Iavniyk A. A. Ecological assessment of the human-transformed system of the Irpin river. Proceeding of the National Aviation Univesity. 2017. no. 2, pp. 93–98. (Особистий внесок – провела літературний пошук, проаналізувала моніторингові дані екологічного стану р. Ірпінь, дослідила світовий досвід застосування інтегральних систем індикаторів).
4. Удод В. М. Маджд С. М., Кулинич Я. І. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2017. № 3. С. 93–99. (Особистий внесок – здійснила літературний пошук за

темою публікації, виконала математичні розрахунки, виконала обробку моніторингових даних стану досліджуваної ділянки р. Ірпінь).

5. Маджд С. М., Кулинич Я. І. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних екосистем. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2017. №4. С. 88–95. (Особистий внесок – здійснила літературний пошук, розробила методику визначення індикаторів реагування гідроекосистеми на техногенні впливи).
6. Писанко Я. І. Екологічне прогнозування стану розвитку техногенно-зміненої гирлової ділянки річки Ірпінь. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2018. № 4. С. 109–114.
7. Madzhd S., Pysanko Ya. The study of technogenically transformed water ecosystems within aviation facilities operation area. Proceeding of the National Aviation Univesity. 2018. no. 3(76), pp. 78–86. (Особистий внесок – літературний пошук, виділила основні забруднюючі речовини гідроекосистеми річки та дослідила сезонну динаміку змін їх концентрацій, виконала моделювання процесів самоочищення).
8. Maksimenko O., Pancheva H., Madzhd S., Pysanko Y. et. al. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2018. vol. 6/10. no. 96, pp. 21–27 (входить до переліку міжнародної науково-метричної бази даних “Scopus”). (Особистий внесок – провела інформаційний пошук щодо особливостей впливу іонів металів на стан складових гідроекосистеми та здоров’я людини, дослідила методи їх вилучення з води).
9. Isayenko V., Madzhd S., Pysanko Y., Nikolaiev K. et. al. Development of a procedure for determinating the basic parameter of aquatic ecosystems functioning – environmental capacity. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2019. 1/10 (97). pp. 21–28 (входить до переліку міжнародної

науково-метричної бази даних “Scopus”).(Особистий внесок – виконала літературний пошук за темою публікації, дослідила світовий досвід застосування інтегральних систем індикаторів, здійснила математичні розрахунки).

Публікації у закордонних наукових періодичних виданнях

10. Mixueyev O. M., Udod V. M., Madzhd S. M., Lapan O. V., Kulynych Ya. I. Increasing of natural subsystems bufferness to minimize anthropogenic pressure on hydrological ecosystems. East European Scientific Journal. 2016. no. 9 (13) part 1. pp.10–13. (Особистий внесок – проаналізувала антропогенні фактори та особливості їх впливу на стан річкових гідроекосистем).
11. Pysanko Y., Madzhd S. Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas. USEFUL online journal. 2018. vol. 2. no. 4. pp. 56–62. DOI: <https://doi.org/10.32557/useful-2-4-2018-0006> (Особистий внесок – систематизувала та узагальнила моніторингові дані стану малих річок басейну Ірпеня в межах м. Києва, охарактеризувала та узагальнила дані про їх екологічний стан).

Патенти та свідоцтва

12. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК CO2F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № и 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р. (Особистий внесок – прийняла участь у патентному пошуці, здійснила обґрунтування видів макрофітів для біотичної компоненти біоплато, взяла участь у конструюванні блоку наплавного біоплато та перевірці його ефективності в лабораторних і польових умовах).
13. Свідоцтво про реєстрацію авторського права на твір №67248 Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок, внаслідок постійно діючого техногенного навантаження / В. М. Удод, О. М. Міхеєв, С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Дата реєстрації

Державної служби інтелектуальної власності України – 15.08.2016р., опуб. 12.06.2017, бюл. №11.(Особистий внесок – провела розрахунки та інтерпретувала отримані результати).

Матеріали і тези доповідей на науково-практичних конференціях:

- 14.Кулинич Я. І. Біологічна оптимізація екобалансованого розвитку гідроекосистем малих річок за допомогою комплексної біоінженерної споруди. Проблеми екологічної безпеки: матеріали XIV Міжн. наук. – техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовтня 2016). Кременчук, 2016. С.65.
- 15.Маджд С. М., Кулинич Я. И. Механизм биотической саморегуляции техногенно измененных водных систем: матер. VI Межд. науч.-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых, приуроченая к проведению Года экологии в России. (Брянск, 26–28 апреля 2017). Брянск: БГИТУ, 2017, С. 218–221. (Особистий внесок – провела літературний пошук за темою публікації).
- 16.Маджд С. М., Кулинич Я. І. Динаміка змін знаходження речовин та елементів техногенного походження у водах р. Ірпінь. Проблеми хімотології: матеріали VI Міжн. наук. – техн. конф., (Львівська обл., 19–23 червня 2017). Київ – Львівська обл., 2017. С. 401–404. (Особистий внесок – провела систематизацію та формалізацію моніторингових даних екологічного стану р. Ірпінь).
- 17.Кулинич Я. І. Екологічна характеристика біотичних угруповань водних систем у забезпеченні їх екобезпечного розвитку. Екологічна безпека держави: матер. X Всеукр. наук. – практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 21 квітня 2016). К.: НАУ, 2016. С. 184–185.
- 18.Кулинич Я. І. Методика оцінки структурно функціональних змін водних екосистем при техногенному навантаженні. Екологічна безпека держави: матер. XI Всеукр. наук. –практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 20 квітня 2017). К.: НАУ, 2017. С.179–180.

- 19.Кулинич Я. І. Техногенний вплив діяльності авіапідприємств на екологічний стан р. Нивки. ПОЛІТ: Екологічна безпека: матеріали XVII Міжнар. наук. – практ. конф. молодих учених і студентів. (Київ, 4–7 квітня 2017). К.: НАУ, 2017. С. 64.
- 20.Kulynych Ya. Environmental assessment of the Irpin River. Build-master-class-2016: International scientific-practical conference of young scientists (Kyiv, 16–18 November 2016). К.: KNUCA, 2016. p.164.
- 21.Кулинич Я. І. Апроксимація водного законодавства України до законодавства Європейського союзу. Екологічна безпека держави»: матеріали XII Всеукр. наук. – практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 19 квітня 2018). К.: НАУ, 2018. С.171.
- 22.Кулинич Я. І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження. Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects: Proceeding of the V International Scientific and Technical Conference (Kyiv, 26–27 October 2017). К.: Видавничий дім «КІЙ», 2017. p.147–148.
- 23.Кулинич Я. І. Конструкція біоплато зануреного типу для очищення малих річок. Біотехнологія XXI століття: матеріали XII Всеукр. наук. – практ. конф., присвяч. 100-річчю з дня народж. Артура Корнберга (20 квітня 2018 р). К.: 2018. С. 112.

