

НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

**БЕЗСОННИЙ ВІТАЛІЙ ЛЕОНІДОВИЧ**

Прим. № \_\_

УДК: 502.51(282.03):556.18:628.1(043.5)

**ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ  
ВОДОПОСТАЧАННЯ ШЛЯХОМ УДОСКОНАЛЕННЯ БАСЕЙНОВОГО  
ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ**

Спеціальність 21.06.01 – Екологічна безпека

Галузь знань – технічні науки

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

\_\_\_\_\_ В.Л. Безсонний

Науковий керівник **Халмурадов Батир Данатарович,**

кандидат медичних наук, доцент

Київ – 2018

## АНОТАЦІЯ

***Безсонний В.Л.* Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення басейнового принципу управління водними ресурсами.** – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – «Екологічна безпека» – Національний авіаційний університет МОН України, Київ, 2018.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 55.051.04. Сумський державний університет Міністерства освіти і науки України, Суми, 2018.

У дисертації вирішене актуальне науково-практичне завдання підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання. Розроблено методичне забезпечення ефективної реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну.

Структуровано сучасні погляди і теоретико-методологічні засади управління екологічною безпекою поверхневих джерел водокористування з урахуванням Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу. Узагальнено світовий досвід підвищення рівня екологічної безпеки водних об'єктів. Проаналізовано методичні підходи до визначення екологічних ризиків в умовах впровадження басейнового підходу. Проаналізовано існуючі моделі динаміки екологічного стану водних об'єктів.

У разі використання положень Водної Рамкової Директиви оцінка ризику повинна враховувати ймовірність небажаної події і визначення величини збитків від неї. Оцінка ризику для здоров'я населення за впливу хімічних речовин, що забруднюють поверхневі джерела водопостачання, є мало доречною через відсутність безпосереднього впливу на здоров'я.

Найбільш доцільним методом для дослідження динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод можна вважати модель Стритера – Фелпса та її модифікації (розчинений кисень – біохімічне

споживання кисню). Показники розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню використовували як індикаторні (сигнальні) показники забруднення водних об'єктів. Простота вимірювань біохімічного споживання кисню та розчиненого кисню обумовлюють перевагу цього методу як одного з найкращих стандартних методів аналізу екологічного стану поверхневих вод.

Установлено причини непридатності води річки Сіверський Донець для виготовлення питної води, що полягають у такому: зростання антропогенного навантаження на басейн річки Сіверський Донець; вичерпання ресурсу обладнання станцій очищення промислово-побутових стоків; несанкціоновані та аварійні скиди забруднюючих воду речовин; незадовільне виконання контролюючих та управляючих функцій Сіверсько-Донецьким басейновим управлінням водних ресурсів.

Очисні споруди Ізюмського комунально-виробничого водно-каналізаційного підприємства не забезпечують необхідного рівня окиснення органічних сполук, поверхнево-активних речовин та нітритів у промислово-побутових стоках, видалення фосфатів з промислово-побутових стоків.

Розраховані значення показника комплексного індексу забруднення води свідчать про постійний та стійкий вплив стічних вод Ізюмського комунально-виробничого водно-каналізаційного підприємства на екологічний стан річки Сіверський Донець.

Удосконалено методику оцінки техногенного ризику з використанням комплексного індексу забруднення вод. Установлено, що стічні води Ізюмського комунально-виробничого водно-каналізаційного підприємства збільшують значення величини ризику від «прийняттого» до «не прийняттого». Недолік існуючого підходу полягає у прямій залежності значень величини ризику від значень комплексного індексу, що не дозволяє охарактеризувати стан водного об'єкта в цілому. Оперативне управління водними ресурсами потребує використання індикаторних (сигнальних) показників, перевагами яких є відсутність залежності від великої кількості показників та вимоги складних багатоступінчатих розрахунків.

Науково обґрунтовано вибір та використання індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод для прогнозування забруднення водного середовища. Доведено, що концентрація розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у водому об'єкті з достатньо високою достовірністю можуть бути застосовані як індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану водного середовища.

Удосконалено математичну модель динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод. Модель доповнено коригуючими коефіцієнтами, що дозволяє з високою точністю прогнозувати екологічний стан водотоку та оцінювати вплив техногенно-небезпечних об'єктів на поверхневі води. Така модель оптимізує екологічний моніторинг та управління екологічною безпекою басейну річки.

Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено можливість довгострокового прогнозування екологічного стану водотоку на основі спостереження за динамікою змін показників біохімічного споживання кисню, розчиненого кисню. Прогнозування здійснюється із застосуванням модифікованої двокомпонентної моделі Стритера – Фелпса з урахуванням коригуючих коефіцієнтів.

Основними недоліками існуючої системи моніторингу поверхневих вод є відсутність взаємодії та обміну інформацією між службами, що здійснюють контроль над використанням і охороною водних ресурсів, та неможливість оперативної реєстрації аварійних забруднень водотоку через відсутність систем безперервного контролю за якісними характеристиками вод.

Водною Рамковою Директивою передбачено, що програма моніторингу надає можливість порівняння екологічного стану із референтними умовами, а не тільки відображення ступеню впливу окремих речовин, тому доцільно надалі під час впровадження положень ВРД у практику моніторингу вод при побудові мережі пунктів спостережень обмежитися тільки одним створом нижче джерела забруднення (діючі нормативні документи передбачають два створи за наявності джерела зворотних вод – вище та нижче місця скиду), оскільки для

кожної водойми та водотоку існують значення показників вмісту хімічних речовин та інших характеристик води за референтних (фонових) умов.

Удосконалено методичне забезпечення кризового моніторингу вод, пов'язане з оповіщенням про аварійні ситуації, організацією та проведенням спостережень за екологічним станом поверхневих водотоків у разі аварійного скиду стічних вод. Розроблено рекомендації із реконструкції очисних споруд побутово-промислових стоків м. Ізюм.

Загалом, наукове значення роботи полягає у розробленні методичних рекомендацій з удосконалення управління екологічною безпекою річкового басейну. Це дозволить забезпечити підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання та отримання споживачами якісної питної води з поверхневих джерел.

Практичне значення одержаних результатів полягає у таких аспектах: 1) на підставі модифікованої моделі Стритера – Фелпса з коригуючими коефіцієнтами створена можливість з високою точністю прогнозувати значення показників розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню; 2) розроблено рекомендації щодо зниження впливу на екологічну безпеку поверхневих джерел водопостачання комунальних підприємств водовідведення; 3) розроблено рекомендації щодо вдосконалення системи екологічного моніторингу поверхневих вод з урахуванням вимог Водної рамкової директиви.

**Ключові слова:** екологічний стан, поверхневі води, управління екологічною безпекою, екологічний ризик, індикаторний (сигнальний) показник якості води, моніторинг вод.

#### **Список публікацій здобувача:**

##### ***Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:***

1. Безсонний В. Л. План створення системи екологічного моніторингу в зоні антропогенних впливів від об'єктів підвищеної небезпеки. *Проблеми*

надзвичайних ситуацій. *Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Харків: УЦЗУ, 2006. Вип. 4. С. 75–84.

2. Бессонный В.Л. Использование метода информационной избыточности для обеспечения достоверности результатов мониторинга чрезвычайных ситуаций. *Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Харків: УЦЗУ, 2008. Вип. 8. С. 32–38.

3. Третьяков О.В., Шевченко Т.О., Бессонный В.Л. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання Харківського регіону. *Східно-європейський журнал передових технологій. Том 5 «Екологія»*. 2015. № 10(77). С. 40–49.

4. Третьяков О.В., Бессонный В.Л. Оцінка впливу стічних вод на екологічний стан річки Сіверський Донець. *Вісник ХНАДУ*. 2015. Вип. 71. С. 103–108.

5. Третьяков О.В., Бессонный В.Л. Основні методи математичного моделювання для методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Системи обробки інформації*. 2016. № 8(145). С. 194–199.

6. Бессонный В.Л., Третьяков О.В., Кравчук А.М., Стаценко Ю.Ф. Прогнозування кисневого режиму річки Сіверський Донець методами математичного моделювання. *Будівництво, матеріалознавство, машинобудування: зб. наук. праць. Серія: Безпека життєдіяльності*. ДВНЗ «Піднепр. держ. академія буд-ва і архітектури»; під загальною редакцією В. І. Большакова. Дніпро, 2016. Вип. 93. С. 113–119.

7. Бессонный В. Л., Третьяков О.В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник*. К: КНУБА, 2016. Вип. 27. С. 15–24.

8. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir (Дослідження динаміки та моделювання кисневого режиму

Червонооскільського водосховища). *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. № 5/10 (89). P. 32–38.

***Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:***

9. Божков А.І., Титар В.П., Гернет Н.Д., Безсонний В.Л. Система очищення і автоматизованого контролю екологічного стану малих річок і озер північного сходу України. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми гуманізації та гармонізації управління»*. Харків, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, Українська інженерно-педагогічна академія, 2000. С. 190.

10. Безсонний В.Л., Буц Ю.В., Дем'яненко І.І. Прогнозування та страхування ризиків, породжуваних потенційно небезпечними об'єктами. *Матеріали науково-практичної конференції «Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні»*. Харків: АЦЗУ, 2006. С.120.

11. Безсонний В.Л., Андронов В.А., Буц Ю.В. Принципи проектування системи екологічного моніторингу. *Матеріали науково-практичної конференції «Актуальні проблеми пожежної профілактики»*. Харків: АЦЗУ, 2006. С. 12–14.

12. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка екологічного стану Червонооскільського водосховища та річки Оскіл. *Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку. Європейський досвід і перспективи»*. Львів: ЛДУ БЖД, 2015. С. 168–170.

13. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка екологічного стану річки Сіверський Донець (в межах Ізюмського району Харківської області). *Матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми екологічної безпеки»*. Кременчук: КрНУ, 2015. С. 82.

14. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Необхідність методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Збірка тез доповідей всеукраїнської конференції «Якість та безпека життя і*

діяльності людини: стандарти, орієнтири та перспективи». Миколаїв. 2015. С. 44–45.

15. Третьяков О.В., Шевченко Т.О., Безсонний В.Л. Підвищення ефективності очищення побутово-промислових стоків. *Матеріали VII Міжнародної науково-методичної конференції «Безпека людини у сучасних умовах»*, Харків, 2015. С. 35–36.

16. Третьяков О. В., Безсонний В. Л. Підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел питного водопостачання Харківського регіону. *Збірник наукових праць XV міжнародної науково-практичної конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика»* м. Київ, 19-20 травня 2016 р., К.: «Темпо», 2016. С. 268–271.

17. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Вдосконалення технології водопідготовки питної води з поверхневих джерел водопостачання. *Матеріали XXII Міжнародної науково-практичної конференції «Фізичні та комп'ютерні технології»*, 7–9 грудня 2016. м. Харків. Д.: ЛПРА. 2016. С. 373–376.

18. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. *Робоча програма та тези доповідей третьої міжнародної конференції «Водокористування: технології, споруди, менеджмент»*. Київ: КНУБА. 2016. С. 10.

19. Безсонний В.Л., Пономаренко Р.В. Моніторинг поверхневих джерел питного водопостачання у випадку аварійної ситуації. *Збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем»*. Київ, 2017. С. 11–12.

20. Безсонний В. Л. Вплив стічних вод на поверхневі джерела водопостачання (на прикладі р. Сіверський Донець). *Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference «Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects»*. 26-27 October 2017, National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute». Kyiv, 2017. P. 59–61.



21. Безсонний В.Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б.Д. Система моніторингу поверхневих вод в умовах впровадження басейнового підходу до управління водними ресурсами. *Збірник матеріалів Всеукраїнської наукової конференції «Другі Сумські наукові географічні читання» (Суми, 10-12 листопада 2017 р.) [Електронний ресурс]*. СумДПУ імені А.С. Макаренка, Сумський відділ Українського географічного товариства; Елект. текст. дані. Суми. 2017. С. 117 – 120. 1 електр. опт. диск (CD-R).

22. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б.Д. Моделювання кисневого режиму поверхневих джерел питного водопостачання. *Збірник наукових праць «Шостий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2017)»*. Вінниця, ВНТУ, 2017. С. 88.

23. Третьяков О. В., Безсонний В. Л., Халмурадов Б. Д. Науково обґрунтовані рекомендації з реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами поверхневих джерел питного водопостачання. *Матеріали науково-технічної конференції «Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу»*. Київ, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, 2018. С. 26.

## ABSTRACT

***Bezsonnyi V.L. The increasing of environmental safety of surface water sources by improving the basin water management principle.*** – Qualification scientific work on the rights of the manuscript.

Thesis for a Candidate of Engineering Sciences Degree by specialty 21.06.01 – "Ecological Safety" – National Aviation University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2018.

The defense of the dissertation will be held at the Specialized Academic Council D 55.051.04 meeting. Sumy State University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2018.

The topical scientific and practical problem of increasing the ecological safety level of surface water sources has been solved in the thesis. Methodical support of effective implementation of optimal forms of environmental safety management at river basin level has been developed.

The modern views and theoretical and methodological foundations of the environmental safety management of water surface sources use are structured taking into account the Water Framework Directive (WFD) of the European Union. The international experience of ecological safety level raising of water objects is generalized. Methodical approaches to the definition of environmental risks in the context of the basin approach introduction have been analyzed. The existing models of the dynamics of the ecological state of water bodies are analyzed.

When using the provisions of the WFD, the risk assessment must take into account the likelihood of an undesired event and the determination of damage from it. An assessment of the health risks of the population when exposed to chemicals that pollute surface water supplies is not relevant because of the lack of direct health effects.

The most suitable method for studying the dynamics of the the indicator (signal) index of the ecological state of surface waters can be considered the Streeter-Phelps model and its modifications (dissolved oxygen-biochemical oxygen consumption). Indices of dissolved oxygen and biochemical oxygen consumption were used as the indicator (signal) indicators of water body pollution. The simplicity of measuring the biochemical consumption of oxygen and dissolved oxygen makes this method preferable as one of the best standard methods for analyzing the ecological state of surface waters.

The reasons for the unsuitability of the Siverskiy Donets River water for the production of drinking water are established, which consist in the following: an increase in the anthropogenic load on the Siverskiy Donets River basin; exhaustion of the resource of the equipment for wastewater treatment stations of industrial and domestic sewage; unauthorized and emergency discharges of pollutants;

unsatisfactory performance of controlling and managing functions by the Siverskiy Donets basin management of water resources.

The purification facilities of the Izyum municipal water and sewage plant do not provide the required level of oxidation of organic compounds, surfactants and nitrites in industrial wastewater, the removal of phosphates from industrial wastewater.

The calculated values of the complex index of water pollution testify to the constant and stable impact of sewage from the Izyum municipal industrial water and sewage plant on the ecological state of the Siverskiy Donets River.

The methodology for assessing technogenic risks using a complex index of water pollution has been improved. It is established that the wastewater of the Izyum municipal water and sewage plant increases the value of the risk of "acceptable" to "unacceptable". The drawback of the existing approach is the direct dependence of risk values on the values of the complex index, which does not allow to characterize the state of the water body as a whole. Operational management of water resources requires the use of an integral indicator, the advantages of which are the absence of dependence on a large number of indicators and the requirements of complex multi-step calculations.

The choice and use of the the indicator (signal) index of the ecological state of surface waters for predicting water pollution is scientifically grounded. It is proved that the concentration of dissolved oxygen in a reservoir with a sufficiently high reliability can be applied as an integral indicator of the ecological state of the aquatic environment.

The mathematical model of the dynamics of the indicator (signal) indicators of the surface waters ecological state has been improved. The model is supplemented with correcting coefficients, which allows to predict the ecological conditions of the reservoir with high accuracy and to evaluate the impact of technogenic-hazardous objects on surface waters. Such a model optimizes environmental monitoring and management of the ecological safety of the river basin.

The possibility of long-term forecasting of the ecological state of reservoirs on the basis of observing the dynamics of changes in the parameters of biochemical

consumption of oxygen, dissolved oxygen, coefficients of biochemical oxidation and reaeration was theoretically substantiated and experimentally confirmed. Forecasting is carried out using the modified Streeter-Phelps model taking into account the corrective coefficients.

The main drawbacks of the existing surface water monitoring system are the lack of interaction and information exchange between services that monitor the use and protection of water resources and the inability to quickly register accidental pollution of water bodies due to the lack of systems for continuous monitoring of water quality characteristics.

The WFD stipulates that the monitoring program provides an opportunity to compare the ecological state with the reference conditions, and not only the reflection of the degree of influence of individual substances, so it is advisable to limit the use of the WFD provisions to the practice of water monitoring in the construction of a network of observation points only one area below the source of pollution (existing regulations provide for two establishments with a source of sewage - above and below the discharge site), since for each water body and watercourse, the values of the content of chemical substances and other characteristics of water in the reference (background) conditions vanish.

Methodical support of crisis water monitoring, related to notification of emergencies, organization and conduct of observations of the ecological state of surface water bodies in case of emergency discharge of sewage, has been improved. Recommendations for the reconstruction of sewage treatment plants of industrial wastewater in the city of Izyum have been developed.

In general, the scientific significance of the work is to develop methodological recommendations for improving the management of the ecological safety of the river basin. This will ensure an increase in the level of environmental safety of surface water supplies and the receipt by consumers of quality drinking water from surface sources.

The practical significance of the results obtained is as follows: 1) based on the modified Streeter-Phelps model with corrective coefficients, it is possible to predict

the values of dissolved oxygen and biochemical oxygen consumption with high accuracy; 2) recommendations have been developed to reduce the impact on the environmental safety of surface water supply sources of public water disposal enterprises; 3) recommendations have been developed to improve the system of environmental monitoring of surface waters, taking into account the requirements of the WFD.

**Key words:** ecological state, surface waters, management of ecological safety, ecological risk, indicator (signal) index of water quality, monitoring of water.

#### **List of publications:**

***Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published:***

1. Bezony V.L. The plan of creation of the system of ecological monitoring in the zone of anthropogenic influences from objects of high danger. *Problems of emergencies. Compilation of scientific works*. Issue 4. Kharkiv: UCDDU, 2006. P. 75–84.
2. Bessonny V.L. Using the information redundancy method to ensure the reliability of the results of monitoring of emergencies. *Problems of emergencies. Compilation of scientific works*. Issue 8. Kharkiv: UCDDU, 2008. P. 32–38.
3. Tretyakov O.V., Shevchenko T.O., Bezonnii V.L. Increasing the level of environmental safety of drinking water supply in Kharkiv region. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. Volume 5 "Ecology"*. 2015. No. 10 (77). P. 40–49.
4. Tretyakov O.V., Bezonyi V.L. Assessment of the impact of sewage on the ecological state of the river Siversky Donets. *Transactions KhNADU*. 2015 Issue 71. P. 103–108.
5. Tretyakov O.V., Bezonyi V.L. Basic methods of mathematical modeling for methodical maintenance of the basin approach in the management of water resources quality. *Information processing systems*. 2016. No. 8 (145). P. 194–199.

6. Bezsonnyi V.L., Tretyakov O.V., Kravchuk A.M., Statsenko Y.F. Prognosis the oxygen regime of the Severskyi Donets River methods of mathematical modeling. *Construction, material science, mechanical engineering: Scientific works collection. Series: Life activity safety. Issue 93 / SHEE "Pridneprovs'ka State Academy of Construction and Architecture "*; under the general editorship of prof. Bolshakov V.I.. Dnipro, 2016. P. 113–119.

7. Bezsonnyi V. L., Tretyakov O. V. Analysis of world and national experience in the implementation of integrated water resources management. *The problems of water, sanitation and hydraulics: Scientific and technical collection. Issue 27. K: KNUBA, 2016. P. 15–24*

8. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2017. № 5/10 (89). P. 32–38.*

***Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:***

9. Bozhkov A.I., Titar V.P., Gernet N.D., Bezsonnyi V.L. The system of clearing and automated control of the ecological state of small rivers and lakes of the northern east of Ukraine. *Materials of the International Scientific and Practical Conference. "Modern problems of humanization and harmonization of management". Kharkiv, Kharkiv National University of Imen VN Karazin, Ukrainian Engineering and Pedagogical Academy, 2000. P. 190.*

10. Bezsonnyi V.L., Buts Yu.V., Demyanenko I.I. Prediction and insurance of risks generated by potentially dangerous objects. *Materials of the scientific and practical conference "Chornobyl catastrophe and its impact on the ecological situation in Ukraine". Kharkiv: ACZU, 2006. P.120.*

11. Bezsonnyi V.L., Andronov V.A., Buz Yu.V. Principles of environmental monitoring system design. *Materials of the scientific and practical conference "Actual problems of fire prevention". Kharkiv: ACZU, 2006. P. 12–14.*

12. Tretyakov O.V, Bezonnyi V.L. Assessment of the ecological status of the Chervonoskilsky reservoir and the Oskil River. *Materials of the II International Scientific and Practical Conference "Ecological security as the basis of sustainable development of society. European experience and perspectives"*. Lviv: Lviv State University of Life Safety, 2015. P. 168–170.

13. Tretyakov O.V, Bezonnyi V.L Assessment of the ecological status of the Siversky Donets River (within the Izyum district of the Kharkiv region). *Materials of the XIII International Scientific and Practical Conference "Problems of Environmental Safety"*. Kremenchug, 2015. P. 82.

14. Bezonnyi V.L., Tretyakov O.V. The need for methodological support of the basin approach in the management of the quality of water resources. *Collection of Abstracts of the All-Ukrainian Conference "Quality and Safety of Life and Human Rights: Standards, Benchmarks and Prospects"* . Mykolaiv. 2015. P. 44–45.

15. Tretyakov O.V., Shevchenko T.O., Bezonnyi V.L. Improving the efficiency of cleaning domestic and industrial effluents. *Materials of the VII International Scientific and Methodical Conference "Human Security in Modern Conditions"*, 2015 Kharkiv. P. 35–36.

16. Tretyakov O.V., Bezonnyi V.L. Increasing the level of environmental safety of surface sources of drinking water supply in the Kharkiv region. *Collection of scientific works of the XV International scientific and practical conference "Safety of life and human activity - education, science, practice"* Kyiv, "Tempo", 2016. P. 268–271.

17. Bezonnyi V.L., Tretyakov O.V. Improving the technology of water treatment of drinking water from surface water sources. *Materials of the XXII International Scientific and Practical Conference "Physical and Computer Technologies"* . Kharkiv. 2016. P. 373–376.

18. Bezonnyi V.L, Tretyakov O.V. Analysis of world and national experience in the implementation of integrated water resources management. *Work program and abstracts of reports of the third international conference "Water management: technologies, structures, management"*. Kyiv: KNUBA. 2016. P. 10.

19. Bezsonnyi V.L., Ponomarenko R.V. Monitoring of surface sources of drinking water supply in the event of an emergency. *The collection of materials of the IV scientific-practical conference for young scientists devoted to the 100th anniversary of the National Academy of Sciences of Ukraine "Modern Hydroecology: the place of scientific research in solving urgent problems"*. Kyiv, 2017. P. 11–12.

20. Bezsonnyi V.L., Tretyakov O.V., Khalmuradov B.D. Surface water monitoring system in terms of implementation of the basin approach to water resources management. *Collection of materials of the All-Ukrainian scientific conference "Second Sumy Scientific Geographical Readings" (Sumy, November 10-12, 2017)* [Electronic resource]. Sumy Department of the Ukrainian Geographical Society; Electro text. data. Sumy. 2017. P. 117–120. 1 electric. wholesale CD (CD-R)

21. Bezsonnyi V.L. Impact of sewage on surface water supply sources (for example, Seversky Donets River). *Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference "Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects. " 26-27 October 2017, National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute"*, Kyiv, 2017. P. 59–61.

22. Bezsonnyi V. L., Tretyakov O. V. Khalmuradov B. D. Modeling of the oxygen regime of surface sources of drinking water supply. *Collection of scientific works "Sixth All-Ukrainian Congress of Ecologists with International Participation (Ecology / Ecology-2017)"*. Vinnitsa, VNTU, 2017. P. 88.

23. Tretyakov O.V., Bezsonnyi V.L., Khalmuradov B.D. Scientifically substantiated recommendations for implementation of the basin principle of water resources management of surface sources of drinking water supply. *Materials of the scientific and technical conference "Innovative Aerospace Technologies in Environmental Monitoring"*. Kyiv, State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, 2018. P. 26.



## ЗМІСТ

Перелік умовних позначень, символів, одиниць, скорочень і термінів.....	20
Вступ.....	21
Розділ 1 Огляд ефективності реалізації управління екологічною безпекою водних ресурсів в межах річкового басейну .....	28
1.1 Теоретико-методологічні засади управління екологічною безпекою річкового басейну з урахуванням Водної рамкової директиви Європейського Союзу.....	28
1.2 Світовий досвід підвищення екологічної безпеки водних об'єктів шляхом удосконалення організаційного механізму управління водними ресурсами для його запровадження в Україні.....	36
1.2.1 Закордонний досвід управління екологічною безпекою річкових басейнів.....	36
1.2.2 Управління екологічною безпекою річкових басейнів в Україні.....	41
1.3 Методичні підходи до визначення екологічних ризиків в умовах впровадження басейнового підходу.....	44
1.4 Огляд існуючих моделей динаміки екологічного стану водних об'єктів.....	51
Висновки до розділу та постановка завдання дослідження.....	61
Розділ 2 Методики проведення експериментальних дослідження.....	63
2.1 Об'єкт і предмет дослідження.....	63
2.2 Електрохімічний метод визначення розчиненого кисню .....	64
2.3 Визначення біохімічного споживання кисню.....	65
2.4 Визначання розчинених фторид-, хлорид-, нітрит-, ортофосфат-, бромід-, нітрат- і сульфат-іонів, методом рідинної хроматографії.....	68
2.5 Оцінка надійності результатів експериментів.....	69
Висновки до розділу 2.....	72
Розділ 3 Вплив на екологічну безпеку поверхневих джерел	

	18
водопостачання комунального підприємства водовідведення.....	73
3.1 Оцінка екологічного стану поверхневих вод в районі розміщення комунального підприємства водовідведення.....	74
3.2 Вплив скиду оброблених побутово-промислових стоків м. Ізюм на екологічний стан р. Сіверський Донець.....	77
3.2.1 Дослідження комплексної оцінки впливу техногенного забруднення р. Сіверський Донець обробленими побутово-промислових стоками м. Ізюм.....	84
3.3 Оцінка екологічного ризику від впливу побутово-промислових стоків.....	90
Висновки до розділу 3.....	98
Розділ 4 Математичне моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання.....	100
4.1 Обґрунтування підходу до вибору індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод.....	100
4.2 Побудова математичної моделі динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод .....	107
4.3 Моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання.....	112
Висновки до розділу 4.....	115
Розділ 5 Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання.....	117
5.1 Вдосконалення методичного забезпечення формування мережі пунктів спостережень системи екологічного моніторингу поверхневих вод.....	117
5.1.1 Аналіз ефективності діючої системи моніторингу поверхневих вод.....	117
5.1.1.1 Система екологічного моніторингу поверхневих джерел водопостачання басейну р. Сіверський Донець.....	121
5.1.2 Вдосконалення мережі спостережень системи екологічного	

	19
моніторингу з урахуванням вимог Водної Рамкової Директиви ЄС.....	123
5.2 Вдосконалення методичного забезпечення кризового моніторингу вод в умовах впровадження положень Водної Рамковою Директиви.....	128
5.2.1 Зміна показників екологічного стану поверхневих вод під час аварійних та несанкціонованих скидів забруднень.....	128
5.2.2 Заходи, пов'язані з оповіщенням про аварійні ситуації.....	130
5.2.3 Організація та зміст спостережень за екологічним станом поверхневих водних об'єктів.....	132
5.3 Рекомендації з реконструкції очисних споруд побутово-промислових стоків м. Ізюм.....	137
Висновки до розділу 5.....	145
Висновки.....	146
Перелік використаних джерел.....	148
Додатки.....	171

## **ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ**

- БСК – біохімічне споживання кисню;
- БУВР – басейнове управління водних ресурсів;
- ВКУ – Водний кодекс України;
- ВРД ЄС – Водна рамкова Директива Європейського Союзу;
- ГДК – гранично допустима концентрація;
- ДСанПін – державні санітарні правила і норми;
- Ж – вміст солей твердості у воді;
- ЗР – забруднюючі воду речовини;
- ІКВ ВКП – Ізюмське комунально-виробниче водопровідно-каналізаційне підприємство;
- ІУВР – інтегроване управління водними ресурсами;
- ІУРБ – Інтегроване управління річковим басейном;
- МОЗ – Міністерство охорони здоров'я України;
- НПР – нормальний підпірний рівень;
- ПАР – поверхнево-активні речовини;
- РК – розчинений кисень;
- рН – водневий показник;
- ХСК – хімічне споживання кисню.

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Вдосконалення управління екологічною безпекою на рівні басейнів річок набуло особливої актуальності у зв'язку із впровадженням в Україні вимог Водної рамкової директиви Європейського Союзу, посиленням вимог екологічної безпеки до джерел водопостачання та зростаючого впливу забруднюючих речовин на водні об'єкти. Відсутність діючих механізмів реалізації басейнового принципу управління, контролю і відповідальності за екологічний стан поверхневих джерел питного водопостачання призводить до того, що частіше за все основні техногенно-небезпечні об'єкти, які обумовлюють екологічний стан поверхневого джерела води, розташовані на території одних областей, а виготовлення і споживання питної води з цього джерела відбувається на території інших, що ускладнює ефективне управління екологічною безпекою поверхневих джерел водопостачання. Особливо це характерно для малозабезпечених поверхневими водними ресурсами регіонів України, розташованих у басейні р. Сіверський Донець, водні об'єкти якого є головними джерелами водопостачання східних областей держави. При цьому основним споживачем води є Донецька область (понад 50 % річного обсягу), а Харківська і Луганська області споживають приблизно однаковий об'єм води на рік (до 50 % річного обсягу). Вирішенню проблеми управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну та інтегрованому управлінню водними ресурсами присвячені дослідження таких науковців, як В. А. Сташук, І. О. Єременко, В. Г. Пряжинська, М. А. Хвесик, І. Л. Головинський, О. В. Яроцька.

Україна ратифікувала Водну рамкову директиву Європейського Союзу (ЄС), взявши цим самим на себе зобов'язання щодо гармонізації водного законодавства у відповідності з європейським, але існують ще не вирішені питання: басейнові управління функціонують за басейново-адміністративним принципом, а не за басейновим, не досконале методичне забезпечення переходу до басейнового управління, функціонування системи екологічного моніторингу

вод ускладнюється неузгодженими діями декількох суб'єктів екологічного моніторингу. В умовах впровадження положень Водної рамкової директиви все більшого значення набувають питання оперативного прогнозування впливу техногенних забруднень на поверхневі джерела водопостачання, що можливо з використанням індикаторних (сигнальних) показників стану екологічної безпеки водного об'єкта і дослідження комплексної оцінки на їх основі.

Таким чином, актуальними завданнями є обґрунтування індикаторних показників екологічного стану водного об'єкта, вдосконалення функціонування моніторингу вод, розробка методичного забезпечення ефективної реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну для підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС.

**Зв'язок роботи з науковими програмами.** Дисертаційна робота виконана відповідно до Загальнодержавної програми «Питна вода України на 2006–2020 роки», що затверджена Законом України від 03.03.2005 р., № 2455-IV, яка спрямована на реалізацію державної політики щодо забезпечення населення якісною питною водою відповідно до Закону України «Про питну воду та питне водопостачання», Державної цільової екологічної програми проведення моніторингу навколишнього природного середовища, затвердженої постановою Кабінету Міністрів України від 5 грудня 2007 р. N 1376, «Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затверджених Законом України від 21.12.2010 № 2818-VI; Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС, Програми «Питна вода Харківської області» на 2012–2020 роки затвердженої Рішенням XI сесії VI скликання Харківської обласної ради від 01 березня 2012 року № 350-VI. Робота виконана відповідно до плану науково-дослідних робіт кафедри цивільної та промислової безпеки Національного авіаційного університету «Науково-методологічні засади оцінки впливу на навколишнє середовище об'єктів і процесів національної транспортної мережі» (номер держреєстрації 0111U002321) згідно з

науковотехнічною програмою Міністерства освіти і науки України, в яких автор брав участь як виконавець.

**Мета і задачі дослідження.** Метою дисертаційної роботи є підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити наступні завдання:

– виконати аналіз сучасних підходів і теоретико-методологічних засад управління екологічною безпекою поверхневих джерел водопостачання з урахуванням Водної рамкової директиви ЄС та наявного світового досвіду розроблення екологічного моніторингу і обґрунтування методик визначення екологічного ризику;

– дослідити вплив техногенно-небезпечних об'єктів на водне середовище;

– оцінити екологічний ризик від впливу комунального підприємства водоочищення на р. Сіверський Донець;

– обґрунтувати вибір індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання;

– побудувати математичну модель динаміки змін індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел питного водопостачання залежно від сезонних умов і скидів стічних вод;

– визначити прогностичні оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів на підставі застосування математичної моделі формування якості поверхневих вод;

– розробити рекомендації щодо системи екологічного моніторингу річкового басейну та з реконструкції очисних споруд промислово-побутових стоків.

*Об'єкт дослідження* – екологічна безпека поверхневих джерел водопостачання.

*Предмет дослідження* – процеси управління екологічною безпекою водних ресурсів.

**Методи дослідження.** Теоретичні аспекти дисертаційної роботи ґрунтуються на системному підході до вирішення проблеми оцінювання впливу забруднюючих речовин на поверхневі джерела водопостачання. Під час проведення експериментальних досліджень були використані такі методи: математичне моделювання, аналітичні та експериментальні методи визначення впливу параметрів, що формують екологічну безпеку поверхневих джерел водопостачання. При проведенні експериментальних досліджень застосовували стандартні аналітичні методи хімічного аналізу. Оброблення експериментальних даних здійснювали за допомогою комп'ютерної техніки, використовуючи вільний крос-платформовий пакет програм LibreOffice.

**Наукова новизна одержаних результатів** полягає у наступному:

– уперше науково обґрунтовано вибір індикаторних (сигнальних) показників якості води на підставі співставлення результатів моделювання динаміки змін концентрації розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у воді з даними лабораторних аналізів;

– уперше теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено можливість довгострокового прогнозування екологічного стану водних об'єктів на основі спостереження за динамікою змін індикаторних (сигнальних) показників із застосуванням модифікованої двокомпонентної моделі Стритера – Фелпса з урахуванням коригуючих коефіцієнтів;

– удосконалено двокомпонентну математичну модель динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод (модель Стритера – Фелпса), доповнивши її коригуючими коефіцієнтами, що підвищило точність прогнозу екологічних умов водного об'єкту та оцінки впливу техногенно-небезпечних об'єктів на поверхневі води;

– удосконалено методичні підходи до формування мережі пунктів спостережень за екологічним станом поверхневих джерел водопостачання на



басейновому рівні в штатному режимі та в умовах аварійних і несанкціонованих скидів, беручи до уваги вимоги Водної Рамкової Директиви;

– набули подальшого розвитку наукові уявлення щодо визначення екологічного ризику від впливу комунального підприємства водоочистки шляхом включення до його розрахунку показника комплексного індексу забрудненості води;

– набули подальшого розвитку наукові уявлення щодо комплексної оцінки впливу на екологічну безпеку поверхневих джерел питного водопостачання скиду стічних вод комунального підприємства шляхом урахування повторюваності перевищення нормативу вмісту забруднюючих речовин у водному об'єкті в зоні впливу скиду.

**Практичне значення одержаних результатів.** На основі модифікованої моделі Стритера – Фелпса з коригуючими коефіцієнтами створена можливість прогнозувати з високою точністю значення індикаторних (сигнальних) показників (розчинений кисень та біохімічне споживання кисню) і оцінювати екологічний стан поверхневих водних об'єктів, що дозволяє розраховувати коефіцієнт біохімічного окислення органічних речовин і здійснювати достатньо надійне прогнозування екологічного стану водотоків; розроблено рекомендації щодо оптимізації режиму спостережень за поверхневими джерелами водопостачання, що впроваджені у технічному завданні на реконструкцію очисних споруд Ізюмського комунального виробничого водно-каналізаційного підприємства (акт впровадження від 07.12.2016 р.).

Результати дисертаційної роботи впроваджено в навчальний процес кафедри екології Навчально-наукового інституту Екологічної безпеки НАУ МОН України під час підготовки і викладання лекційного матеріалу з дисциплін «Екологія», «Моделювання і прогнозування стану довкілля», «Моніторинг довкілля» (акт впровадження від 22.01.2018 р.), кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності Харківського національного економічного університету ім. С. Кузнеця – для

дисципліни «Екологія», курсу-тренінгу «Безпека життєдіяльності», курсу «Концепції сучасного природознавства» (акт впровадження від 22.05.2018 р.);

**Особистий внесок здобувача** полягає в аналізі стану проблеми, формуванні і доказі положень дисертації, обґрунтуванні вибору індикаторних показників екологічного стану поверхневих вод, побудові математичної моделі динаміки інтегрального показника екологічного стану вод, обробці результатів досліджень, узагальненні отриманих результатів, формулюванні висновків, підготовці матеріалів до публікації і розробці рекомендацій. Вибір теми дисертаційної роботи, постановка завдань дослідження, обговорення одержаних результатів були проведені разом із науковим керівником – к.мед.н, доцентом Б. Д. Халмурадовим. Особистий внесок автора в роботах, опублікованих у співавторстві полягає у: розробці математичної моделі, обґрунтування вибору індикаторних показників [1, 2]; обробці результатів досліджень та формуванні висновків [3–6].

**Апробація результатів дисертації.** Результати теоретичних та практичних досліджень за напрямком дисертаційної роботи доповідались та обговорювались на наукових конференціях різних рівнів, а саме: Науково-технічній конференції «Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу» (м. Київ, 2018); IV Науково-практичній конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2017); V Міжнародній науково-практичній конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти «Чиста вода 2017» (м. Київ, 2017); Шостому Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2017) (м. Вінниця, 2017); Всеукраїнській науковій конференції «Другі Сумські наукові географічні читання» (м. Суми, 2017), XXII Міжнародній науково-практичній конференції «Фізичні та комп'ютерні технології» (м. Харків, 2016); Міжнародній науково-практичній конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика» (м. Київ, 2016); III Міжнародній науково-практичній конференції «Водокористування. Технології. Споруди. Менеджмент» (м. Київ, 2016);

II Міжнародній науково-практичній конференції “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи” (м. Львів, 2015); XIII Міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, 2015); Всеукраїнській конференції «Якість та безпека життя і діяльності людини: стандарти, орієнтири та перспективи» (м. Миколаїв, 2015); VII Міжнародній науково-методичній конференції «Безпека людини у сучасних умовах» (м. Харків, 2015); Науково-практичній конференції «Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні» (м. Харків, 2006); Науково-практичній конференції «Актуальні проблеми пожежної профілактики» (м. Харків, 2006); Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми гуманізації та гармонізації управління» (м. Харків, 2000).

**Публікації.** За результатами дисертаційної роботи опубліковано 23 наукові праці: 8 статей у спеціалізованих виданнях, що входять до переліку МОН України, з них 3 – у виданнях, які рецензуються міжнародними наукометричними базами, та 15 тез доповідей у збірниках матеріалів конференцій.

**Структура й обсяг дисертації.** Дисертаційна робота складається із переліку умовних скорочень, вступу, п’яти розділів, висновків, списку використаних джерел з 209 найменувань на 24 сторінках та 16 додатків на 43 сторінках. Повний обсяг – 214 сторінок, з них основний текст – 147 сторінок. Робота містить 8 таблиць, 17 рисунків.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЕФЕКТИВНОСТІ РЕАЛІЗАЦІЇ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ВОДНИХ РЕСУРСІВ В МЕЖАХ РІЧКОВОГО БАСЕЙНУ

#### 1.1 Теоретико-методологічні засади управління екологічною безпекою річкового басейну з урахуванням Водної рамкової директиви Європейського Союзу

Управління екологічною безпекою водних ресурсів розглядається як один із найважливіших чинників сталого розвитку суспільства і віднесено до пріоритетних напрямків національної політики України.

Сучасний незадовільний екологічний стан водних об'єктів показує, що проблеми у сфері охорони вод від техногенного забруднення та виснаження не тільки не знайшли вирішення, а й значно загострилися, особливо в останні роки. Відсутність басейнового принципу контролю, управління і відповідальності за стан поверхневих вод призводить до того, що найчастіше основні забруднюючі об'єкти промисловості, що впливають на екологічний стан поверхневих вод, розташовані на території одних областей, а споживання води з цього джерела відбувається на території інших. Очевидно, що адміністративно-територіальний принцип управління екологічною безпекою водних ресурсів не відповідає сучасним вимогам щодо безпечного водокористування та покращення екологічного стану поверхневих вод. Процеси управління екологічною безпекою поверхневих вод зазнали значного реформування та вдосконалення в усіх розвинених країн світу.

Басейновий принцип управління водними ресурсами – це сучасний підхід до управління водними ресурсами, де основним суб'єктом управління виступає річковий басейн. Причому річковий басейн виступає в якості системи із установленими екологічними, соціальними та економічними зв'язками. Даний підхід надає можливість передбачити наслідки людської діяльності для завчасного попередження екологічних та техногенних катастроф. Басейновий

принцип управління водними ресурсами визначає передумови та напрями створення в Україні сучасного механізму використання, охорони та відтворення вод, який відповідатиме найбільш ефективній міжнародній практиці і надасть змогу реалізувати стратегію державної політики, спрямованої на запобігання виснаження водних ресурсів та досягнення і підтримання необхідної екологічного стану поверхневих вод для питного водопостачання [9].

Основна аргументація на користь управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну полягає в щораз вищій ролі водного фактору, що лімітує розвиток і розміщення виробництва. Саме водні об'єкти, по-перше, найчастіше є чинником поширення забруднень і їх акумуляції, по-друге, у межах басейну замикаються кругообіги речовин, тобто реалізується більшість балансів. Із концепцією басейну пов'язані основні уявлення гідрології суші й інших наук, які вивчають водні ресурси. Річковий басейн – це частина земної поверхні й товщі ґрунтів, звідки відбувається стік вод в окрему річку або річкову систему [10].

Те, що басейновий принцип управління екологічною безпекою водних ресурсів полягає в тому, що основною одиницею управління є територія річкового басейну, зокрема, вказують дослідження В. А. Сташука. Річковий басейн – єдина просторово-екологічна система, головним компонентом якої є річка У басейні діє цілий комплекс чинників, які створюють його специфіку й визначають сукупно умови формування обсягу, режиму та екологічного стану водних ресурсів. Закономірності функціонування цієї системи, процесів, що відбуваються в ній, забезпечують її стійкість і динамічність розвитку [11].

Дослідниками [12] наголошується, що басейновий принцип управління водними ресурсами дасть змогу здійснювати транскордонне співробітництво в галузі використання, охорони вод та відтворення водних ресурсів. Стануть можливими оцінка екологічного стану річкового басейну, перевірка умов виконання дозволів на спецводокористування, раннє оповіщення водокористувачів у разі аварійних забруднень чи паводкових ситуацій.

Усвідомлення міжнародним співтовариством проблем, пов'язаних із кількістю та екологічним станом прісної води, призвело до вироблення основ концепції ІУВР – інтегрованого управління водними ресурсами (англ. – IWRM, Integrated Water Resources Management) на початку 90-х рр. минулого століття на рівні Організації Об'єднаних Націй. Наразі принципи ІУВР застосовуються у багатьох державах щодо їхніх внутрішніх водних шляхів і прибережними державами – щодо міжнародних водотоків. Водночас, питання ІУВР залишаються малодослідженими українською екологічною наукою. Вказані обставини спонукають до подальших досліджень екологічних аспектів інтегрованого управління водними ресурсами міжнародних водотоків, в тому числі питань сутності, принципів, актуальних проблем та перспектив реалізації ІУВР міжнародних водотоків [13].

Проблеми, що стосуються екологічного стану прісної води, достатньо давно стали предметом уваги міжнародного співтовариства. В ряді актів декларативного характеру, прийнятих на конференціях, нарадах, засіданнях ООН та її органів, було констатовано, що проблеми, пов'язані із забезпеченням екологічної безпеки водних ресурсів, у значній мірі спричинені проблемами адміністративного управління. При цьому, у багатьох державах використовується неефективний відомчий підхід до управління екологічною безпекою водних ресурсів [14], міжгалузеві зв'язки є слабкими [15], а співробітництво держав щодо управління міжнародними водотоками – в основному формальним.

Поняття басейнового підходу в управлінні екологічною безпекою поверхневих вод використовується у світовій практиці у зв'язку з інтегрованим управлінням водними ресурсами. Згідно визначення, наданого Технічним комітетом Глобального Водного Партнерства ІУВР – «це процес, який сприяє скоординованому розвитку та управлінню водними, земельними та пов'язаними з ними видами ресурсів для забезпечення максимального економічного та соціального добробуту на справедливій основі без загрози для стійкості життєво важливих екосистем» [16].

Інтегроване управління річковим басейном (ІУРБ) – процес координації збереження, управління та розвитку водних, земельних і пов'язаних з ними ресурсів (поза галузевим підходом) в межах конкретного річкового басейну для того, щоб максимізувати у справедливий спосіб економічні та соціальні вигоди, пов'язані з використанням водних ресурсів, водночас зберігаючи і, там де необхідно, відновлюючи прісноводні екосистеми.

ІУРБ ґрунтується на тому принципі, що природні екосистеми річкового басейну, включаючи прилеглі водно-болотні угіддя та підземні водні системи, є джерелом прісної води. Тому управління річковими басейнами повинно включати підтримання функціонування природних екосистем в якості першочергової (головної) мети.

Ключем до управління екологічною безпекою в річковому басейні є концепція інтеграції. Вона включає наступні види інтеграцій:

- інтеграція екологічних цілей: поєднання цілей щодо якості, екологічного стану та кількості води для охорони дуже цінних водних екосистем і забезпечення загального доброго стану інших вод;

- інтеграція усіх водних ресурсів: розгляд усіх прісноводних поверхневих і підземних водних об'єктів, водно-болотних угідь, прибережних водних ресурсів у масштабі річкового басейну;

- інтеграція всіх типів використання води в єдину політику: поєднання використання води для потреб довкілля, води для потреб здоров'я та споживання людиною, води для потреб галузей економіки, транспорту, дозвілля та води як соціального товару;

- інтеграція дисциплін, аналізів та експертизи: поєднання гідрології, гідравліки, екології, хімії, ґрунтознавства, інженерної науки та економіки для оцінки поточного тиску та впливів на водні ресурси й визначення заходів для досягнення екологічних цілей найрентабельнішим шляхом;

- інтеграція водного законодавства у спільну та послідовну базу;

- інтеграція усіх важливих управлінських і екологічних аспектів, які мають відношення до управління річковим басейном [17].

Основними принципами ІУВР, проголошеними у Дубліні та Ріо-де-Жанейро у 1992 р. і розвинутими на наступних форумах, стали: 1) принцип визнання прісної води вичерпним і уразливим ресурсом, важливим для підтримки життя, розвитку і навколишнього середовища; 2) комплексний підхід до розвитку і управління водним господарством, за участі користувачів, працівників плануючих організацій та осіб, які ухвалюють політичні рішення на всіх рівнях; 3) гендерний принцип: визнання того, що жінки відіграють центральну роль у забезпеченні, управлінні та охороні водних ресурсів; 4) визнання води економічним, а також соціальним товаром [13].

Прийнята у 2000 р. Водна Рамкова Директива ЄС є законодавчою базою для управління екологічною безпекою водних ресурсів у Європі (на членів ЄС покладено обов'язок впроваджувати це законодавство). Водна Рамкова Директива визначає основні принципи управління водними ресурсами та шляхи досягнення доброї екологічного стану поверхневих вод і безпечного стану річок і водойм. Одним із головних принципів, викладених у Директиві, є інтегрована басейнова модель управління водними ресурсами, що передбачає спільні дії Всіх держав, що знаходяться у басейнах річок [18].

Відповідно до [18] впровадження інтегрованого підходу до управління екологічною безпекою водних ресурсів здійснюється шляхом розробки плану управління річковим басейном, що є основним засобом підтримки та удосконалення обґрунтованого менеджменту водних ресурсів, і передбачає активне залучення усіх заінтересованих сторін у цей процес.

На думку [19] в основі інтегрованого управління водними ресурсами є плани, в яких прописують порядок здійснення заходів з оптимізації структури використання водних ресурсів по галузях національної економіки та адміністративно-територіальних одиницях, усунення дефіциту водних ресурсів в окремих регіонах; забезпечення доступності для населення якісної питної води, мінімізації проявів шкідливої дії вод, удосконалення механізму державного управління використанням водних ресурсів тощо.

Розуміння необхідності вирішення водно-екологічних проблем шляхом



впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами знайшло своє відображення у Законі України «Про основні засади державної екологічної політики до 2020 року», яким визначено, що система державного управління в галузі охорони вод потребує невідкладного реформування у напрямі переходу до інтегрованого управління водними ресурсами.

На думку [20] відсутність інтегрованого управління водними ресурсами і неефективні методи водокористування викликають багато соціальних проблем. У південному регіоні України склалася кризова ситуація з питним водопостачанням. У Болградському, Арцизькому, Тарутинському районах прісної води недостатньо, сільське населення використовує для господарчо-побутових потреб воду з підвищеним вмістом солей. Міста Кілія і Вилкове для питного водопостачання використовують Дунайську воду. У Болградському районі функціонує система водопостачання з оз. Ялпуг, мінералізація води в якому перевищує нормативи для питного водопостачання. Низька якість питної води, поганий стан або відсутність очисних споруд, відсутність каналізації у більшості населених пунктів регіону, а також низький рівень санітарної культури населення призводять до підвищення захворюваності на холеру та інші гострі інфекційні шлунково-кишкові захворювання, а також вірусний гепатит (вище, ніж у середньому в Одеській області).

Загальнодержавна цільова програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну Дніпра до 2020 р. [21] передбачає реалізацію державної політики, спрямованої на подальше удосконалення та впровадження управління водними ресурсами за басейновим принципом, що є складовою інтегрованого управління.

Основним завданням басейнових управлінь водних ресурсів є забезпечення державного управління водними ресурсами, реалізація державної політики у сфері використання, збереження та відтворення поверхневих вод, забезпечення потреб населення та галузей економіки водними ресурсами, розв'язання водогосподарських і екологічних проблем на території басейну [22].

Для реального здійснення реформи системи управління екологічною безпекою в межах річкового басейну [23] вважається доцільним серед першочергових заходів отримати інформацію про дійсний екологічний стан водних ресурсів, для цього потрібно здійснити екологічну оцінку поверхневих вод з урахуванням гідрохімічних, токсикологічних, бактеріологічних, радіологічних показників; встановити диференційовану плату за використання водних ресурсів залежно від водозабезпечення та екологічного стану поверхневих вод певного регіону. А для забезпечення ефективної роботи управлінь необхідно виконувати наступні задачі: проводити безперервний екологічний моніторинг та дослідження стану водного середовища; узгоджувати інтереси і дії суб'єктів управління водними ресурсами для поліпшення екологічного стану регіону; виконувати регулярний збір, аналіз, обмін і розповсюдження інформації про стан водних ресурсів і екосистем та ін.

У дослідженні [10] наголошується, що основна аргументація на користь басейнового підходу полягає в щораз вищій ролі водного фактору, що лімітує розвиток і розміщення виробництва. Саме водні об'єкти, по-перше, найчастіше є чинником поширення забруднень і їх акумуляції, по-друге, у межах басейну замикаються кругообіги речовин, тобто реалізується більшість балансів. Із концепцією басейну пов'язані основні уявлення гідрології суші та інших наук, які вивчають водні ресурси. І сьогодні ситуація з управлінням екологічною безпекою водних ресурсів в Україні є досить складною. Підпорядкованість водогосподарських об'єктів багатьом відомствам, а також узгодженість функцій регулювання та контролю за використанням та охороною водних ресурсів, які зосереджені в різних органах виконавчої влади, ускладнюють і роблять неефективною систему управління екологічною безпекою водного господарства регіону. Крім того, зони діяльності нинішніх органів управління водними ресурсами не збігаються з природними межами водозбірних річкових басейнів, унаслідок чого поза увагою залишаються значні площі підзвітних басейнів. І навпаки, до сфери контролю басейнових органів включаються території, що не належать до відповідних басейнів. За таких умов є

проблематичною організація заходів щодо раціоналізації природокористування в басейнах річок та збалансування господарської діяльності з ресурсною спроможністю водних басейнів. Сучасна модель управління екологічною безпекою водних ресурсів за басейновим принципом полягає в тому, що основним органом, який здійснює функції управління, є басейнова рада річки, в яку входять представники державної і місцевої влади, водокористувачів, науковців та громад. Головна мета ради – сприяти впровадженню принципів комплексного управління екологічною безпекою водних ресурсів в басейнах річок через прийняття узгоджених рішень щодо питань водогосподарської політики на території басейну із залученням до процесу управління представників місцевих органів влади сферою використання і охорони водних ресурсів, громадських, екологічних організацій та наукових установ.

На думку [24] басейновий підхід до природокористування та управління екологічною безпекою ґрунтується на таких основних положеннях: відновлення природного механізму відтворення природних ресурсів має стратегічне значення для забезпечення сприятливих умов життєдіяльності населення; тривала стабільність і стійкість екосистеми річкового басейну повинна будуватися на основі визнання та врахування системної єдності й факторів єдиної соціально-еколого-економічної системи; управління природними ресурсами в басейні потребує гнучкої політики під час установлення екологічних нормативів та обмежень у виробничо-господарській діяльності; відтворення й охорона природних ресурсів передбачають реалізацію профілактичних, організаційних, інженерно-технічних та контрольних обмежувальних заходів.

Автори [26] зазначають, що в якості позитивного досвіду для запозичення в регіоні Центральної Азії являє інтерес апробована в ряді країн Європи модель управління екологічною безпекою водних ресурсів, ядром якої є річкові басейнові ради. Вони покликані створити платформу для діалогу та співробітництва між органами влади, водокористувачами, вченими та

громадськістю. Саме цей орган розробляє напрямки водної політики басейну та затверджує оперативні та стратегічні плани управління.

Дослідники [26] зазначають, що ІУВР – процес, який є одним із нових методів, що сприяє ефективному використанню води в інтересах сталого благополуччя суспільства та екологічної безпеки.

Таким чином, управління екологічною безпекою річкового басейну та його реалізація через інтегроване управління водними ресурсами є усвідомленням міжнародним співтовариством проблем, пов'язаних із кількістю та екологічним станом прісної води. Відповідно до вимог ВРД в основі інтегрованого управління водними ресурсами є плани, в яких прописують порядок здійснення заходів з оптимізації структури використання водних ресурсів. Але на сьогодні відсутні методології та методики саме організаційно-екологічних заходів, спрямованих на підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання.

## **1.2 Світовий досвід підвищення екологічної безпеки водних об'єктів шляхом удосконалення організаційного механізму управління водними ресурсами для його запровадження в Україні**

### **1.2.1 Закордонний досвід управління екологічною безпекою річкових басейнів**

Проблемі вивчення світового досвіду управління екологічною безпекою річкових басейнів, структури, механізмів інтегрованого управління водними ресурсами присвячені дослідження багатьох вчених, таких як: В.А. Сташук, І.О. Єременко, О.Ю. Судук, В. Г. Пряжинська, [27 – 29]. Зокрема, у їх працях запропоновані перспективні напрями реформування системи управління екологічної безпеки водних ресурсів та вдосконалення механізмів регулювання водокористування.

У зарубіжних країнах існує ряд концепцій управління екологічною безпекою річкових басейнів.

Найбільшого розвитку басейновий принцип управління екологічною безпекою набув у Франції, де створена і функціонує високоефективна система управління водними ресурсами, яка визнана однією з кращих у світі. Завдяки впровадженню цієї системи екологічний стан річок Франції значно покращився. У грудні 1964 р. згідно із законом про воду вся територія Франції була розподілена між шістьма Водними агентствами відповідно до гідрологічних особливостей території [30, 31].

Кожне агентство організоване наступним чином:

- працівники агентства готують програму та впроваджують її після схвалення (наукова частина);
- Комітет з приблизно 60 представників зацікавлених учасників затверджує програму, плату за воду, гранти та позики (форум).

Кожне агентство має наступні обов'язки:

- розробляти п'ятирічні програми інвестування управління водними ресурсами;
- збирати плату за кожен кубометр води, вилучений з природного водного джерела, або за кожен тонну відходів, скинутих у природні водні об'єкти;
- розподіляти гранти або низькопроцентні позики між всіма зацікавленими (міста, промисловість і т. ін.), що роблять внески у впровадження п'ятирічної програми.

Видатки та прибутки повинні бути збалансовані в межах всієї програми (бюджет).

В США концепцією екологічно безпечного розвитку водозбірного басейну в цілому передбачено проектування протипаводкових споруд з урахуванням всіх існуючих або перспективних споруд в масштабі всього басейну. При цьому багатоцільові проекти повинні вирішувати як мінімум чотири завдання: судноплавство, контроль повеней, зрошення та вироблення електроенергії. Основою для впровадження цієї концепції послужив Документ Білого дому №

308 який об'єднав 308 доповідей різних районів США. В результаті були створені програми розвитку басейнів рр. Колумбії, Міссурі, верхнього Огайо і ряду інших річок [32]. Поряд з властивими концепції позитивними рисами, у неї є ряд недоліків: 1) не вирішує усіх проблем природокористування, оскільки спочатку були призначені для вирішення інших завдань; 2) рішення проблем природокористування розглядається як важливий, але додатковий аспект, при цьому воно здійснюється насамперед технічними засобами і тільки в другу чергу економічними і природоохоронними.

У Великобританії управління екологічною безпекою водного господарства здійснюється на основі басейнового принципу і носить регіональний характер. У 1974 р було створено 10 регіональних органів з охорони вод, що поширюють свою компетенцію на найбільші річкові басейни. Управління водним господарством відають питаннями водопостачання, ліквідації відходів, переробки стічних вод, запобігання забрудненню, захисту від повені, рибальства, рекреації, збереження естетичних цінностей річки та ін. Вони мають значну самостійність і повністю відповідають за екологічний стан водних ресурсів на території басейну [32]. Фінансове забезпечення діяльності управлінь відбувається за рахунок «продажу» послуг водогосподарського призначення, частково за рахунок бюджету та інших джерел фінансування. Очолює ієрархію регіональних органів національна водна рада, що здійснює консультативні функції по відношенню до уряду і регіональних органів і сприяє виробленню єдиної водогосподарської політики. Регіональні структури управління не є повністю автономними. Їх система включає урядовий рівень, де розробляються питання загальної стратегії використання і охорони водних ресурсів. Ці питання спільно координують два міністерства: Міністерство сільського господарства і Міністерство навколишнього середовища.

Особливості розвитку системи управління екологічною безпекою водних ресурсів в різних країнах [28] наводяться в таблиці Б.1 додатку Б.

У [33] відзначається, що басейновий підхід у територіальній організації управління екологічною безпекою ефективний і використовується багатьма

країнами, територією яких протікають ріки з різним гідрологічним режимом. У більшості країн використовується централізований принцип управління екологічною безпекою водним господарством і управління здійснюється на двох, а в більшості на трьох рівнях — національному, регіональному, місцевому. Однак, ефективність системи управління різна у різних країнах, тому що як і принцип централізації так і двох-трьох рівневі управління не забезпечують однозначного підвищення ефективності управління. Використання Бразилією та Німеччиною принципу децентралізації управління дозволяє сполучати в рамках національної водної політики законодавчий, управлінський і гідротехнічний досвід регіонів цих країн. Підхід Фінляндії, Норвегії, Великобританії, Франції та Канади до розуміння взаємозв'язку природних ресурсів веде до усвідомленого використання комплексного і екосистемного підходів в управлінні екологічною безпекою водних ресурсів, а також тягне за собою необхідність сполучити на державному рівні роботу в сфері природних ресурсів і сільського господарства.

Дослідники [34] відзначають, що протягом ХХ століття еволюційно розвивалось п'ять самостійних концепцій організації екологічно безпечного водокористування на основі басейнового принципу: взаємозалежного використання водних і земельних ресурсів, комплексного розвитку водозбірного басейну на основі гідроенергетичного будівництва, комплексного управління водними ресурсами басейну, комплексного використання й охорони природних ресурсів річкових басейнів, сталого розвитку річкових басейнів.

Аналіз форм оплати за водокористування у різних країнах наводиться в роботі [35].

Серед країн колишнього СРСР Казахстан є піонером в організації та підтримки процесу планування ІУВР на національному рівні. У період 2000–2003 років в республіці були створені певні умови, зокрема, ключова роль в управлінні екологічною безпекою водних ресурсів була законодавчо відведена Комітету водних ресурсів (КВР) Міністерства сільського господарства і восьми Басейновим водогосподарським управлінням (БВУ), але для ефективної їх

роботи потрібно значне підвищення організаційного потенціалу. До 2003 року було сформовано нове водне законодавство. Однак, для підвищення ступеня його впливу на прийняття рішення необхідно було розробити пакет правових актів прямої дії [36].

Ініціювання процесу планування ІУВР у Казахстані відбувалося за кількома напрямками. В першу чергу, на міжнародному рівні, де заслуга Уряду Казахстану полягала в тому, що він погодився на Всесвітньому Саміті з питань Сталого Розвитку в Йоганнесбурзі підготувати план впровадження принципів сталого управління і розвитку водних ресурсів до 2005 року.

Безпосередня розробка національного плану ІУВР здійснюється з червня 2004 року за підтримки проекту ПРООН «Національний план ІУВР і водозбереження для Казахстану», Уряду Норвегії, Департаменту Великобританії з Міжнародного розвитку, а також методичної допомоги Глобального Водного Партнерства.

Досвід таких європейських країн як Франція та Німеччина свідчить про те, що в управлінні екологічною безпекою водних ресурсів суто ринкові інструменти розумно поєднуються з адміністративними важелями: встановлюються межі дії ринку; доступ на ринок регулюється антимонопольною політикою, шляхом ліцензування і сертифікації; задаються певні економічні параметри (види і ставки податків, фіксованих платежів у бюджет, податкові пільги, організаційна політика); визначаються напрями і суми витрат бюджетних коштів, стратегія інноваційної політики. Однак, економічний механізм екологічно безпечного водокористування базується на реалізації принципу платності та покриття всіх витрат, пов'язаних з управлінням водними ресурсами, їх розвитком та охороною [6].

У дослідженні [37] зазначається, що використання певних інституціональних форм, розповсюджених в деяких країнах Європи, є неможливими або ж неприйнятними для України. Наприклад, в українському законодавстві міститься пряма заборона на приватизацію об'єктів інженерної інфраструктури систем водопостачання та водовідведення. Максимально



ефективним для України буде визначення на законному рівні механізму взаємодії між регулятором, власником систем водопостачання та водовідведення з встановлення заходів на відновлення (модернізацію) та визначення цих коштів як складової тарифу.

Дослідники [27] підкреслюють, що обов'язковою передумовою управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну підходу є існуюча практика тісної взаємодії між різними державними інституціями. Нажаль, в Україні зараз така практика мало розвинута. Основною причиною цього є суттєві відмінності між структурою державної влади в Україні та в розвинутих країнах. Основна відмінність полягає у відносній автономії територіальних громад від органів державної влади. Місцеве самоврядування має достатньо важелів та повноважень щоб вступати у співпрацю із самоврядуванням сусідніх громад, організаціями бізнесу та державними органами.

### **1.2.2 Управління екологічною безпекою річкових басейнів в Україні**

Україна здійснює процес реформування системи управління екологічною безпекою річкових басейнів, метою якого є досягнення відповідності цієї системи розробкам, здійсненим у Європейському Союзі, зокрема в рамках Водної Рамкової Директиви [18]. Хоча у Водному кодексі України декларується, що «державне управління в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів здійснюється за басейновим принципом», в сучасних умовах управління водогосподарським комплексом в басейнах річок характеризується наявністю складної системи галузевих, відомчих і місцевих функцій та структур державного управління, що мають переважно галузеву і адміністративно-територіальну (а не басейнову) орієнтацію, неефективний і незбалансований механізм регулювання водних відносин [22].

Перші створені басейнові управління водних ресурсів (Дніпровське, Сіверсько-Донецьке, Південно-Бузьке) не займалися питаннями управління річковими басейнами в тому розумінні, як це визначено ВРД ЄС, оскільки

головну увагу вони приділяли питанням використання води, розвитку інфраструктури і моніторингу водних ресурсів в місцях забору та скиду води.

Певні кроки щодо подолання даної ситуації було здійснено впродовж останніх десяти років. Зокрема, прийняття Закону «Про державну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу» [39] свідчило про те, що Україна взяла на себе зобов'язання слідувати принципам, викладеним у Водній Рамковій Директиві.

У водному законодавстві України визначено лише принципи, у відповідності з якими має здійснюватися управління екологічною безпекою водних ресурсів в контексті басейнів річок, але в ньому не вказано способи реалізації такого управління. Тому, для забезпечення роботи басейнових управлінь стосовно питань, пов'язаних з розробкою планів управління басейнами було створено басейнові ради. До складу цих рад входять представники обласних рад та адміністрацій, представники відповідних державних органів на обласному рівні, представники водокористувачів, громадських організацій та наукових установ [40].

У прийнятому 21.12.2010 р. Верховною Радою України Законі «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» [40] зазначається, що «система державного управління в галузі охорони вод потребує невідкладного реформування у напрямі переходу до інтегрованого управління водними ресурсами». Серед основних завдань щодо поліпшення екологічної ситуації та підвищення рівня екологічної безпеки населення передбачається «реформування системи державного управління в галузі охорони та раціонального використання вод шляхом впровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом» [11].

Важливим кроком у розвитку законодавчої бази стосовно управління екологічною безпекою річкових басейнів в Україні стало прийняття Верховною Радою України Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управління водними ресурсами за басейновим принципом» [41]. Реалізація положень закону

дозволить удосконалити законодавство України у питаннях впровадження інтегрованих підходів в управлінні екологічною безпекою річкових басейнів відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС. Басейновий принцип управління водними ресурсами визначає передумови та напрями створення в Україні сучасного механізму використання, охорони та відтворення вод, який відповідатиме найбільш ефективній міжнародній практиці і надасть змогу реалізувати стратегію державної політики, спрямованої на запобігання виснаження водних ресурсів та досягнення і підтримання доброї екологічного стану поверхневих вод.

Хоча в Україні законодавчо встановлено басейновий принцип управління екологічною безпекою, використанням, охороною та відтворенням водних ресурсів [22], але, як зазначає [42], за організаційною структурою, територіальними ознаками зон діяльності басейнових органів, розподілом компетенцій між водогосподарськими, природоохоронними й іншими органами та економічним механізмом регулювання водних відносин басейнове управління не можна вважати ефективним, воно потребує суттєвого методологічного та нормативного вдосконалення.

У дослідженні [43] відзначається, що стратегічна мета реформування управління екологічною безпекою водного господарства полягає у забезпеченні басейнової збалансованості розвитку водного господарства, охорони вод і відновлення водних ресурсів на основі узгодженості правових засад і управлінських дій суб'єктів водокористування за басейновим принципом, спрямованих на збалансоване водозабезпечення населення і галузей економіки, впровадження перспективних технологічних нормативів використання водних ресурсів, запобігання шкідливій дії вод. Удосконалення нормативно-правової бази, розробка підзаконних актів і нормативів дозволить створити умови на державному рівні для розвитку і впровадження інтегрованого принципу управління, при цьому важливо передбачити юридичну відповідальність за порушення водного законодавства України.

У дослідженні [44] зазначається, що на перший погляд, басейновий

принцип управління екологічною безпекою водних ресурсів в Україні вже діє, але, насправді, він ще на півдорозі: так звана реформа системи управління водними ресурсами захищає відомчі інтереси, має характер пристосування, здійснюється без докорінних інституціональних змін тощо. Недосконалою є система фінансування річок: кошти, отримані від водокористувачів та забруднювачів на місцях, акумулюються в центрі, а назад до басейнових управлінь повертається мізерно мало, що зменшує їх фінансові можливості.

Отже, як показує світовий досвід, управління екологічною безпекою річкових басейнів та інтегроване управління водними ресурсами здатні забезпечити екологізацію усіх управлінських дій та заходів, що здійснюються в процесі використання водних ресурсів, запровадження механізму економічного стимулювання природоохоронної діяльності суб'єктів господарювання, ефективне планування стану водних ресурсів та зниження антропогенного тиску на них. У розвинених країнах досвід впровадження басейнового підходу налічує десятки, а подекуди, і сотні років. Україна здійснює процес реформування системи управління екологічною безпекою річкових басейнів, метою якого є досягнення відповідності цієї системи розробкам, здійсненим в Європейському Союзі, зокрема в рамках Водної Рамкової Директиви, але за організаційною структурою, територіальними ознаками зон діяльності басейнових органів, розподілом компетенцій між водогосподарськими, природоохоронними й іншими органами та економічним механізмом регулювання водних відносин управління екологічною безпекою на рівні басейну не можна вважати ефективним, воно потребує суттєвого методологічного та нормативного вдосконалення.

### **1.3 Методичні підходи до визначення екологічних ризиків в умовах впровадження басейнового підходу**

На сьогодні концепція оцінки ризиків розглядається в якості головного механізму прийняття управлінських рішень практично у всіх країнах світу як на

державному або регіональному рівнях, так і на рівні окремого виробництва або іншого потенціального джерела забруднення довкілля.

Реалізуючи положення ВРД при ідентифікації пріоритетних небезпечних речовин слід брати до уваги принцип передбачливості, покладаючись, зокрема, на встановлення потенційно негативних наслідків впливу даного продукту та на наукову оцінку ризику [18].

У статті 16 ВРД наголошується, що Європейський Парламент та Рада повинні вжити конкретних заходів проти забруднення води окремими речовинами-забрудниками або групами речовин-забрудників, які створюють значний ризик для водного середовища або через нього, включаючи такі ризики для вод, які використовуються для забору питної води.

Ризик, як кількісна міра небезпеки, вже широко застосовується у світовій практиці для обґрунтованого порівняння безпеки різних галузей економіки, типів робіт, аргументації соціальних переваг, оцінки ймовірності реалізації тих чи інших небажаних наслідків і інших цілей [45].

В Україні термін «екологічний ризик» офіційно використовується з 1995 р. з прийняття Верховною Радою Закону України «Про екологічну експертизу». В нашій країні, на відміну від більшості розвинутих країн світу, немає не лише офіційно затвердженої методики обчислювання величини екологічного ризику, але навіть у визначення, що таке «екологічний ризик», вкладають різні уявлення [46].

На сьогодні ряд термінів, що стосуються проблеми екологічних ризиків, не має однозначного тлумачення. Нормативна база проблем екологічної безпеки в широкому її розумінні в нашій країні базується на Конституції й Законах України. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» [47] у статтях 1 – 3 визначає завдання законодавства в сфері забезпечення екологічної безпеки. Статті 26 – 30 установлюють «обов'язковість екологічної експертизи», а ст. 31 – 33 – установлюють екологічні нормативи.

Водний кодекс України [22] у ст. 22 ставить перед екологічною експертизою завдання: «...забезпечення екологічної безпеки...», а ст. 33 – 38

установлюють нормативи екологічної безпеки водокористування.

Для ліквідації невідповідностей між законодавчими актами різних відомств 16 серпня 1999 р. прийнята Постанова КМУ про твердження «Концепції адаптації законодавства України до законодавства Європейського союзу» [48] і ратифікація в 1999 р. Конвенції «Про доступ до інформації, участі громадськості в процесі прийняття розв'язків і доступі до правосуддя з питань, які стосуються навколишнього середовища» [49] (Орхуська конвенція). Для виконання Указу Президента України від 14.09.2000 г. № 1072 «Про програму інтеграції України в Європейський союз» [50] урядом розробляється й впроваджується деталізована програма наближення природоохоронного законодавства до законодавства ЄС.

В роботі [51] наведено наступне визначення: «екологічний ризик являє собою ймовірність порушення стійкості екосистем, у тому числі і за рахунок можливої втрати генетичного різноманіття, та виникнення несприятливих ефектів для життєдіяльності суспільства (зокрема для здоров'я населення), внаслідок зміни стану навколишнього природного середовища під впливом антропогенних та природних чинників або як результат їх взаємодії».

З цього визначення зрозуміло, що в узагальненому вигляді екологічний ризик зводиться до двох типів:

- ризик порушення стійкості екосистем в результаті реального і потенційного забруднення навколишнього природного середовища;
- ризик для здоров'я населення, який є ймовірністю виникнення несприятливих для здоров'я ефектів.

Також це – ймовірність здійснення небажаної для екосистеми події, яка завдасть їй збитку. Значення ймовірності оцінюється для певного тимчасового інтервалу, або декількох інтервалів (наприклад, 1 рік, 3 року, 10 років і т.п.). Ці оцінки можна також розраховувати для певних сценаріїв господарського використання водних об'єктів у зоні впливу так званої «гарячої точки». Значення ймовірності лежить в інтервалі від 0 (ризик немає) до 1 (ризик здійснився) [52].

У вузькому розумінні, екологічний ризик, на думку А. В. Яблокова [53], проявляється у втраті генетичної різноманітності, тобто зникненні популяції якого-небудь виду під впливом антропогенних факторів. Наприклад, у США для населення прийнята практика розрахунків екологічного ризику від забруднюючих речовин, що надходять трьома шляхами: з питною водою, їжею (забруднені токсикантами морепродукти та риба) і випадковому попаданні при активному або пасивному відпочинку на водних об'єктах [54].

На думку [55] розподіл ризиків на екологічні та ризики загрози здоров'ю є умовними та неоднозначними. У 1994 р. декілька міжнародних організацій – Програма ООН з навколишнього середовища (UNEP), Організація об'єднаних націй з промислового розвитку (UNIDO), Міжнародна агенція з атомної енергії (ІАЕА) та Всесвітня організація охорони здоров'я (WHO) – розробили рекомендації з оцінки та управління ризиками, пов'язаними із загрозами здоров'ю людей та станом середовища існування в результаті впливу енергетичних та промислових комплексів.

У роботі [56] зазначається, що екологічні ризики орієнтовані на оцінку результативного стану навколишнього природного середовища з визначенням ступеню негативного впливу процесів дестабілізації за характеристиками невідповідності нормативним показникам (ГДК, ГДС). Ризик оцінка являє собою узагальнену інформацію про рівні та наслідки дії шкідливих та небезпечних факторів на природні об'єкти:

$$Risk = -P \cdot \ln(P), \quad P = \frac{C}{ГДК}, \quad (1.1)$$

де  $P$  – ступінь невідповідності (відхилення) нормативним показникам,

$ГДК$  – гранично-допустима концентрація, мг/м<sup>3</sup>;

$C$  – концентрація поллютанта, мг/м<sup>3</sup>;

Процедура оцінки ризику передбачає послідовну ідентифікацію небезпек, оцінку ризику впливів та характеристику ризику.

Останнім часом усе більшого поширення набуває підхід до оцінки ризику несприятливої події, що враховує не тільки ймовірність цієї події, але також і

можливі наслідки [57]. Таке «двомірне» визначення ризику використовується при його кількісній оцінці – ризик може бути визначеним як добуток ймовірності події на міру очікуваних наслідків [58].

Якщо на протязі періоду (найчастіше року) може виникнути декілька небезпечних подій, то показником ризику слугує сума збитків від усіх можливих подій [59]:

$$R = \sum_{i=1}^n p_i U_i, \quad (1.2)$$

де  $R$  – кількісна міра ризику (середній ризик), що виражається у тих же показниках, що і збиток;

$n$  – число можливих варіантів збитків при настанні несприятливої події, включаючи нульовий збиток;

$P_i$  – ймовірність настання несприятливої події (групи подій);

$U_i$  – величина збитків у вартісному вираженні [59, 60]:

$$U = \sum_{i=1}^n W_i C_i, \quad (1.3)$$

де  $W_i$  – узагальнена складова прогнозованої шкоди за різними компонентами довкілля;

$C_i$  – ціна  $i$ -тої складової шкоди на одиницю вимірювання з урахуванням її соціально-економічного значення.

Інформаційною основою для оцінки екологічних ризиків є інформація про різноманітні процеси та явища, результати моніторингу екологічної обстановки, дані оцінки впливу на довкілля, екологічної експертизи та аудиту, екологічної та санітарно-гігієнічної паспортизації [61].

В останнє десятиліття широко використовується підхід до визначення величин змін екологічного стану водних об'єктів за «Методикою оцінки екологічних ризиків, що виникають при впливі джерел забруднення на водні об'єкти» [62], розробленій у 2004 р. на основі адаптації «Загальних вказівок з оцінки екологічних ризиків» Міністерства охорони навколишнього середовища Канади [63]. Була показана можливість її застосування в системі



трансграничного моніторингу, для екологічного прогнозування, розробки заходів щодо охорони, збереження і поновлення ресурсів водних об'єктів. При використанні Методики місцеві та регіональні особливості формування екологічного стану поверхневих вод враховуються за сумарним антропогенним навантаженням на водний об'єкт. Методика дозволяє розраховувати екологічні ризики за малими вибірками, що в багатьох випадках заощаджує час, матеріали та засоби. Пропонується також перехід від критеріїв методики оцінки ризиків (імовірності погіршення екологічного стану поверхневих вод) до критеріїв ВРД (імовірності зниження екологічного статусу водного об'єкта).

Офіційно затвердженим документом в Україні з визначення ризику є методика обчислення величини ризику для здоров'я населення при забрудненні атмосферного повітря [64]. У 2009 році в Україні розроблено зміни та доповнення до пункту 2.45 ДБН А.2.2-1-2003 щодо оцінки ризику впливу планованої діяльності на навколишнє середовище [65], де представлено методику обчислювання величини ризику для здоров'я населення при забрудненні атмосферного повітря, а для інших компонентів довкілля рекомендовано використовувати методику [66], в якій регламентується оцінка ризику для здоров'я населення при впливі хімічних речовин, що забруднюють довкілля, з метою здійснення соціально-гігієнічного моніторингу, оцінки шкоди здоров'ю людини, визначення меж санітарно захисних зон та ін.

В Росії використовують два основні підходи до оцінювання ризику для здоров'я населення: відповідно до наукового підходу Агентства з охорони навколишнього середовища США (EPA US) та метод оцінки потенційного ризику здоров'ю населення, розроблений під керівництвом професора С.М. Новікова [67]. Необхідно зауважити, що ці методи мають принципову відмінність: якщо американська методика дозволяє дійсно визначити небезпеку підвищення захворюваності населення онкологічними (канцерогенний ризик) або іншими хворобами, то методика оцінки потенційного ризику показує рівень забруднення компонентів навколишнього природного середовища і розглядає негативні наслідки не в появі додаткових випадків захворювань, а як

імовірність рефлекторних реакцій (відчуття роздратування, неприємного запаху тощо) чи ефектів психологічного дискомфорту, що також розцінюється як факт порушення здоров'я. Цей підхід застосовують за рівня забруднення об'єкта середовища існування до 10 – 15 ГДК [67].

В роботі [68] дано оцінку якості рекреаційних водних ресурсів на основі обчислення показника прийнятності потенційного ризику здоров'ю населення при рекреаційному водокористуванні та проранжовано адміністративні райони Харківської області за цією величиною.

В роботі [69] проаналізовано якісний стан р. Сіверський Донець у межах Харківської області та пропонується визначення рівня небезпеки рекреаційного водокористування річки Сіверський Донець на основі американського наукового підходу до оцінювання ризику для здоров'я населення.

Автори дослідження [70] пропонують новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки, який базується на визначенні поняття «екологічний ризик для поверхневих вод» як ймовірності небажаних наслідків для водних екосистем і їх компонентів внаслідок дії антропогенних і природних чинників, в тому числі погіршення екологічного стану поверхневих вод [71]. При визначенні екологічного ризику за «еталонну» якість води прийнято екологічні нормативи якості поверхневих вод, що являють собою науково обґрунтовані кількісні значення показників екологічного стану поверхневих вод (гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні, бактеріологічні, специфічних речовин), які відображають природний стан екосистеми водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності з покращання або збереження його екологічного благополуччя. При застосуванні нової методики [71] оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів пропонується в якості екологічного нормативу приймати верхню межу 3 категорії класифікації якості поверхневих вод [72], що відповідає II класу з добрим станом. При трактуванні отриманих величин екологічного ризику пропонується користуватися спеціальною ранговою шкалою (табл. В.1, додаток В).

До особливостей цього методу оцінки екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів необхідно віднести ту обставину, що у відповідності з методикою до розрахунку включаються тільки ті речовини, що перевищують екологічний норматив, який визначається як верхня межа 3-ї категорії класифікації якості поверхневих вод [72], що, на думку авторів, дає змогу не згладжувати та прикрашувати існуючий стан річок.

#### **1.4 Огляд існуючих моделей динаміки екологічного стану водних об'єктів**

Теоретичні обґрунтування й практичні підходи до рішення завдань управління екологічною безпекою природних вод досить детально описані в науковій літературі, розробці та застосуванню методів системного аналізу та математичного моделювання стосовно водних об'єктів присвячено низку збірок та монографій як у нашій країні, так і за її межами.

Зокрема в [73] наводиться математичний опис процесу конвективно-дифузійного переносу та перетворення речовини, а також типізація та схематизація водних об'єктів та побудова моделей, визначено основні види детермінованих та імовірнісних моделей екологічного стану поверхневих вод водних об'єктів.

В [74] розглядається застосування деяких уявлень та методів системного аналізу в системах управління якістю води, наводяться математичні та обчислювальні методи моделювання технічних систем; застосування статистичних методів в задачах контролю забруднення води.

Математичні моделі дозволяють спланувати стратегію управління екологічним станом води в джерелі та оцінити наслідки її реалізації [75].

Практично усі відомі методи математичного моделювання присвячені розгляду певної окремої задачі, що характеризує один із аспектів водокористування та управління екологічним станом вод, а математичної моделі, яка б могла бути покладена в основу управління екологічною безпекою

водних ресурсів басейну в цілому, на сьогодні не створено.

Усі відомі моделі можна розбити на два класи – оптимізаційні та імітаційні. Перші призначені для визначення оптимальної стратегії господарювання й для вибору оптимального плану водоохоронних заходів. Відповідні математичні моделі дозволяють обґрунтувати різні види платежів і нормативні документи. Вони сприяють виробленню раціональної стратегії із визначеними пріоритетами водоохоронної діяльності, з точною адресністю фінансових вкладень, певними нормативами й забезпеченням правових і контролюючих функцій [75]. При цьому розгляд ведеться в масштабах цілого регіону, наприклад, басейну ріки або великої його частини. Обґрунтування регіональної стратегії базується на спрощених моделях зміни екологічного стану поверхневих вод й методах оптимізації. При всій ефективності оптимізаційних моделей для відбору й аналізу способів управління якістю води, за їх допомогою не можливо точно прогнозувати усі наслідки, які можуть виникнути в результаті вибору будь-якої політики управління. Прикладом подібного роду моделювання можуть служити такі моделі лінійного програмування, як моделі управління якістю води або міжрегіональні моделі [76, 77].

Імітаційні моделі використовуються для одержання довгострокових (перспективних) прогнозів і для оперативного управління водними ресурсами. При оперативному управлінні імітаційні моделі використовуються для прогнозування безпосереднього впливу на стан водного середовища будь-якої події (аварійного скидання забруднюючих речовин тощо). Отримані результати використовуються для вибору екстрених заходів, що забезпечують зниження або повне запобігання збитку від подібних випадків [78].

При побудові математичних моделей екологічного стану водного середовища необхідно оцінювати якість води за допомогою однієї або декількох числових величин, тобто провести формалізацію параметра "екологічний стан води". Екологічний стан природних вод характеризується сукупністю фізичних, хімічних і біологічних показників, що визначають

ступінь придатності води для конкретних видів водокористування і охорони навколишнього середовища, що відповідають вимогам [79 – 81]. Він характеризується складом і кількістю розчинених і зважених у воді речовин, вмістом біомаси та мікроорганізмів, температурою й іншими фізичними характеристиками. Дійсне число компонентів екосистеми може бути нескінченно великим, можна виділяти десятки і сотні різних параметрів [82]. Тому індивідуальний облік у моделі кожної з них неможливий і марний. Залежно від характеру завдання та на основі наявних результатів дослідження екосистеми, більшою частиною компонентів зневажають. Як правило, реальні методи використовують кілька найпростіших параметрів: розчинений кисень, біологічне споживання кисню, концентрація домішок тощо.

Вибір базових моделей екологічного стану води визначається потребами розв'язуваних завдань аналізу фактичного стану та прогнозування тенденцій зміни екологічного стану водних ресурсів при зміні водогосподарчої політики й при аварійних ситуаціях. Розроблені моделі екологічного стану ресурсів прийнятні для використання у завданнях з управління якістю води у водних об'єктах, тому що прогноз екологічного стану в остаточному підсумку призначений для оцінки впливу водоохоронних заходів. У цей час існує досить великий клас моделей екологічного стану поверхневих вод, починаючи з перших класичних моделей Фелпса та Стритера [75 – 77], що запропонували формули для розрахунку динаміки біохімічної потреби кисню (БПК) і розчиненого кисню (РК) [83], і закінчуючи сучасними програмними розрахунковими комплексами, що детально моделюють основні гідрологічні та гідрохімічні процеси [84 – 91]. Найбільш відомі в цей час наступні моделі екологічного стану поверхневих вод:

- імовірнісна модель для стохастичних навантажень консервативних забруднювачів;
- Модель Стритера – Фелпса для потоку розчиненого кисню й БПК;
- спрощені моделі зважених речовин;
- моделі мікрзабруднювачів, що враховують абсорбцію й інші процеси

[75];

Однією з найважливіших характеристик екологічного стану води є концентрація розчиненого в ній кисню – необхідного елементу для забезпечення життєдіяльності водотоку або водойми. В класичній моделі Стритера – Фелпса розглядається система, що складається з води та розчинених у ній кисню та органічних речовин. У цій моделі концентрація розчиненого кисню та органічних відходів взаємопов'язані [92]. Розкладання відходів відбувається під впливом бактерій, що викликають біохімічну реакцію з використанням розчиненого у воді кисню.

Швидкість розкладання органічних речовин описується рівнянням

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L, \quad (1.4)$$

де  $L(t)$  – концентрація органічної речовини, мг/м<sup>3</sup>,  $t$  – час, с;  $k_1$  – коефіцієнт розкладання органічної речовини, 1/с.

Позначимо  $D$  – дефіцит кисню, тобто  $D = q - q_0$ , де  $q$  – реальна концентрація кисню у воді,  $q_0$  – рівноважна концентрація кисню, що має місце при відсутності забруднення.

Динаміка дефіциту кисню описується звичайним диференціальним рівнянням виду

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D, \quad (1.5)$$

де  $k_1$  – коефіцієнт аерації, 1/с.

Рівняння (1.4) та (1.5) були аналітично розв'язані Фелпсом і Стритером для ділянки ріки, і на сьогодні широко використовуються в розрахунках [75, 78, 93, 94].

В роботі [93] запропоновано в процес самоочищення, що описаний за допомогою рівнянь (1.4) та (1.5), включати самоочищення за допомогою біофільтра шляхом додавання складової  $-kL$  в (4.3):

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L - kL \quad (1.6)$$

де,  $k$  – константа швидкості вилучення органічних забруднень, 1/с, обрховується за допомогою формули

$$k = k_{20} \cdot 1,047^{T-20} \quad (1.7)$$

Тут  $k_{20}$  – константа швидкості біохімічних процесів у стічній воді при температурі 20<sup>0</sup>С,  $T$  – температура стічної води, <sup>0</sup>С. Для визначення коефіцієнта  $k_1$  використовують формули

$$k_1 = 10\alpha F_2 + \beta, \quad (1.8)$$

$$F_2 = \frac{H^x B_{y0}^y k_t^c}{qz}, \quad (1.9)$$

де  $\alpha$ ,  $\beta$  – постійні коефіцієнти, що визначаються з таблиці 25 [95, С. 80]. Таким чином, модифікація моделі самоочищення Стритера – Фелпса з додаванням біофільтра, описується системою звичайних диференційних рівнянь (1.5), (1.6) з відповідними початковими умовами:

$$\begin{aligned} \frac{dL}{dt} &= -k_1 L - kL, \\ \frac{dD}{dt} &= k_1 L - k_2 D, \end{aligned} \quad (1.10)$$

$$L(0) = L^0, \quad D(0) = D^0 \quad (1.11)$$

Модифікація побудованої моделі (1.10), (1.11) для двомірного випадку полягає у додаванні в систему (1.10) оператора дифузії  $\Delta = \lambda \left( \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} \right)$  і конвективного члена  $\left( U \frac{\partial}{\partial x} + V \frac{\partial}{\partial y} \right)$ , в результаті чого модель набуває виду системи диференційних рівнянь у часткових похідних

$$\begin{aligned} \frac{\partial L}{\partial t} + \left( U \frac{\partial L}{\partial x} + V \frac{\partial L}{\partial y} \right) &= \lambda_L \left( \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 L}{\partial y^2} \right) - k_1 L - kL, \\ \frac{\partial D}{\partial t} + \left( U \frac{\partial D}{\partial x} + V \frac{\partial D}{\partial y} \right) &= \lambda_D \left( \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 D}{\partial y^2} \right) - k_1 L - kD, \end{aligned} \quad (1.12)$$

з відповідними початковими

$$L(x, y, 0) = L^{noc}(x, y), \quad D(x, y, 0) = D^{noc}(x, y) \quad (1.13)$$

та граничними умовами

$$\left. \frac{\partial L}{\partial x} \right|_{x=0} = \left. \frac{\partial L}{\partial x} \right|_{x=L_x} = 0, \quad \left. \frac{\partial L}{\partial y} \right|_{y=0} = \left. \frac{\partial L}{\partial y} \right|_{y=L_y} = 0, \quad (1.14)$$

$$\left. \frac{\partial D}{\partial x} \right|_{x=0} = \left. \frac{\partial D}{\partial x} \right|_{x=D_x} = 0, \quad \left. \frac{\partial D}{\partial y} \right|_{y=0} = \left. \frac{\partial D}{\partial y} \right|_{y=D_y} = 0, \quad (1.15)$$

де  $U > 0$ ,  $V = 0$  – компоненти вектора швидкості течії річки, м/с;  $\lambda_L$ ,  $\lambda_D$  – коефіцієнти дифузії. Розв'язок задачі (1.12) – (1.15) шукається в області  $\bar{Q} = \bar{G} \times [0, T]$ ,  $\bar{G} = \{(x, y) | 0 \leq x \leq L_x, 0 \leq y \leq L_y\}$ .

В роботі [93] використовується модифікація моделі розчиненого кисню – біологічної потреби кисню в наближенні кінетики першого порядку.

При нехтуванні повздовжньою дисперсією домішки для випадку неусталеного руху води та нестационарних кінетичних процесів рівняння моделі РК – БПК виглядає наступним чином

$$\begin{aligned} \frac{\partial(C \cdot w)}{\partial t} &= \frac{\partial(C \cdot Q)}{\partial x} - (K_1 + K_3) \cdot C \cdot w + G, \\ \frac{\partial(D \cdot w)}{\partial t} &= \frac{\partial(D \cdot Q)}{\partial x} - K_2 \cdot D \cdot w + K_1 \cdot C \cdot w + J \cdot B, \end{aligned} \quad (1.16)$$

де  $t$  – час, с;  $C(x, t)$  – концентрація біохімічної потреби в кисні, г/м<sup>3</sup>;  $D(x, t)$  – дефіцит кисню, г/м<sup>3</sup>;  $x$  – повздовжня координата вздовж русла, м;  $Q$  – витрата води, м<sup>3</sup>/с;  $B$  – ширина вільної поверхні водотоку, м;  $w$  – площа поперечного сечення водотоку, м<sup>2</sup>;  $u$  – середня за сеченням швидкість водотоку, м/с;  $G_j$  – шляхове навантаження на одиницю довжини водотоку, г/м·с;  $J$  – щільність кисневого потоку, обумовленого фотосинтезом та поглинанням донними відкладами, г/м<sup>2</sup>·с;  $K_1$  – коефіцієнт біохімічного розпаду біохімічної потреби в кисні, с<sup>-1</sup>;  $K_2$  – коефіцієнт реаерації, с<sup>-1</sup>;  $K_3$  – коефіцієнт фізичного видалення біохімічної потреби в кисні, с<sup>-1</sup>.

Дефіцит кисню  $D(x, t)$  визначається як

$$D = O_{2S} - O_2 \quad (1.17)$$

де  $O_2$  – вміст кисню у воді, г/м<sup>3</sup>;  $O_{2S}$  – гранична рівноважна концентрація кисню у воді, г/м<sup>3</sup>.



Динамічні моделі екологічного стану поверхневих вод дозволяють виявити та оцінити особливості просторово-часової динаміки поля концентрації забруднюючих речовин залежно від гідрометеоумов, морфометричних характеристик водотоків, розташування та інтенсивності стаціонарних й аварійних джерел забруднень річкової системи, інтенсивності процесу біохімічної деструкції.

Математичне моделювання масопереносу забруднюючих речовин у річкових системах часто супроводжується труднощами, обумовленими просторово-часовою неоднорідністю досліджуваного процесу. Для моделювання екологічного стану води на окремій ділянці річки найбільш широко використовується система рівнянь турбулентної дифузії, що дозволяє розрахувати концентрацію домішок з будь-якою точністю [75, 96 – 98].

*Гідродинамічна модель* базується на рівняннях нестационарної течії Сен-Венана, для опису річкової системи і течій, що мають вид:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (1.18)$$

(рівняння нерозривності),

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(aQ^2/A)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{gQ|Q|}{K_c^2 AR} = 0 \quad (1.19)$$

(рівняння кількості руху).

У цих рівняннях:  $Q$  – витрата потоку,  $q$  – бічний приплив,  $h$  – глибина потоку,  $A$  – площа поперечного перерізу потоку,  $R$  – гідравлічний радіус,  $K_c$  – коефіцієнт Шезі,  $a$  – коефіцієнт Буссинеска,  $g$  – прискорення вільного падіння,  $x$  – протяжність водотоком,  $t$  – час.

*Модель конвективної дифузії* і пов'язаних наносів базується на рішенні одномірного рівняння збереження маси розчиненої або зваженої речовини. Рівняння адвекції-дисперсії вирішується з використанням неявної кінцево-різнісної схеми [36]. Рівняння має вигляд:

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) = -AkC + C_{np}q \quad (1.20)$$

де  $C$  – концентрація,  $D$  – коефіцієнт дисперсії,  $A$  – площа поперечного перерізу,  $k$  – лінійний коефіцієнт розпаду,  $C_{np}$  – концентрація притоку,  $q$  – бічний приток,  $x$  – просторова координата,  $t$  – час.

Рівняння описує два механізми переносу – адвентивний з усередненим потоком і дисперсійний – обумовлений наявністю градієнта концентрації.

Задача розв’язується при наступних допущеннях:

- речовина рівномірно розподілена по поперечному перерізі потоку, приток негайно поширюється по площі перерізу;
- речовина консервативна або підпорядковується закону реакцій першого порядку;
- діє лінійний закон дифузії;
- на зовнішніх границях можуть бути задані відкриті та закриті граничні умови:

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0; \quad \frac{\partial C}{\partial x} = 0.$$

Коефіцієнт дисперсії визначається як функція швидкості потоку  $D = fVd$ , де  $D$  – коефіцієнт дисперсії,  $V$  – швидкість потоку,  $f$  – фактор дисперсії,  $d$  – безрозмірний показник. Одиниця виміру  $f$  залежить від вибору показника  $d$ .

Наведений апарат моделювання масопереносу є найбільш широко використовуваним і дозволяє з будь-якою точністю розраховувати концентрації домішок. Однак у ряді випадків це не завжди доречно. У випадку наближеного прогнозу може бути використана досить проста дискретна за часом і простором модель. У випадку неповноти вихідних даних, вона зводить нанівець переваги моделі з рівняннями в частинних похідних.

Серед *спрощених методів розрахунку* поширення забруднюючих речовин переважають аналітичні та евристичні. Аналітичні методи базуються на теоретичних залежностях поширення речовин для випадку разового скидання стічних вод. Математичні моделі будуються з урахуванням тих або інших допущень, а інколи евристичних міркувань, які не дозволяють беззастережно поширити їх на всі умови рік і водойм [75].

Спрощені методи розрахунку застосовуються у тих випадках, коли застосування чисельних методів рішення рівняння турбулентної дифузії стикається з труднощами, наприклад, у зв'язку з терміновістю поставленої задачі. Методи дозволяють обчислювати відстань до створу із заданим ступенем розведення або значення максимальної концентрації забруднюючої речовини на заданій відстані від місця випуску стічних вод.

*Експрес метод Державного гідрологічного інституту*, запропонований М.А.Бесцінною [99, 100]. Кратність розведення залежно від відстані до місця стоку визначається як:

$$\frac{1}{n(x)} = \frac{C_{\phi}}{C_{st}} + \eta(x) \quad (1.21)$$

де  $C_{\phi}$  – фонова концентрація,  $C_{st}$  – концентрація стічних вод,  $Q_{\phi}$  й  $Q_{st}$  – витрата води вище скидання та витрата стічних вод відповідно,  $\eta(x)$  – емпіричний коефіцієнт нерівномірності розподілу домішок в розрахунковому створі:

$$\eta(x) = \frac{0,14 \cdot Q_{st} \cdot \sqrt{\frac{N}{\tilde{H}}} \cdot B}{x \cdot (Q_{\phi} - Q_{st}) \cdot \phi} \quad (1.22)$$

де  $\phi$  – коефіцієнт звивистості русла,  $\phi = l_f / l_0$ ,  $l_f$  – довжина ділянки, виміряна за фарватером,  $l_0$  – довжина тієї ж ділянки по прямій,  $\tilde{H} = H/B$ , де  $H$  и  $B$  – відповідно, глибина й ширина русла,  $N$  – характеритичне число,  $N = MK_c/g$ ,  $K$  – коефіцієнт Шезі,  $g$  – прискорення вільного падіння,  $M$  – параметр залежний від величини  $K_c$

$$M = \begin{cases} 0,7 & K_c, K_c < 60 \\ 48, & K_c \geq 60 \end{cases}$$

Тоді виходячи з вище наведених формул

$$C_{kj} = \frac{C_{oi} \cdot q_0}{Q + q_0} \quad (1.23)$$

$C_{oi}$ ,  $C_{ki}$  – середні концентрації речовини відповідно на початку та кінці ділянки.

Оцінка зниження концентрації забруднюючих речовин при їх поширенні

річкою базується на здатності річки до самоочищення (природне зниження по довжині річки загальної маси забруднюючих речовин, що містяться у ній).

$$m_i = Q \cdot (C_{i0} - C_{ik}) \cdot T$$

де  $m_i$  – самоочищення річкової води від  $i$ -тої речовини на ділянці за період  $T$ ,  $Q$  – середня витрата води на ділянці.

Метод Таллінського політехнічного інституту, розроблений Л. Л. Паалем і В. А. Сууркаском [101, 102] ґрунтується на аналітичному розв'язку рівняння турбулентної дифузії стосовно найпростішого випадку. Отримані наступні розрахункові формули для обчислення максимальної концентрації забруднюючих неконсервативних (у загальному випадку) речовин у будь-якому заданому створі, якщо випуск стічних вод перебуває на відстані  $b$  від берега

$$C_{\max} = C_{\phi} + \frac{C_{st} \cdot Q_{st}}{H \cdot \sqrt{\pi \cdot v \cdot D_y^* \cdot x}} \times \frac{1}{\Phi \cdot (\xi_1 \cdot \sqrt{2}) - \Phi \cdot (\xi_2 \cdot \sqrt{2})} e^{-k \frac{x}{v}} \quad (1.24)$$

де

$$\xi_1 = \frac{-b \cdot \sqrt{v}}{2 \cdot \sqrt{D_y^* \cdot x}} \quad \xi_2 = \frac{(b - B) \cdot \sqrt{v}}{2 \cdot \sqrt{D_y^* \cdot x}} \quad (1.25)$$

У наведених формулах  $D_y^*$  – коефіцієнт дисперсії в поперечному напрямку;  $k$  – коефіцієнт розпаду. В умовах невеликих рік  $D_y^*$  пропонується визначати по формулі

$$D_y^* = \frac{41.6 \cdot R \cdot u}{\sqrt{\text{Re}}} \quad (1.26)$$

де  $R$  – гідравлічний радіус,  $u$  – динамічна швидкість потоку

$$u_* = \frac{v \cdot \sqrt{g}}{K_c} \quad (1.27)$$

$\text{Re}$  – число Рейнольдса, обумовлене як

$$\text{Re} = R \cdot v / K_v \quad (1.28)$$

де  $K_v$  – кінематичний коефіцієнт в'язкості потоку. Для рік з великою шириною ( $B > 100$ ) коефіцієнт поперечної дисперсії рекомендується обчислювати за формулою:

$$D_y^* = \frac{H \cdot v}{3524} \left( \frac{B}{H} \right)^{1,378} \quad (1.29)$$

Слід зазначити, що результати розрахунків за кожним із методів можуть дати задовільний збіг з натурними даними, якщо вхідні в них емпіричні коефіцієнти уточнити шляхом проведення попередніх експериментальних досліджень на розглянутому водному об'єкті.

### **Висновки до розділу та постановка завдання дослідження**

1) Управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну та інтегроване управління водними ресурсами здатні забезпечити екологізацію усіх управлінських дій та заходів, що здійснюються в процесі використання водних ресурсів, запровадження механізму економічного стимулювання природоохоронної діяльності суб'єктів господарювання, ефективне планування стану водних ресурсів та зниження антропогенного тиску на них. Україна здійснює процес реформування системи управління водними ресурсами, але це потребує суттєвого методологічного та нормативного вдосконалення.

2) В умовах реалізації положень ВРД ЄС, пріоритетними мають бути такі методи оцінки ризику, що враховують як саму ймовірність небажаної події так і визначення величини збитків, яких вона може завдати. Оцінка ризику для здоров'я населення при впливі хімічних речовин, що забруднюють довкілля, при реалізації положень ВРД ЄС є мало доречною через відсутність безпосереднього впливу на об'єкт дослідження ризику. Натомість визначення ризиків від екологічно небезпечних об'єктів господарства на довкілля в цілому та водні ресурси, зокрема, є доцільним та актуальним.

3) Виходячи з наведеного аналізу найбільш доцільним методом для моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод можна вважати двокомпонентну модель Стритера –

Фелпса та її модифікації (РК – БПК). В умовах відсутності належної лабораторної бази показники РК – БПК можна використовувати як індикаторні (сигнальні) показники забруднення водотоку, відповідно і моделі даного типу є найбільш простими та інформативними, оскільки вони можуть враховувати широкий спектр легкоокислюваних органічних сполук, що знаходяться у воді. Простота вимірювання біохімічної потреби в кисні та розчиненого кисню, наочність та доступність даних роблять цей метод одним за найкращих стандартних методів аналізу екологічного стану поверхневих вод.

На сьогодні в Україні є актуальним питання підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом розробки методичного забезпечення ефективної реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну. На підставі аналізу стану існуючої екологічної проблеми управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну та оцінки літературних джерел, а також сучасного стану водного господарства та водних об'єктів України, зокрема в Ізюмському районі Харківської області, сформульовано завдання дисертаційної роботи:

- дослідити вплив техногенно-небезпечних об'єктів на водне середовище;
- визначити оцінки показників техногенного ризику для поверхневих джерел водопостачання;
- обґрунтувати вибір індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання;
- побудувати математичну модель динаміки змін індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел питного водопостачання в залежності від сезонних умов і скидів очищених промислово-побутових вод;
- визначити прогнозовані оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів на підставі застосування математичної моделі;
- розробити рекомендації щодо системи екологічного моніторингу річкового басейну та з реконструкції очисних споруд промислово-побутових стоків.

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ

#### 2.1 Об'єкт і предмет дослідження

Об'єктом дослідження є забрудненість поверхневих джерел водопостачання, що формується під впливом чинників як водокористування, так і природоохоронних заходів.

Водні ресурси є головним об'єктом природокористування. Питання охорони і очистки водних ресурсів посідає провідне місце у програмах економічного, екологічного та соціального розвитку всіх країн світу. Людство щорічно витрачає на 3000 км<sup>3</sup> води більше, і потреба в ній зростає щорічно на 3,1 %. Глобальною екологічною проблемою сучасності стає забруднення і виснаження водних ресурсів. Інтенсивна техногенна діяльність людини призвела до катастрофічних змін в усіх компонентах біосфери, особливо в гідросфері. Це сприяло погіршенню якості природних поверхневих та підземних вод.

В усіх річкових басейнах України спостерігається суттєве зниження якості води. Технології підготовки води для населення в Україні розраховані на доведення природної води до якості питної лише у випадку, коли джерело водопостачання відповідає першій категорії, тобто вода є чистою. На сьогодні практично жодного поверхневого водого об'єкту в регіоні дослідження за ступенем забруднення води, екологічним станом та санітарнохімічними й мікробіологічними показниками не можна віднести до першої категорії.

Екологічний стан поверхневих вод характеризується цілою низкою показників, але в умовах необхідності прийняття рішень в екстремальних або напружених умовах дуже важливим є оперативна оцінка ситуації, яка можлива тільки при умові оцінки одного-двох індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану водойми чи водотоку, що в цілому характеризують цей стан.

Предмет дослідження – процеси управління екологічною безпекою водних ресурсів. На сьогодні в усіх розвинених країнах світу управління екологічної безпекою водних ресурсів здійснюється на підставі інтегрального підходу за басейновим принципом. В останні роки цей підхід впроваджується і в нашій державі. Передбачено поділ території країни на басейни відповідних річок, що підпорядковані басейновим управлінням водних ресурсів. В умовах впровадження басейнового підходу є актуальним завдання оптимізації мережі моніторингу поверхневих вод, що не можливе без індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану, що дозволяють здійснити оцінку та прогноз екологічного стану оперативного та з мінімальними витратами. В ході досліджень визначено індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану поверхневих вод та проведено дослідження їх динаміки з використанням вдосконаленої двокомпонентної моделі взаємодії розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню.

## **2.2 Електрохімічний метод визначення розчиненого кисню**

Електрохімічне визначення розчиненого кисню у воді проводиться за допомогою гальванічного електрода. У випадку полярографічного датчика катод виконаний із золота, а анод – зі срібла. Система замкнена в ланцюг усередині самого приладу, у якому на датчик подається постійний струм напругою 0,8 В, що поляризує обидва електрода.

Електроліт, що перебуває під мембраною, дозволяє електричному сигналу проходити від катода до анода. Далі цей сигнал іде до амперметра. Полярографічний датчик працює за принципом визначення варіацій електричного струму, що виникають через зміну парціального тиску кисню, у той час як потенціал залишається постійним – 0,8 В. Чим більше молекул кисню проходить через мембрану й відновлюється на катоді, тем більший струм визначається датчиком. Зі зменшенням концентрації кисню падає й напруга.



Хімічно даний принцип описується як окиснення срібла при відновленні кисню на золотому катоді: електрохімічна мембрана являє собою напівпровідниковий матеріал, що натягнутий на чутливий елемент та відділяє його від навколишнього середовища, одночасно пропускаючи усередину датчика розчинені гази.

У гальванічному датчику катод зазвичай виконаний зі срібла, а анод із цинку. Анод може бути зроблений і з іншого матеріалу, наприклад свинцю. Цей датчик також виконаний у вигляді замкнутого ланцюга, але на відміну від полярографічного, для його роботи не потрібен постійний струм. У такого роду датчика електроди настільки різні за складом, що поляризують один одного і відновлюють молекули кисню без присутності напруги.

Два типи стандартних мембран являють собою: мембрану, що натягається на датчик і утримується ущільнювальним кільцем, а також кришку із уже натягнутою мембраною, яка накручується на датчик.

Електрохімічні методи визначення розчиненого у воді кисню також є світовими стандартами [103] і мають більшу експресність у порівнянні із титрометричним визначенням. Саме з їхньою появою стало можливо докладно вивчати просторово-часові поля розчиненого кисню. Однак у цих методів існують і недоліки: якість вимірів буде залежати від ступеня циркуляції води навколо датчика і її перемішування. Проба води повинна бути постійно перемішана. При виникненні застійних умов показання будуть суттєво занижені [104–106].

Погрішність методу становить 2 % у діапазоні від 0 до 200 % насичення.

### **2.3 Визначення біохімічного споживання кисню**

Кількість кисню, витраченого за певний проміжок часу в процесі аеробного біохімічного окислення органічних речовин, що містяться в досліджуваній воді, називається біохімічним споживанням кисню.

Визначення проводиться у початковій або відповідно розбавленій пробі за різницею між вмістом кисню до та після інкубації при стандартних умовах. Стандартною була визнана тривалість часу інкубації п'ять діб при температурі 20<sup>0</sup>С без доступу повітря та світла. Споживання кисню, що визначається за цих умов, називається п'ятидобовим біохімічним споживанням кисню – БСК<sub>5</sub> [107].

Крім цих основних умов, що визначають сутність біохімічного споживання кисню, хід визначення обмежується наступними правилами, дотримання яких необхідно для отримання зрівняних результатів. В першу чергу необхідно дотримання умов, при яких під час визначення кількість кисню відповідала б споживанню. Це залежить від ступеню розбавлення проб з великим біохімічним споживанням кисню, від застосування однієї і тієї ж розчинюючої води і від способу обробки води перед аналізом.

Вміст кисню в аналізованій початковій чи розбавленій пробі повинен залишатися на протязі всього інкубаційного часу таким, щоб були забезпечені добрі умови для протікання аеробних біохімічних процесів. Ці умови будуть дотримані, якщо проба, що аналізується, або суміш проби та води, що розчиняє, буде насичена перед початком визначення киснем повітря і якщо під час інкубаційного періоду відбудеться зниження концентрації кисню на 2 мг/дм<sup>3</sup> і більше, але так, щоб залишена концентрація кисню через п'ять днів склала не менше 3 мг/дм<sup>3</sup>.

При аналізі проб, що обробляються без розбавлення, обмеження мінімального споживання кисню недопустиме, оскільки проби з БСК<sub>5</sub> нижче 2 мг/дм<sup>3</sup> будуть мати низьке споживання. Друга умова, що стосується залишкової концентрації кисню після п'яти днів інкубації (не менше 3 мг/дм<sup>3</sup>), повинна бути дотриманою.

Проба повинна бути на початку дослідження насичена киснем (приблизно 6,8 мг/дм<sup>3</sup> при 20<sup>0</sup>С). Наведені умови забезпечують для нерозчинених проб величину визначення БПК<sub>5</sub> від 0 мг/дм<sup>3</sup> до 6 мг/дм<sup>3</sup>.

Проби з більш високими величинами БПК<sub>5</sub> аналізують після розбавлення водою у такому співвідношенні, щоб були дотримані вищенаведені оптимальні

умови (на початку визначення – насичення киснем, мінімальне споживання 2 мг/дм<sup>3</sup>, залишкова концентрація 3 мг/дм<sup>3</sup>). Розбавлення проби виконують на підставі ймовірної величини БПК<sub>5</sub>. Для приблизного розрахунку потрібного розбавлення можна використовувати величину окиснюваності і БСК<sub>5</sub> для даного типу води. Проби, для яких не можна приблизно розрахувати величину БСК<sub>5</sub>, розбавляють двократно і більше. Результати, отримані при аналізі проб з різним розбавленням, не повинні бути однакові. Найбільш правильним вважається результат того визначення, при якому було використано приблизно 50% кисню, що був присутнім з початку.

Для розбавлення проби застосовують штучно приготовану розбавляючу воду, котра мінеральні поживні речовини у кількості, що забезпечує нормальне протікання аеробних біохімічних процесів. Тільки в особливих випадках застосовують розбавляючу воду із додаванням господарсько-побутової стічної або річкової води. Додатку вибирають з урахуванням характеру проби, що аналізується та мети визначення. При аналізі вод, склад яких такий же як і у господарсько-побутових стічних вод, чи вод, що очищаються разом з господарсько-побутовими водами, для добавки застосовують господарсько-побутову стічну воду. При аналізі стічних вод, що скидаються до річки, беруть для добавки стічну воду, взятую на декілька сотень метрів нижче скиду аналізуємої стічної води, оскільки вона містить адаптовані організми, котрі розкладають речовини, що містяться в досліджуваній стічній воді.

П'ятидобове біохімічне споживання кисню в мг/дм<sup>3</sup> нерозбавлених проб ( $x$ ), проб, розбавлених розбавляючою водою ( $y$ ), розраховують за наступними формулами (2.5 – 2.6):

$$x = a - b \quad (2.5)$$

$$y = \frac{a - b - c(1 - R)}{R} \quad (2.6)$$

де  $a$  – концентрація кисню на початку визначення, мг/дм<sup>3</sup>;  $b$  – концентрація кисню через п'ять діб, мг/дм<sup>3</sup>;  $c$  – концентрація кисню в розбавленій воді або в

розбавляючій воді з додаванням посіву (результат холостого досліду), мг/дм<sup>3</sup>; *R* – розбавлення.

#### **2.4 Визначання розчинених фторид-, хлорид-, нітрит-, ортофосфат-, бромід-, нітрат- і сульфат-іонів, методом рідинної хроматографії**

Для відбирання проб використовують нові або ретельно вимиті тефлонову або поліетиленову посудини. Щоб уникнути ризику забруднення проби, не можна використовувати для миття лабораторного посуду сильні мінеральні кислоти або лужні мийні розчини [108].

Після доставки проби в лабораторію її фільтрують через мембранний фільтр (із розміром отворів 0,45 мкм, щоб уникнути абсорбування аніонів твердими частками або конверсією аніонів культурою бактерій, які зростають. Треба уникати забруднювання проби мембраною (наприклад, фільтрують пробу і викидають першу порцію фільтрату).

Стабілізують пробу, охолодивши її до температури від 4 °С до 6 °С або заморожують до закінчення аналізування. У випадку, коли потрібно визначити нітрити, посудину з пробом заповнюють повністю.

Аналізують якомога швидше після узяття проби, щоб уникнути ризику зміни концентрації.

Щоб уникнути випадання осаду в колонці додають концентрат елюенту, тобто 1-на частина концентрату + 100 частин проби. Високий вміст карбонату в пробі може спричинити ефект інтерференції під час визначання вмісту фториду. Для зниження ефекту розведення, використовують процедуру калібрування розчинів. Розглядають можливість розведення проби, яка підлягає аналізуванню, водою і розчином концентрату елюенту.

Перш ніж ввести пробу в аналізатор її фільтрують повторно через мембранний фільтр (із розміром отворів 0,45 мкм), щоб видалити будь-яку присутню речовину. Потрібно пам'ятати про можливий ризик випадання будь-якого осаду, що містить аналізовану речовину. Якщо, окрім того, проба містить

органічні сполуки, такі як гумінові кислоти, використовують попередню колонку для захисту аналітичної розподільчої колонки.

## 2.5 Оцінка надійності результатів експериментів

Результати експериментів обробляти відповідно до рекомендацій Міжнародного Союзу чистої й прикладної хімії (ИИПАК) по методах визначення й формі позначення помилок і відхилень, одержуваних при масових аналітичних дослідженнях [109]. При цьому використали наступні формули:

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_i + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (2.7)$$

де  $n$  – загальне число повторних визначень;

$x$  – результати окремого визначення;

$i$  – поточний номер повторного визначення.

Дисперсія окремого результату:

$$S^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}, \quad (2.8)$$

де  $n - 1$  – число ступенів свободи кожного визначення.

Стандартне відхилення окремого результату:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}. \quad (2.9)$$

Стандартне відхилення середнього результату (середня квадратична помилка середнього арифметичного):

$$S_x = \frac{S}{\sqrt{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n \cdot (n-1)}}. \quad (2.10)$$

Точність визначення середнього результату:

$$E_\alpha = t_\gamma \cdot S_{\bar{x}}, \quad (2.11)$$

де  $\gamma$  - коефіцієнт надійності;

$t_\gamma$  - коефіцієнт Стюдента.

Відносна погрішність середнього результату:

$$\delta = \frac{E_\gamma}{\bar{x}} \cdot 100. \quad (2.12)$$

Відтворюваність досвідів перевіряли за критерієм Кохрена [109]

$$G = \frac{S_{\max}^2}{\sum_{i=1}^N (S_i^2)} \leq G(0,05; f_N; fx) \quad (2.13)$$

де  $N$  – число повторних досвідів;

$S_{\max}^2$  – найбільша дисперсія досвіду;

$G(0,05; f_N; fx)$  – табличне значення критерію Кохрена при 5%-му рівні

значимості;

$f_N = N$  – число незалежних оцінок;

$fx = n - 1$  – число ступенів свободи кожної оцінки.

Процес вважається відтвореним, якщо виконується нерівність (2.13) і будь-яке значення Кохрена, отримане розрахунковим шляхом за даними експериментів, менше його табличного значення.

При цьому дисперсія відтворюваності (помилка досвіду) визначається по формулі:

$$S_Y^2 = \frac{\sum_{X=1}^N S_X^2}{N}. \quad (2.14)$$

З нею зв'язане число ступенів вільності  $f_N = N(n - 1)$ .

Оцінку дисперсій середнього значення розраховують по формулі:

$$S_y^2 = \frac{S_y^2}{n}. \quad (2.15)$$

На підставі повного факторного експерименту розраховуються коефіцієнти регресії по формулах:

$$b_0 = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N y_j, \quad (2.16)$$

$$b_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N x_{ji} y_j, \quad (2.17)$$

$$b_{lm} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N x_{ji} x_{jm} y_j, \quad (\text{де } l \neq m). \quad (2.18)$$

Для встановлення значимості коефіцієнтів необхідно насамперед розрахувати оцінку дисперсії, з якої вони визначаються:

$$S_b^2 = \frac{S_x^2}{n}. \quad (2.19)$$

Слід зазначити, що за допомогою повного факторного експерименту всі коефіцієнти визначаються з однаковою погрішністю.

Прийнято вважати, що коефіцієнт регресії значимо, якщо виконується умова

$$|b| \geq S_b t_\gamma, \quad (2.20)$$

де  $t_\gamma$  - коефіцієнт Стюдента .

Одержавши рівняння регресії, необхідно перевірити його адекватність. Встановлення адекватності – це визначення погрішності апроксимації.

Для встановлення адекватності необхідно розрахувати експериментальне значення критерію Фішера –  $F_p$  і порівняти його з теоретичним  $F_T$ , що приймається при необхідній довірчій імовірності  $P = 0,95$ .

Критерій Фішера являє собою наступне співвідношення:

$$F_p = \frac{\max(S_{a\partial}^2, S_y^2)}{\min(S_{a\partial}^2, S_y^2)}, \quad (2.21)$$

де  $S_{a\partial}^2$  – оцінка дисперсії адекватності.

Оцінку дисперсії адекватності варто визначати по формулі:

$$S_{a\partial}^2 = \frac{\sum_{j=1}^n (y_j^e - y_j^p)^2}{n - B}, \quad (2.22)$$

де:  $n$  – загальне число досвідів повного факторного експерименту;

$y$  – кількість коефіцієнтів регресії, включаючи й вільний член;

$y_j^e, y_j^p$  – експериментальне й розрахункове значення функції відгуку в  $j$  –

тім досвіді.

З оцінкою адекватності зв'язане число ступенів вільності

$$f_{ad} = N - B. \quad (2.23)$$

Рівняння регресії адекватно, якщо виконується умова

$$F_p \leq F_T. \quad (2.24)$$

Відтворюваність дослідних даних у межах довірчого інтервалу

$$\bar{x} - t_\gamma \cdot \frac{S_x}{\sqrt{n}} < a < \bar{x} + t_\gamma + t_\gamma \cdot \frac{S}{\sqrt{n}}, \quad (2.25)$$

де:  $a$  – довірчий інтервал;

$\bar{x}$  – середнє арифметичне дослідних даних;

$t_\gamma$  – коефіцієнт Стьюдента ;

$S_x$  – середня квадратична помилка середнього арифметичного дослідних даних.

Перевірка відтворюваності досвідів показала, що процес відтворюємо, тому що будь-яке значення критерію Кохрена, отримане розрахунковим шляхом, менше його табличного значення, рівного 0,8709.

Обробку експериментальних даних виконували за допомогою вільного крос-платформового пакету програм LibreOffice.

## **Висновки до розділу 2**

1. Методи проведення експериментальних досліджень базуються на фізичному і математичному моделюванні досліджуваних процесів.

2. Для визначення розчиненого кисню, біохімічного споживання кисню, визначення розчинених фторид-, хлорид-, нітрит-, ортофосфат-, бромід-, нітрат- і сульфат-іонів використовували методики, визначені відповідними державними стандартами.

3. Результати експериментів обраховували методом сучасної математичної статистики.



### РОЗДІЛ 3

## ВПЛИВ НА ЕКОЛОГІЧНУ БЕЗПЕКУ ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ КОМУНАЛЬНОГО ПІДПРИЄМСТВА ВОДОВІДВЕДЕННЯ

Сіверський Донець є найбільшою річкою на найважливішим джерелом прісної води сходу України. Басейн річки розташований на територіях Харківської, Донецької та Луганської областей України і представляє собою урбанізований регіон з високим рівнем розвитку промисловості та сільського господарства. Структура водокористування, що склалася у басейні р. Сіверський Донець, представлена усіма видами водокористування, в тому числі з великим обсягом споживання води та екологічно небезпечними виробництвами.

Ізюмське комунально-виробниче водопровідно-каналізаційне підприємство відповідно до критеріїв, за якими оцінюється ступінь екологічного ризику від провадження господарської діяльності у сфері використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів, відноситься до суб'єктів господарювання з високим ступенем ризику [110]. Ці критерії устанавлюються з метою проведення оцінки господарської діяльності, пов'язаної із забезпеченням надійності водопостачання, безпеки для життя і здоров'я населення, із запобіганням виникненню загрози навколишньому природному середовищу, на їх основі визначається ступінь екологічного ризику – високий, середній та незначний.

Тому необхідно було провести аналіз екологічного стану поверхневих джерел водопостачання, оцінити вплив ІКВ ВКП на поверхневі джерела водопостачання та розрахувати екологічні ризики від впливу ІКВ ВКП на поверхневі джерела водопостачання.

### **3.1 Оцінка екологічного стану поверхневих вод в районі розміщення комунального підприємства водовідведення**

Проблемі екологічного стану р. Сіверський Донець присвячено ряд досліджень, зокрема, відповідно до результатів дослідження [111] стан води у верхній частині річки в межах Харківської області оцінюється як «добрий» для визначення екологічного стану та «досить чистий» для визначення ступеня чистоти; придатною для використання з метою водозабезпечення для питних потреб є тільки ділянка р. Сіверського Дінця у верхній течії (орієнтовно вище 850 км) за умов застосування інтенсивних методів очищення води.

Дослідження впливу великих міст регіону на формування кисневого режиму води у басейні Сіверського Дінця показали спроможність екосистеми басейну до самоочищення. На окремих ділянках процеси самоочищення уповільнені. Вміст кисню в створі нижче м. Харків менший на 30 % внаслідок потужного техногенного навантаження [112].

Дослідниками [113] відзначається, що вода, що виходить із Белгородської області (за даними прикордонного створу с. Стара Таволжанка Белгородської області) за останні роки незмінно характеризується як помірно забруднена: вміст міді становить 2,83 ГДК, нітритів – 1,75 ГДК, загального заліза – 1,78 ГДК, фосфору – 1,39 ГДК, а значення БСК<sub>5</sub> – 1,2 ГДК.

В роботі [114] визначено рівень небезпеки рекреаційного водокористування річки Сіверський Донець в межах Харківської області на основі американського наукового підходу до оцінювання ризику для здоров'я населення [115], яким передбачено розрахунок окремо канцерогенного і неканцерогенного ризиків для здоров'я населення. На підставі цього відзначено, що ранжування постів спостереження за якісним станом річки у межах Харківської області за величиною індексу небезпеки показало термінову необхідність упровадження природоохоронних заходів у районі розташування м. Ізюм, с. Хорошево, с. Есхар та в м. Харків.

Автори [116] відповідно до розробленої ними нової методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних екосистем визначили перелік річок басейну р. Сіверський Донець в Харківській області, які потребують негайного впровадження природоохоронних заходів на основі аналізу джерел їх забруднення.

Дослідниками [117] показано, що для північної частини басейну (р. Сіверський Донець на ділянці від с. Огірцеве до м. Ізюм та річки Уди, Лопань, Вовча, Оскіл) у формуванні хімічного складу поверхневих вод домінують природні чинники. Фізико-географічні умови басейну та гідрологічний режим річок визначають як сезонну, так і багаторічну динаміку загальної мінералізації і окремих елементів хімічного складу поверхневих вод. Встановлено, що у формуванні хімічного складу поверхневих вод центральної та південної частини басейну (р. Сіверський Донець на ділянці від м. Ізюм до с. Кружилівка, лівобережних приток – річки Червона, Борова та правобережних приток – річки Сухий Торець, Казенний Торець, Лугань, Бахмут, Мокра Плотва, Біленька) значну роль відіграють техногенні чинники.

Задля виявлення небажаних тенденцій погіршення складу води р. Сіверський Донець були відібрані проби вище і нижче м. Ізюм (табл. Г.1 і Г.2 додатку Г).

Наведені дані свідчать, що вода р. Сіверський Донець у відповідності до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо екологічного стану поверхневих вод і правила вибирання» [79] вище та нижче м. Ізюм за 5-ма показниками відноситься до 4-го класу (посередня, обмежено придатна, небажана якість води) [3].

За даними спостережень за якістю води р. Сіверський Донець вище і нижче м. Ізюм, склад води поступово і постійно погіршується за цілою низкою показників. Так за показниками твердості та сульфати спостерігається стала тенденція зростання по середньорічним показникам (рис. 3.1 та 3.2). Аналогічна тенденція спостерігається і для вмісту фосфатів.

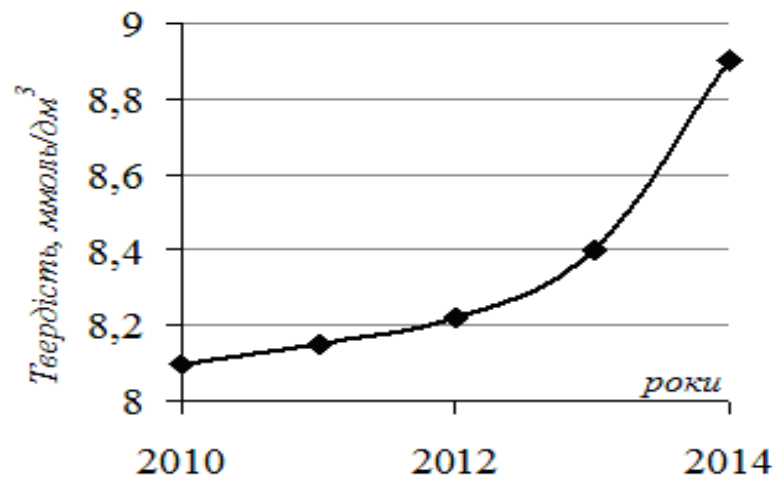


Рисунок 3.1 – Вміст солей твердості за середньорічними значеннями

Якщо прийняти до уваги, що саме нижче м. Ізюм розташовані основні споживачі питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець, то це становить чималу загрозу населенню Донецької, Харківської та Луганської областей через вживання неякісної питної води.

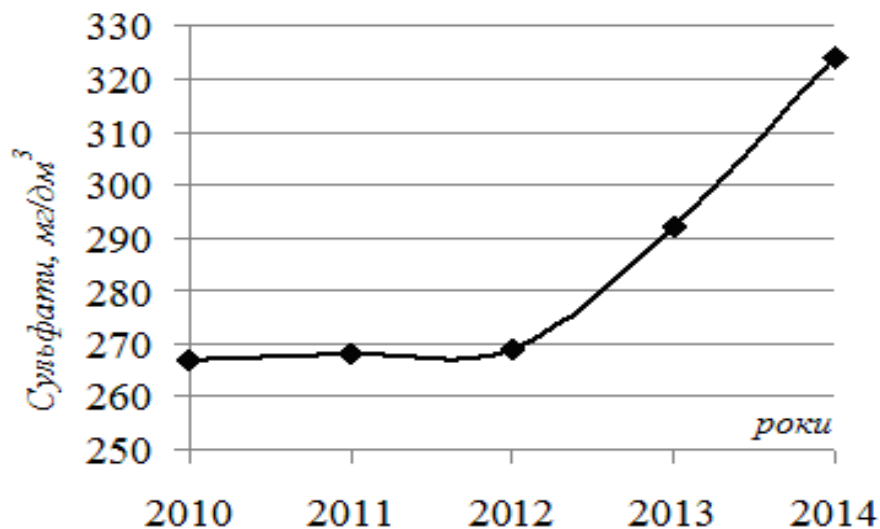


Рисунок 3.2 – Вміст сульфатів за середньорічними значеннями

Таке становище обумовлено, перш за все, загальним зростанням антропогенного навантаження на басейн р. Сіверський Донець, зносом обладнання станцій очищення промислово-побутових стоків, несанкціонованими скидами забруднюючих речовин, та недосконалим контролем відповідних державних органів. Фактично можна стверджувати, що не реалізовано басейновий принцип управління водними ресурсами.

### 3.2 Вплив скиду оброблених побутово-промислових стоків м. Ізюм на екологічний стан р. Сіверський Донець

Вплив скиду у р. Сіверський Донець з очисних споруд ІКВ ВКП перероблених побутово-промислових стічних вод багато в чому визначає екологічний стан річки, вода якої використовується як джерело питного водопостачання багатьох населених пунктів Харківської, Донецької та Луганської областей [118, 121].

Були відібрані контрольні проби стічної води та води р. Сіверський Донець вище і нижче скиду, які наведені у таблицях Д.1 – Д.3 додатку Д.

Привертає на себе увагу той факт, що скид з очисних споруд стічної води у р. Сіверський Донець погіршує за дев'ятьма показниками якість річкової води, за двома показниками – не змінює, а за чотирма – дещо покращує.

Ретроспективний аналіз складу стічної води ІКВ ВКП у р. Сіверський Донець проводився за результатами аналізів хімічної лабораторії цього підприємства.

На рис. 3.3 наведені зміни вмісту фосфатів у стічній воді ІКВ ВКП за 2012 – 2014 рр.

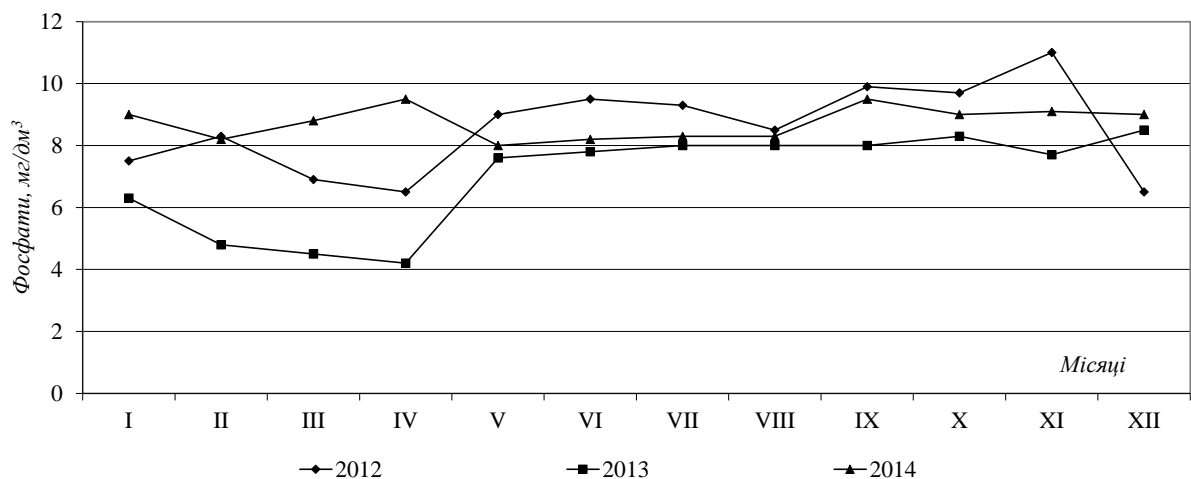


Рисунок 3.3 – Сезонні коливання вмісту фосфатів у стічній воді Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства за 2012 – 2014 роки

Привертає на себе увагу повторюваність сезонних коливань вмісту нітратів у річній воді після скиду стічної води з ІКВ ВКП та щорічне зростання концентрації.

На рис. 3.4 наведені зміни вмісту нітратів у воді р. Сіверський Донець після скиду стічної води з ІКВ ВКП за 2012 – 2014 рр.

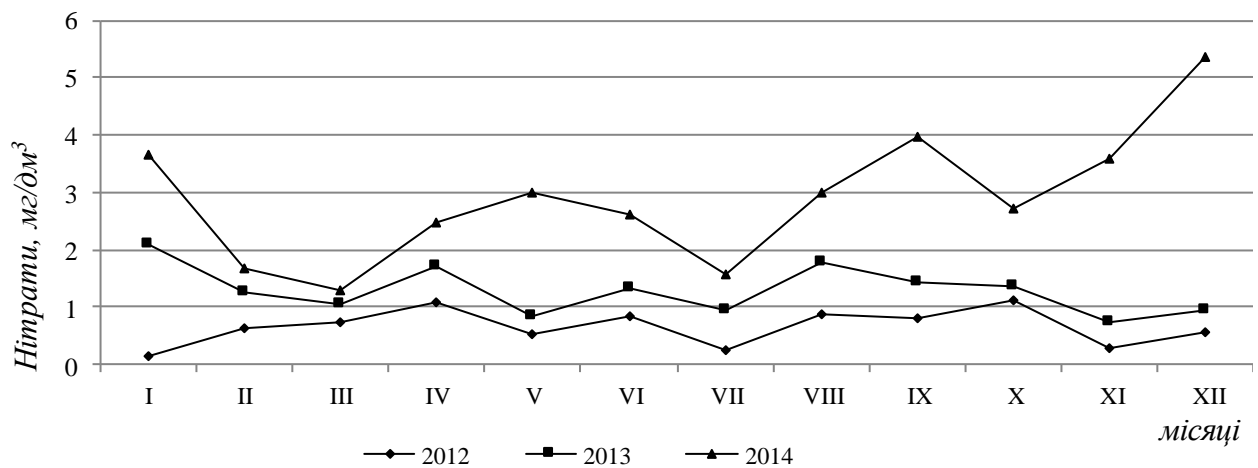


Рисунок 3.4 – Сезонні зміни вмісту нітратів (мг/дм<sup>3</sup>) у воді р. Сіверський Донець після скиду стічної води з ІКВ ВКП за 2012 – 2014 роки

Задля виявлення реального впливу скиду з очисних споруд м. Ізюму на якість води р. Сіверський Донець досліджувалася різниця вмісту нітратів у річковій воді нижче скиду і вище скиду за середньорічними значеннями (рис. 3.5).

До 2010 року спостерігалася зменшення вмісту нітратів у річковій воді, що свідчило про ефективну роботу очисних споруд міста з очищення промислово-побутової стічної води. Починаючи з 2010 року і по цей час спостерігається чітка тенденція постійного збільшення вмісту нітратів у річковій воді внаслідок скиду не достатньо очищеної води з очисних споруд міста, що суттєво погіршує якість води р. Сіверський Донець – джерела питного водопостачання.

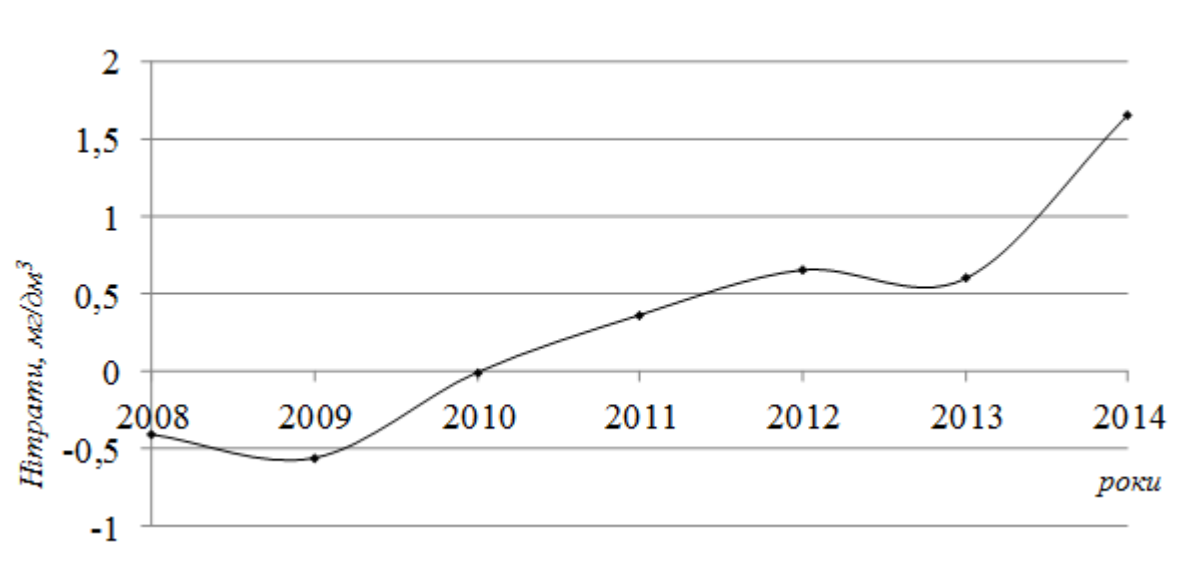


Рисунок 3.5 – Зміни різниці вмісту нітратів у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 роки

Усе це створює чималі труднощі для виробників питної води з води р. Сіверський Донець, тому що на станціях водопідготовки питної води непередбачені технологічні стадії спрямовані на видалення нітратів з води.

Аналогічна тенденція спостерігається щодо забруднення фосфатами річкової води стічними водами ІКВ ВКП (рис. 3.6).

Така тенденція безумовно свідчить про те, що очисні споруди ІКВ ВКП вичерпали практично в повному обсязі свої технологічні можливості і на фоні постійного зростання використання населенням різноманітних миючих засобів та іншої побутової хімії, не в змозі забезпечити потрібне очищення за показниками азоту та фосфору, що приводить до суттєвого погіршення екологічного стану р. Сіверський Донець.

Додатковим свідченням цього є зміни різниці поверхнево-активних речовин у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями (рис. 3.7) та зміни різниці біологічного споживання кисню (БСК<sub>5</sub>) у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води (рис. 3.8).

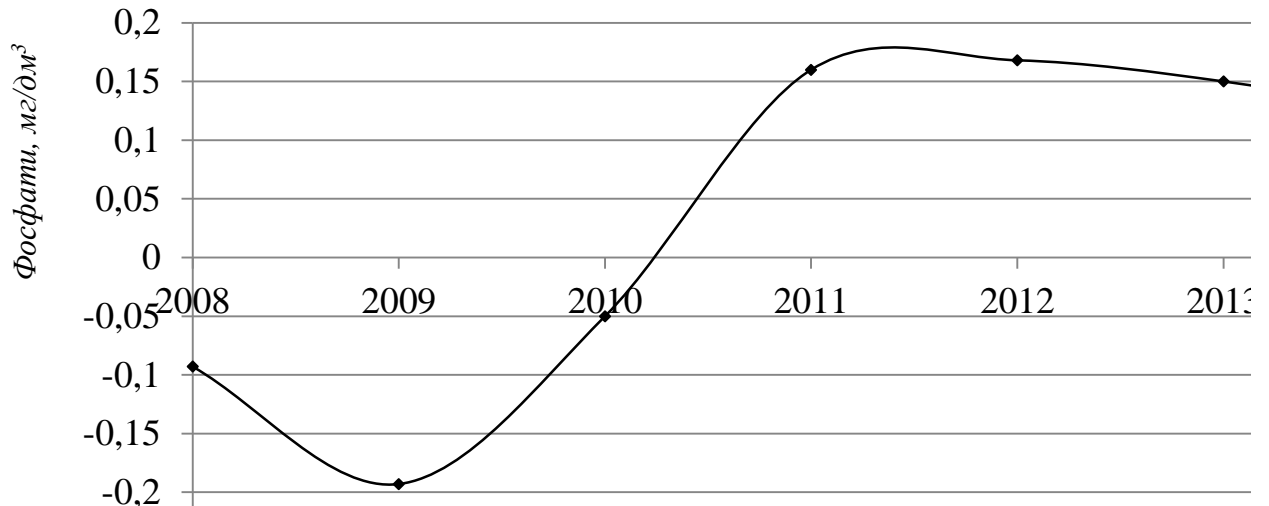


Рисунок 3.6 – Зміни різниці вмісту фосфатів у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 роки

Відповідно до нормативних вимог величина ХСК не повинна перебільшувати 15 – 30 мг/дм<sup>3</sup>. Про ступінь забруднення води можна судити по показниках ХСК, наприклад, дуже чисті водойми та водотоки мають ХСК 1–2 мг/дм<sup>3</sup>, помірно чисті – 3 мг/дм<sup>3</sup>, середньої забрудненості – 4 мг/дм<sup>3</sup>, забруднені – до 15 мг/дм<sup>3</sup>.

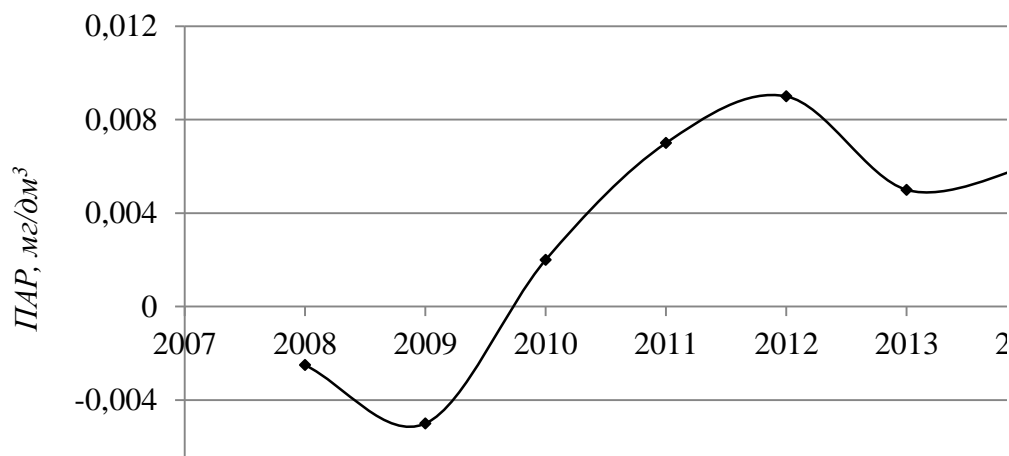


Рисунок 3.7 – Зміни різниці поверхнево-активних речовин (ПАР) у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 роки



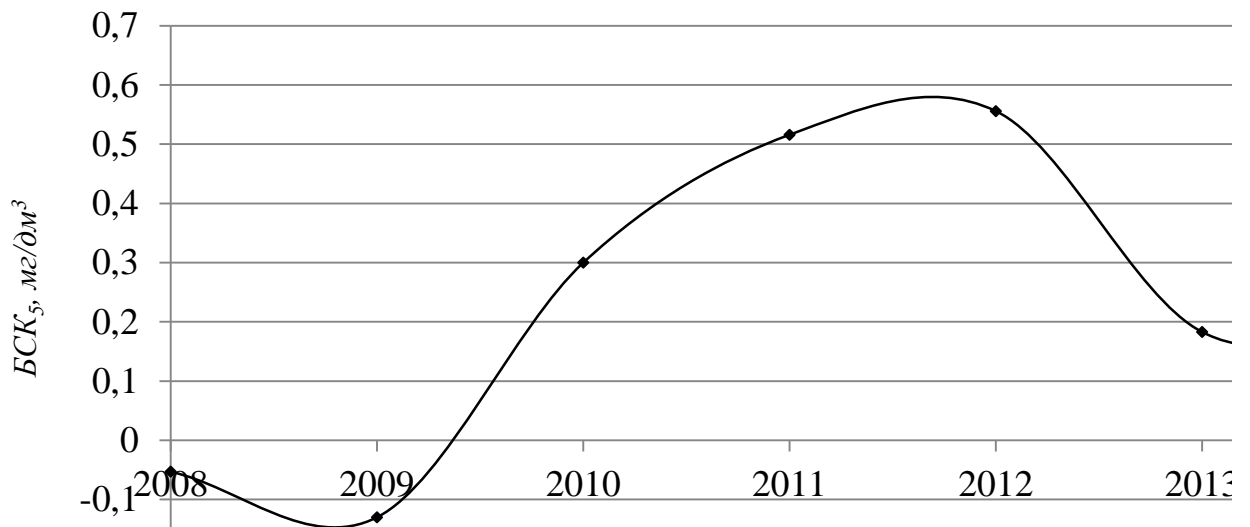


Рисунок 3.8 – Зміни різниці БСК<sub>5</sub> у річковій воді нижче скиду і вище скиду стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 роки

Цей показник у стічній воді ІКВ ВКП суттєво змінився починаючи з 2010 року внаслідок вичерпання технологічних резервів очисних споруд (рис. 3.9).

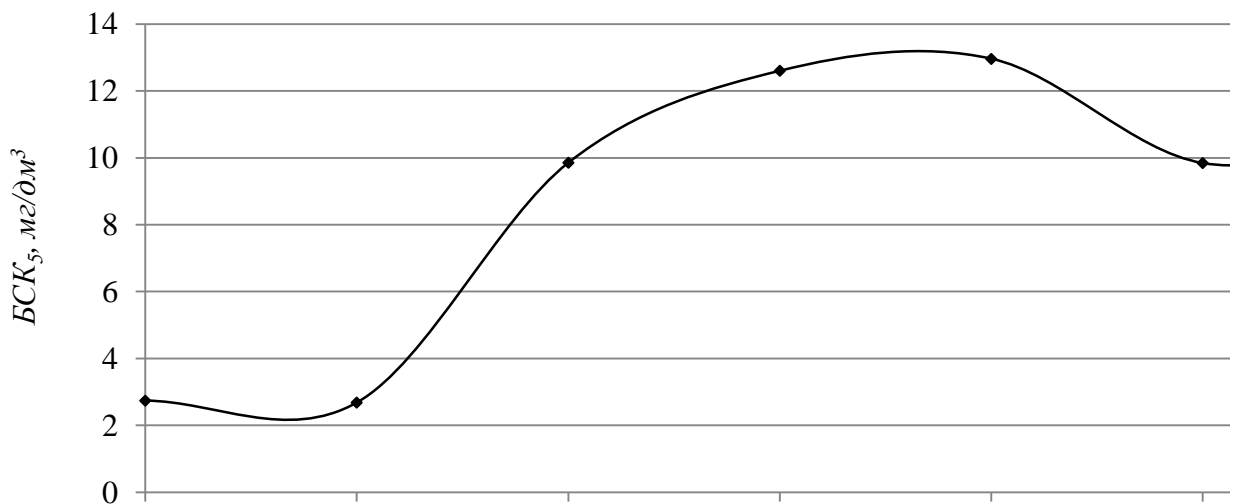


Рисунок 3.9 – БСК<sub>5</sub> у стічній воді з очисних споруд ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 роки

Загальна динаміка за середньорічними значеннями показників БСК<sub>5</sub> та розчиненого кисню у місцях відбору проб нижче скиду, вище скиду та у місці скиду стічної води з ІКВ ВКП зображена на графіках (рис. 3.10 та 3.11).

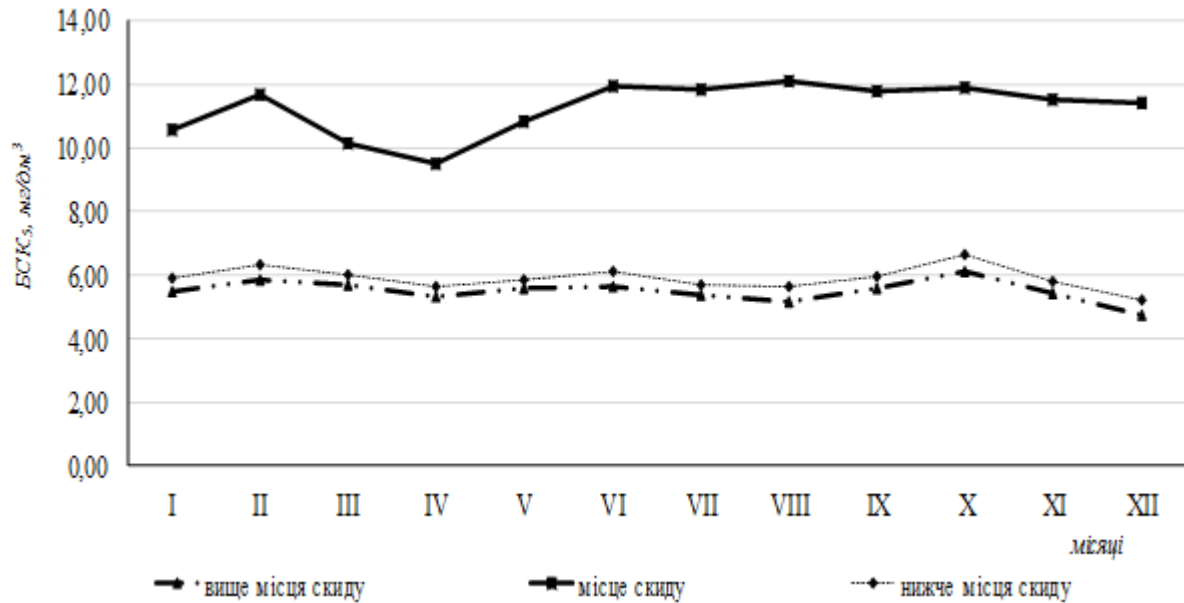


Рисунок 3.10 – Загальна динаміка показників БСК<sub>5</sub> (мг/дм<sup>3</sup>) за середньорічними значеннями у місяцях відбору проб нижче скиду, вище скиду та у місці скиду стічної води з ІКВ ВКП

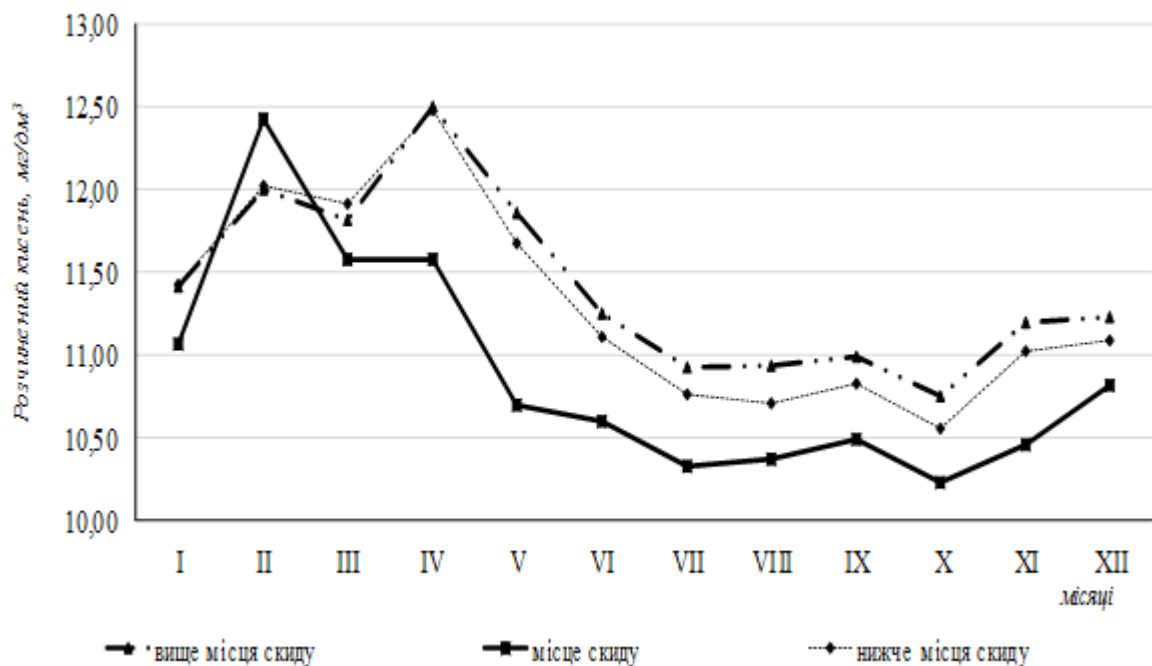


Рисунок 3.11 – Загальна динаміка розчиненого кисню за середньорічними значеннями у місяцях відбору проб нижче скиду, вище скиду та у місці скиду стічної води з ІКВ ВКП

Зміна різниць середньорічних значень усіх контрольованих показників (2008 – 2014 рр.) наводиться у таблиці Е.1 додатку Е.

Як правило, протягом 5 діб при нормальних умовах відбувається окислювання  $\sim 70\%$  легкоокиснюваних органічних речовин; практично повне окиснення ( $BCK_{\text{повн}}$  або  $BCK_{20}$ ) досягається протягом 20 діб. Встановлено, що чим більше у воді міститься органічних речовин, тим більше потрібно кисню для їх окислення, тобто тим вище показник біохімічного споживання кисню. Наявність речовин, які гальмують біохімічні процеси, знижує його. Природні води мають невисокі показники  $BCK_5$  (зазвичай їх  $BCK_5$  не перевищує  $0,5 - 2$  мг/дм<sup>3</sup>). Більш високі показники  $BCK_5$  вказують на забруднення природних вод. Для джерел централізованого господарсько-питного водопостачання [79] і водних об'єктів, які використовуються у рибогосподарських цілях,  $BCK_{\text{повн}}$  не повинне перевищувати  $3$  мг/дм<sup>3</sup>.

На наведених графіках (рис. 3.10) спостерігається сезонне коливання значень  $BCK_5$  з вираженим впливом стічної води ІКВ ВКП, який полягає у підвищенні значень  $BCK_5$  після скиду стічних вод. Відповідно до ДСТУ 4808:2007 [79] вода р. Сіверський Донець відноситься до 3-го класу якості (задовільна, прийнятна якість води), а вплив стічної води переводить її до 4-го класу (посередня, обмежено придатна, не бажана якість води).

На динаміку показників розчиненого кисню (рис. 3.11) також впливає стічна вода ІКВ ВКП, знижуючи вміст розчиненого кисню у воді р. Сіверський Донець після місця скиду. Підвищення рівня розчиненого кисню у воді річки в місці скиду пояснюється загальним зниженням рівня кисню у річці через наявність льодового покриву та його руйнуванням у місці скиду стічних вод, що сприяє більшій аерації води.

### **3.2.1 Дослідження комплексної оцінки впливу техногенного забруднення р. Сіверський Донець обробленими побутово-промислових стоками м. Ізюм**

Методи комплексної оцінки забруднення поверхневих вод, що існують на сьогодні, принципово розділяються на дві групи: до першої відносять методи, що дозволяють оцінювати якість води за сукупністю гідохімічних, гідрофізичних, гідробіологічних, мікробіологічних показників; до другої – методи, пов'язані з розрахунком комплексних індексів забрудненості води [122].

До найбільш поширених відноситься комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [123], та рекомендований в даний час до використання [124], який дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин.

За допомогою комбінаторного індексу забрудненості води оцінюється ступінь її забрудненості за комплексом забруднюючих речовин. Індекс може бути розрахований для будь-якого створу або пункту спостереження за станом поверхневих вод, для ділянки або для водного об'єкту в цілому. Інформативність та репрезентативність індексу при наявності достатнього обсягу інформації висока.

До початку розрахунків устанавлюється період узагальнення інформації, що залежить від цілей оцінки та достатності обсягу вихідних даних. Комбінаторний індекс забрудненості води може бути розрахований для будь-якого періоду часу: доби, декади, місяця, кварталу, півріччя, року, багаторічного періоду за наявності достатнього числа проб.

Розрахунок значення комбінаторного індексу забрудненості та відносна оцінка екологічного стану поверхневих вод проводилися у два етапи: спочатку за кожною окремою досліджуваною речовиною і показником екологічного

стану поверхневих вод, потім розглядався одночасно весь комплекс забруднюючих речовин та виводилася результуюча оцінка.

За кожною речовиною за розрахунковий період часу для обраного об'єкту дослідження визначено наступні характеристики:

1) повторюваність випадків забрудненості  $\alpha_{ij}$ , тобто частота виявлення концентрацій, що перевищують ГДК [123]:

$$\alpha_{ij} = \frac{n'_{ij}}{n_{ij}} \cdot 100\%, \quad (3.1)$$

де  $n'_{ij}$  – кількість результатів хімічного аналізу за  $i$ -ю речовиною в  $j$ -му створі за період часу, що розглядається, в яких їх вміст чи значення перевищують відповідні ГДК;

$n_{ij}$  – загальна кількість результатів хімічного аналізу за період часу, що розглядається, за  $i$ -ю речовиною в  $j$ -му створі.

За значеннями повторюваності визначають характер забруднення води за стійкістю забруднення у відповідності з табл. 3.1.

2) Середнє значення кратності перевищення ГДК  $\bar{\beta}'_{ij}$ , розраховане тільки за результатами аналізу проб, де таке перевищення спостерігається. Результати аналізу проб, у яких концентрація забруднюючої речовини була нижчою за ГДК, до розрахунку не включалися. Розрахунок здійснювався за формулою

$$\bar{\beta}'_{ij} = \frac{\sum_{f=1}^{n'_{ij}} \beta_{ifj}}{n'_{ij}}, \quad (3.2)$$

де  $\beta_{ifj} = C_{ifj}/ГДК_i$  – кратність перевищення ГДК за  $i$ -ю речовиною в  $f$ -му результаті хімічного аналізу для  $j$ -го створу;

$C_{ifj}$  – концентрація  $i$ -ї речовини в  $f$ -му результаті хімічного аналізу для  $j$ -го створу, мг/дм<sup>3</sup>.

Визначення кратності порушення нормативу для розчиненого у воді кисню здійснювалося за формулою

$$\beta_{O_2fi} = \frac{ГДК_{O_2}}{C_{O_2fi}}, \quad (3.3)$$

За значеннями кратності перевищення ГДК визначають рівень забрудненості води відповідно до табл. 3.2.

Таблиця 3.1 – Класифікація води водних об'єктів за значеннями повторюваності випадків забрудненості

Повторюваність, %	Характеристика забрудненості води	Частинний оціночний бал за повторюваністю, $S_{aij}$	Доля частинного оціночного балу, що приходить на 1 % повторюваності
[1*; 10)	Одиничне	[1; 2)	0,11
[10; 30)	Нестійке	[2; 3)	0,05
[30; 50)	Характерне	[3; 4)	0,05
[50; 100)	Стійке	4	–

\* При значеннях повторюваності менше одиниці приймаємо  $S_{aij} = 0$ .

Примітка. Інтервали позначені наступним чином: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла скобка показує, що число, яке стоїть при ній в інтервал не входить; квадратна скобка – значення входить.

За значеннями середньої кратності перевищення ГДК  $\bar{\beta}'_{ij}$  та даними табл. 3.7 розраховувався частинний оціночний бал за кратністю перевищення  $S_{\beta'ij}$ . Визначення балів проводилося з використанням лінійної інтерполяції.

Таблиця 3.2 – Класифікація води водних об'єктів за кратністю перевищення ГДК

Кратність перевищення ГДК	Характеристика рівня забрудненості	Частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК, $S_{\beta'ij}$	Доля частинного оціночного балу, що приходить на одиницю кратності перевищення ГДК
(1; 2)	Низький	[1; 2)	1,00
[2; 10)	Середній	[2; 3)	0,125
[10; 50)	Високий	[3; 4)	0,025
[50; ∞]	Екстремально високий	4	–

Примітка. Інтервали позначені наступним чином: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла скобка показує, що число, яке стоїть при ній в інтервал не входить; квадратна скобка – значення входить. Для розчиненого у воді кисню використовуються наступні умовні градації кратності рівня забрудненості: (1; 1,5] – низький; (1,5; 2] – середній; (2; 3] – високий; (3; ∞] – екстремально високий. Якщо концентрація розчиненого у воді кисню у пробі дорівнює 0, для розрахунку умовно приймаємо її рівною 0,01 мг/дм<sup>3</sup>.

3) Узагальнений оціночний бал  $S_{ij}$  за кожною речовиною розраховувався як добуток частинних оціночних балів за повторюваністю випадків забруднення та середньої кратності перевищення ГДК:

$$S_{ij} = S_{aij} \cdot S_{\beta ij}, \quad (3.4)$$

де  $S_{aij}$  – частинний оціночний бал за повторюваністю випадків забруднення  $i$ -ї речовиною в  $j$ -му створі за період часу, що розглядається;

$S_{\beta ij}$  – частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК  $i$ -ю речовиною в  $j$ -му створі за період часу, що розглядається.

Узагальнений оціночний бал дає можливість врахувати одночасно значення досліджуваних концентрацій та частоту виявлення випадків перевищення ГДК за кожною речовиною.

Значення узагальненого оціночного балу за кожною речовиною окремо може коливатися для різних вод від 1 до 16. Більшому його значенню відповідає більш високий ступінь забруднення води.

Далі визначається комбінаторний індекс забрудненості води за наступною формулою:

$$S_j = \sum_{i=1}^{N_i} S_{ij} \cdot w_i, \quad (3.5)$$

де  $S_j$  – комбінаторний індекс забрудненості води в  $j$ -му створі;

$N_j$  – кількість речовин, що враховуються в оцінці,

$w_i$  – вагові коефіцієнти, що враховують значимість  $i$ -ї речовини, в даному розрахунку  $w_i = 1/N$ .

Проміжні розрахунки КІВЗ наведені в табл. Ж1 – Ж3 додатку Ж.

За даними багаторічних спостережень, проведеними впродовж 2010 – 2014 рр. досліджено сезонні зміни КІЗВ для трьох пунктів спостережень: місце скиду стічних вод ІКВ ВКП, 1000 м вище та 500 м нижче місця скиду (рис. 3.12 – 3.13).

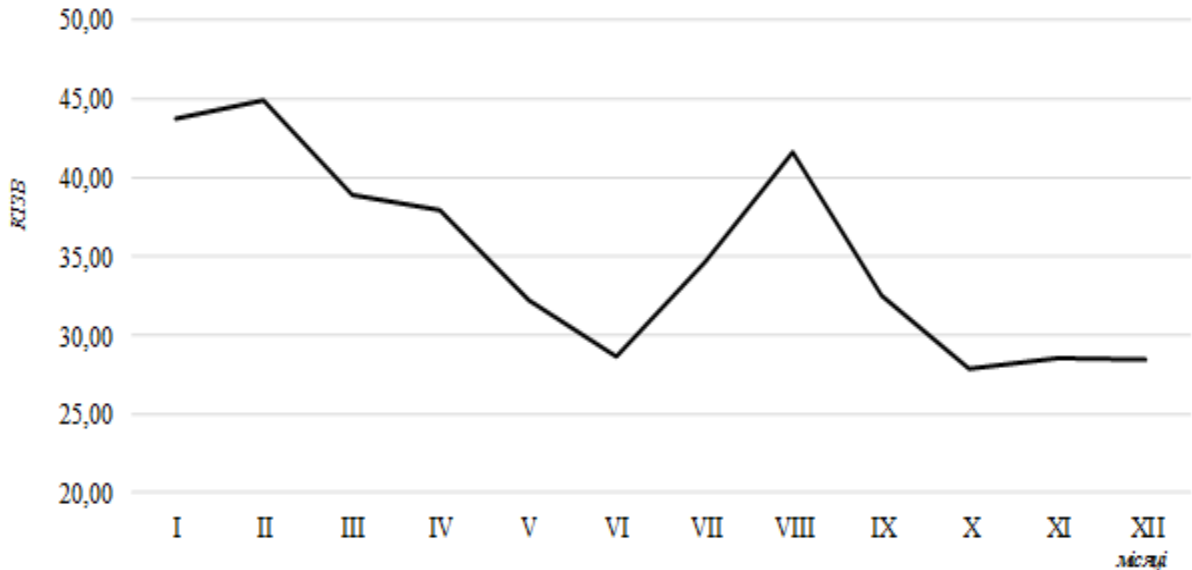


Рисунок 3.12 – Сезонна середньорічна динаміка КІЗВ у місці скиду стічних вод ІКВ ВКП

Як видно з наведених графіків (рис. 3.13), стічні води ІКВ ВКП погіршують стан води р. Сіверський Донець, оскільки значення КІЗВ за 500 м нижче скиду більші за значення КІЗВ вище місця скиду.

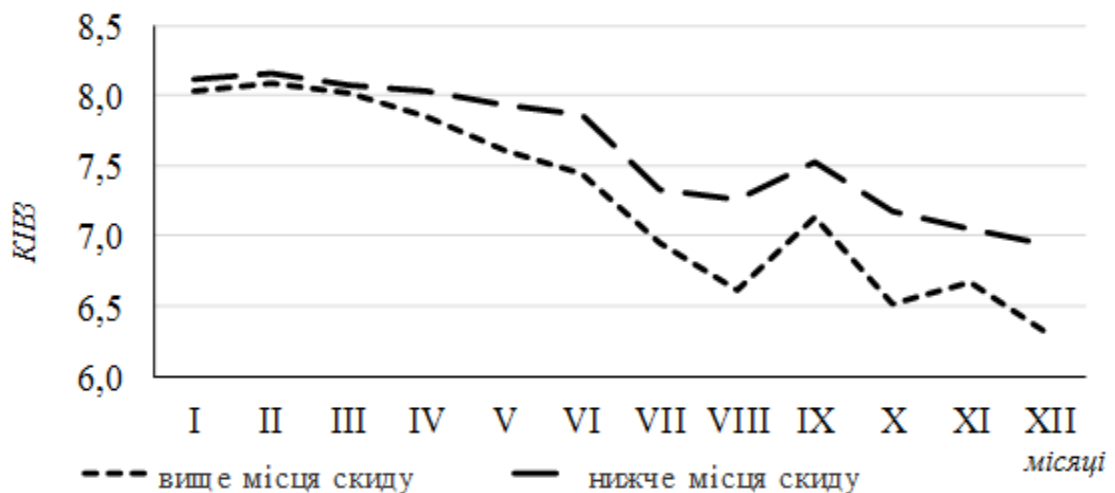


Рисунок 3.13 – Сезонна середньорічна динаміка КІЗВ вище та нижче місця скиду стічних вод ІКВ ВКП



Дослідження щорічної сезонної динаміки різниці значень КІЗВ за 500 м нижче та 1000 вище за місця скиду стічних вод ІКВ ВКП (рис. 3.14) показує, що спостерігається постійна позитивна різниця значень, окрім окремих випадків, де, відповідно до вихідної інформації відбулося розчинення стічними водами ІКВ ВКП більш забрудненої річкової води.

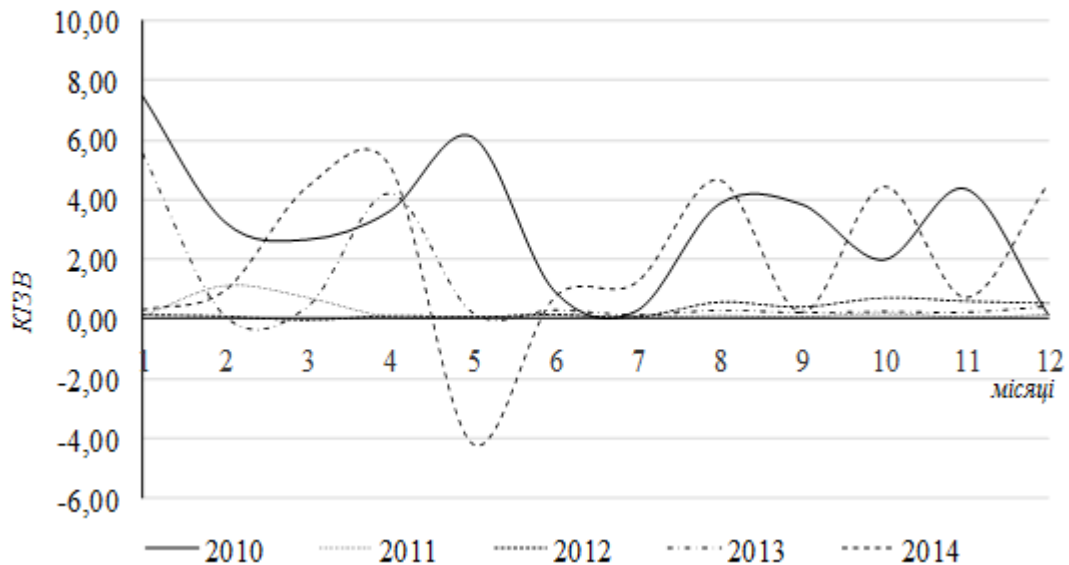


Рисунок 3.14 – Сезонна щорічна динаміка різниці значень КІЗВ нижче та вище місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Наведені графіки показують також сезонні коливання різниці значень КІЗВ, що може бути пов'язано зі збільшенням поверхневого стоку за рахунок сніготанення на весні та за рахунок дощів восени, і відповідно збільшення обсягу забруднених стічних вод від ІКВ ВКП.

Наявність взаємозв'язку між КІЗВ та БПК показано нижче (розділ 4) при обґрунтуванні індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод.

Дослідження динаміки середньорічних значень різниці значень КІЗВ нижче та вище за місця скиду стічних вод ІКВ ВКП показано на графіку (рис. 3.15).

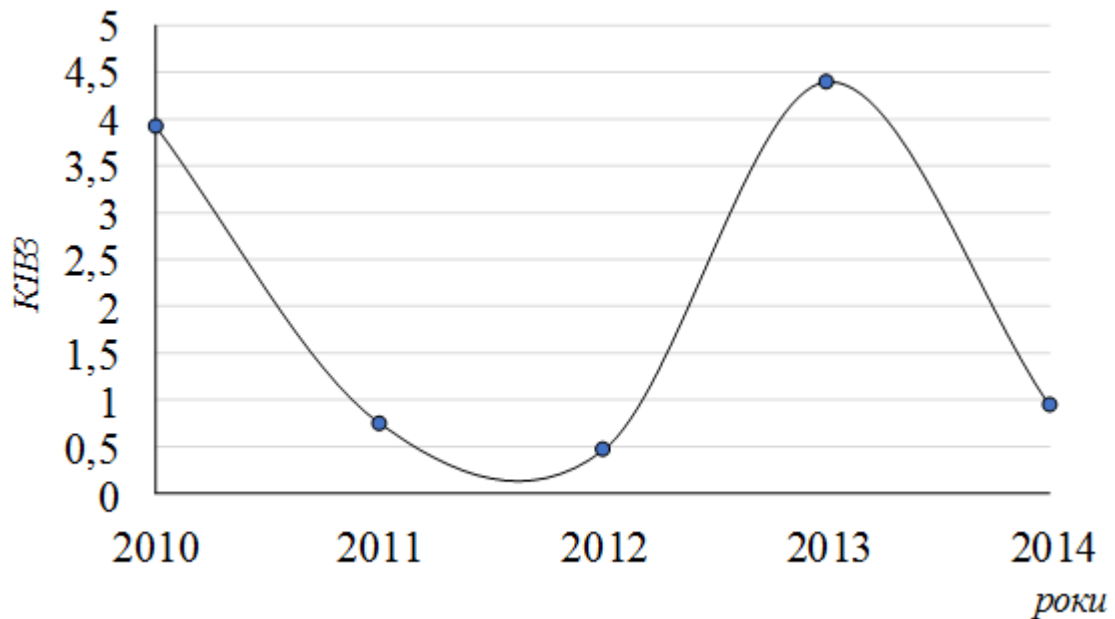


Рисунок 3.15 – Динаміка середньорічної різниці значень КІЗВ нижче та вище місяця скиду стічних вод ІКВ ВКП

З графіку (рис. 3.15) видно, що існує постійна позитивна різниця значень КІЗВ нижче та вище за місяця скиду стічних вод ІКВ ВКП, відповідно, значення КІЗВ нижче місяця скиду стічних вод вищі, ніж за вище, що також показано на графіках (рис. 3.13). Це вказує на постійний та стійкий вплив стічних вод ІКВ ВКП на води р. Сіверський Донець.

### **3.3 Оцінка екологічного ризику від впливу побутово-промислових стоків**

Забезпечення екологічної безпеки припускає попередню оцінку величини екологічного ризику, пов'язаного з техногенним об'єктом стосовно людини та навколишнього середовища [125].

Як зазначалося вище, при визначенні екологічного ризику за «еталонну» якість води прийнято екологічні нормативи якості поверхневих вод, що являють собою науково обґрунтовані кількісні значення показників (гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних, специфічних речовин), які відображають природний стан екосистеми водного

об'єкта та цілі водоохоронної діяльності з покращання або збереження його екологічного благополуччя.

Відповідно до ст. 35 Водного кодексу України у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів встановлюються такі нормативи:

- 1) нормативи екологічної безпеки водокористування;
- 2) екологічний норматив екологічного стану поверхневих вод масивів поверхневих та підземних вод;
- 3) нормативи гранично допустимого скидання забруднюючих речовин;
- 4) галузеві технологічні нормативи утворення речовин, що скидаються у водні об'єкти;
- 5) технологічні нормативи використання води.

Законодавством України можуть бути встановлені й інші нормативи в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

При застосуванні методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів у роботі [46] з посиланням на [72] пропонується в якості екологічного нормативу приймати верхню межу 3 категорії класифікації якості поверхневих вод відповідно до ДСТУ 4808:2007 [79]. При оцінці екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів окремо обчислюється екологічний ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води та екологічний ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води. Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом і присмаком й іншим показникам, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води.

Згідно [46] ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$Prob = -3,33 + 0,067(C - \Phi_{он} + 20), \quad (3.6)$$

де  $\Phi_{он}$  – природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону, градуси забарвленості;

$\mathcal{C}$  – забарвленість води, у градусах забарвленості;

$Prob$  – пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу.

Для визначення ризику за водневим показником використовуються наступні рівняння

$$Prob = 4 - pH \text{ при } pH \leq 7, \quad (3.7)$$

$$Prob = -11 + pH \text{ при } pH > 7,$$

При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$Prob = -1 + 3,32 \cdot \lg(\text{Балу}/2,5), \quad (3.8)$$

Ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води, визначається на основі рівняння:

$$Prob = -2 + 3,32 \cdot \lg(C_i/C_{ен}), \quad (3.9)$$

де  $C_i$  – концентрація  $i$ -ї речовини у водному об'єкті, од. вим.;

$C_{ен}$  – екологічний норматив для водних об'єктів.

Сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів визначається за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику, а значення, що характеризують ймовірність його відсутності [46]:

$$ER = 1 - (1 - ER_1) \times (1 - ER_2) \times \dots \times (1 - ER_n), \quad (3.10)$$

де  $ER$  – сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів;

$ER_1, \dots, ER_n$  – екологічний ризик кожної забруднюючої речовини.

При трактуванні отриманих величин екологічного ризику пропонується користуватися ранговою шкалою (табл.1.2, розділ 1.3).

У роботі [126] з посиланням на [127] пропонується ризик для водного об'єкту визначати за формулою (3.11):

$$R = -\ln(P), \quad (3.11)$$

де  $P = \sum n_i / N$ ,

де  $\sum n_i = \sum (C_i / \text{ГДК})$ ,

де  $C_i$  – концентрація  $i$ -ої забруднювальної речовини, яка перевищує ГДК (забруднюючі речовини, які не перевищують ГДК, у формулу (3.11) не підставляють), мг/м<sup>3</sup>;

$N$  – загальна кількість забруднюючих речовин, що аналізуються.

Аналогічний підхід до розрахунку ризику з використанням відношення числа спостережень з перевищенням нормативу до загального числа спостережень описується у роботі [128], де запропоновано визначити екологічний ризик порушення стану водних екосистем для кожного  $i$ -го забруднювача в  $j$ -му діапазоні спостереження за формулою:

$$R_{ij} = 1 - ((1 - P_{ij}) \times (1 - S_{ij})), \quad (3.12)$$

де  $P_{ij}$  – ймовірність порушення екологічного стандарту для  $i$ -го показника у  $j$ -му діапазоні, безрозмірна величина;

$S_{ij}$  – показник наслідків порушення екологічного благополуччя для водної екосистеми для  $i$ -го показника в  $j$ -му діапазоні, безрозмірне значення.

Ймовірність порушення екологічного стандарту визначається за формулою:

$$P_{ij} = \frac{n_{EH_j}^i}{N_{EH_j}^i}, \quad (3.13)$$

де  $n_{EHj}$  – кількість спостережень за екологічним станом водного об'єкту для кожного  $i$ -го забруднювача в  $j$ -му діапазоні з порушенням екологічного стандарту;

$N_{EHj}$  – це загальна кількість спостережень за екологічним станом водного об'єкту для кожного  $i$ -го забруднювача в  $j$ -му діапазоні з визначенням екологічного стандарту.

Авторами пропонується для розрахунків використовувати інформацію за весь період спостережень (понад 30 років) різними суб'єктами моніторингу.

Очевидно, що розрахунок ризику за двома останніми методиками не дасть коректного результату у випадку, коли всі спостереження перевищують норматив, тобто значення ризику будуть лежати за межами  $(0...1)$  для першого випадку та будуть дорівнювати 1 у другому.

Для першої методики оцінювання ризиків [46], як видно із формули (3.10) значення  $ER_i$  повинні бути в інтервалі  $(0...1)$ , інакше вираз не буде мати значення, про що свідчать розрахунки (Варіант 1 у табл. 3.8), виконані безпосередньо за формулою (3.10), проведені на підставі даних спостережень за 2011 – 2014 р. Тобто, методика не розрахована на значення показників, що в декілька разів, а в деяких випадках навіть на порядок перевищують норматив.

Якщо до розрахунку за формулою (3.10) ввести додаткові умови, що унеможливають отримання значення ризику меншим за нуль, або більшим за одиницю, то ситуація не стає кращою (Варіант 2 у табл. 3.3), так як значення ризику стають рівними 1 в усіх випадках.

Очевидно, що дані розрахунки суперечать результатам спостережень за динамікою показників екологічного стану поверхневих вод як у місці скиду, так і за 500 м вище та нижче місця скиду (розділ 3.2), та динамікою КІЗВ (розділ 3.2.2).

У роботі [129] запропоновано методику оцінки ризику впливу планованої діяльності на природне середовище. Визначення показників техногенного ризику (ризик впливу об'єкта чи планованої діяльності на компоненти навколишнього середовища) проводиться за формулою (3.14).

Таблиця 3.3 – Результати розрахунків показників ризику

Мі- сяць	Варіант 1			Варіант 2		
	Нормативне значення відповідно ДСТУ 4808:2007					
	місце скиду	вище місяця скиду	нижче місяця скиду	місце скиду	вище місяця скиду	нижче місяця скиду
I	-14,09	0,99	1,03	1	1	1
II	-105,63	1,02	1,21	1	1	1
III	-65,20	0,53	0,77	1	1	1
IV	-72,59	1,14	1,15	1	1	1
V	-10,16	1,06	1,01	1	1	1
VI	23,34	1,05	0,99	1	1	1
VII	38,69	0,99	0,99	1	1	1
VIII	-8,23	0,93	0,91	1	1	1
IX	9,97	0,97	0,98	1	1	1
X	55,79	0,99	0,99	1	1	1
XI	28,15	1,00	0,99	1	1	1
XII	22,61	1,04	0,99	1	1	1

Визначення величини ризиків проводиться для об'єктів, на яких такі ризики можуть бути реально присутніми, за формулою

$$R = A \cdot e^{B \cdot e^D}, \quad (3.14)$$

де  $R$  – ризик для компонента навколишнього природного середовища, безрозмірний;

$A, B$  – константи ( $A = 4,99 \cdot 10^{-6}$ ,  $B = -7,557$ );

$D$  – величина, яка розраховується за формулою (3.15)

$$D = -e^{I-1}, \quad (3.15)$$

де  $I$  – індекс забруднення компоненту навколишнього середовища, безрозмірний, визначається як  $0,2 \cdot I3B$ .

Замість індексу ІЗВ (у зв'язку з втратою чинності нормативного документу для його розрахунку) пропонується використовувати індекс КІЗВ, що розрахований у розділі 3.2.1.

Проведення оцінки рівня ризику здійснюється відповідно до таблиці 3.4.

Таблиця 3.4 – Класифікація рівнів ризику планованої діяльності на природне середовище

Рівень ризику	Значення ризику
Неприйнятний	$>10^{-6}$
Прийнятний	$10^{-6} - 10^{-8}$
Безумовно прийнятний	$< 10^{-8}$

Результати розрахунку ризику від впливу ІКВ ВКП на р. Сіверський Донець наведені у табл. 3.5 та на графіках (рис. 3.16).

Таблиця 3.5 – Розрахунок екологічного ризику від впливу ІКВ ВКП на р. Сіверський Донець

Міс.	Місце скиду	Визначення	Вище місця скиду	Визначення	Нижче місця скиду	Визначення
I	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,49 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,55 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
II	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,53 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,57 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
III	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,48 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,52 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
IV	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,38 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,49 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
V	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,23 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,42 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
VI	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,13 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$1,38 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
VII	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$8,87 \cdot 10^{-7}$	прийнятний	$1,08 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
VIII	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$7,47 \cdot 10^{-7}$	прийнятний	$1,04 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
IX	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$9,72 \cdot 10^{-7}$	прийнятний	$1,18 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.
X	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$7,07 \cdot 10^{-7}$	прийнятний	$9,98 \cdot 10^{-7}$	прийнятний
XI	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$7,70 \cdot 10^{-7}$	прийнятний	$9,32 \cdot 10^{-7}$	прийнятний
XII	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнят.	$6,32 \cdot 10^{-7}$	прийнятний	$8,81 \cdot 10^{-7}$	прийнятний



Як видно з наведеної таблиці, вплив стічних вод ІКВ ВКП підвищує значення величин екологічного ризику для р. Сіверський Донець, зокрема для липня – вересня – з прийнятного до неприйнятного. Але ця методика не дає коректного числового значення для величин ризику, що перевищують значення  $4,99 \cdot 10^{-6}$ .

З наведеного розрахунку є очевидним, що значення екологічного ризику цілком залежить від індексу забруднення забруднення води (графіки тотожні з графіками (рис. 3.13)), який, в свою чергу, залежить від перевищення ГДК окремих забруднювачів.

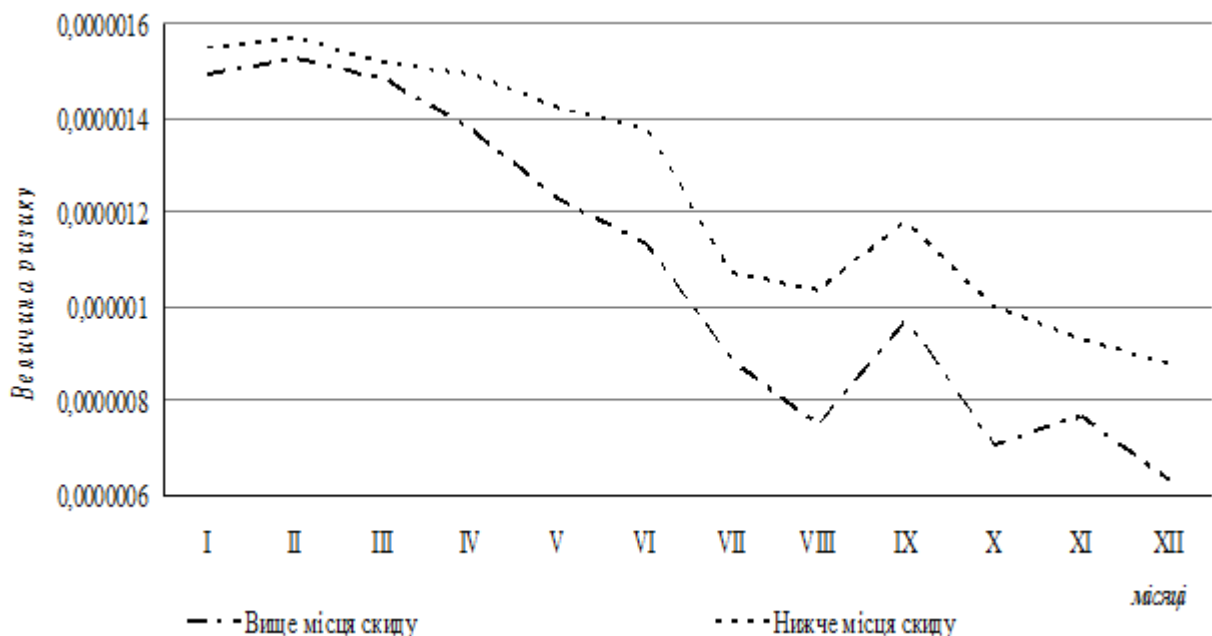


Рисунок 3.16 – Сезонна середньорічна динаміка екологічного ризику вище та нижче місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Наведені результати свідчать про неможливість використання методик оцінок ризику за гідрохімічними показниками, запропонованими у [96]. Показник ризику не дає об'єктивної характеристики небезпеки від впливу небезпечних об'єктів господарювання на водні ресурси. Відповідно, показник ризику ми не можемо вважати за коректний показник, що характеризує екологічний стан водотоку та вплив на нього промислового підприємства,

зокрема ми не можемо оцінити достовірно ступінь екологічного ризику від впливу стічних вод ІКВ ВКП на стан р. Сіверський Донець.

Оцінка ризику за методикою [129] цілком залежить від значень індексу забруднення вод, і отримується шляхом арифметичних операцій з індексом та певними константами.

Неоднозначність підходів та критеріїв до розрахунків показників екологічного ризику для водних об'єктів на підставі гідрохімічних показників показує необхідність вибору індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод, який би характеризував стан води в цілому, не залежав від великої кількості показників та не вимагав складних багатоступінчатих розрахунків задля забезпечення оперативного управління водними ресурсами.

### **Висновки до розділу 3**

1. Внаслідок зростання антропогенного навантаження на басейн р. Сіверський Донець, зносу обладнання станцій очищення промислово-побутових стоків, несанкціонованих скидів забруднюючих речовин, та незадовільного виконання контролюючих та управляючих функцій Сіверсько-Донецьким басейновим управлінням водних ресурсів, вода р. Сіверський Донець в сучасних умовах не придатна до виготовлення питної води.

2. Очисні споруди ІКВ ВКП не забезпечують необхідного рівня окиснення органічних сполук, поверхнево-активних речовин та нітритів у промислово-побутових стоках, видалення фосфатів з промислово-побутових стоків.

3. Розраховані значення показника КІЗВ вказують на постійний та стійкий вплив стічних вод ІКВ ВКП на стан р. Сіверський Донець.

4. На основі результатів аналізу даних багаторічних спостережень впливу комунального підприємства водовідведення встановлено, що починаючи з 2010 року і по цей час спостерігається чітка тенденція постійного збільшення вмісту нітратів та фосфатів у воді р. Сіверський Донець внаслідок скиду недоочищеної

води з очисних споруд ІКВ ВКП, що суттєво погіршує якість питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець.

5. Оцінки показників техногенного ризику, що розраховані за наявними методиками, показали не коректні значення (за межами інтервалу 0...1).

Вдосконалено методику оцінки техногенного ризику з використанням комплексного індексу забруднення вод. Встановлено, що стічні води ІКВ ВКП збільшують значення величини ризику від «прийняттого» до «не прийняттого». Недолік цього підходу полягає у прямій залежності значень величини ризику від значень комплексного індексу, що підтверджує необхідність вибору індикаторних (сигнальних) показників якості води, які б характеризували стан води в цілому, не залежали від великої кількості показників та не вимагав складних багатоступінчатих розрахунків задля забезпечення оперативного управління водними ресурсами.

## РОЗДІЛ 4

### МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ДИНАМІКИ ІНДИКАТОРНИХ (СИГНАЛЬНИХ) ПОКАЗНИКІВ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ

#### **4.1 Обґрунтування підходу до вибору індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод**

Індикаторні оцінки екологічного стану водного середовища можуть базуватися на абсолютних вимірах системи моніторингу, показниках ступеня зміни в просторі й часі якісного стану водних об'єктів, визначенні ступеня впливу на реципієнтів, впливу та антропогенного навантаження на водне середовище, критеріальних показниках стану водної екосистеми. Водним об'єктам призначається клас чи категорія якості відповідно до величин кратності перевищення фактичного рівня концентрацій речовин їхніх гранично-допустимих концентрацій (ГДК) чи екологічних нормативів, відношенням фактичного рівня до фонового, середнього або абсолютною різницею між цими рівнями [130].

Відомі два основних підходи до оцінки якості навколишнього середовища, у тому числі водних об'єктів: гігієнічний і екологічний. Їхня принципова відмінність полягає в тому, що метою гігієнічної регламентації є захист здоров'я населення, а метою екологічного нормування – збереження середовища життя з умовою дотримання стійкості природних екосистем. Ця принципова відмінність унеможливорює застосування методології гігієнічної регламентації в екологічному нормуванні. Як екологічне, так і санітарно-гігієнічне нормування базуються на знанні ефектів, що спричиняють різноманітні впливи на живі організми. Однак науково-обґрунтований гігієнічний норматив може застосовуватися повсюдно, тому що адаптаційні можливості окремих індивідуумів можуть бути різні в залежності від соціально-економічних і інших факторів, але в цілому захисні властивості

організму людини практично однакові. Екосистеми мають унікальні властивості, з абіотичними і біотичними характеристиками, різною стійкістю до антропогенного навантаження, тому екологічні нормативи повинні розроблятися територіально диференційовано з урахуванням адаптаційних резервів на основі зв'язку між станом біоти в екосистемах і станом навколишнього середовища [131].

На теперішній час в Україні та в інших країнах світу розроблена досить велика кількість критеріїв комплексної оцінки екологічного стану поверхневих прісних вод. Одні класифікації базуються на оцінці бактеріологічних та фізико-хімічних показників, в основу інших покладена гідробіологічна оцінка забрудненості вод. Кожен із критеріїв дає змогу отримувати важливу інформацію, а при їх застосуванні разом – оцінювати водне середовище з екологічних позицій [132].

Оцінка екологічного стану поверхневих вод за хімічними показниками вважається досить трудомістким завданням, оскільки воно базується на порівнянні середніх концентрацій, які спостерігаються в пунктах контролю якості вод, з встановленими нормами гранично допустимих концентрацій (ГДК) для кожної речовини. Більшість із запропонованих сьогодні комплексних показників отримано шляхом об'єднання та узагальнення численних часткових показників у один інтегруючий, який дає змогу характеризувати різні становища водних об'єктів [133].

Нині існує ряд спроб [134] характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (індексу забрудненості  $I_3$ ), який дорівнює середньому арифметичному відношенню:

$$I_3 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (4.1)$$

для речовин зі значенням  $C_i/ГДК_i > 1$ ,

де  $C_i$  – фактична концентрація  $i$ -го хімічного показника, мг/м<sup>3</sup>;

$ГДК_i$  – гранично допустима концентрація  $i$ -го хімічного компонента, мг/м<sup>3</sup>;

$n$  – кількість речовин.

Головна небезпека полягає у прояві синергізму, коли присутність однієї речовини посилює токсичність іншої або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища, ніж початкові (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот). У [135] пропонується визначати комплексний екологічний індекс стану річкових екосистем  $I$  в залежності від значення різних параметрів:

$$I = \sum_{i=1}^n \frac{C_{i_{факт}} / C_{i_{норм}}}{n}, \quad (4.2)$$

де  $C_{i_{факт}}$  – фактична концентрація  $i$ -го гідрохімічного або трофосапробіологічного фактора, мг/м<sup>3</sup>;

$C_{i_{норм}}$  – нормативна концентрація  $i$ -го гідрохімічного фактора, мг/м<sup>3</sup>.

Крім того, оцінку якісного стану природних вод проводять за комплексними показниками: індексом забрудненості вод (ІЗВ) [136] та коефіцієнтом забрудненості (КЗ) [137]. Порівняння цих двох комплексних показників [138] щодо ранжирування створів показало перевагу КЗ. Для використання в системі Мінекоресурсів затверджено [139] методику розрахунку КЗ природних вод. КЗ – є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості вод, які багаторазово виміряно у кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів. Крім того використовується екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями [140]. Вона дозволяє провести порівняльну оцінку екологічного стану поверхневих вод різних водних об'єктів (незалежно від вмісту різних забруднюючих речовин), виявити тенденцію її якості за роками, спростити і значно поліпшити форму представлення інформації, в тому числі у вигляді мап [141].

Проблема вибору показників, що використовуються для оцінки екологічного стану поверхневих вод, докладно освітлена в [142]. Те, що пропонується по цій проблемі, автори ділять на три групи:

- використання всіх показників, для яких встановлені ГДК;
- застосування невеликого числа нормованих показників;

– облік деяких нормованих показників, а також сполук, які характеризують процеси, що впливають на якість води.

Реалізація показників першої групи була б кращим варіантом, але практично не здійсненна.

Пропозиції другої групи [143] знайшли відбиття в дослідженнях та нормативних документах [73, 144, 145]. У цілому коло обов'язкових показників обмежується в межах від десяти до двадцяти п'яти.

Показники третьої групи [146] базуються не тільки на необхідності оцінки, але й на необхідності прогнозування зміни екологічного стану поверхневих вод. При цьому до уваги приймаються такі показники, зміна концентрації яких у силу фізичних, хімічних і біологічних причин автоматично впливає на значення інших показників.

Комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [123], та рекомендований в даний час до використання [124], що дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин, який було використано у розділі 3.2.1.

Моніторинг якості вод басейну Сіверського Дінця проводиться за більш ніж тридцятьма гідрохімічним показникам. Результати спостереження дозволяють лише констатувати, що якість води на сьогодні відповідає нормативним вимогам, тобто перевищення ГДК відсутні [4]. У цьому випадку комплексну оцінку екологічного стану поверхневих вод за гідрохімічними показниками [73] виконати неможливо. А також не можливо судити про зміни, що відбуваються в воді під впливом антропогенних факторів. Тому параметри третьої групи, що не одержали в літературі достатнього висвітлення, заслуговують на увагу й вивчення [2].

Оптимальні умови розвитку більшості мікроорганізмів, рослин і тварин залежать не тільки від наявності їжі, але й від комбінації абіотичних факторів водного середовища: температури, рН-середовища, солоності, мутності води, освітленості, аеробних умов [147].

У значній мірі життєдіяльність водних організмів визначається вмістом розчиненого кисню у воді. Наприклад, мінімальний зміст РК, що забезпечує нормальний розвиток риби, становить близько 5 мг/дм<sup>3</sup>. Зниження його до 2 мг/дм<sup>3</sup> викликає масову загибель риби. Несприятливо позначається на їх стані і перенасичення (вище 120 %) води киснем [148]. Слід зазначити, що при оцінці екологічного благополуччя водного середовища відносний вміст кисню рідко береться до уваги. Однак перенасичення води киснем виникає, як правило, при концентраціях, далеких від критичних, наприклад, 11 мг/дм<sup>3</sup> при температурі води 15 °С або 10 мг/дм<sup>3</sup> при температурі води 22 °С.

Концентрація кисню у воді залежить від її фізичних характеристик (температури й солоності), а також від біохімічних факторів (фотосинтезу й споживання кисню при аеробному окисненні органічних речовин). Інтенсивність фотосинтезу залежить від освітленості і температури, а окиснення – від кількості органіки, мікроорганізмів і, знову ж, від температури. Крім розглянутих механізмів, зміна концентрації кисню у воді може відбуватися під впливом гідродинамічних факторів – переносу (адвекції) течіями, вертикального хвильового перемішування та ін. [149].

Надходження кисню у водний об'єкт обмежується його розчинністю у воді. При певній температурі води і тиску в воді може розчинитися строго певна кількість кисню.

Концентрація РК у воді залежить також від споживання його при окисненні органічної речовини, тобто від біохімічних факторів. В аеробному середовищі біохімічне окиснення органічних речовин відбувається під впливом бактерій за схемою: органічні речовини + кисень → вода + діоксид вуглецю + інші речовини. Розкладання органічної речовини можна вважати еквівалентним реакції окиснення, що приводить до зниження РК у воді та до порушення екологічної рівноваги.

Критерієм, що характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин, є показник біохімічного споживання кисню [150], що виражає кількість кисню (мг), необхідну для біохімічного окиснення органічних речовин, що



втримуються у воді, за певний проміжок часу. Нормованим показником [79] є БСК<sub>5</sub> – кількість кисню, витрачена за п'ять діб в процесі біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в аналізованій воді. Розраховують БСК<sub>5</sub> (мгО/л) як різницю у вмісті кисню в момент взяття проби та через 5 діб.

Тому є всі підстави обрати показники кисню у водотоці, а саме БСК<sub>5</sub> та пов'язаний з ним показник розчиненого кисню як індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану поверхневих вод. Для підтвердження цього допущення перевіримо наявність кореляційного зв'язку між показниками КІЗВ, розрахованого у розділі 3.2.1 та БСК<sub>5</sub>.

Проведемо порівняння за трьома пунктами спостережень – місце скиду стічних вод ІКВ ВКП, вище та за нижче місця скиду.

На графіках (рис. 4.1) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ у місці скиду стічних вод ІКВ ВКП. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,57.

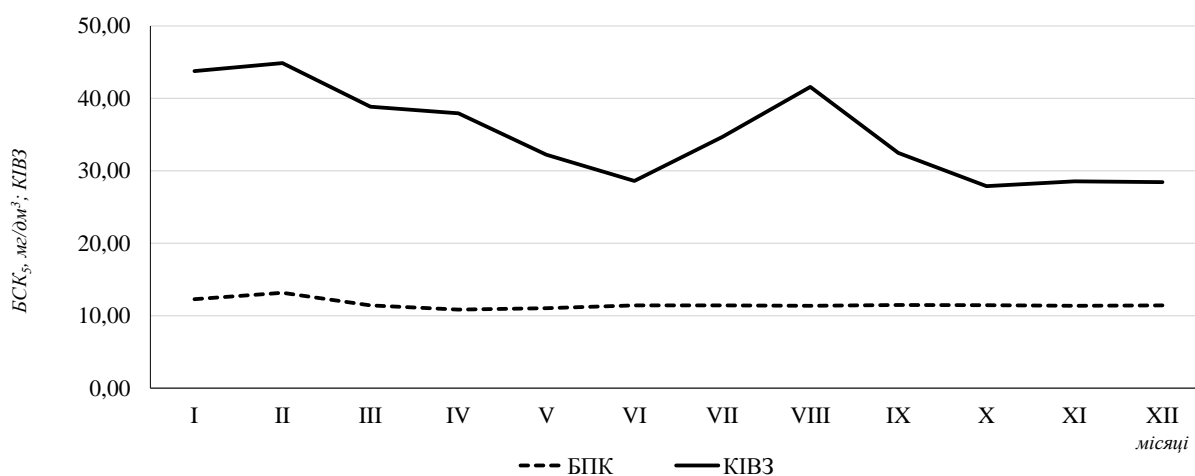


Рисунок 4.1 – Сезонна динаміка середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ у місці скиду стічних вод ІКВ ВКП

На графіках (рис. 4.2) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ вище місця скиду стічних вод ІКВ ВКП. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,98.

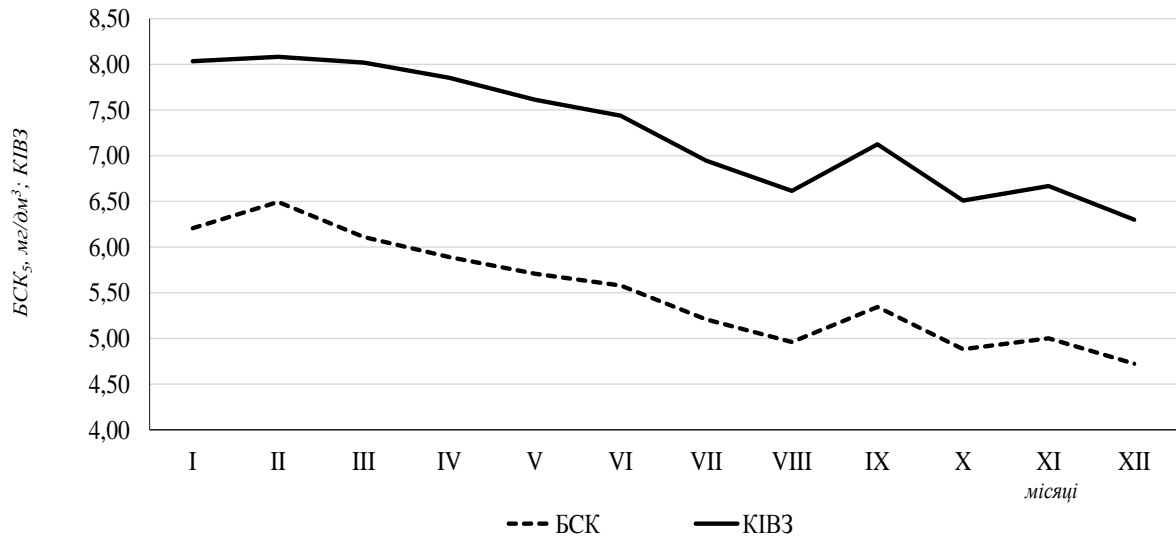


Рисунок 4.2 – Сезонна динаміка середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІВЗ вище місяця скиду стічних вод ІКВ ВКП

На графіках (рис. 4.3) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІВЗ нижче місяця скиду стічних вод ІКВ ВКП. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,94.

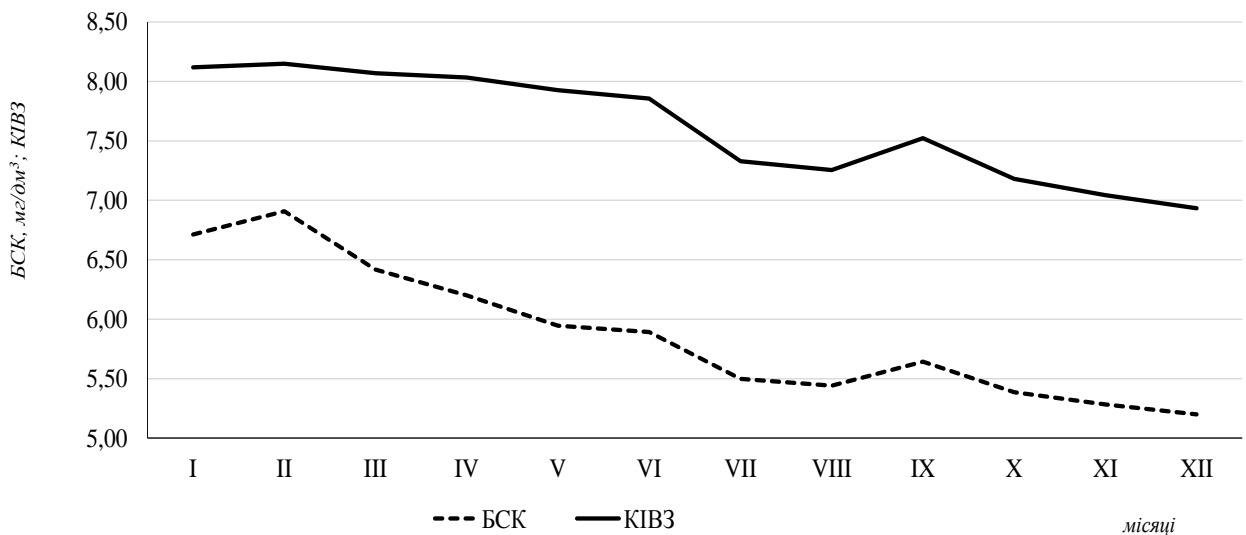


Рис. 4.3 – Сезонна динаміка середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІВЗ нижче місяця скиду стічних вод ІКВ ВКП.

Аналізуючи сезонну динаміку показників БСК<sub>5</sub> та КІВЗ та зв'язок цих величин між собою, слід зазначити, що вирішальне значення на формування КІВЗ нижче джерела забруднення – ІВК ВКП відіграє саме показник БСК<sub>5</sub>, що і підтверджується коефіцієнтами кореляції. Безпосередньо у місці скиду стічних вод, за умови перевищення значень ГДК декількома забруднюючими речовинами формування КІВЗ відбувається за їх рахунок у різній мірі.

Для задач, щодо яких ми обґрунтовуємо індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану поверхневих вод, більш важливим є виявлення наслідків забруднення не безпосередньо в місці забруднення, а на деякій відстані від нього і через деякий час. Тому використання саме величини розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню, як показників, що характеризують процес окислення уже наявних забруднювачів у воді, є найбільш доцільним для задач оперативного моніторингу водних об'єктів.

Таким чином, кисневі показники відіграють важливу роль в екології водного об'єкта. З ними пов'язана асимілююча здатність вод, тобто здатність вод до розкладання органічної речовини. Тому вміст розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у воді становить великий інтерес не тільки з погляду розвитку життя, але і як індикаторні (сигнальні) показник екологічного стану водного середовища. Зв'язок, що існує між величиною КІВЗ і величиною БСК<sub>5</sub>, робить показник БСК<sub>5</sub> важливим для індикаторної оцінки забруднення вод різними органічними речовинами. Тому в якості індикаторних (сигнальних) показників для характеристики стану водотоку та проведення оперативного моніторингу, обрані показники кисневої характеристики.

#### **4.2 Побудова математичної моделі динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод**

Один з більш відомих критеріїв забруднення відходами – біохімічне споживання кисню (БСК<sub>5</sub>) – є основною причиною зменшення РК в річці і,

відповідно, погіршення екологічного стану поверхневих вод. В силу важливості взаємодії між РК та БСК<sub>5</sub> стало звичайним вести мову про РК – БСК моделі [98]. Взаємодія між РК і БСК – досить складний процес, що залежить від великої кількості факторів. Якщо не всі вони, то частина з них можуть виявитися істотними для будь-якої заданої річкової системи. На рис. 3.1 (додаток И) дається досить коротка й разом з тим повна картина тих процесів, які вважаються визначальними в РК – БСК взаємодії [151].

Внутрішня структура моделі взаємодії РК і БСК визначається множиною  $\{S_1\}$  функцій споживання РК і множиною  $\{S_2\}$  функцій виробництва / споживання БСК. Аргументами кожної функції, що входять до  $\{S_1\}$  і  $\{S_2\}$  є РК і БСК (що, в свою чергу, є функціями координат і часу), а також їх похідні та фактори зовнішнього середовища – функції сторонніх джерел і стоків РК і БСК.

Неможливо розглянути всі моделі, які були запропоновані для опису РК – БСК взаємодії, оскільки опубліковано занадто багато робіт, присвячених цьому питанню. Однак очевидно, що вирішального впливу на всю еволюцію моделей РК і БСК завдало класичне дослідження Стритера і Фелпса [152]. Ці автори припустили, що баланс між концентраціями РК і БСК залежить тільки від двох процесів: реаерації потоку та споживання РК при окисненні (або розпаді) БСК, тобто

$$\{S_1\} = \{-k_1x_1\} \tag{4.29}$$

$$\{S_2\} = \{k_2(C_s - x_2) - k_1x_1\}$$

де  $x_1$  – концентрація БСК<sub>5</sub>, мг/дм<sup>3</sup>;

$x_2$  – концентрація РК, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_s$  – концентрація насичення РК, мг/дм<sup>3</sup>;

$k_1$  – константа швидкості розпаду БСК<sub>5</sub> (коефіцієнт мінералізації), 1/с;

$k_2$  – константа швидкості реаерації для РК, 1/с.

Задля подальшого спрощення моделі Стритер і Фелпс припустили стаціонарність (незмінність у часі) водного потоку, стаціонарність функцій  $S_1$  і

$S_2$  (потоків БСК і РК) для всіх точок річки та рівномірність розподілу  $x_1, x_2$  по перерізу потоку. У цьому випадку  $x_1 = x_1(z, t)$ ,  $x_2 = x_2(z, t)$ , де  $z$  — відстань від джерела скиду вздовж русла річки,  $t$  — час, а незалежні змінні  $z$  і  $t$  зв'язані одне з одним простим співвідношенням:  $z = ut$  (тут  $u$  — швидкість течії). Відповідно, модель Стритера і Фелпса зводиться до системи звичайних диференціальних рівнянь і набирає наступного вигляду:

$$\begin{cases} u \frac{dx_1}{dz} = -k_1 x_1; \\ \frac{dx_2}{dt} = u \frac{dx_2}{dz} = k_2 (C_s - x_2) - k_2 x_2. \end{cases} \quad (4.30)$$

Розв'язок цієї системи рівнянь має такий вигляд:

$$\begin{cases} x_1 = x_{1,0} e^{-k_1 z/u} + C_1; \\ x_2 = x_{2,0} e^{-k_2 z/u} + C_s (1 - e^{-k_2 z/u}) + \frac{k_1}{k_2 - k_1} x_{1,0} (e^{-k_2 z/u} - e^{-k_1 z/u}) + C_2; \end{cases} \quad (4.31)$$

де  $x_{1,0}, x_{2,0}$  — концентрації, відповідно, БСК<sub>5</sub> і РК у початковій точці, мг/м<sup>3</sup>;

$C_1, C_2$  — коригувальні коефіцієнти, введені для підвищення точності прогнозу.

$$C_1 = f(GM) \quad (4.32)$$

$$C_2 = f(COD/BOD) \quad (4.33)$$

де  $f(GM)$  — функція загального солемісту;

$f(COD/BOD)$  — функція, що визначає відношення ХСК до БСК<sub>5</sub>.

Видно, вдалині від точки скиду  $\lim_{t \rightarrow \infty} x_1 = 0$ , тобто вода самоочищується від активних домішок, а  $\lim_{t \rightarrow \infty} x_2 = C_s$ , тобто вода насичується киснем.

Множники  $x_{1,0}$  та  $x_{2,0}$  — в рівняннях (4.31) визначаються експериментально, коефіцієнти  $k_1$  та  $k_2$  невідомі.

Коефіцієнти мінералізації  $k_1$  та реаерації  $k_2$  можуть бути знайдені експериментально за формулами

$$k_1 = t^{-1} \cdot \ln \frac{x_{1,0}}{x_1}. \quad (4.34)$$

$$k_2 = \frac{x_{1,0} \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t}}{x_2} \quad (4.35)$$

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив встановити, що коригуючий коефіцієнт  $C_1$  (4.32) залежить від загального солевмісту у воді за законом:

$$C_1 = -0,0002c_1^2 + 0,2685c_1 - 79,681 \quad (4.36)$$

де  $C_1$  –  $\Delta\text{БСК}_5$  (різниця  $\text{БСК}_5$  вище та нижче місця скиду стічних вод),  $\text{мг/м}^3$ ;

$c_1$  – загальний солевміст,  $\text{мг/м}^3$ .

Графік функції (4.36) наведено на рис. 4.4. З графіку видно, що при збільшенні загального солевмісту величина  $\Delta\text{БСК}_5$  також зростає.

Величина достовірності апроксимації становить  $R^2 = 0,76$ .

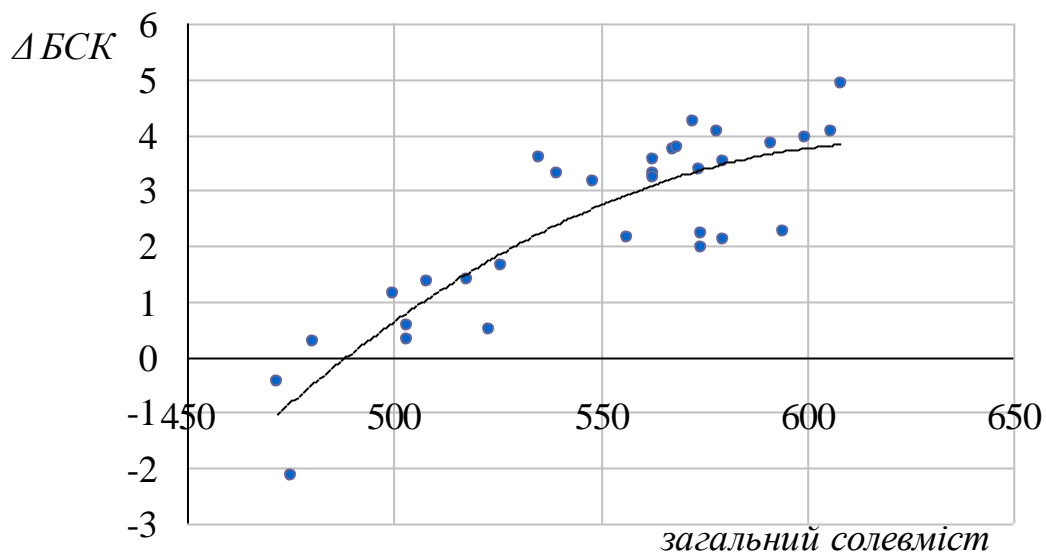


Рисунок 4.4 – Взаємозалежність між значеннями різниць фактичних та змодельованих значень  $\text{БСК}_5$  ( $\Delta\text{БСК}_5$ ) і відповідними значеннями загального солевмісту ( $\text{мг/дм}^3$ )

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив встановити, що коригуючий коефіцієнт  $C_2$  (4.33)

залежить від  $XСК/БСК_5$  у вигляді

$$C_2 = -0,5542c_2^2 - 0,6164c_2 + 2,8915 \quad (4.37)$$

де  $C_2$  –  $\Delta PK$  (різниця РК вище та нижче місця скиду стічних вод),  $mg/m^3$ .

$c_2$  – відношення  $XСК/БСК_5$ .

Графік функції (4.37) наведено на рис. 4.5. З графіку видно, що при збільшенні величини відношення  $XСК/БСК_5$  зменшується величина  $\Delta PK$ .

Величина достовірності апроксимації становить  $R^2 = 0,91$ .

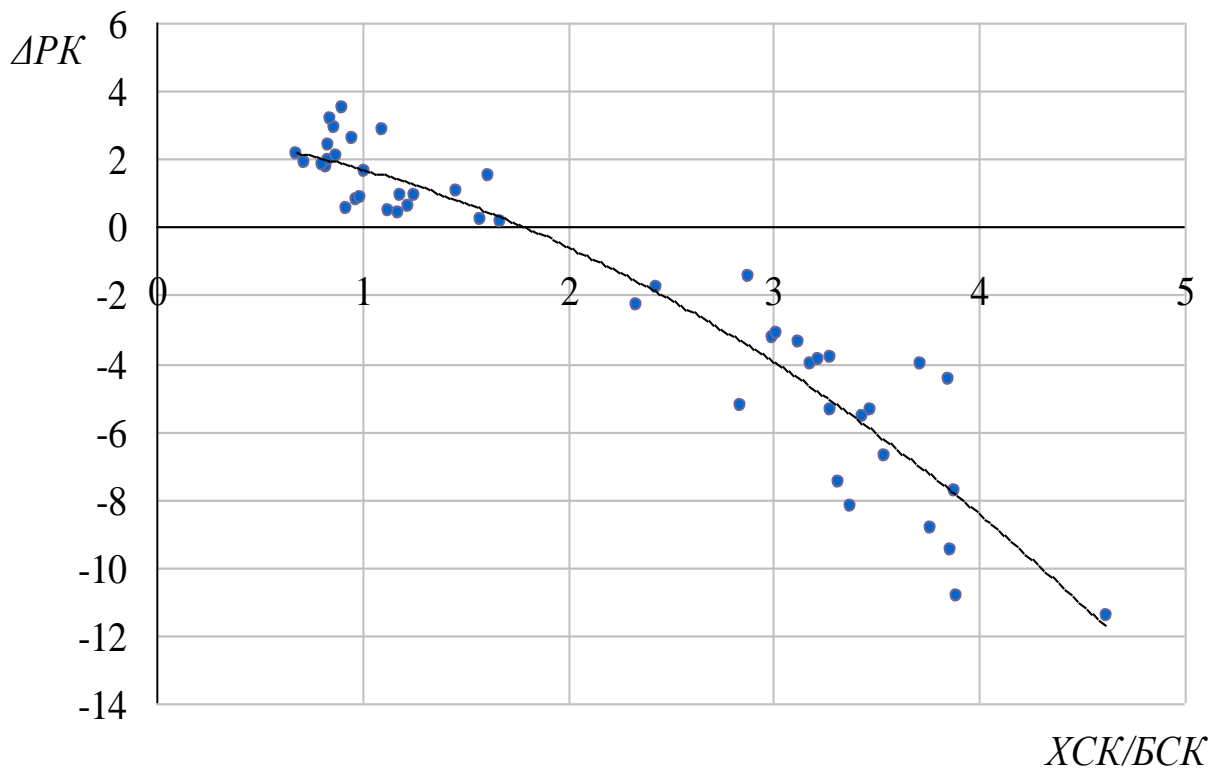


Рисунок 4.5 – Взаємозалежність між значеннями різниць фактичних та змодельованих значень розчиненого кисню ( $\Delta PK$ ) і відповідними значеннями відношення  $XСК/БСК_5$  ( $mg/dm^3$ )

Таким чином, маючи фактичні дані спостережень за екологічним станом водного об'єкту, виникає можливість обрахувати параметри моделі

індикаторних (сигнальних) показників (РК – БСК) у залежності від значень показників загального солемісту та відношення ХСК/БСК<sub>5</sub>.

Введення коригуючих коефіцієнтів  $C_1$  і  $C_2$  дозволяють суттєво підвищити надійність прогнозу екологічного стану води поверхневого джерела водопостачання за допомогою запропонованої математичної моделі, що гарантує високу адекватність оперативних рішень управління водними ресурсами.

#### **4.3 Моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання**

Вихідними даними для розрахунку є результати аналізів екологічного стану води р. Сів. Донець. Місця відбору проб: 1) місце скиду стічних вод у р. Сів. Донець; 2) р. Сів. Донець вище скиду; 3) р. Сів. Донець нижче скиду. Вихідні дані для дослідження наведені в таблицях К.1 – К.6 (Додаток К).

Враховуючи вплив температурного режиму в залежності від пори року на розчинність кисню у воді вбачається доцільним розрахунок параметрів моделі для кожного місяця окремо. Таким чином, вихідними даними для розрахунку коефіцієнтів  $k_1$  та  $k_2$  є усереднені середньомісячні багаторічні значення відповідних показників за період 2010 – 2014 рр. Дані 2014 р. будуть використані для перевірки адекватності побудованої моделі.

В таблиці 4.1 наведені розраховані значення коефіцієнтів  $k_1$  та  $k_2$ .

Перевірка адекватності розрахованої моделі динаміки БСК<sub>5</sub> та розчиненого кисню показані на відповідних графіках (рис. 4.6 та рис. 4.7), де зображені криві середньорічних значень показників БСК<sub>5</sub> та дефіциту розчиненого кисню за 2014 рік, значення, змодельовані за класичною моделлю Стритера – Фелпса та значення, отримані з використанням у моделі коригуючих коефіцієнтів.

Коефіцієнт кореляції між модельним значенням БСК<sub>5</sub> та фактичним становить (рис. 4.6) 0,74.



Таблиця 4.1 – Розраховані значення коефіцієнтів  $k_1$  та  $k_2$ .

Місяць	$k_1$	$k_2$
Січень	$2,48 \cdot 10^{-4}$	$3,29 \cdot 10^{-4}$
Лютий	$3,00 \cdot 10^{-4}$	$4,38 \cdot 10^{-4}$
Березень	$1,66 \cdot 10^{-4}$	$1,91 \cdot 10^{-4}$
Квітень	$6,73 \cdot 10^{-5}$	$6,33 \cdot 10^{-5}$
Травень	$2,39 \cdot 10^{-4}$	$3,12 \cdot 10^{-4}$
Червень	$3,86 \cdot 10^{-4}$	$6,64 \cdot 10^{-4}$
Липень	$4,15 \cdot 10^{-4}$	$7,48 \cdot 10^{-4}$
Серпень	$4,55 \cdot 10^{-4}$	$8,74 \cdot 10^{-4}$
Вересень	$3,89 \cdot 10^{-4}$	$6,74 \cdot 10^{-4}$
Жовтень	$3,82 \cdot 10^{-4}$	$6,69 \cdot 10^{-4}$
Листопад	$3,69 \cdot 10^{-4}$	$6,11 \cdot 10^{-4}$
Грудень	$3,73 \cdot 10^{-4}$	$6,24 \cdot 10^{-4}$

Між фактичним значенням та модельним з використанням у моделі коригуючого коефіцієнту – 0,85, що можна вважати прийнятним з огляду на результати інших дослідників [153], які вказують на те, що на всі моделі, запропоновані для опису взаємодії РК та БСК<sub>5</sub> впливає факт неточності задання усіх параметрів цієї моделі, отриманих із експерименту (величина похибки може досягати 40 %).

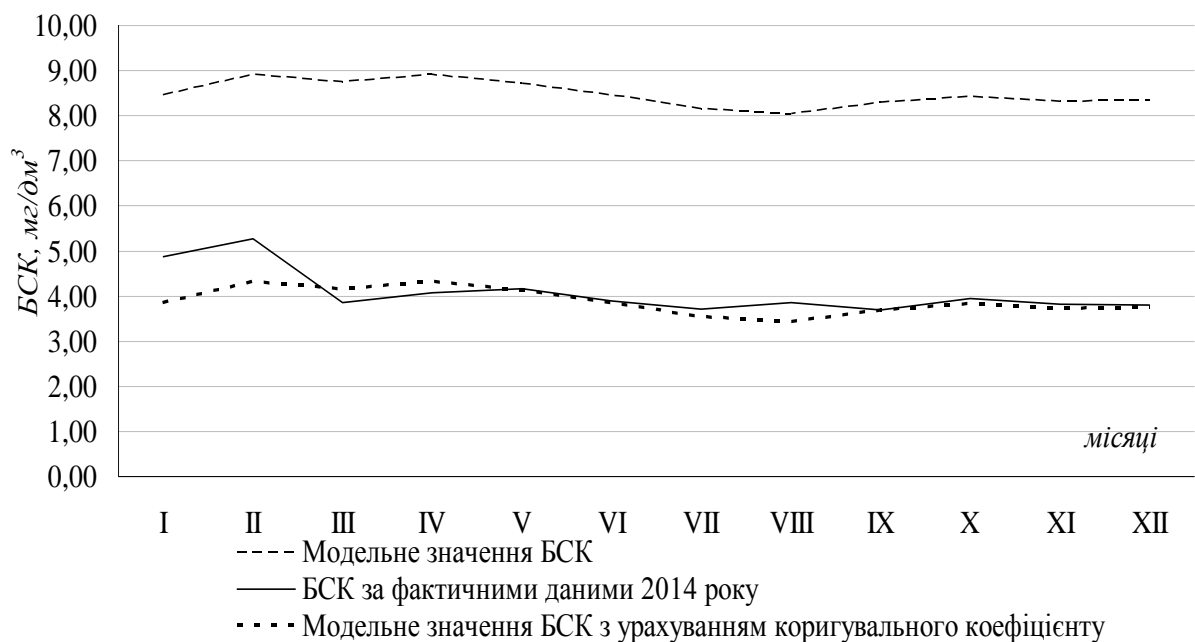


Рисунок 4.6 – Динаміка змодельованих та фактичних (2014 р.) значень БСК<sub>5</sub> нижче місяця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Результат моделювання значень розчиненого кисню (рис. 4.7) показує високий коефіцієнт кореляції – 0,88; за класичною моделлю – 0,70.

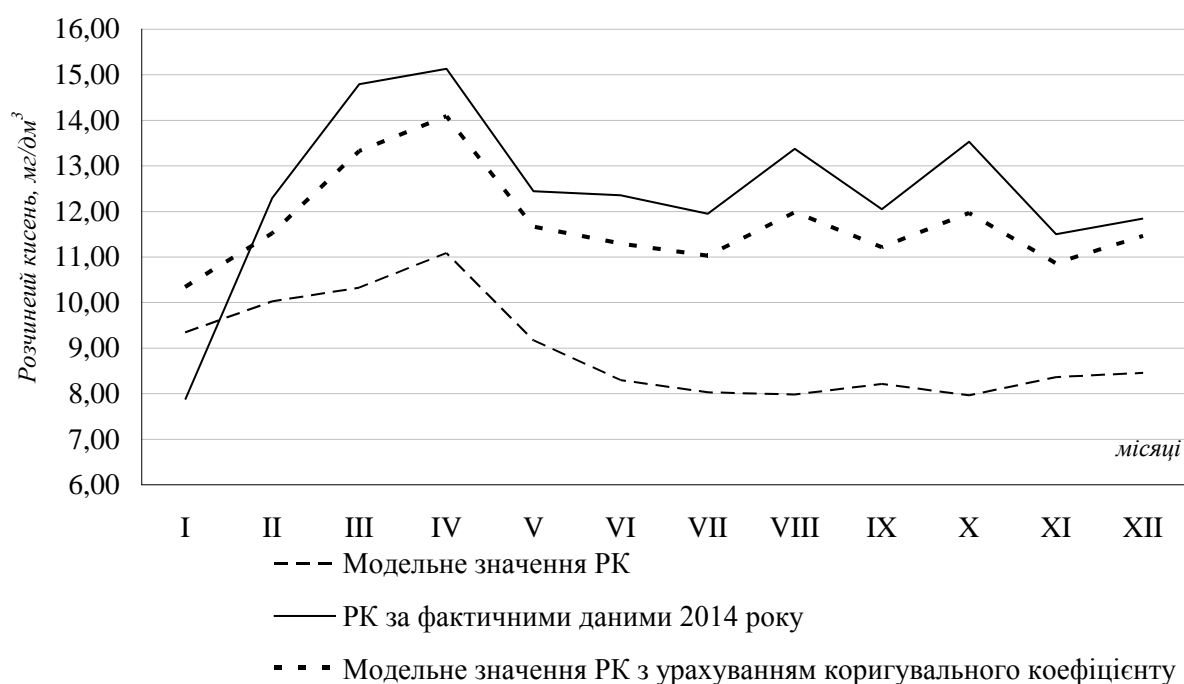


Рисунок 4.7 – Динаміка змодельованих та фактичних (2014 р.) значень розчиненого кисню нижче місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Для обчислень використовувалися вже усереднені за місяць дані хімічних аналізів.

Перевагами використання даної моделі є точність та можливість оперативної обробки даних моніторингу поверхневих джерел водопостачання. Використана модель дає змогу проводити розрахунки без застосування спеціальних комп'ютерних програм.

Основне призначення отриманої моделі – прогноз показників БСК<sub>5</sub> та розчиненого кисню за результатами оперативного моніторингу задля оперативного прийняття управлінських рішень. Модель можна вважати адекватною для прогнозування та використовувати при здійсненні поточних спостережень за відповідними показниками (при здійсненні оперативного моніторингу), оскільки коефіцієнт кореляції між фактичними та

змодельованими значеннями є досить високим (0,85 для БСК<sub>5</sub> та 0,88 для розчиненого кисню).

Отже, на підставі ретроспективних даних спостережень 2010 – 2014 років за показниками БСК<sub>5</sub> та розчиненого кисню р. Сіверський Донець біля м. Ізюм розраховано параметри  $k_1$  (коефіцієнт біохімічного окислення органічних речовин) та  $k_2$  (коефіцієнт реаерації) моделі Стритера – Фелпса для річки. Враховуючи значення температури на розчинність кисню та на швидкість біохімічних процесів розрахунок параметрів  $k_1$  та  $k_2$  виконано для кожного місяця року. Коефіцієнт кореляції між змодельованими значенням біохімічного споживання кисню та фактичними становить 0,85, розчиненого кисню – 0,88, що можна вважати прийнятним для таких досліджень.

#### **Висновки до розділу 4**

1. Дослідженням комплексної оцінки впливу техногенного забруднення на водне середовище встановлено та науково обґрунтовано вибір та використання індикаторних (сигнальних) показників якості води для прогнозування впливу забруднення на водне середовище. Доведено на підставі співставлення результатів моделювання динаміки змін концентрації розчиненого кисню у воді та біохімічного споживання кисню з показниками комплексної оцінки, що концентрація розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у водоці з достатньо високою достовірністю можуть бути застосовані як індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану водного середовища, які можна використовувати в якості первісної (сигнальної) оцінки в системі екологічного моніторингу вод.

2. Удосконалено математичну модель динаміки індикаторних (сигнальних) показників якості води (двокомпонентна модель Стритера – Фелпса) шляхом доповнення коригуючими коефіцієнтами, що дозволяє з високою точністю прогнозувати екологічні умови водойми чи водотоку та оцінювати вплив

техногенно-небезпечних об'єктів на поверхневій воді задля потреб екологічного моніторингу та оптимального управління екологічною безпекою басейну річки.

3. Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено можливість довгострокового прогнозування екологічного стану водних об'єктів на основі спостереження за динамікою змін показників БСК<sub>5</sub>, розчиненого кисню, із застосуванням модифікованої двокомпонентної моделі Стритера – Фелпса з урахуванням коригуючих коефіцієнтів.

## РОЗДІЛ 5

### ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ

#### **5.1 Вдосконалення методичного забезпечення формування мережі пунктів спостережень системи екологічного моніторингу поверхневих вод**

##### **5.1.1 Аналіз ефективності діючої системи моніторингу поверхневих вод**

В Україні останнім часом надається досить значна увага проблемі вдосконалення моніторингу стану навколишнього природного середовища та моніторингу трансграничного забруднення водних об'єктів.

Моніторинг якості поверхневих вод є складовою частиною державної системи моніторингу довкілля і здійснюється в системі Державного агентства водних ресурсів України згідно ст. 16 Водного кодексу України [18], постанов Кабінету Міністрів України від 20.07.1996 № 815 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» [154] та від 30.03.1998 № 391 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» [155], а також Положення про Державне агентство водних ресурсів України, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.2014 № 393 [156].

Відповідно до інформації, розміщеної на офіційному порталі центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, до наказів, що регулюють моніторинг довкілля, зокрема, відносяться:

- Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод [157];
- Рекомендації щодо співставлення даних моніторингу вод (РД 211.1.8.103-2002) [158];

- Методичні вказівки щодо проведення інвентаризації лабораторій аналітичного контролю (РД 211.0.7.104-02) [159];

- Методичні вказівки та вимоги щодо оснащення типових пунктів оперативного контролю води (РД 211.1.7.105-02) [160];

- Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів) (КНД 211.1.1.106-2003) [107].

Слід зазначити, що «Єдине міжвідомче керівництво...» скасовано Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 10 березня 2017 р. № 166-р у як таке, що втратило актуальність та встановлює регуляторні бар'єри. Натомість не внесено до переліку скасованих документів ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков, з чого слідує, що він залишається на сьогодні діючим.

Відповідно до [154] державний моніторинг вод здійснюється з метою забезпечення збирання, оброблення, збереження та аналізу інформації про стан вод, прогнозування його змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

До об'єктів державного моніторингу вод належать:

- поверхневі води
- природні водойми (озера), водотоки (річки, струмки);
- штучні водойми (водосховища, ставки), канали та інші водні об'єкти;
- підземні води та джерела;
- внутрішні морські води та територіальне море; виключна (морська) економічна зона України;
- джерела забруднення вод, включаючи зворотні води, аварійні скидання рідких продуктів і відходів;
- надходження шкідливих речовин з донних відкладів (вторинне забруднення) та інші джерела забруднення, щодо яких можуть здійснюватися спостереження.

Відповідно до призначення державний моніторинг вод поділяється на:

- фоновий моніторинг, що здійснюється на водних об'єктах у місцях мінімального опосередненого антропогенного навантаження;
- загальний моніторинг, що складається з моніторингу на державній мережі пунктів спостережень, моніторингу антропогенного впливу на водні об'єкти, моніторингу водних об'єктів у місцях їх використання та спеціальних видів моніторингу;
- кризовий моніторинг, що здійснюється у зонах підвищеного ризику та у зонах впливу аварій і надзвичайних ситуацій.

Моніторинг антропогенного впливу на водні об'єкти здійснюється шляхом проведення систематичних спостережень за джерелами забруднення вод та якісним станом водних об'єктів у місцях впливу цих джерел.

Результатом здійснення державного моніторингу вод є інформація, у тому числі:

- первинна інформація (дані спостережень), яку одержують суб'єкти державного моніторингу вод внаслідок спостережень;
- узагальнені дані, що стосуються певного проміжку часу або певної території;
- індекси і комплексні показники, одержані внаслідок узагальнення за параметрами;
- оцінки стану вод та джерел негативного впливу на нього;
- прогнози стану вод і його змін;
- науково обґрунтовані рекомендації, необхідні для прийняття рішень.

Для здійснення державного моніторингу вод суб'єктами державного моніторингу вод розробляються національні, регіональні, відомчі та локальні програми моніторингу вод, в яких визначаються мережі пунктів, показники і режими спостережень для водних об'єктів та джерел забруднення вод, регламенти передавання, оброблення та використання інформації.

Водночас існуюча система моніторингу ще не повністю відповідає міжнародним вимогам. Моніторинг навколишнього середовища є важливим інструментом ефективного управління якістю навколишнього природного

середовища, своєчасного попередження шкідливого впливу забруднювачів, а також широкого інформування громадськості про стан і тенденції зміни навколишнього природного середовища. Крім того, сучасна нормативна база оцінки якості поверхневих вод недостатньо інтегрується з нормативною базою передових європейських країн, а в Україні впродовж останніх років у відповідності до постанов уряду здійснюється гармонізація національних природоохоронних нормативних документів із відповідними нормативними документами високорозвинених країн Європи і світу [161].

Після прийняття Європейським Союзом Водної рамкової директиви (WFD) у 2000 році в країнах ЄС розпочалася поетапна розробка та впровадження її положень. В Україні, як і в більшості країн пострадянського простору, система моніторингу водних об'єктів лишилася незмінною з часів СРСР. У багатьох своїх аспектах вона не лише не відповідає вимогам WFD, але і є мало показовою [162 – 166].

Первинні дані про фізико-хімічні і біологічні параметри стану водних ресурсів, одержаних у ході існуючого моніторингу, часто залишаються без належного використання внаслідок відставання методичного забезпечення щодо їх обробки, узагальнення й аналізу. Наукові праці в цьому плані мають несистематичний розрізнений характер. Систематизація й аналіз накопиченого досвіду розробки систем моніторингу й обґрунтування доцільності його застосування в широкому спектрі наукових і практичних робіт при реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами залишається наразі актуальним завданням.

Існуюча мережа контрольних створів підрозділів екологічних та водогосподарських служб формувалася з урахуванням багаторічних процесів зміни структури господарської діяльності й тенденцій зміни якості природних вод.

Основними недоліками існуючої системи моніторингу поверхневих вод є:

– відсутність взаємодії та обміну інформацією між службами, що здійснюють контроль над використанням і охороною водних ресурсів;



- неможливість оперативної реєстрації аварійних забруднень водою чи водотоків через відсутність систем безперервного контролю якісних характеристик вод;
- відсутність систем передачі й оперативної обробки даних на базі сучасних засобів зв'язку та комп'ютерної техніки;
- недостатній облік транскордонного переносу забруднень між регіонами, об'єднаними територіями річкових басейнів;
- відсутність ефективного обліку надходження забруднень із поверхневим стоком.

#### **5.1.1.1 Система екологічного моніторингу поверхневих джерел водопостачання басейну р. Сіверський Донець**

Екологічний моніторинг поверхневих водних об'єктів здійснюється Сіверсько-Донецьким басейновим управлінням водних ресурсів відповідно до «Програми моніторингу довкілля в частині здійснення Сіверсько-Донецьким БУВР контролю якості поверхневих вод» в басейнах р. Сіверський Донець, р. Дніпро та річок Приазов'я в межах Харківської, Донецької та Луганської областей.

Лабораторний контроль екологічного стану поверхневих вод здійснювався згідно Програми державного моніторингу довкілля в частині здійснення Держводагентством контролю якості поверхневих вод, затвердженої наказом Держводагентства України від 03.02.2014 №10 [157] та Угоди між Урядами Російської Федерації та України про сумісне використання та охорону транскордонних водних об'єктів від 20.10.1992 р. [158]. Угода на сьогодні чинна, але згідно Постанови КМУ від 10.03.2017 р. №126 відсутні уповноважені від Кабінету Міністрів України з виконання цієї Угоди.

Ведення моніторингу екологічного стану поверхневих вод в зоні діяльності Сіверсько-Донецького БУВР здійснює лабораторна служба, до складу якої

входять: басейнова лабораторія моніторингу вод та три регіональні лабораторії (Харківського, Донецького та Луганського РУВР).

Басейнова лабораторія Сіверсько-Донецького БУВР атестована на 117 показників, за п'ятьма напрямками досліджень: гідрохімічні; радіологічні; токсикологічні; бактеріологічні; гідробіологічні.

На сьогодні мережа спостережень екологічного стану поверхневих вод в зоні діяльності Сіверсько-Донецького БУВР включає 41 створ у басейні р. Сіверський Донець. Офіційна інформація щодо спостереження згідно програми спільного контролю транскордонних створів – відсутня. У додатках Л та М наведено місця розташування та перелік створів спостереження.

З метою забезпечення контролю за екологічним станом поверхневих питних водозаборів та недопущення погіршення екологічного стану поверхневих вод у джерелах питного водопостачання, розроблено певні заходи, зокрема басейною та регіональними лабораторіями здійснюється більш частий збір інформації щодо стану водних ресурсів в місцях розташування питних водозаборів за даними лабораторій, виконуючих контроль за якістю води. Перелік показників, за якими здійснюється оцінка якості поверхневих вод, наведено в додатку Н, лабораторне обладнання – в додатку П.

За рахунок означених заходів забезпечуються необхідний ступінь оперативності та інформованості всіх учасників водогосподарського комплексу та узгодженість дій між контролюючими органами з питань ведення нагляду за станом поверхневих водних ресурсів в місцях розташування питних водозаборів для централізованого водопостачання населення Харківської, Донецької і Луганської областей.

Відомості про екологічний стан водних ресурсів регулярно наводяться в щотижневих інформаціях на Кризовий центр Держводагентства України.

### 5.1.2 Вдосконалення мережі спостережень системи екологічного моніторингу з урахуванням вимог Водної Рамкової Директиви ЄС

ВРД – це системний документ, що узгоджено вирішує низку завдань з управління водними ресурсами для забезпечення "доброго" екологічного стану кожного водного об'єкта, досягнення якого заплановано до 2015 року. Об'єктом спрямованих дій ВРД є всі поверхневі, підземні, перехідні та прибережні води (до 1 морської милі від берегової лінії, а для оцінки хімічного стану – до 12 морських миль) у межах кожного річкового басейну. Основною структурною одиницею, стосовно якої встановлюються екологічні цілі та проводиться звітування, є "водний об'єкт" (water body). Водний об'єкт являє собою цілісну субодиночку річкового басейну і розглядається як інструмент упровадження ВРД.

У статті 8 ВРД сформульовано завдання з організації моніторингу вод, де основна мета – отримувати узгоджений та всебічний огляд кожного річкового басейну для оцінки його екологічного та хімічного стану [18]. Основні вимоги щодо організації моніторингу вод уміщено в Додатку V до ВРД. На відміну від чинної в Україні системи моніторингу водних ресурсів, у ВРД застосовано принцип багаторівневого моніторингу, що істотно різниться за цілями і включає контрольний (Surveillance), робочий (Operational) та дослідницький (Investigative) моніторинги. Головною метою контрольного моніторингу є визначення довгострокових змін якості водних об'єктів, робочий моніторинг застосовується для об'єктів з екологічним станом, відмінним від категорії "доброго" стану, а дослідницький моніторинг, коли потрібно з'ясувати причини забруднення або в разі виникнення аварійної ситуації.

Поліпшення роботи системи моніторингу на басейновому рівні повинно здійснюватися шляхом організації та координації робіт з питань підготовки регіональних та басейнових програм моніторингу.

Для раціонального використання дорогого обладнання на басейновому рівні пропонується поділ завдань аналітичного контролю на чотири рівні (рис. 5.1).

Перший рівень: стаціонарні пости аварійного контролю, розташовувані в безпосередній близькості від випусків стічних вод. Пости оснащуються автономно працюючим устаткуванням, що роблять аналіз води безперервно, або із заданою періодичністю за 2 – 6 параметрами; пересувні лабораторії на базі автомобільного транспорту, човнів і авіаційної техніки, оснащених обладнанням для відбору проб і аналізу води в польових умовах за 5 – 15 показниками.

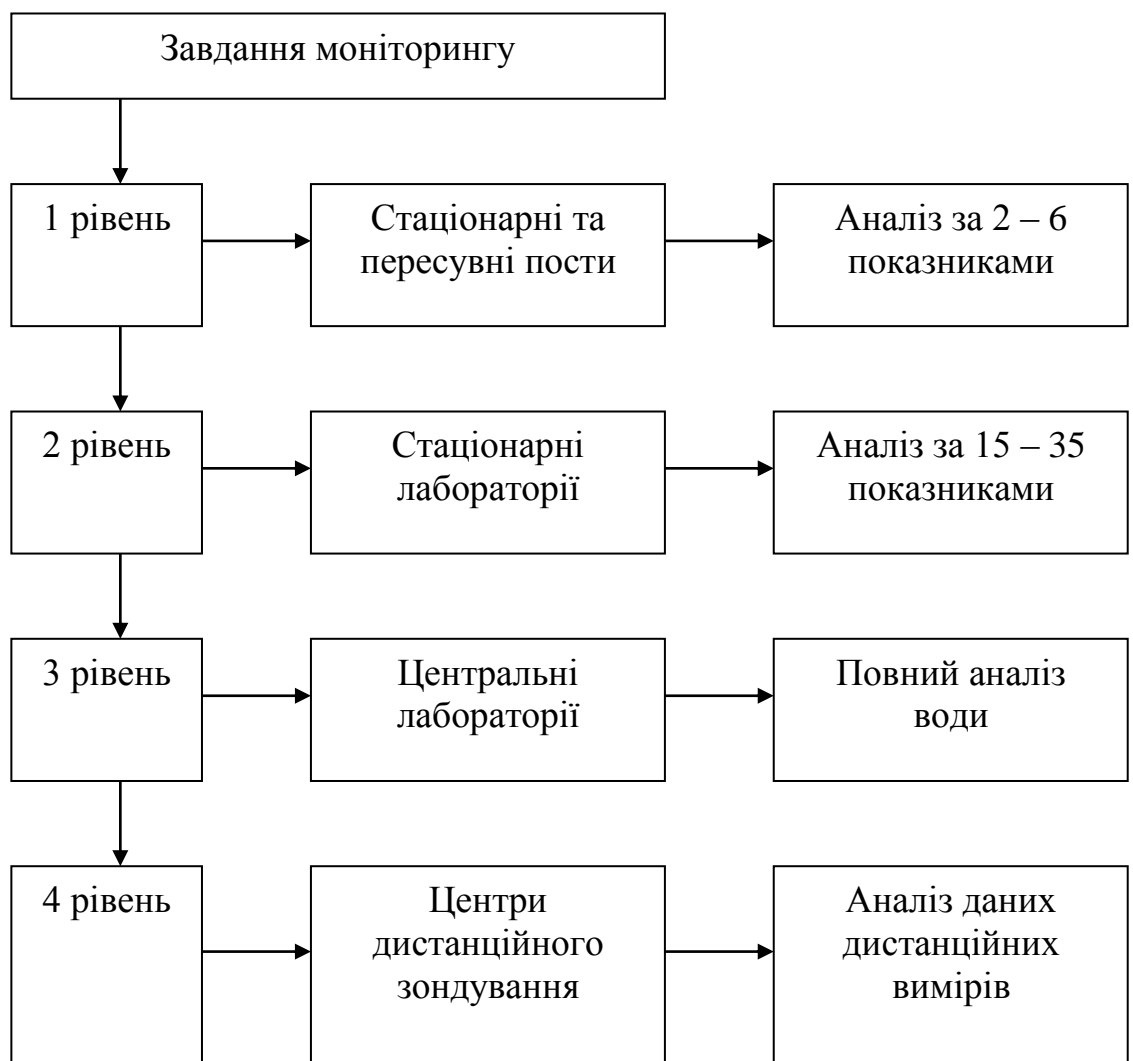


Рисунок 5.1 – Схема рівнів аналітичного контролю системи екологічного моніторингу в межах басейну

Другий рівень: стаціонарні лабораторії, що дозволяють робити комплексний аналіз води за 15 – 35 найбільш важливими показниками. Лабораторії створюються па базі водоочисних підприємств і (за необхідністю) підрозділів служб екологічного контролю.

Третій рівень: центральні лабораторії аналітичного контролю, що роблять повний аналіз проб води. Число аналізованих показників визначається санітарними службами й службами екологічного контролю. Основними завданнями лабораторії є: визначення широкого спектра фізико-хімічних параметрів якості середовищ із високою точністю, ідентифікація забруднень, перевірка якості проведення аналізів поверхневих вод і стоків іншими лабораторіями, у тому числі лабораторіями на промислових підприємствах.

Четвертий рівень: центри приймання та обробки інформації дистанційного зондування. У завдання функціонування центрів входять одержання даних дистанційних вимірів і зйомок, проведення дешифрування, надання інформації користувачам у необхідній формі.

Формування екологічно виправданої та економічно ефективної мережі пунктів спостережень моніторингу поверхневих вод є актуальною задачею в умовах переходу до інтегрованого управління водними ресурсами та впровадження положень Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу.

Еколого-економічний критерій такого управління визначається як мінімум небажаних відхилень складу й властивостей річкової води від нормативних вимог або як максимально можлива стабілізація екологічного стану поверхневих вод [174 – 181].

Відповідно до діючої в Україні нормативної бази [139, 157] пункти спостережень за забрудненням поверхневих вод поділяються на чотири категорії в залежності від певних умов їх розташування, чисельності населення у містах, розташованих на контрольованих річках, особливостей ведення рибного господарства, наявності скиду зворотних вод з десятикратним перевищенням ГДК по одному чи декількох показниках.

ВРД [18] передбачає, що обов'язковий контроль має здійснюватись у пунктах, що відповідають таким критеріям:

- величина водного стоку є значною в межах району річкового басейну включно із точками на великих річках із площею водозбору більше ніж 2500 км<sup>2</sup>;

- об'єм водного стоку річки або водної маси озера є значним у межах району річкового басейну;

- місця перетину державного кордону;

- гирлові ділянки річок та при транскордонному перетині для визначання хімічного стоку поллютантів та інших хімічних речовин.

Крім того, важливим фактором, що впливає на якість та запаси води у водному об'єкті є обсяги забору та скидів. Пропонується при визначенні категорії пункту спостереження враховувати обсяги води, що споживаються та скидаються водо споживачами, для чого необхідно визначити число водокористувачів, розташованих на досліджуваному водотоці.

Після визначення кількості водокористувачів та джерел забруднень поверхневих вод їх групують за відрізками (ділянками водотоків, що лежать між вузлами розрахункової гідрографічної схеми) водотоків, до яких вони прив'язані. Вихідна група водокористувачів-забруднювачів на кожному відрізку замінюється забруднювачем-еквівалентом (з.е.).

Фізичний зміст забруднювача-еквівалента полягає в тому, що оцінка його впливу на екологічний стан річки буде вказувати на можливість впливу всієї групи забруднювачів, розташованих на цьому відрізку, та оцінити їх вплив на екологічний стан річки.

Розгляд властивостей з.е. показує, що його характеристики споживання води і скидання стічних вод для лінійно розташованих водокористувачів-забруднювачів визначаються наступними співвідношеннями:

$$W_{з.е.} = \max_{1 \leq k \leq n} \left( \sum_{i=0}^{k-1} W_i'' + W_k \right) = \max_{1 \leq k \leq n} \left( W_{з.е.}'' + W_k' - \sum_{i=k+1}^{k-1} W_i \right); \quad (5.1)$$

$$W'_{з.е.} = \max_{1 \leq k \leq n} \left( W'_k - \sum_{i=k+1}^n W''_i \right); \quad (5.2)$$

$$W''_{з.е.} = \sum_{i=k+1}^n W''_i \quad (5.3)$$

де  $n$  – число розглянутих водокористувачів-забруднювачів;

$W_{з.е.}$  – водоспоживання з.е.;

$W'_{з.е.}$  – скид з.е.;

$W''_{з.е.}$  – безповоротні втрати з.е.

Таким чином визначаються найбільш значимі водокористувачі-забруднювачі щодо впливу на водний об'єкт.

Найважливішим моментом при розробці системи моніторингу є формування мережі пунктів спостережень. Діючими нормативними документами [139, 157] передбачено, що один створ на водотоках встановлюють (за відсутністю організованого скиду зворотних вод) у гирлах забруднених приток, на незабруднених ділянках водотоків, на передгребельних ділянках річок, на замикаючих ділянках річок, в місцях перетину державного кордону. За наявності організованого скиду зворотних вод на водотоках встановлюють два створи або більше. Один із них розташовують вище джерела забруднення (поза впливом зворотних вод, що контролюються), інші – нижче джерела (або групи джерел) забруднення. Склад води у пробі, відібраній у створі вище джерела забруднення, характеризує фонове значення показників складу і властивостей води водотоку.

Водною Рамковою Директивою передбачено, що програма моніторингу має надавати можливість порівнювати екологічний стан із референтними умовами, а не тільки відображати ступінь впливу окремих речовин, тому вбачається доцільним у подальшому, при впровадженні положень ВРД в практику моніторингу вод, при побудові мережі пунктів спостережень обмежитися тільки одним створом нижче джерела забруднення, оскільки для кожної водойми та водотоку існуватимуть значення показників вмісту хімічних речовин та інших характеристик води за референтних (фонових) умов.

## **5.2 Вдосконалення методичного забезпечення кризового моніторингу вод в умовах впровадження положень Водної Рамковою Директиви**

### **5.2.1 Зміна показників екологічного стану поверхневих вод під час аварійних та несанкціонованих скидів забруднень**

Під дією забруднюючих речовин відбувається порушення природної рівноваги багатокомпонентної системи, якою є природні води. Водний об'єкт «мобілізує сили», що протидіють порушенню природних умов та прагнуть повернути всю систему в початковий стан. Оцінка напрямку та інтенсивності процесу самоочищення вимагає наявності інформації про кількісні характеристики: параметри водного об'єкта, властивості, сполуки і режими надходження стічних вод [102, 174, 178 – 190].

Стічні води звичайно надходять у водойму або водотік у вигляді струменя. У струменевій зоні на інтенсивність переносу й перетворення домішок впливають примарні швидкості течії, а в дифузійній зоні не впливають. Процес розведення домішок, що надходять зі стічними водами, сильно залежить від гідрофізичних факторів, особливо від турбулізації потоку, тому що в турбулентному потоці зростає роль компонента, що ставиться до пульсаційного поля швидкостей і концентрацій.

Процес розподілу стічних вод у водоймах і водотоках можна представити схемою (рис. 5.2), що включає три зони ділянки перемішування: *I* – струменева (інерційна) зона початкового змішування; *II* – зона вирівнювання концентрацій (у ній відбувається трирозмірна дифузія забруднюючої речовини, а при малій глибині – дворозмірна); *III* – зона повного змішування (у ній відбувається так називана поздовжня дифузія забруднюючої речовини). Таким чином, домішки, що потрапили в ту або іншу частину річкового потоку, захоплюються течією і під впливом турбулентного перемішування поширюються в суміжні струмені потоку. При цьому відбувається розведення домішок; у міру видалення від місця надходження домішки в потік їх концентрація поступово знижується та



при наявності самоочищення наближається до фонові.

У практичному значенні раннє виявлення несанкціонованого забруднення у водотоці можливе шляхом виявлення різниці у результатах вимірювань за створами, розташованими на протилежних берегах водотоку до проходження зони вирівнювання концентрацій.

Самоочищення здійснюється під впливом біологічних процесів шляхом окислювання розчинених і зважених у воді речовин розчиненим у ній киснем. Цей процес є результатом життєдіяльності цілого комплексу водних організмів. Зміна концентрації органічних зважених речовин (або їх БСК<sub>5</sub>) визначається двома процесами: осадженням і мінералізацією. Нетоксичні речовини є для мікробів гарним живильним середовищем і процес окислювання при аеробних умовах протікає швидко. Токсичні речовини знижують швидкість процесу окислювання.

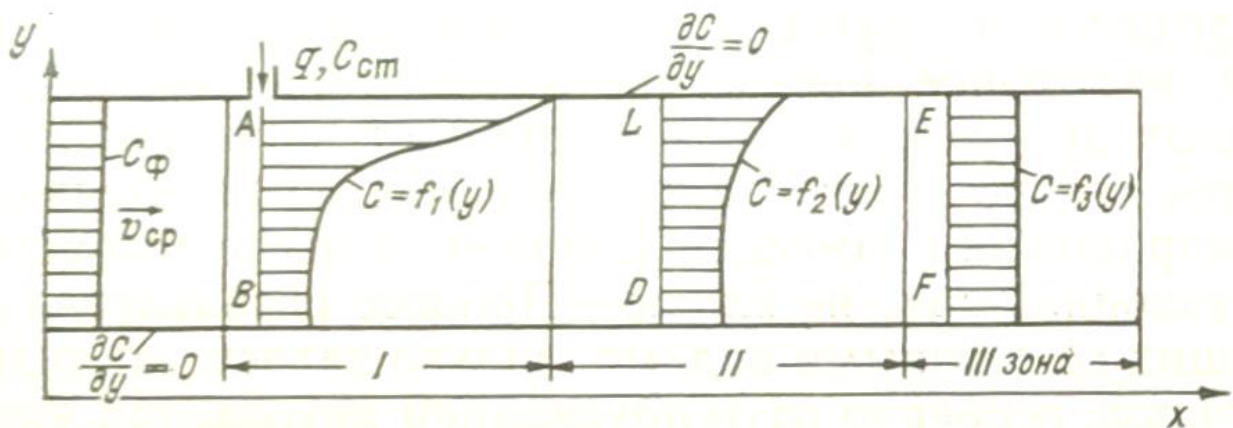


Рисунок 5.2 – Принципова схема розподілення стічних вод для водотоку,  $q$ ,  $C_{ст}$  – надходження та концентрація стічних вод;  $v_{ср}$ ,  $C_{ср}$  – середні швидкість течії та концентрація домішок у початковому січенні;  $AB$ ,  $LD$ ,  $EF$  – епюри концентрацій

При скиданні у водотоку специфічних сполук стаціонарна (фонова) чисельність бактерій мала, тому вводиться додаткова кількість органічної речовини (їжі або бактерій). Швидкість біохімічного окислювання цієї речовини спочатку невелика, однак бактерії розмножуються, а разом з експонціальним ростом їх чисельності йде і експоненціальне збільшення швидкості окислювання сторонньої органічної речовини і біохімічного

споживання кисню. Коли їжі для бактерій стає мало, вони гинуть. При зменшенні чисельності бактерій падає й швидкість окислювання. Схематично зміна БСК<sub>5</sub> у часі показана на рис. 5.3.

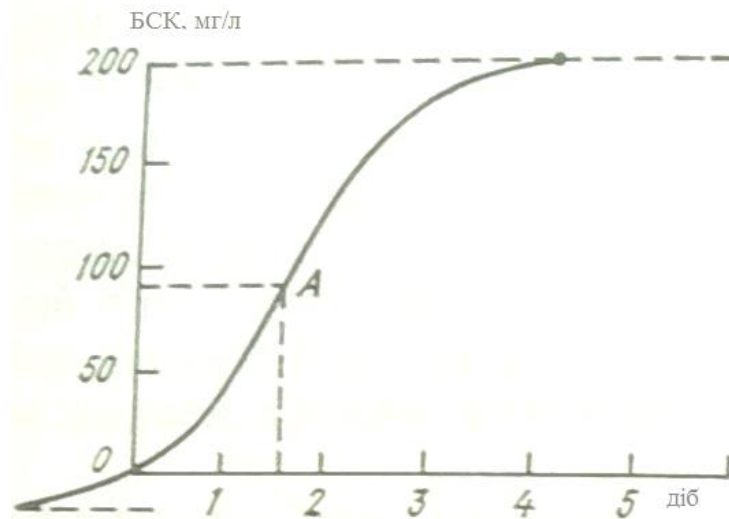


Рисунок 5.3 – Зміна БСК<sub>5</sub> у водотоці у часі при аварійному або не санкціонованому скиданні стічних вод

На початковій ділянці низька швидкість окислювання визначається малою концентрацією бактерій. У точці А спостерігається максимум концентрації, потім вона починає зменшуватися за рахунок зменшення концентрації бактерій і наближається до граничного значення БСК<sub>5</sub>, що дорівнює 200 мг/дм<sup>3</sup>.

Теоретичний опис процесу, що приводить до зміни значення БСК<sub>5</sub>, наведений в роботах [191 – 196].

### 5.2.2 Заходи, пов'язані з оповіщенням про аварійні ситуації

При вирішенні питання стосовно оповіщення про аварійну, що вже трапилася, на водному об'єкті рекомендується виходити з наступного.

Передбачається, що у всіх випадках при візуальній або аналітичній реєстрації на водному об'єкті ознак аварії або наявності інформації про потенційно можливу аварійну ситуацію, офіційні й неофіційні особи повинні в

максимально короткий строк, скориставшись наявними засобами зв'язку, довести інформацію про зазначені ситуації до кожної з організацій, що здійснюють спостереження за станом водних об'єктів: басейнове управління, територіальні підрозділи ДСНС, приймальня органів місцевої виконавчої влади та самоврядування (рис. 5.4).

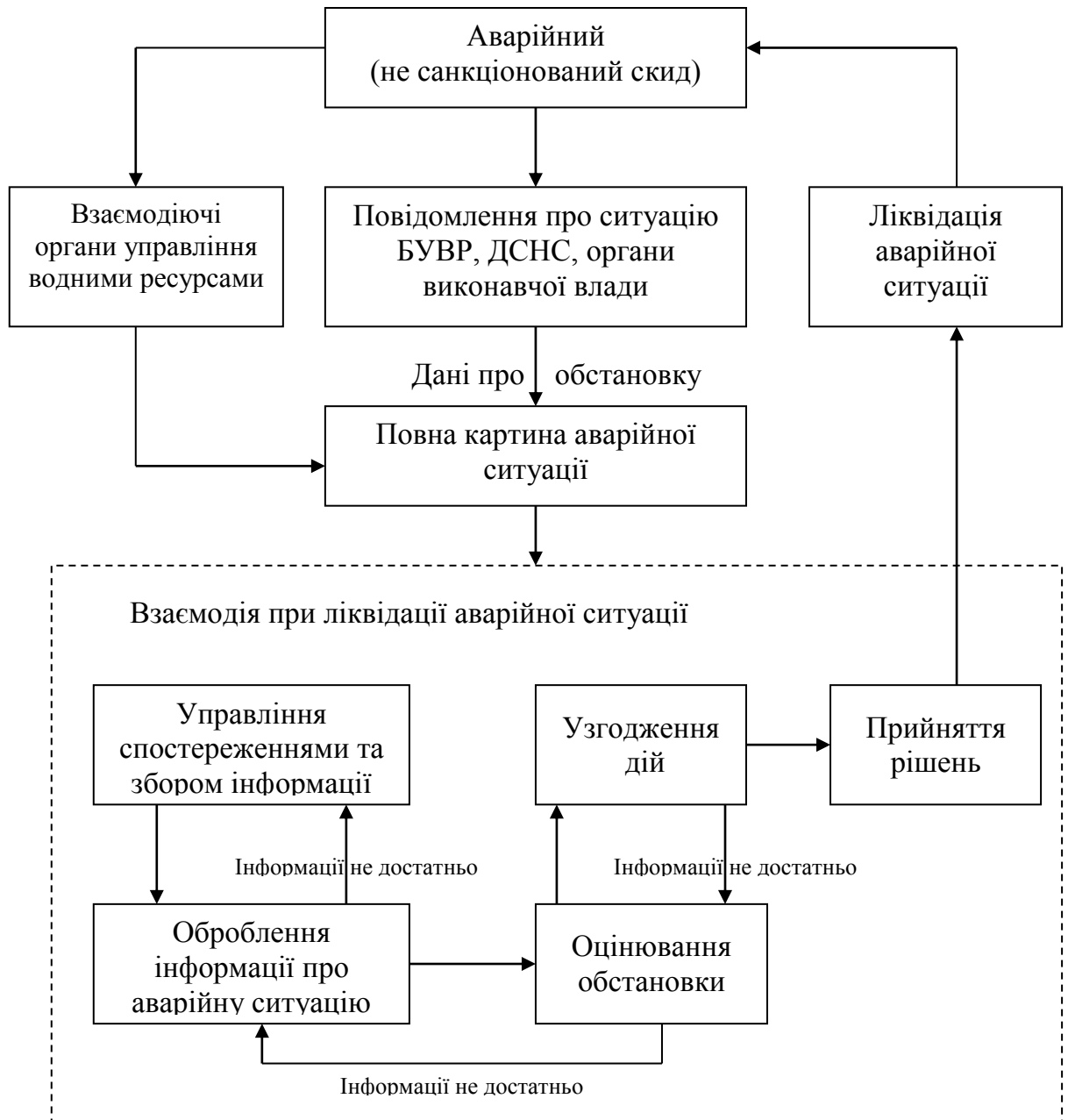


Рисунок 5.4 – Схема реагування на аварійну ситуацію на водному об'єкті

Кожна з перерахованих організацій самостійно або разом з організацією або підприємством – винуватцем аварії повинні вжити негайних заходів щодо організації перевірки ситуації (це стосується, насамперед, повідомлень, що

надійшли від сторонніх організацій і громадян), стосовно контролю за цією ситуацією на водному об'єкті і її ліквідації.

Організації та підприємства, що організували регулярні спостереження за аварійною ситуацією на водному об'єкті, здійснюють у встановленому порядку оперативну передачу всім зацікавленим особам й організаціям повідомлень про стан водного об'єкта, концентраціях у ньому ЗР, очікуваних строках появи в контрольних створах зон забруднених вод, про масштаби розвитку небезпечної ситуації на водних об'єктах, про організовані заходи щодо ліквідації аварійної ситуації.

У випадку, якщо подія, що відбулася, пов'язана з можливістю загибелі або загибеллю людей, вся отримана інформація негайно передається в територіальні органи ДСНС. Якщо масштаби аварійної ситуації надзвичайно великі та безпосередньо або опосередковано загрожують здоров'ю населення на певній території, повідомлення про небезпечну ситуацію з максимальною оперативністю доводиться до відома урядових органів.

Для післяаварійного періоду варто передбачати проведення спостережень на водних об'єктах з метою оцінки можливих наслідків минулої аварії. Перед усім, це стосується оцінки можливого отруєння й ушкодження водних екосистем, а також оцінки ймовірності вторинного забруднення водного об'єкта. За результатами такого обстеження повинні бути встановлені або скоректовані строки та зміст поточних або додаткових спостережень на водному об'єкті [197].

### **5.2.3 Організація та зміст спостережень за екологічним станом поверхневих водних об'єктів**

Для спостереження за екологічним станом поверхневих вод і його зміною у випадку аварійної ситуації рекомендується розглядати дві групи речовин або показників хімічного складу води. Одну з них використовують як індикатор поширення фронту забруднених вод. Речовини або показники хімічного складу

води цієї групи повинні мати високу рухливість у водному об'єкті, відносну стійкість, простоту визначення, у тому числі в польових умовах. До таких індикаторів можна віднести також речовини або показники, що однозначно реагують на різку зміну складу води й легко визначаються в польових умовах (непрямі показники). Як індикатори можуть бути використані наступні речовини й показники: рН, розчинений кисень, електропровідність та ряд інших речовин залежно від конкретної ситуації, для яких існують як кількісні, так і напівкількісні (тестові) методи.

У другу групу включають речовини із числа найбільш імовірних ЗР, які могли надійти у водний об'єкт у результаті аварії та які становлять безпосередню небезпеку для водної екосистеми та людини. Орієнтовним переліком найбільш імовірних ЗР у стічних водах різних підприємств можуть служити показники складу й властивостей води, наведені в [79]. Для визначення речовин цієї групи використовують як прості, так і складні хімічні й фізико-хімічні методи. Їх визначення можна проводити в лабораторних умовах. У ряді випадків речовини, обумовлені в першій групі (індикатори), можуть розглядатися і як ЗР другої групи.

При відсутності конкретних відомостей про ЗР, що характеризують аварійну ситуацію, у перших контрольних створах водного об'єкта нижче аварійного скидання варто провести визначення як найбільш широкого кола показників (включаючи показники першої й другої групи), які можуть дозволити в остаточному підсумку встановити й контролювати стан забруднення водного об'єкта.

При розслідуванні аварій, пов'язаних з розливом нафтопродуктів, іноді важливе встановлення винуватця аварії. Для цих цілей варто використати експрес-методику ідентифікації джерела нафтового забруднення.

Оцінка аварійної ситуації ускладнюється при аваріях, пов'язаних з надходженням неочищених стічних вод, особливо змішаних, де є невідома суміш цілого ряду забруднюючих речовин, які потрібно виявити протягом обмеженого часу [198]. Для виявлення й обмеження цього спектра речовин,

вибору речовин-індикаторів і високотоксичних речовин, небезпечних для екосистеми та людини, необхідне проведення оперативних досліджень у польових умовах. Для цього повинні бути підключені різноманітні методи визначення якісного складу ЗР, починаючи з органолептичних і тестових методів і далі експресних інструментальних методів (потенціометричних, фотометричних й ін.). Для проведення таких досліджень рекомендується використати пересувну лабораторію, обладнану переносними приладами, комплектами реактивів, холодильними камерами (сумками-холодильниками) і ін.

При наявності малогабаритного портативного хроматографа ХПМ–2, ХПМ–4 або ін. з полум'яно-іонізаційним детектором і дозатором рівноважного пару можна виявити зі спектра забруднюючих з'єднань аліфатичні, ароматичні й хлоровмісні вуглеводні й ін., а також кількісно визначити вміст метану у воді й донних відкладеннях, що може служити індикатором забруднення поверхневих вод органічними речовинами й за допомогою якого можна виявити й оконтурити зону забруднених вод [199].

При необхідності для остаточної ідентифікації речовин, що викликали аварію на водному об'єкті, у стаціонарній лабораторії на підставі попередніх досліджень у польових умовах проводять визначення передбачуваних з'єднань за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії, атомно-емісійної спектроскопії, високоефективної газової й рідинної хроматографії, капілярного електрофореза й інших методів, а також розшифровку складу органічних речовин за допомогою хроматомаспектрометрії.

У таблиці Р.1 (додаток Р) як приклад представлений вибір показників-індикаторів, а також основних ЗР і показників хімічного складу води для аварійних ситуацій, у яких ЗР приблизно відомі й у випадку невідомого спектра забруднення. В якості показників-індикаторів в польових умовах необхідно використовувати найбільш інформативні для конкретної ситуації.

Визначення змісту спостережень повинно бути обумовлене насамперед режимом скидання у водний об'єкт ЗР, їх кількістю та властивостями.

Результати проведених спостережень повинні дозволяти не тільки оцінити стан водного об'єкта в створах контролю в аварійний період, але й виконати експертні прогностичні оцінки про можливу зміну стану водних об'єктів нижче за течією в інших контрольних створах, де очікується проходження зони забруднених вод. Оскільки практично всі аварійні скидання можуть мати судовий розгляд, всі результати спостережень повинні бути запротокольовані.

До складу спостережень варто обов'язково включати візуальний контроль за зміною стану водного об'єкта. Найбільш важливою ознакою небезпечної ситуації на водному об'єкті є загибель риби й інших водних організмів, земноводних і рослин, виділення пухирців донних газів, поява підвищеної мутності, сторонніх фарбувань, запаху, цвітіння води, піни, плівки й інших невластивих для нормального стану водного об'єкта явищ.

Для аварійного скидання по можливості вимірюють, фіксують й обов'язково протоколюють наступні характеристики:

- строк початку аварійного скидання (рік, місяць, день, година, хвилини);
- строк закінчення аварійного скидання, якщо таке мало місце (рік, місяць, день, година, хвилини);
- тривалість аварійного скидання (години);
- орієнтовна витрата аварійного скидання стічних вод. При змінах у період аварійного скидання витрати води, що становлять більше 20%, роблять повторні виміри або експертні оцінки з фіксацією часу виміру;
- концентрації всіх основних ЗР для розглянутої аварійної ситуації, а також значення рН, Eh, БСК<sub>5</sub>, ХСК, вміст розчиненого кисню, зважених речовин та інших, характерних для розглянутого аварійного скидання оперативно обумовлених фізико-хімічних показників складу й властивостей води.

У випадку відсутності інформації про основний ЗР для контролю за аварійним скиданням стічних вод рекомендується використати показники, наведені в ДСТУ 4808:2007.

До основних ЗР варто відносити речовини, які в контрольних створах в аварійний період більше інших перевищують або можуть перевищити рівень небезпечного високого забруднення (фактично спричиняються ступінь забруднення й токсичність води), а також речовини, які можуть обумовити протяжність річкової мережі, де буде переміщатися зона забруднених вод.

Додатковою групою контрольованих речовин є речовини-індикатори або такі, що вводять спеціально в зону забруднених вод трасери, що є індикаторами поширення фронту або всієї зони забруднених вод.

Якщо стічні води містять велику кількість зважених речовин істотно перевищуючий їхній зміст у річковій воді, то варто додатково визначати вміст цих речовин у стічній воді й контрольних створах. Якщо в число основних ЗР увійшли метали або пестициди, то вкрай бажано визначити вміст цих речовин як у розчиненому, так і сорбованому на суспензіях стані.

У контрольних створах річкової мережі нижче аварійного скидання вимірюють, фіксують і протоколюють наступні характеристики:

- строк прибуття фронтальної частини зони забруднених вод у контрольний створ (рік, місяць, день, година, хвилини);
- строк прибуття хвостової частини зони забруднених вод у контрольний створ, якщо таке має місце (рік, місяць, день, година, хвилини);
- тривалість проходження зони забруднених вод через контрольний створ (годинники);
- орієнтовна витрата забруднених річкових вод у період проходження зони забруднених вод через контрольний створ. При змінах витрати води, що становлять більше 20 %, роблять повторні виміри або експертні оцінки;
- концентрації основних ЗР у зоні забруднених річкових вод; вимір змісту основних ЗР у контрольних створах виконують із такою періодичністю, щоб у межах часу проходження цієї зони було проведено не менш п'яти зйомок;
- токсичність річкової води.

У контрольних створах спостереження, розташованих в 1 км вище створів питних водозаборів або великого населеного пункту, відбір проб води



здійснюють із урахуванням очікуваного часу проходження зони забруднених вод: спочатку проходження зони через кожні 1 – 3 години, потім залежно від сформованої ситуації (насамперед від довжини зони) більш рідко до гарантованого проходження всієї зони забруднених вод і можливих її «слідових» проявів на рівні концентрацій забруднення.

Для евтрофних ділянок водного об'єкта в контрольних створах у зоні забруднених вод додатково визначають (розраховують) вміст аміаку, виконують експрес-оцінку екологічного стану поверхневих вод за станом фітопланктону.

Якщо в число основних ЗР увійшли метали або пестициди, то вкрай бажано в контрольних створах визначити зміст у воді зважених речовин і вмісту ЗР у розчиненій формі й у сорбованому на суспензіях стані.

Крім перерахованого, у доаварійний (до появи зони забруднених вод) і аварійний періоди в контрольних створах потрібне одержання наступної додаткової інформації, що офіційно реєструється:

- за даними найближчої метеостанції фіксують переважний напрямок і середні значення швидкості вітру; наявність або відсутність опадів, їхні кількісні показники (інтенсивність і тривалість);

- для евтрофованих водних об'єктів обов'язково визначають кількісні характеристики розвитку фітопланктону у фоновому створі вище аварійного скидання й у контрольних створах до аварійної ситуації (фонові умови), а також у контрольних створах у період проходження зони забруднених вод.

Спостереження у фоновому створі й стічних водах виконують протягом усього періоду аварійного скидання; у контрольних створах нижче аварійного скидання – протягом усього періоду фіксації у воді концентрацій на рівні перевищуючому сильне забруднення [200]. У випадку виходу забруднених річкових вод на заплаву, затоплення населених пунктів або при наявності на річкових ділянках рукавів у закінчення спостережень вносять відповідні корективи, що враховують можливе запізнювання появи в основному руслі ріки високих концентрацій ЗР. При аварійному скиданні ЗР на заплаву або крижану

поверхню водного об'єкта строки спостереження переносять на період можливого безпосереднього контакту скинутих ЗР із основним руслом водного об'єкта.

### 5.3 Рекомендації з реконструкції очисних споруд побутово-промислових стоків м. Ізюм

Проведеними дослідженнями екологічного стану р. Сіверський Донець був виявлений ряд показників, що мають концентрації у воді, які перевищують граничнодопустимі: концентрації сполук азоту та фосфору (табл. 5.2).

Таблиця 5.2 – Вміст сполук азоту та фосфору у воді поверхневих водних об'єктів регіону

Поверхнєве джерело	Точка відбору проби води	Показник якості води	Концентрація у джерелі, мг/дм <sup>3</sup>	ГДК відповідно класу якості, мг/дм <sup>3</sup>
1	2	3	4	5
Річка Сіверський Донець (вище м. Ізюму)	Поверхневий горизонт	азот амонійний	0,06	0,1
		азот нітратний	<b>1,39</b>	> 1
		азот нітритний	<b>0,12</b>	> 0,05
		фосфор фосфатний	<b>0,62</b>	> 0,2
Річка Сіверський Донець (нижче м. Ізюму)	Поверхневий горизонт	азот амонійний	0,15	0,3
		азот нітратний	<b>1,07</b>	> 1
		азот нітритний	<b>0,13</b>	> 0,05
		фосфор фосфатний	<b>0,64</b>	> 0,2

Основною з причин такого стану поверхневих водних об'єктів, які є джерелами питного водопостачання декількох населених пунктів трьох регіонів, є скидання недостатньо очищених господарсько-побутових стічних вод м. Ізюм. Такі висновки були зроблені після вивчення результатів аналізів очищених стічних вод, що скидаються з очисних споруд системи водовідведення м. Ізюму за 2008-2014 роки [201, 202].

Особливо помітно зростання концентрацій азоту нітратного та фосфатів у стічних водах за останні три роки – 2012–2014 роки (рис. 3.5 і 3.6), це свідчить

про те, що очисні споруди біологічного очищення стічних вод ІКВ ВКП вже не виконують свої функції відповідно до вимог чинного законодавства.

З проведеного аналізу витікає, що нітрифікація проходить практично до кінця: амонійний азот переходить у нітрити, а потім у нітрати. Загальний вміст амонійного азоту у каналізаційних скидах збільшується з року в рік.

Тому нагальною є проблема видалення сполук азоту та фосфору зі стічних вод Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства шляхом реконструкції очисних споруд та удосконалення існуючої технології біологічного очищення стічних вод.

Регламентування вмісту біогенних елементів тільки за останній час набуло широкого розголосу через різке погіршення стану водних об'єктів, їх евтрофікації. У разі надходження живильних речовин (біогенних елементів) разом зі стічними водами швидкість протікання процесів фотосинтезу різко збільшується, призводячи до бурного розвитку водоростей та вищої водної рослинності [203].

Підвищення рівня трофності супроводжується зміною складу фітопланктону – починають переважати синьо-зелені водорості (90-95 % від загальної чисельності), прибережні мілководні зони заростають вищою водною рослинністю. Буйний розвиток водоростей перешкоджає роботі водозабірних споруд та рибному промислові, зменшує гідравлічні параметри потоку (швидкості берегових течій), цвітіння водотоків та водойм також призводить до зниження органолептичних показників води.

Найгіршими наслідками евтрофікації є погіршення якісних показників питної води та масовий замор риби [204].

Традиційна біологічна очистка дозволяє видалити основну масу органічно забруднюючих речовин, але не спроможна забезпечити достатню, за вимогами теперішнього часу, глибину видалення сполук азоту та фосфору, а також органічних речовин (БСК<sub>5</sub>, ХСК). У процесі очистки відбувається трансформація та часткове (20–40%) видалення амонійного азоту та фосфору.

При цьому в ході очистки протікають процеси амоніфікації та наступної нітрифікації азоту, а також гідроліз сполук фосфору.

Сьогодні більше уваги приділяються зменшенню надходження фосфору через те, що вважається, що здійснення контролю над процесом евтрофікації водного об'єкту залежить, в основному, від зниження концентрації саме фосфору. Однак, не менш важливо те, що видаляти зі стічних вод сполуки азоту набагато важче [205].

Сполуки фосфору зі стічних вод видаляються такими методами: фізико-хімічний, адсорбційний, електро-коагуляційно-флотаційний, біологічний.

Найпоширенішим на теперішній час являється біологічний метод видалення сполук фосфору через те, що вказані вище методи мають ряд істотних недоліків з точки зору експлуатації споруд та економічної доцільності застосування того чи іншого методу.

Було встановлено [206], що розчинені фосфати, акумулюються деякими видами бактерій зі стічних вод у аеробних умовах, вони накопичуються в клітинах бактерій у вигляді поліфосфатів та використовуються в якості джерела енергії для підтримки обміну речовин у період несприятливих умов, наприклад, короткочасної відсутності розчиненого кисню. Цю здатність бактерій і використовують для видалення фосфатів без або за мінімального застосування реагентів. Здатністю в аеробному стані накопичувати значну кількість фосфатів, а в анаеробному – виділяти їх володіють бактерії родів *Acinetobacter*, *Acetobacter*, *Nocardia* та деякі інші. Застосування анаеробно-аеробної технології дозволяє підвищити ступінь видалення фосфатів до 80-90 %.

Основним методом біологічного видалення фосфору є метод з анаеробною обробкою циркулюючого активного мулу (рис. 5.5), застосування такої технології дозволяє видаляти фосфати з ефективністю  $\approx 90\%$  [205].

В даній системі видалення фосфору відбувається з надлишковим мулом та муловою водою, що утворюється в споруді для анаеробної обробки мулу.

Для підвищення ефективності очистки стічних вод від грубо дисперсних та колоїдних забруднень використовують мінеральні коагулянти. В останні

роки застосовують також синтетичні флокулянти самостійно або разом з коагулянтами (солями алюмінію та заліза) і вапном [207].

Дослідження схем біохімічної очистки міських стічних вод з введенням реагенту показали, що ефективність видалення фосфатів обумовлена дозою реагенту та його видом (рис. С.1, Додаток С).

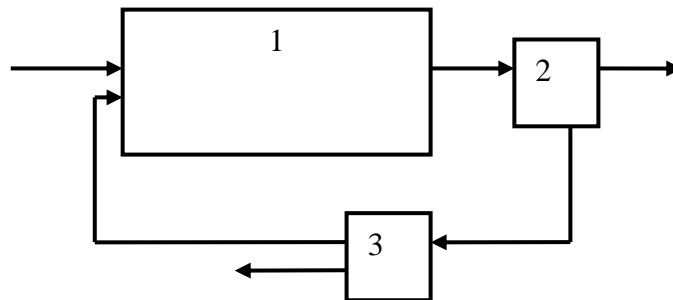


Рисунок 5.5 – Схема методу біологічного видалення фосфору:

1 – аеротенк; 2 – відстійник; 3 – споруда для анаеробної обробки

У разі використання схеми, запропонованої на рис. 5.6, почерговій аеробній та анаеробній обробці підлягає суміш стічної рідини та активного мулу, а фосфор з системи виводиться з надлишковим мулом.

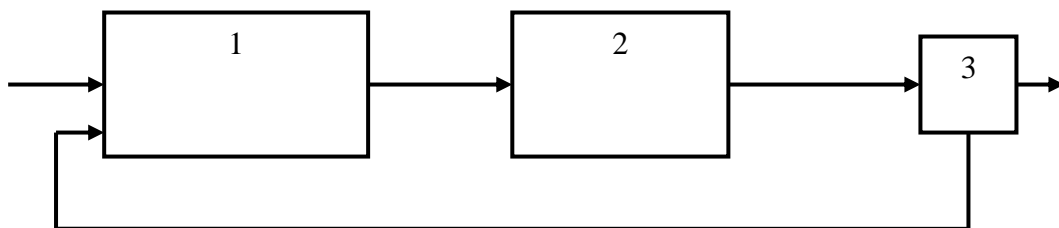


Рисунок 5.6 – Схема методу біологічного видалення фосфору А/О (Анаеробіс-

Охіс): 1 – анаеробна зона; 2 – аеробна зона; 3 – вторинний відстійник

В технології Phoredox (рис. 5.7) активний мул зі вторинного відстійника направляється в анаеробну зону, а мулова суміш з аеробної зони, так же як і у попередній схемі, повертається в першу аноксидну зону.

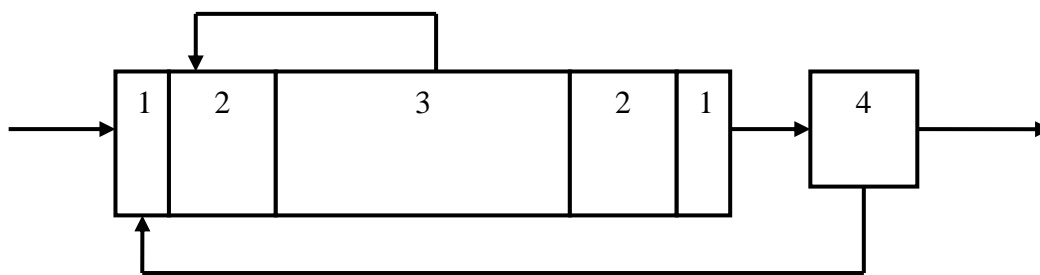


Рисунок 5.7 – Схема метод біологічного видалення фосфору Phoredox:

1 – анаеробна зона; 2 – аноксидна зона; 3 – аеробна зона; 4 – вторинний відстійник

Так, у разі введення  $25 \text{ мг/дм}^3 \text{ Fe}_2\text{O}_3$  після вторинних відстійників досягається видалення загального фосфору на 75-80 % з остаточним вмістом завислих речовин  $10\text{-}15 \text{ мг/дм}^3$ .

Більш високі концентрації завислих речовин в очищеній воді ( $30\text{-}36 \text{ мг/дм}^3$ ) зумовлюють зниження ефективності видалення сполук фосфору до 55-60 % з тією ж дозою реагенту. Фільтрування стічної води через піщані фільтри після вторинних відстійників призводить до підвищення ефективності видалення загального фосфору в цілому до 90 %.

Якість очистки стічних вод за загальним фосфором, окрім дози реагенту та його виду, залежить від вмісту завислих речовин в очищених стічних водах.

Серед методів очистки стічних вод від сполук азоту відомі наступні: фізико-хімічні, електрохімічні, метод іонного обміну, біологічні [208, 209].

Всі ці методи мають своє розповсюдження в різних галузях промисловості, але мають ряд недоліків, і тому не завжди можуть бути застосовані на практиці очистки стічних вод від біогенних елементів.

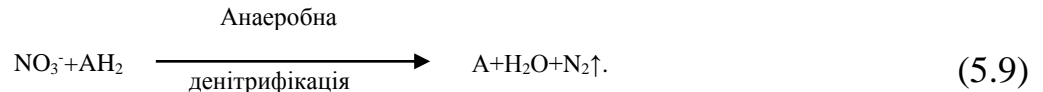
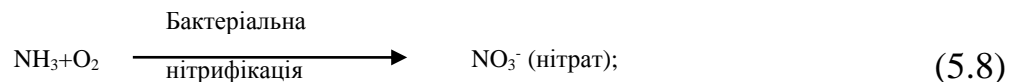
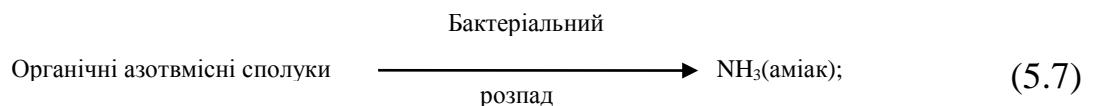
У разі розпаду азотовмісних органічних речовин у розчин виділяється аміак у відповідності з реакцією (1). В аеробних умовах бактерії активного мулу окислюють аміак в нітрит і далі в нітрат, як показує рівняння реакції (2). Бактерії - нітрифікатори являються автотрофними, використовуючи для синтезу енергію, яка виділяється під час окислення аміаку, і вуглець вуглекислого газу.

Під час біологічної нітрифікації – денітрифікації відбувається окислення аміаку в нітрат та відновлення останнього у газоподібний азот. Важливі

параметри кінетики бактеріальної нітрифікації – температура, рН і концентрація розчиненого кисню.

Швидкість протікання реакції помітно знижується у разі знижених температур; мінімально допустимою являється температура 8°C. Оптимальне значення рН складає приблизно 8,4, а вміст розчиненого кисню має перевищувати 1,0 мг/дм<sup>3</sup>.

Бактеріальна денітрифікація за рівнянням (5.9) відбувається в анаеробних умовах, коли органічні речовини окислюються, а нітрат використовується в якості акцептора водню з виділенням при цьому газоподібного азоту:



На ступінь видалення азоту впливають чимало факторів, основними з яких являються концентрація органічних речовин у вихідній стічній воді. Для більш повного видалення азоту зі стічної рідини необхідно використовувати додатково живильний субстрат на стадії денітрифікації, в якості якого можуть бути застосовані різні органічні речовини (оцтова кислота, ацетон, глюкоза, метанол, етанол та ін.) або стічні води багатьох виробництв.

Нітрифікація-денітрифікація за двохступеневою схемою, якій передують біологічна очистка, забезпечує з розрахунковими витратами стічних вод зниження неорганічного азоту на 90% і загального азоту на 80-95%.

Переваги біологічного видалення азоту полягають у тому, що у результаті процесу нітрифікації може бути досягнутий необхідний ступінь видалення аміаку (якщо виникає необхідність, потім проводять денітрифікацію). Крім того, таку систему можна пристосувати у якості доповнення до існуючої системи біологічної очистки.

Аналіз існуючих біологічних методів видалення біогенних елементів з господарсько-побутових стічних вод дозволяє зробити висновок, що вони не завжди можуть бути застосовані у технологічному процесі очистки стічних вод. Це зумовлено тим, що ефективність очистки залежить від багатьох факторів, таких як температура, рН, доза мулу, наявність легко окислюваної органіки та ін., які не завжди враховані під час експлуатації очисних споруд.

Усе вище наведене свідчить про те, що очисні споруди системи водовідведення м. Ізюму потребують нагальної реконструкції та вдосконалення існуючої технології очистки стічних вод.

## **Висновки до розділу 5**

1. Основними недоліками існуючої системи моніторингу поверхневих вод є:

- відсутність взаємодії та обміну інформацією між службами, що здійснюють контроль над використанням і охороною водних ресурсів;
- неможливість оперативної реєстрації аварійних забруднень водотоку через відсутність систем безперервного контролю якісних характеристик вод;
- відсутність систем передачі й оперативної обробки даних на базі сучасних засобів зв'язку та комп'ютерної техніки;
- недостатній облік транскордонного переносу забруднень між регіонами, об'єднаними територіями річкових басейнів;
- відсутність ефективного обліку надходження забруднень із поверхневим стоком.



2. Запропоновано вдосконалення мережі спостережень системи екологічного моніторингу з урахуванням Водної Рамкової Директиви ЄС шляхом перегляду підходів до визначення кількості пунктів спостережень у контрольних створах.

3. Вдосконалено методичне забезпечення кризового моніторингу вод, пов'язані з оповіщенням про аварійні ситуації, організацію та проведення спостережень за екологічним станом поверхневих водних об'єктів при аварійному скиді стічних вод.

4. Розроблено рекомендації з реконструкції очисних споруд побутово-промислових стоків м. Ізюм.

## ВИСНОВКИ

У дисертації здійснено вирішення актуального науково-практичного завдання підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом розробки методичного забезпечення ефективної реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну.

Найважливіші наукові та практичні результати, одержані в дисертації:

1. Структуровано сучасні погляди і теоретико-методологічних засади управління екологічною безпекою поверхневих джерел водокористування з урахуванням Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу та наявний світовий досвід розроблення екологічного моніторингу та обґрунтування оцінок екологічного ризику.

2. Проведено дослідження впливу комунального підприємства ІКВ ВКП на р. Сіверський Донець. Встановлено, що починаючи з 2010 року і по цей час спостерігається чітка тенденція постійного збільшення вмісту нітратів та фосфатів у воді р. Сіверський Донець внаслідок скиду недоочищеної води з очисних споруд цього підприємства, що суттєво погіршує якість питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець.

3. Вдосконалено методику оцінки техногенного ризику з використанням комплексного індексу забруднення вод. Встановлено, що стічні води ІКВ ВКП збільшують значення величини ризику від «прийняттого» до «не прийняттого». Недолік цього підходу полягає у прямій залежності значень величини ризику від значень комплексного індексу, що підтверджує необхідність вибору індикаторних (сигнальних) показників забруднення водного об'єкту, які б характеризували стан води в цілому, не залежали від великої кількості показників та не вимагали складних багатоступінчатих розрахунків задля забезпечення оперативного управління водними ресурсами.

4. Дослідженням комплексної оцінки впливу техногенного забруднення на водне середовище встановлено та науково обґрунтовано вибір та використання індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод для

прогнозування впливу забруднення на водне середовище. Доведено на підставі співставлення результатів моделювання динаміки змін біохімічного споживання кисню та концентрації розчиненого кисню у воді з показниками комплексної оцінки, що концентрація розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у водному об'єкті з достатньо високою достовірністю можуть бути застосовані як індикаторні показники екологічного стану водного середовища, які можна використовувати в якості первісної (сигнальної) оцінки в системі екологічного моніторингу вод.

5. Удосконалено математичну модель динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод (двокомпонентна модель Стритера – Фелпса) шляхом доповнення корегуючими коефіцієнтами, що дозволяє з високою точністю прогнозувати екологічні умови водного об'єкту та оцінювати вплив техногенно-небезпечних об'єктів на поверхневі води задля потреб екологічного моніторингу та оптимального управління екологічною безпекою басейну річки.

6. Теоретично обґрунтовано та експериментально підтверджено можливість довгострокового прогнозування екологічного стану водного об'єкту на основі спостереження за динамікою змін показників БСК<sub>5</sub>, розчиненого кисню, із застосуванням модифікованої двокомпонентної моделі Стритера – Фелпса з урахуванням корегуючих коефіцієнтів.

7. Удосконалено методичні підходи до формування системи екологічного моніторингу басейну, в тому числі за умов впливу несанкціонованого та аварійного скидів стічних вод техногенно-небезпечних об'єктів з метою оптимального управління екологічною безпекою басейну. Розроблено рекомендації з реконструкції очисних споруд побутово-промислових стоків м. Ізюм.

**СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ**

1. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir (Дослідження динаміки та моделювання кисневого режиму Червонооскільського водосховища). *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5/10 (89), 2017. P. 32–38.
2. Безсонний В.Л., Третяков О.В., Кравчук А.М., Стаценко Ю.Ф. Прогнозування кисневого режиму річки Сіверський Донець методами математичного моделювання. *Будівництво, матеріалознавство, машинобудування: зб. наук. праць*. Вип. 93. ДВНЗ «Придніпр. держ. академія буд-ва і архітектури». Серія: Безпека життєдіяльності. Дніпро, 2016. С. 113–119.
3. Третяков О.В., Шевченко Т.О., Безсонний В.Л. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання Харківського регіону. *Східно-європейський журнал передових технологій*. Том 5«Екологія», № 10(77), 2015. С. 40–49.
4. Третяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка впливу стічних вод на екологічний стан річки Сіверський Донець. *Вестник ХНАДУ*, вып. 71, 2015. С. 103–108.
5. Третяков О. В., Безсонний В. Л. Основні методи математичного моделювання для методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Системи обробки інформації*. 2016. № 8(145). С. 194–199.
6. Безсонний В. Л., Третяков О. В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*: Науково-технічний збірник. Вип. 27 – К: КНУБА, 2016.– С. 15–24.

7. Гернет Н.Д., Безсонний В.Л., Пеліхатий М.М. *ГІС-технології в системах радіаційного моніторингу*. Системи обробки інформації. Харків, ХВУ. 2003. Вип. 6. С. 211–216.

8. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Безсонний В. Л. Деякі аспекти сумарного забруднення важкими металами ґрунтів північно-східного регіону України. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. Збірник наукових праць УЦЗ України. Вип. 5. Харків: УЦЗУ, 2006. С. 51–54.

9. Жук В. М. Впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами. *Актуальні проблеми розвитку управлінських систем: досвід, тенденції, перспективи*. Електронне наукове видання Харківського регіонального інституту державного управління Національної академії державного управління при Президентові України. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.kbuara.kharkov.ua/e-book/conf/2013-2/doc/1/06.pdf>

10. Костюк О.О. Особливості басейнового принципу управління водними ресурсами. *Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки*. Географічні науки. 2012. №18. С. 17–22.

11. Сташук В.А. Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами. Дніпропетровськ: ВАТ «Вид-во „Зоря”», 2006. – 480 с.

12. Пшеюк О. О. Басейновий принцип управління як один з факторів ефективного використання водних ресурсів. *Вісн. Нац. ун-ту вод. гос-ва та природокористування*. 2009. Вип. 1 (45). С. 247–257.

13. Кулько А. В. Інтегроване управління водними ресурсами міжнародних водотоків: проблеми та перспективи механізмів міжнародно-правової регламентації. *Наукові записки Інституту законодавства Верховної Ради України*. 2013. №4. С. 107–112.

14. Оценка состояния трансграничных вод в регионе ЕЭК ООН: оценка трансграничных рек, озер и подземных вод в Восточной и Северной Европе. Выводы второй Оценки трансграничных рек, озер и подземных вод в регионе Европейской Экономической Комиссии. *Европейская экономическая комиссия*,

*Совещание Сторон Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер*. 2011. 36 с.

15. The United Nations World Water Development Report: Managing Water Under Uncertainty and Risk. UNESCO. 2012. 380 p.

16. GWP Toolbox Integrated Water Resources Management [електронний ресурс]. сайт «Глобального водного партнерства». 2011. Режим доступу: [http://www.gwptoolbox.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=8&Itemid](http://www.gwptoolbox.org/index.php?option=com_content&view=article&id=8&Itemid)

17. Методичні рекомендації з питань інтегрованого управління водними ресурсами, збереження водно-болотного різноманіття, створення екомережі та органічного землеробства. Київ: Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2011. 120 с.

18. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 240 с.

19. Ромащенко М. І., Михайлов Ю. О., Лютницький С. М., Дантенко Ю. Ю. Удосконалення інтегрованого управління водними ресурсами України за басейновим принципом. *Меліорація і водне господарство*. 2011. Вип. 99. С. 169–178.

20. Дьяков О. А. Басейновий підхід до управління водними ресурсами у південних регіонах України. *Стратегічні пріоритети*, №2(11), 2009 р. С. 225–230.

21. Загальнодержавна програма «Питна вода України» на 2006–2020 роки. *Відомості Верховної Ради України*, 2005, № 15, С. 243–255.

22. Водний Кодекс України. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, 1995, № 24, ст.189.

23. Камінська Т.В. Особливості управління водними ресурсами за басейновим принципом. *Вісник національного інституту водного господарства і природокористування* №3(55) Серія «Економіка» 2011. С. 115–122.

24. Наукові основи басейнового управління природними ресурсами (на прикладі річки Гнила Липа): монографія. Приходько М. М. та ін.; за ред. Приходька М. М. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2006. – 270 с.

25. Рузматова З.А., Газизода С.А. К вопросу внедрения бассейнового принципа в управление водными ресурсами. *Вестник КазНИТУ*, Серия Науки о Земле, №5, 2016. С. 27–30.

26. Расулзода К., Пулатов Я.Э. Интегрированное управление водными ресурсами: проблемы и перспектива. *Вестник ТГУПБП*. 2012. №1. С.12–21.

27. Сташук А.В., Єременко І.О. Міжнародний досвід басейнового підходу та перспективи його застосування в Україні. *Проблеми раціонального використання соціально-економічного та природно-ресурсного потенціалу регіону: фінансова політика та інвестиції*. Збірник наукових праць: Випуск XVII, № 2. Київ, СЕУ. Рівне, НУВГП, 2011. С. 345–352.

28. Судук О. Ю. Вітчизняний та зарубіжний досвід розвитку системи управління водогосподарським комплексом. *Вісник соціально-економічних досліджень*: зб. наук. праць; Одеса: Одеський національний економічний університет. 2015. Вип. 1. № 56. С. 268–275.

29. Пряжинская В. Г., Ярошевский Д. М. Развитие эколого-экономических отношений водопользования в России. *Инженерная экология*. М.: РАСХН, 2009. № 1. С. 39–45.

30. Кобеньок Г.В., Закорко О.П., Марушевський Г.Б. Збереження біорізноманіття, створення екомережі та інтегроване управління річковими басейнами: *Посібник для вчителів і громадських природоохоронних організацій*. Київ: Wetlands International Black Sea Program, 2008. 200 с.

31. Хвесик М. А. Головинський І.Л., Яроцька О.В. Продуктивність водоресурсних джерел України: теорія і практика. К., 2007. 412 с.

32. Уайт Г. География, ресурсы и окружающая среда. М.: Прогресс, 1990. 544 с.

33. Доровская Н. Управление водным хозяйством государства: опыт России и стран мира. [электронный ресурс]: <http://www.cawater-info.net/review/pdf/dorovskaya.pdf>

34. Винокуров Ю.И., Жерелина И.В., Красноярова Б.А. Подходы к формированию стратегии устойчивого водопользования в бассейне р. Оби. *Ползуновский вестник*. 2004. №2. С. 4–13.

35. Пугачева А. А. Отечественный и зарубежный опыт управления водопользованием. *Известия ТулГУ. Экономические и юридические науки*. 2012. №3–1. С. 267–272.

36. Руководство по интегрированному управлению водными ресурсами в бассейнах. *Global Water Partnership, International Network for Basin Organizations*. 2012. 111 с.

37. Струкова В. В. Управління водними монополіями в країнах Європейського Союзу: досвід для України. *Теорія та практика державного управління*. Вип. 4 (47), С. 1–10.

38. Закон України «Про державну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу» від [18.03.2004 р. № 1629-ІУ]. *Відомості Верховної Ради України*. 2004, № 29, стаття 367.

39. Интегрированное управление водными ресурсами: от теории к реальной практике. Опыт Центральной Азии. Ташкент: НИЦ МКВК, 2008. 364 с.

40. Закон України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» № 2818-УІ. *Відомості Верховної Ради України*. 2011, № 26, С. 1284, ст. 218.

41. Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управління водними ресурсами за басейновим принципом» № 1641-VIII. *Відомості Верховної Ради України*. 2016 р., № 46, С. 5, ст. 780.

42. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. *Робоча*



програма та тези доповідей третьої міжнародної конференції «Водокористування: технології, споруди, менеджмент». Київ: КНУБА. 2016. С. 10.

43. Вострікова Н. В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні [Електронний ресурс]. *Державне будівництво*. 2014. № 1. Режим доступу: <http://www.kbuapa.kharkov.ua/e-book/db/index.html>.

44. Стадник М. Є. Реформування системи управління водними ресурсами в Україні [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://essuir.sumdu.edu.ua/bitstream/123456789/11417/1/Stadnik.pdf>.

45. Vaganov P.A., Man-Sung Im. *Ekologicheskie riski [Environmental risks]*. SPbGU Publ., 2001, 152 p.

46. Дем'янова О.О. Рибалова О.В. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2013. № 1/6. С. 45–49.

47. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» № 1264-ХІІ. *Відомості Верховної Ради України*. 1991 р., № 41, ст. 546.

48. Постанова КМУ про твердження «Концепції адаптації законодавства України до законодавства Європейського союзу» від 16 серпня 1999 р. N1496. *Офіційний вісник України*. 1999, № 33, С. 168, код акту 9854/1999.

49. Закон України Про ратифікацію Конвенції про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля N 832-ХІV. *Відомості Верховної Ради України* від 27.08.1999 — 1999 р., № 34, стаття 296.

50. Указ Президента України від 14.09.2000 г. № 1072 «Про програму інтеграції України в Європейський союз». *Офіційний вісник України*. 2000, №39, С. 2, ст. 1648, код акту 16772/2000.

51. Васенко О. Г., Рибалова О. В., Поддашкін О. В. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод

України. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки*. Збірник наукових праць УкрНДІЕП. Харків, 2010. Вип. XXXII. С. 75–90.

52. Цыбульский А.И. Оценка экологических рисков в рамках целей ВРД 2000/60 ЕС в Украине. *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2015. № 3–4 (64). С. 706–709.

53. Яблоков А.В. Концепция экологического риска в приложении к охране живой природы. *Экологические проблемы охраны живой природы*: Тез. Всесоюз. конф. М.: Комиссия по охране природы АН СССР, 1990. Ч.1. С. 74–80.

54. Разнообразные подходы к экологическому управлению: краткий курс по практике оценки риска, установлению экологических стандартов и разработке программ сокращения загрязнения в ЕС и США. *Материалы семинара по стандартам воздуха и воды, проведенного Минэкобезопасности Украины и Центром политики по охране атмосферы США*. Киев: Минэкобезопасности Украины, 1996. 356 с.

55. Медведева С.А. Экологический риск. Общие понятия, методы оценки. *XXI век. Техносферная безопасность* № 1 (1) 2016 С. 67–81.

56. Касимов А.М., Козуля Т.В., Емельянова Д.И., Козуля М.М. Методическое обеспечение оценки воздействия техногенных объектов на окружающую среду. *Экологический вестник северного Кавказа*. Краснодар. 2016. № 01. С. 48–54.

57. Сугак Е.В. Современные методы оценки экологических рисков. *European Social Science Journal (Европейский журнал социальных наук)*. 2014. № 5 (44). Т. 2. С. 427–433.

58. Алымов В.Т., Крапчатов В.П., Тарасова Н.П. Анализ техногенного риска. М.: Круглый год, 2000. 160 с.

59. Шмаль А.Г. Факторы экологической опасности & экологические риски. Бронницы: МП «ИКЦ БНТВ», 2010. 191 с.

60. Гражданкин А.И., Лисанов М.В., Печеркин А.С. Использование вероятностных оценок при анализе безопасности опасных производственных объектов. *Безопасность труда в промышленности*. 2001. № 5. С. 33–41.

61. Бурков В.Н., Грацианский Е.В., Дзюбко С.И., Щепкин А.В. Модели и механизмы управления безопасностью. М.: СИНТЭГ, 2001. 160 с.

62. Афанасьев С. А., Гродзинский М. Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. *Программа экологического оздоровления бассейна Днепра (Беларусь–Россия–Украина)*. Киев: АйБи, 2004. 59 с.

63. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment. The National Contaminated Sites Remediation Program. 1996. 42 p.

64. Методичні рекомендації МР 2.2.12-142-2007. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря. Затв. Наказом МОЗ України від 13.04.07 № 184. К., 2007. 40 с.

65. Зміни та доповнення до п. 2.45 ДБН А.2.2-1-2003\* «Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд». К., 2010.

66. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. Р 2.1.10.1920-04. – М. Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России. 2004. 143с.

67. Киселев А.Ф. Фридман К.Б. Оценка риска здоров'ю. СПб.: Питер, 1997. 100 с.

68. Рибалова О.В., Белан С.В., Варивода Є.О. Оцінка небезпеки рекреаційного використання водотоків Харківської області як важливого показника якості життя. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2011. № 3/11 (51). С. 30–33.

69. Белан С.В., Рибалова О.В., Козловська О.В. Визначення екологічної небезпеки водокористування басейну р. Сіверський Донець у Харківській області. *Вестник ХНАДУ*, вып. 60, 2013. С. 128–132.

70. Дем'янова О. О., Рибалова О. В. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2013. № 1/6. С. 45–49.

71. Жукинський В.Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, термінологія, количественная оценка. *Водные ресурсы*. 2003. Т.30, № 2. С.213–321.

72. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.

73. Дружинин Н.И., Шишкин А.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 390 с.

74. Математические модели контроля загрязнения воды. Пер. с англ. М.: Мир, 1981, 472 с.

75. Пряжинская В. Г. Современные методы управления качеством речных вод урбанизированных территорий. *Водные ресурсы*. 1996. №2. С. 168–175.

76. Рациональное использование водных ресурсов бассейна Азовского моря. М.: Наука. 1981. 360 с.

77. Теория систем в приложении к проблемам защиты окружающей среды. Под ред. Серджио Ренальди. Киев: Высшая школа, 1981.

78. Пряжинская В.Г., Ярошевский Д.М., Левит-Гуревич Л.К. Компьютерное моделирование в управлении водными ресурсами. М.: Физматлит. 2002. С. 289–323.

79. ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо екологічного стану поверхневих вод і правила вибирання». Держспоживстандарт України, Київ. 2007, 36 с.

80. ДСанПіН2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». *Офіційний вісник України*. 2010. № 51, С. 99, ст. 1717, код акту 51857/2010.

81. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. СанПиН №4630-88. М.: Минздрав СССР. 1988. 69 с.
82. Системный подход к управлению водными ресурсами. М.: Наука, 1985.
83. Справочник инженера по охране окружающей среды (эколога). М.: Инфра-Инженерия, 2006. С. 404–420.
84. Бринчук М. М. Государственное управление как эколого-правовая категория. *Экологическое право России: матер. научно-практических конференций*. М.: Тиссо, 2004. 198 с.
85. Водное хозяйство Китайской Народной Республики [Электронный ресурс]. *Информационный сборник НИЦ МКВК*. 2013. № 37. Режим доступа: [http://sic.icwc-aral.uz/info\\_review.htm](http://sic.icwc-aral.uz/info_review.htm).
86. Герасимчук З.В., Вахович І.М., Голян В.А., Олексюк А.О. Трансформація інституціонального механізму природокористування в умовах глобалізації: екологічні імперативи та системні суперечності: монографія. Луцьк: Надстир'я, 2006. 228 с.
87. Данилишин Б. М., Шостак Л. Б. Устойчивое развитие в системе природно-ресурсных ограничений. К.: СОПС НАНУ, 1999. 367 с.
88. Organization du Comite national de l'eau [En ligne]. – Disponible a partir : <http://www.Comitenationaldeleau.fr/organization>.
89. L'organigramme de l'Agemce [En ligne]. – Disponible a partir : <http://www.eau-adour-garonne.fr/fr/qui-sommers-nouns/l-organigramme.html>.
90. Водный Кодекс Российской Федерации [Электронный ресурс]. Режим доступа: [http://www.consultant.ru/document/cons\\_doc\\_LAW\\_170158](http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_170158).
91. Безсонний В. Л., Третьяков О. В. Халмурадов Б.Д. Моделювання кисневого режиму поверхневих джерел питного водопостачання. *Збірник наукових праць*. Шостий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2017), Вінниця, ВНТУ, 2017. С. 88.
92. Вавилин В.А. Нелинейные модели биологической очистки и процессов самоочищения в реках. М.: Наука, 1981. 160 с.

93. Михайлов М.Д. Об одной модификации модели Стритера – Фелпса и ее численной реализации с помощью многопроцессорных вычислительных систем. *Вестник томского государственного университета*. Серия: Математика и механика, 2010, №1(9). С. 39–46.

94. Цхай А.А. Математическое моделирование качества воды в проектируемом водохранилище на основе РК – БПК. *Известия Алтайского государственного университета*. Выпуск № 1(73) /том 2/2012. С. 123–126.

95. Яковлев С.В., Воронов Ю.П. Биологические фильтры. М.: Стройиздат, 1982. 120 с.

96. Chapra S.C. *Surface Water Quality Modelling*. McGraw-Hill, New York, NY, 1997.

97. Brown L.C. and Barnwell T.O. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual.*, US-EPA Environmental Research Laboratory, EPA/600/3–87/007, Athens, GA, 1987.

98. Jorgensen S.E. and G. Bendoricchio. *Fundamentals of Ecological Modelling*, 3rd ed., Elsevier, Amsterdam, 2001.

99. Сборник методических документов по охране водных ресурсов. СПб, 2005.

100. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч.3. Методы биологического анализа вод. М.: Изд-во СЭВ, 1977.

101. Пааль Л.Л. Расчет разбавления сточных вод в реках. *Качество воды и рыбное хозяйство рек и внутренних водоемов*. М., 1972. С. 35–50.

102. Пааль Л.Л. Инженерные методы расчета формирования качества воды водотоков. Таллин, ТПИ, 1976. Ч. 1, 44 с. Ч.2, 101 с.

103. ДСТУ ISO 5813:2004 Якість води. Визначення розчиненого кисню. Йодометричний метод, ДСТУ ISO 5814:2003 Якість води. Визначання розчиненого кисню. Електрохімічний метод із застосуванням зонда; СЭВ Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 1. М., 1987 г. (СЭВ Уніфіковані методи дослідження екологічного стану поверхневих вод. Ч. 1. М., 1987 р.).

104. Чернякова А.М., Салливан Д.П., Стунжас П.А., Налбандов Ю.Р., Поярков С.Г., Калвайтис А.Н., Соломон Д.Л. О сопоставлении определений растворенного в воде кислорода по методу Винклера. *Океанология*, 1983. Т. 23. № 4. С. 681–687.

105. Carrit D.E., Carpenter J.H. Comparison and evaluation of currently employed modifications of the Winkler method for determining dissolved oxygen in seawater. A NASCO report. *J. Mar. Res.*, 1966. Vol. 24. № 3. Pp. 286–313.

106. Culberson C.H. Dissolved oxygen // In: WOCE operations manual. Vol. 3. The operational programme. Sect. 3.1. WOCE hydrographic programme. Pt. 3.1.3. WHP operations and methods. Woods Hole, Mass.: WOCE, 1994.

107. СЭВ Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 1. М., 1987 г. (СЕВ Уніфіковані методи дослідження екологічного стану поверхневих вод. Ч. 1. М., 1987 р.); ДСТУ ISO 5815:2004 Якість води. Визначання біохімічного споживання кисню після 5 діб. Розведення і метод засівання.

108. ДСТУ ISO 10304-1:2003 Якість води. Визначання розчинених фторид-, хлорид-, нітрит-, ортофосфат-, бромід-, нітрат- і сульфат-іонів методом рідинної хроматографії. Частина 1. Метод для слабкозабруднених вод.

109. Худсон Д. Статистика для физиков. М.: Мир, 1970. 296с.

110. Про затвердження критеріїв розподілу суб'єктів господарювання за ступенем ризику їх господарської діяльності для навколишнього природного середовища та періодичності здійснення заходів державного нагляду (контролю) станом на 19.03.2008 р. *Офіційний вісник України*, К.: 2008. № 212.

111. Гриценко А.В., Васенко О.Г., Колісник А.В. та ін. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження). Харків: ВПП «Контраст», 2011. 340 с.

112. Ухань О.О., Осадча Н.М. Характеристика кисневого режиму поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець. *Наукові праці УкрНДГМІ*. – 2010. Вип. 259, С. 199–216.

113. Задніпровський В.В., Максименко Н.В. Проблеми і динаміка екологічного стану басейну р. Сіверський Донець на Харківщині. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2003. Вип. 252, С. 150–153.

114. Белан С.В., Рибалова О.В., Козловська О.В. Визначення екологічної небезпеки водокористування басейну р. Сіверський Донець у Харківській області. *Вестник ХНАДУ*, вып. 60, 2013. С. 128–132.

115. Integrated Risk Information System (IRIS) : [Електронний ресурс] / U. S. Environmental Protection Agency (EPA). Режим доступу: <http://www.epa.gov/iris>.

116. Рибалова О.В., Козловська О.В., Коробкова Г.В. Оцінка екологічного ризику погіршення стану басейну р. Сіверський Донець в Харківській області [Електронний ресурс]. Режим доступу: [http://www.rusnauka.com/7\\_NITSB\\_2014/Ecologia/6\\_161747.doc.htm](http://www.rusnauka.com/7_NITSB_2014/Ecologia/6_161747.doc.htm)

117. Ухань О.О., Осадчий В.І., Н.М. Осадча Н.М., Манченко А.П. Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250 С. 262–279.

118. Безсонний В.Л. Вплив стічних вод на поверхневі джерела водопостачання (на прикладі р. Сіверський Донець). *Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects*. 26-27 October 2017, National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv, 2017. P. 59–61.

119. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка екологічного стану Червонооскільського водосховища та річки Оскіл. *Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи”*. Львів: ЛДУ БЖД, 2015. С. 168–170.

120. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка екологічного стану річки Сіверський Донець (в межах Ізюмського району Харківської області). *Матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми екологічної безпеки»*. Кременчук: КрНУ, 2015. С. 82.



121. Третьяков О. В., Безсонний В. Л. Підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел питного водопостачання Харківського регіону. *Збірник наукових праць XV міжнар. наук.-практ.конф. Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика*. Київ, К.: «Темпо», 2016. С. 268–271
122. Гагарина Ольга Вячеславовна Обзор методов комплексной оценки качества поверхностных вод. *Вестник Удмуртского университета. Серия «Биология. Науки о Земле»*. 2005. №2. С.45–58.
123. РД 52.24.643-2002: Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. [Електрон. ресурс]. – Режим доступу: <http://meganorm.ru/Index2/1/4293831/4293831806.htm>
124. Жук В. М., Коробкова Г.В. Интегральна оцінка сучасного якісного стану р. Сіверський Донець у межах Харківської області. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2015. № 1–2. С.103–109.
125. Безсонний В.Л., Буц Ю.В., Дем'яненко І.І. Прогнозування та страхування ризиків, породжуваних потенційно небезпечними об'єктами. *Матеріали науково-практичної конференції «Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні»*. Харків: АЦЗУ, 2006. С.120.
126. Мітрясова О. П., Селіванова А. М. Оцінка екологічного стану поверхневих водних ресурсів Миколаївської області. *Наукові праці. Екологія*, Випуск 220. Том 232. С. 92–96.
127. Алымов В. Т., Тарасов Н. П. Техногенный риск: анализ и оценка. М.: ИКЦ Академкнига, 2005. 118 с.
128. Rybalova O., Artemiev S Development of a procedure for assessing the environmental risk of the surface water status deterioration. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5/10 (89), 2017. P. 67–76.
129. Проект змін та доповнень до ДБН А.2.2-1-2003 “Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд”, призначених до п.

2.45 цього ДБН «Оцінка ризику планованої діяльності щодо природного, соціального і техногенного середовища» Режим доступу [http://mlp.net.ua/images/stories/zip/Final\\_Release.zip](http://mlp.net.ua/images/stories/zip/Final_Release.zip)

130. Кузин А. К. Концепция охраны вод. *Проблемы охраны окружающей природной среды*: сборник научных трудов, УкрНЦОВ. Харьков, 1996. С. 23–29.

131. Васенко О.Г., Рибалова О.В., Артем'єв С.Р., Горбань Н.С., Коробкова Г.В., Полозенцева В.О., Козловська О.В., Мацак А.О., Савічев А.А. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія. Х: НУГЗУ, 2015. 419 с.

132. Яцик А.В., Романенко В.Д. Методика оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К., 2008. 28 с.

133. Хільчевський В.К., Маринич В.В., Савицький В.М. Порівняльна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра Т.4. Луцьк: РВ ЛДТУ, 2002. С. 167–169.

134. Лосєв М. Ю., Мілька І. В. Оцінка якості поверхневих вод басейну річки Салгир. *Системи обробки інформації*. 2011. № 3(93). С. 199–202.

135. Гриб Й.В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод. *Гидробиологический журнал*. 2003. № 3. С. 38–43.

136. Барановський В.А., Бардов В.Г., Омельчук С.Т. Україна. Екологічні проблеми природних вод. К.: Центр екоосвіти та інформації, 2000. 16 с.

137. Рекомендации по проведению обобщенного показателя для оцет уровня загрязненности природных вод. *Сборник научных трудов ВНИИВО*. Харьков. 1984. С. 76–79.

138. Львов В.А. Гурарий В.И. Белогуров В.П. Методология сравнения комплексних показателей качества воды. *Экономические, технические и организационные основы охраны вод*. Харьков: ВНИИВО. 1986. С. 3–8.

139. Керівний нормативний документ. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). КНД 211.1.1.106–2003. Мінекоресурсів України. Київ, 2002. 64 с.

140. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Затв. Наказом Мінекобезпеки України від 31.03.98 №44. К.: Символ-Т, 1998.

141. Трофімчук О.М., Колодяжний О.А., Добровольський А.В., Головін І.В. Пілотний проект регіональної інформаційної системи екологічного менеджменту (REMIS) басейну нижнього Дніпра. *Матеріали міжнародної підсумкової конференції «Сучасний стан та майбутні перспективи управління басейном Дніпро»*, Ч. III. К.: Міжн. Фонд Відродження Дніпра. 1997. С. 49–52.

142. Шитиков В.К. Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБРАН, 2003. 463 с.

143. Емельянова В.П., Данилова Г.Н., Колесникова Т.Х. Оценка качества поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям. *Гидрохимические материалы*, 1983. Т.88. С.119–129.

144. ГОСТ 17.1.3.08-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества морских вод. Введ. 1983-01-01. М.: Изд-во стандартов, 1982. 5 с.

145. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика. КНД 211.1.4.010-94. Київ.: Основа, 1994. 37 с.

146. Методические указания к экспериментальному изучению процессов трансформации химических веществ при их гигиеническом регламентировании в воде. № 2966-84. М. : Минздрав СССР, 1984. 24 с.

147. Фащук Д. Я. Мировой океан: История. География. М.: "ИКЦ" Академкнига, 2002. 282 с.

148. Анисимова И. М. Лавровский В. В. Ихтиология. М.: Высшая школа, 1983. 250 с.

149. Берникова Т.А., Демидова А.Г. Гидрология и гидрохимия. М.: Пищевая промышленность, 1977. 312 с.

150. Черкинский С. Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоем. М.: Стройиздат, 1984. 200 с.
151. Богобоящий В.В., Курбанов К.Р., Палій П.Б., Шмандій В.М. Принципи моделювання та прогнозування в екології: Підручник. Київ: Центр навчальної літератури, 2004. 216 с.
152. Streeter H. W., Phelps E. B. A study of the pollution and natural purificataion of the Ohio River. *Public Health Service, Bulletin No. 146*, U. S. 1925.
153. Рогалев А. Н., Рогалев А. А. Численная реализация модели Стритера–Фелпса и ее модификаций с учетом неопределенности даннях. *Сборник материалов международной конференции "Кубатурные формулы, методы Монте-Карло и их приложения посвященной 90-летию со дня рождения И. П. Мысовских*. Красноярск, 2011. С. 100–104.
154. Постанова Кабінету Міністрів України від 20.07.1996 № 815 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод».
155. Постанова Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 № 391 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля».
156. Положення про Державне агентство водних ресурсів України, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.2014 № 393.
157. Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод. Затверджено Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 24.12.2001 N 485.
158. РД 211.1.8.103-2002. Рекомендації щодо співставлення даних моніторингу вод. Затверджено Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 21.08.2002 N 325.
159. РД 211.0.7.104-02. Методичні вказівки щодо проведення інвентаризації лабораторій аналітичного контролю. Затверджено Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 21.08.2002 N 325.
160. РД 211.1.7.105-02. Методичні вказівки та вимоги щодо оснащення типових пунктів оперативного контролю води. Затверджено Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 21.08.2002 N 325.

161. Клименко М. О., Клименко О. М., Петрук А. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрями у природоохоронній діяльності. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*, № 3. 2013 С. 22–27.

162. Безсонний В. Л. План створення системи екологічного моніторингу в зоні антропогенних впливів від об'єктів підвищеної небезпеки. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. Збірник наукових праць УЦЗ України. Вип. 4. Харків: УЦЗУ, 2006. С. 75–84.

163. Бессонный В.Л. Использование метода информационной избыточности для обеспечения достоверности результатов мониторинга чрезвычайных ситуаций. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. Збірник наукових праць УЦЗ України. Вип. 8. Харків: УЦЗУ, 2008. С. 32–38.

164. Безсонний В. Л. Ідентифікація джерел іонізуючого випромінювання в системах радіаційного моніторингу. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. Збірник наукових праць УЦЗ України. Вип. 5. Харків: УЦЗУ, 2006. С. 34–39.

165. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. К.: Генеза, 2005. 664 с.

166. Клименко О. М. Петрук А.М. Екологічна оцінка екологічного стану поверхневих вод озера Білого Рівненської області. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. Вип. № 2 (54) (с/г науки). Рівне, 2011. С. 103–111.

167. Програма державного моніторингу довкілля в частині здійснення Держводагентством контролю якості поверхневих вод. Затверджена наказом Держводагентства України від 03.02.2014 №10.

168. Угода між Урядами Російської Федерації та України про сумісне використання та охорону транскордонних водних об'єктів від 20.10.1992 р.

169. Третьяков О.В., Безсонний В.Л., Халмурадов Б.Д. Науково обґрунтовані рекомендації з реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами поверхневих джерел питного водопостачання. *Матеріали науково-технічної конференції «Інноваційні аерокосмічні технології в*

*екологічному моніторингу*». 2018. Київ, Державна екологічна академії післядипломної освіти та управління, 2018. С. 26.

170. Безсонний В.Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б.Д. Система моніторингу поверхневих вод в умовах впровадження басейнового підходу до управління водними ресурсами *Збірник матеріалів Всеукраїнської наукової конференції «Другі Сумські наукові географічні читання» (Суми, 10-12 листопада 2017 р.) [Електронний ресурс]*.

171. Божков А.І., Титар В.П., Гернет Н.Д., Безсонний В.Л. Система очищення і автоматизованого контролю екологічного стану малих річок і озер північного сходу України. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми гуманізації та гармонізації управління»*. Харків, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, Українська інженерно-педагогічна академія, 2000. С. 190.

172. Безсонний В.Л., Третьяков О.В., Необхідність методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Збірка тез доповідей всеукраїнської конференції «Якість та безпека життя і діяльності людини: стандарти, орієнтири та перспективи»*. Миколаїв, 2015. С. 44–45.

173. Безсонний В.Л., Андронов В.А., Буц Ю.В. Принципи проектування системи екологічного моніторингу. *Матеріали наук.-практ. конференції «Актуальні проблеми пожежної профілактики»*. Харків: АЦЗУ, 2006. С. 12–14.

174. Беличенко Ю. П., Карабан И. Н., Косовцева Л. В. Об одном подходе к расчету предельно допустимых сбросов в водные объекты. *География и природные ресурсы*. 1986, № 2, С. 119–122.

175. Вельнер Х. А., Вийес В. Р. Методика оптимизации системы водообеспечения с учетом качества воды. *Разработка и внедрение АСУ ВК*. Северодонецк, 1981. С. 14–15.

176. Временная методика определения экономической эффективности затрат в мероприятия по охране окружающей среды. М., ИЭ АН СССР, 1981. 69 с.

177. Крицкий С. Н., Менкель Н. Ф. Гидротехнические основы управления водохозяйственными системами. М: Наука, 1982. 271 с.

178. Черкинский С. Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы. М.: Строй из дат, 1977. 224 с.

179. Васильев Ю. С., Виссарионов В. И., Кубышкин Л. И. Решение гидроэнергетических задач на ЭВМ (элементы САПР и АСНИ). М.: Энергоиздат, 1987. 158 с.

180. Вельнер Х. А. Об охране водных ресурсов. *Водные ресурсы*. 1984. До 5. С. 7–10.

181. Курганов А. М., Федоров Н. Ф. Справочник по гидравлическим расчетам систем водоснабжения и канализации. 2-е изд. Л.: Стройиздат, 1978. 424 с.

182. Полуэктов Р. А., Пых И. А., Швытов И. А. Динамические модели экологических систем. Л.: Гидрометеиздат, 1980. 286 с.

183. Хоменюк В. В. Элементы теории многоцелевой оптимизации. М.: Наука, 1983. 124 с.

184. Васильев О. Ф., Еременко Е. В. Моделирование трансформации соединений азота, для управления качеством воды в водотоках. *Водные ресурсы*, 1980. № 5. С. 31–36.

185. Дружинин Н. И., Шишкин А. И., Метелкина Г. Ю. Комплексная оценка качества речного бассейна вероятностным методом. *Доклады «ВАСХНИЛ»*, 1987, № 1. С. 36–38.

186. Еременко Е. В. Расчеты распространения примесей в неустановившемся потоке *Труды IV Всесоюзного гидрологического съезда*. Л.: Гидрометеиздат, 1976. Т. 9. С. 173–181.

187. Каминский В. С. Современные проблемы нормирования качества поверхностных вод. *Водные ресурсы*. 1980, № 3. С. 160–168.

188. Карашев А. В. Модель и численное решение задачи о диффузии в водоеме. *Матер. VI Всесоюз. симпоз. по современным проблемам*

*самоочищения водоемов и регулирования качества воды.* Ч. 1. Таллин, ТПИ, 1979. С. 45–47.

189. Практические рекомендации по расчету разбавления сточных вод в реках, озерах и водохранилищах. 2-е изд. Л., ГГИ, 1973. 101 с.

190. Скакальский Б.Г. Оценка качества речных вод. *Методы расчета речного стока.* М.: Изд-во МГУ. 1980. С. 98–112.

191. Хрисанов Н.И., Боголюбов А.Г. Расчет транспорта биогенных элементов в разветвленных водотоках. *Гидравлика гидротехнических сооружений в жестких и деформируемых руслах.* Л., ЛПИ, 1986. С. 61–67.

192. Кафаров В.В., Гордин И.В., Перов В.Л., Смирнов Д. Н. Применение методов химической кибернетики в моделировании загрязняемых элементов природной гидросферы. *Химия и технология воды.* 1984. Т. 6. № 2. 101 с.

193. Мечитов И.И., Алексеенко В. Л. Теория и практика расчета распространения примесей в водотоках. Деп. № 2148-81. М., 1981. 38 с.

194. Фальковская Л. Н., Каминский В. С., Пааль Л. Л., Грибовская Н. Ф. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. М.: Наука, 1982. 181 с.

195. Models for water quality management / Ed A. K. Biswat. – Mc Graw Hill, 1981, 348 p.

196. Вавилин В. А., Циткин А. И. Математическое моделирование качества воды. *Водные ресурсы.* 1977. № 5. С. 114–133.

197. Безсонний В.Л., Пономаренко Р.В. Моніторинг поверхневих джерел питного водопостачання у випадку аварійної ситуації. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України.* Київ, 2017. С. 11–12.

198. Положення щодо розробки планів локалізації та ліквідації аварійних ситуацій і аварій. Затверджено Наказом Комітету по нагляду за охороною праці України 17.06.99 N 112. *Офіційний вісник України.* 1999, №27, С. 295, ст. 1360, код акту 8815/1999.



199. Р 52.24.734-2010 Организация и проведение наблюдений за состоянием и изменением качества поверхностных вод в чрезвычайных ситуациях. ГУ «ГХИ», Ростов-на-Дону, 2010. 74 с.

200. Плотнікова О. К. Моніторинг навколишнього. Одеса, Наука і техніка, 2005. 104 с.

201. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Вдосконалення технології водопідготовки питної води з поверхневих джерел водопостачання. *Матеріали XXII Міжнародної науково-практичної конференції «Фізичні та комп'ютерні технології» 7–9 грудня 2016*. м. Харків. Д.: ЛПРА. 2016. С. 373–376.

202. Третьяков О.В., Шевченко Т.О., Безсонний В.Л. Підвищення ефективності очищення побутово-промислових стоків. *Матеріали VII Міжнародної науково-методичної конференції "Безпека людини у сучасних умовах"*, 2015. Харків, С. 315–323.

203. Шевченко Т.А. Коваленко А.Н. Удаление азота и фосфора из хозяйственно-бытовых сточных вод. *Водопостачання та водовідведення: Виробничо-практичний журнал № 5*, 2008. Київ: ТОВ «Гнозіс», 2008. С. 41–43.

204. Коваленко А.Н. Благодарная Г.И., Шевченко Т.А. Анализ методов очистки сточных вод от биогенных элементов. *Коммунальное хозяйство городов: Научно-технический сборник. Вып. 74*. К.: Техника, 2007. С. 185–190.

205. Саблій Л.А. Кононцев С.В. Глибоке біологічне очищення стічних вод. *Збірник наукових праць «Вісник РДТУ»*, Випуск 3 (16), Рівне. 2002. С. 365–371.

206. Matsche N., Usrael G., Ludwig C. Die biologische phosphorentfernung mit dem belebungskerfahren am beispiel von klarahlagen im eihzugsgebiet des neusiedler sees. *Osterreichische Wasserwirtschaft*. 1982. 34. № 9–10. С. 219–227.

207. Шевченко Т.А. Основные факторы, влияющие на выбор типа реагента при удалении соединений фосфора из бытовых сточных вод. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво: Міжвідомчий науково-технічний збірник*, Вип. № 34, Рівне: НУВГП, 2009. С. 303–308

208. Дегтерева Л.И., Шевченко Т.А. Кинематика процессов аммонификации, нитрификации, денитрификации. *Коммунальное хозяйство*

городов: *Научно-технический сборник*. Вып. 93. К.: «Техника», 2010. С. 156–161.

209. Душкин С.С., Коваленко А.Н., Дегтярь М.В., Шевченко Т.А. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография. Х.: ХНАГХ, 2011. – 146 с.

**ДОДАТКИ**  
**ДОДАТОК А**

Список публікацій здобувача за темою дисертації та  
відомості про апробацію результатів дисертації

*Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:*

1. Безсонний В. Л. План створення системи екологічного моніторингу в зоні антропогенних впливів від об'єктів підвищеної небезпеки. *Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Харків: УЦЗУ, 2006. Вип. 4. С. 75–84.

2. Бессонный В.Л. Использование метода информационной избыточности для обеспечения достоверности результатов мониторинга чрезвычайных ситуаций. *Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Харків: УЦЗУ, 2008. Вип. 8. С. 32–38.

3. Третьяков О.В., Шевченко Т.О., Безсонний В.Л. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання Харківського регіону. *Східно-європейський журнал передових технологій. Том 5 «Екологія»*. 2015. № 10(77). С. 40–49.

4. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка впливу стічних вод на екологічний стан річки Сіверський Донець. *Вісник ХНАДУ*. 2015. Вип. 71. С. 103–108.

5. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Основні методи математичного моделювання для методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Системи обробки інформації*. 2016. № 8(145). С. 194–199.

6. Безсонний В.Л., Третьяков О.В., Кравчук А.М., Стаценко Ю.Ф. Прогнозування кисневого режиму річки Сіверський Донець методами математичного моделювання. *Будівництво, матеріалознавство, машинобудування: зб. наук. праць. Серія: Безпека життєдіяльності*. ДВНЗ «Піднепр. держ. академія буд-ва і архітектури»; під загальною редакцією В. І. Большакова. Дніпро, 2016. Вип. 93. С. 113–119.

7. Безсонний В. Л., Третьяков О.В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: Науково-технічний збірник*. К: КНУБА, 2016. Вип. 27. С. 15–24.

8. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir (Дослідження динаміки та моделювання кисневого режиму Червонооскільського водосховища). *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. № 5/10 (89). P. 32–38.

*Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:*

9. Божков А.І., Титар В.П., Гернет Н.Д., Безсонний В.Л. Система очищення і автоматизованого контролю екологічного стану малих річок і озер північного сходу України. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні проблеми гуманізації та гармонізації управління»*. Харків, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, Українська інженерно-педагогічна академія, 2000. С. 190.

*(Форма участі – очна).*

10. Безсонний В.Л., Буц Ю.В., Дем'яненко І.І. Прогнозування та страхування ризиків, породжуваних потенційно небезпечними об'єктами. *Матеріали науково-практичної конференції «Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні»*. Харків: АЦЗУ, 2006. С.120.

*(Форма участі – очна).*

11. Безсонний В.Л., Андронов В.А., Буц Ю.В. Принципи проектування системи екологічного моніторингу. *Матеріали науково-практичної конференції «Актуальні проблеми пожежної профілактики»*. Харків: АЦЗУ, 2006. С. 12–14.

*(Форма участі – очна).*

12. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка екологічного стану Червонооскільського водосховища та річки Оскіл. *Матеріали II Міжнародної*

науково-практичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку. Європейський досвід і перспективи». Львів: ЛДУ БЖД, 2015. С. 168–170.

(Форма участі – заочна).

13. Третьяков О.В., Безсонний В.Л. Оцінка екологічного стану річки Сіверський Донець (в межах Ізюмського району Харківської області). *Матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми екологічної безпеки»*. Кременчук: КрНУ, 2015. С. 82.

(Форма участі – очна).

14. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Необхідність методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Збірка тез доповідей всеукраїнської конференції «Якість та безпека життя і діяльності людини: стандарти, орієнтири та перспективи»*. Миколаїв. 2015. С. 44–45.

(Форма участі – заочна).

15. Третьяков О.В., Шевченко Т.О., Безсонний В.Л. Підвищення ефективності очищення побутово-промислових стоків. *Матеріали VII Міжнародної науково-методичної конференції «Безпека людини у сучасних умовах»*, Харків, 2015. С. 35–36.

(Форма участі – очна).

16. Третьяков О. В., Безсонний В. Л. Підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел питного водопостачання Харківського регіону. *Збірник наукових праць XV міжнародної науково-практичної конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика»* м. Київ, 19-20 травня 2016 р., К.: «Темпо», 2016. С. 268–271.

(Форма участі – очна).

17. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Вдосконалення технології водопідготовки питної води з поверхневих джерел водопостачання. *Матеріали XXII Міжнародної науково-практичної конференції «Фізичні та комп'ютерні*

*технології» 7–9 грудня 2016. м. Харків. Д.: ЛПРА. 2016. С. 373–376.*

*(Форма участі – очна).*

18. Безсонний В.Л., Третьяков О.В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. *Робоча програма та тези доповідей третьої міжнародної конференції «Водокористування: технології, споруди, менеджмент».* Київ: КНУБА. 2016. С. 10.

*(Форма участі – очна).*

19. Безсонний В.Л., Пономаренко Р.В. Моніторинг поверхневих джерел питного водопостачання у випадку аварійної ситуації. *Збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем».* Київ, 2017. С. 11–12.

*(Форма участі – заочна).*

20. Безсонний В. Л. Вплив стічних вод на поверхневі джерела водопостачання (на прикладі р. Сіверський Донець). *Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference «Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects».* 26-27 October 2017, National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute». Kyiv, 2017. P. 59–61.

*(Форма участі – очна).*

21. Безсонний В.Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б.Д. Система моніторингу поверхневих вод в умовах впровадження басейнового підходу до управління водними ресурсами. *Збірник матеріалів Всеукраїнської наукової конференції «Другі Сумські наукові географічні читання» (Суми, 10-12 листопада 2017 р.) [Електронний ресурс].* СумДПУ імені А.С. Макаренка, Сумський відділ Українського географічного товариства; Елект. текст. дані. Суми. 2017. С. 117 – 120. 1 електр. опт. диск (CD-R).

*(Форма участі – очна).*

22. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б.Д. Моделювання кисневого режиму поверхневих джерел питного водопостачання. *Збірник наукових праць «Шостий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2017)»*. Вінниця, ВНТУ, 2017. С. 88.

*(Форма участі – очна).*

23. Третьяков О. В., Безсонний В. Л., Халмурадов Б. Д. Науково обґрунтовані рекомендації з реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами поверхневих джерел питного водопостачання. *Матеріали науково-технічної конференції «Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу»*. Київ, Державна екологічна академії післядипломної освіти та управління, 2018. С. 26.

*(Форма участі – заочна).*

## ДОДАТОК Б

## Особливості розвитку системи управління екологічною безпекою річкових басейнів у різних країнах

Таблиця Б.1 – Особливості розвитку системи управління екологічною безпекою річкових басейнів у різних країнах

Країна	Структурний елемент системи управління екологічною безпекою водних ресурсів	Особливості управління екологічною безпекою водних ресурсів	Недоліки
Німеччина	Міністерство навколишнього середовища, захисту природи та ядерної безпеки, регіональні органи управління і муніципалітети	функції управління розподілені між федеральними, регіональними та місцевими органами управління, децентралізація, інтегроване управління водними ресурсами	порушений принцип прозорості при прийнятті управлінських рішень
Іспанія	Міністерство навколишнього середовища, басейнові організації, змішаний орган – асоціація, яка об'єднує інтереси держави і водокористувачів	гідрографічний принцип управління	порушується принцип рівності учасників
Велика Британія	Міністерство сільського господарства та Міністерство навколишнього середовища, Національна асоціація, водні управління, недержавні організації	комплексний, екосистемний підхід, система управління децентралізована, але державна політика у сфері використання та охорони водних ресурсів визначається урядом країни	порушений цілісний підхід до використання водних ресурсів
Японія	Міністерство будівництва та регіональні органи влади – префектури	система управління децентралізована, але державна політика у сфері використання та охорони водних ресурсів визначається урядом країни	порушений цілісний підхід до використання водних ресурсів
Франція	Міністерство навколишнього середовища, урядові органи, Комітет річкового басейну (басейнова рада) і Водне агентство	децентралізація, вода – загальне багатство суспільства, вода платить за воду (водокористувачі повинні повністю покривати затрати, необхідні для інвестування в розвиток інфраструктури), «забруднювач платить»	система управління водним господарством надзвичайно громіздка за рахунок децентралізації
Бразилія	Національна Рада з водних ресурсів; Ради штатів і федерального округу; комітети річкових басейнів; органи на федеральному, муніципальному рівнях, а також на рівні штатів, управління водними ресурсами й водогосподарські агентства	децентралізація, басейновий принцип управління	система управління громіздка за рахунок обов'язкової участі в розробці та реалізації водної політики представників політичних і громадських організацій



## ДОДАТОК В

Залежність якості поверхневих вод від величини екологічного ризику

Таблиця В.1 – Залежність якості поверхневих вод від величини екологічного ризику

Клас екологічного стану поверхневих вод	Характеристика водних ресурсів	Значення екологічного ризику
I Відмінний	Водні об'єкти в природному стані звичайно оліготрофні, вода прозора чи з невеликою кількістю гумусу. Водні об'єкти придатні для усіх видів використання.	<0,1
II Гарний	Водні об'єкти близькі до природного стану чи слабо евтрофовані. Вода придатна для усіх видів використання.	0,1 – 0,19
III Задовільний	Водні об'єкти знаходяться під слабким впливом стічних вод, площинних джерел забруднення чи інших видів впливу. Якість звичайно задовольняє вимогам більшості видів водокористування.	0,2 – 0,59
IV Незадовільний	Вода водних об'єктів значно забруднена в результаті надходження стічних вод, поверхневого стоку, а також під впливом інших факторів. Водні об'єкти придатні тільки для тих видів використання, у яких менш жорсткі вимоги до екологічного стану поверхневих вод.	0,6 – 0,89
V Поганий	Водні об'єкти сильно забруднені стічними водами, поверхневим стоком чи у результаті впливу інших факторів.	0,9 – 1,0

## ДОДАТОК Г

Результати дослідження контрольних проб води р. Сіверський Донець  
в районі м. Ізюм

Таблиця Г.1 – Результати дослідження контрольних проб води  
р. Сіверський Донець вище м. Ізюм

№ з/п	Параметр	Одиниці вимірювання	Показники екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007 *)	Визначено у воді	Клас екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007
1.	Забарвленість	Град. Pt-Co	20/80/120/>120	9	1
2.	Каламутність	мг/дм <sup>3</sup>	20/1500/5000/>5000	10,4	1
3.	Запах, 20 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	2	2
4.	Запах, 60 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	2	2
5.	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	400/650/1000/>1000	820	3
6.	Електропровідність	мкСм/см	–	1224	–
7.	Редокс-потенціал (ОВП)	мВ	–	345	–
8.	рН	од. рН	6,9–7,5/6,5–8,1/6,4–8,5/<6,4–>8,5	7,99	2
9.	Жорсткість загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	3,0/5,0/7,0/>7	8,05	4
10.	Лужність загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5/4,0/6,5/>6,5	6,1	3
11.	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	30/100/250/>250	97	2
12.	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	40/120/250/>250	345	4
13.	Гідрокарбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	198	–
14.	Карбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	<5	–
15.	Азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,1/0,3/1,0/>1	0,86	3
16.	Азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,2/0,3/1,0/>1	1,39	4
17.	Азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,002/0,01/0,05/>0,05	0,162	4
18.	Фосфор фосфатний	мг/дм <sup>3</sup>	0,015/0,05/0,2/>0,2	0,62	4
19.	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	50/100/1000/>1000	<10	1
20.	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	1/25/50/>50	<20	2
21.	Хром VI	мг/дм <sup>3</sup>	4/10/50/>50	<20	2

\*) Примітка: показники екологічного стану поверхневих вод вказані по класам – 1, 2, 3 та 4 ДСТУ 4808:2007 [79].

Таблиця Г.2 – Результати дослідження контрольних проб води  
р. Сіверський Донець нижче м. Ізюм

№ з/п	Параметр	Одиниці вимірювання	Показники екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007 *)	Визначено у воді	Клас екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007
1.	Забарвленість	Град. Pt-Co	20/80/120/>120	12	1
2.	Каламутність	мг/дм <sup>3</sup>	20/1500/5000/>5000	21,3	2
3.	Запах, 20 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	1	1
4.	Запах, 60 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	1	1
5.	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	400/650/1000/>1000	844	3
6.	Електропровідність	мкСм/см	–	1260	–
7.	Редокс-потенціал (ОВП)	мВ	–	276	–
8.	рН	од. рН	6,9–7,5/6,5–8,1/6,4–8,5/<6,4–>8,5	8,06	2
9.	Жорсткість загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	3,0/5,0/7,0/>7	10,3	4
10.	Лужність загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5/4,0/6,5/>6,5	6,1	3
11.	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	30/100/250/>250	109	3
12.	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	40/120/250/>250	330	4
13.	Гідрокарбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	342	–
14.	Карбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	<5	–
15.	Азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,1/0,3/1,0/>1	0,86	3
16.	Азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,2/0,3/1,0/>1	1,07	4
17.	Азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,002/0,01/0,05/>0,05	0,13	4
18.	Фосфор фосфатний	мг/дм <sup>3</sup>	0,015/0,05/0,2/>0,2	0,64	4
19.	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	50/100/1000/>1000	<10	1
20.	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	1/25/50/>50	<20	2
21.	Хром VI	мг/дм <sup>3</sup>	4/10/50/>50	<20	2

\*) Примітка: показники екологічного стану поверхневих вод вказані по класам – 1, 2, 3 та 4 ДСТУ 4808:2007 [79].

## ДОДАТОК Д

Результати дослідження контрольних проб води р. Сіверський Донець в зоні впливу стічної води ІКВ ВКП

Таблиця Д.1 – Результати дослідження контрольних проб стічної води ІКВ ВКП

№ з/п	Параметр	Одиниці вимірювання	Показники екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007 *)	Визначено у воді	Клас екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007
1.	Забарвленість	Град. Pt-Co	20/80/120/>120	15	1
2.	Каламутність	мг/дм <sup>3</sup>	20/1500/5000/>5000	3,48	1
3.	Запах, 20 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	3	3
4.	Запах, 60 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	3	3
5.	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	400/650/1000/>1000	729	3
6.	Електропровідність	мкСм/см	-	1088	-
7.	Редокс-потенціал (ОВП)	мВ	-	323	
8.	рН	од. рН	6,9–7,5/6,5–8,1/6,4–8,5/<6,4–>8,5	8,56	4
9.	Жорсткість загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	3,0/5,0/7,0/>7	7,66	4
10.	Лужність загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5/4,0/6,5/>6,5	4,7	3
11.	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	30/100/250/>250	121	3
12.	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	40/120/250/>250	189	3
13.	Гідрокарбонати	мг/дм <sup>3</sup>	-	287	-
14.	Карбонати	мг/дм <sup>3</sup>	-	<5	-
15.	Азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,1/0,3/1,0/>1	0,03	1
16.	Азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,2/0,3/1,0/>1	1,24	4
17.	Азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,002/0,01/0,05/>0,05	0,044	3
18.	Фосфор фосфатний	мг/дм <sup>3</sup>	0,015/0,05/0,2/>0,2	1,37	4
19.	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	50/100/1000/>1000	60	2
20.	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	1/25/50/>50	20	2
21.	Хром VI	мг/дм <sup>3</sup>	4/10/50/>50	<20	2

\*) Примітка: показники екологічного стану поверхневих вод вказані по класам – 1, 2, 3 та 4 ДСТУ 4808:2007 [79].

Таблиця Д.2 – Результати дослідження контрольних проб води  
р. Сіверський Донець за 1000 м вище скиду

№ з/п	Параметр	Одиниці вимірювання	Показники екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007 *)	Визначено у воді	Клас екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007
1	2		4	5	6
1.	Забарвленість	Град. Pt-Co	20/80/120/>120	10	1
2.	Каламутність	мг/дм <sup>3</sup>	20/1500/5000/>5000	3,88	1
3.	Запах, 20 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	1	1
4.	Запах, 60 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	1	1
5.	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	400/650/1000/>1000	825	3
6.	Електропровідність	мкСм/см	–	1231	–
7.	Редокс-потенціал (ОВП)	мВ	–	307	–
8.	рН	од. рН	6,9–7,5/6,5–8,1/6,4–8,5/<6,4–>8,5	8,91	4
9.	Жорсткість загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	3,0/5,0/7,0/>7	8,9	4
10.	Лужність загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5/4,0/6,5/>6,5	6,0	3
11.	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	30/100/250/>250	99	2
12.	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	40/120/250/>250	230	3
13.	Гідрокарбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	366	–
14.	Карбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	<5	–
15.	Азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,1/0,3/1,0/>1	0,21	2
16.	Азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,2/0,3/1,0/>1	0,57	3
17.	Азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,002/0,01/0,05/>0,05	0,033	3
18.	Фосфор фосфатний	мг/дм <sup>3</sup>	0,015/0,05/0,2/>0,2	0,85	4
19.	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	50/100/1000/>1000	60	2
20.	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	1/25/50/>50	20	2
21.	Хром VI	мг/дм <sup>3</sup>	4/10/50/>50	<20	2

\*) Примітка: показники екологічного стану поверхневих вод вказані по класам – 1, 2, 3 та 4 ДСТУ 4808:2007 [79].

Таблиця Д.3 – Результати дослідження контрольних проб води  
р. Сіверський Донець за 500 м нижче скиду

№ з/п	Параметр	Одиниці вимірювання	Показники екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007 *)	Визначено у воді	Клас екологічного стану поверхневих вод за ДСТУ 4808:2007
1	2	3	4	5	6
1.	Забарвленість	Град. Pt-Co	20/80/120/>120	15	1
2.	Каламутність	мг/дм <sup>3</sup>	20/1500/5000/>5000	3,97	1
3.	Запах, 20 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	2	2
4.	Запах, 60 град С	бали	1 / 2 / 4 / >4	2	2
5.	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	400/650/1000/>1000	822	3
6.	Електропровідність	мкСм/см	–	1228	–
7.	Редокс-потенціал (ОВП)	мВ	–	310	–
8.	рН	од. рН	6,9–7,5/6,5–8,1/6,4–8,5/<6,4–>8,5	8,91	4
9.	Жорсткість загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	3,0/5,0/7,0/>7	11,1	4
10.	Лужність загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5/4,0/6,5/>6,5	6,2	3
11.	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	30/100/250/>250	97	2
12.	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	40/120/250/>250	231	3
13.	Гідрокарбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	378	–
14.	Карбонати	мг/дм <sup>3</sup>	–	<5	–
15.	Азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,1/0,3/1,0/>1	0,4	3
16.	Азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,2/0,3/1,0/>1	0,31	2
17.	Азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,002/0,01/0,05/>0,05	0,034	3
18.	Фосфор фосфатний	мг/дм <sup>3</sup>	0,015/0,05/0,2/>0,2	0,85	4
19.	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	50/100/1000/>1000	30	1
20.	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	1/25/50/>50	20	2
21.	Хром VI	мг/дм <sup>3</sup>	4/10/50/>50	<20	2

\*) Примітка: показники екологічного стану поверхневих вод вказані по класам – 1, 2, 3 та 4 ДСТУ 4808:2007 [79].

## ДОДАТОК Е

Зміна різниць середньорічних значень за всіма контрольованими показниками

Таблиця Е.1 – значення різниць середньорічних значень параметрів екологічного стану р. С. Донець в районі впливу стічних вод

	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)
Місяці	січень	січень	січень	січень	лютий	лютий	лютий	лютий
Амоній сольовий	0,92425	0,14775	0,2835	0,13575	1,36775	0,364	0,4095	0,0455
БПК <sub>5</sub>	12,295	6,2075	6,7125	0,505	13,1625	6,495	6,9075	0,4125
Залізо загальне	0,21	0,05875	0,06	0,00125	0,18825	0,10025	0,1055	0,00525
Нафтопродукти	0,1	0,03	0,03	0	0,10125	0,03	0,03	0
Нітрати	34,48	8,1275	9,0975	0,97	30,79	10,9925	11,595	0,6025
Нітрити	0,72875	0,06	0,06375	0,00375	2,2615	0,0585	0,0785	0,02
АПAB	0,182	0,0805	0,08825	0,00775	0,15325	0,075	0,0825	0,0075
Сульфати	112,99	142,01	139,175	-2,835	107,8225	155,225	144,3775	-10,85
Сухий залишок	491,375	533,4175	523,125	-10,29	522,65	573,625	570,2925	-3,3325
Фосфати	7,505	1,56	1,745	0,185	7,2775	1,615	1,7875	0,1725
Хлориди	111,6975	82,9225	87,3025	4,38	112,705	84,2825	89,475	5,1925
ХПК	19,59	7,635	8,4025	0,7675	22,335	10,765	12,3575	1,5925
Розчинений кисень	11,0675	11,415	11,4175	0,0025	12,4225	12	12,0175	0,0175

Продовження таблиці Е.1

	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)
Місяці	березень	березень	березень	березень	квітень	квітень	квітень	квітень
Амоній сольовий	1,54375	0,54675	0,57275	0,026	1,2175	0,2295	0,235	0,0055
БПК <sub>5</sub>	11,435	6,11	6,4175	0,3075	10,8525	5,89	6,2	0,31
Залізо загальне	0,1915	0,0985	0,1095	0,011	0,195	0,077	0,0905	0,0135
Нафтопродукти	0,035	0,03	0,03	0	0,03375	0,03	0,03	0
Нітрати	23,335	13,53	13,1575	-0,3725	34,1225	6,7525	7,52	0,7675
Нітрити	2,158	0,0645	0,07225	0,00775	1,1505	0,04675	0,05275	0,006
АПAB	0,1345	0,05625	0,071	0,01475	0,155	0,0625	0,069	0,0065
Сульфати	104,21	142,335	132,5	-9,835	105,2775	130,92	140,09	9,17
Сухий залишок	473,23	557,105	534,6875	-22,4175	476,6325	624,0825	610,235	-13,847
Фосфати	6,38	1,305	1,45	0,145	5,7875	1,01	1,1055	0,0955
Хлориди	102,42	85,4775	86,6275	1,15	110,045	78,565	80,1725	1,6075
ХПК	18,6125	10,4675	11,2625	0,795	23,115	10,95	12,4475	1,4975
Розчинений кисень	11,58	11,81	11,9075	0,0975	11,575	12,4975	12,475	-0,0225

## Продовження Додатка Е

## Продовження таблиці Е.1

	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)
Місяці	травень	травень	травень	травень	червень	червень	червень	червень
Амоній сольовий	0,36275	0,305	0,2835	-0,0215	0,1175	0,1225	0,126	0,0035
БПК <sub>5</sub>	11,0475	5,71	5,945	0,235	11,425	5,58	5,8925	0,3125
Залізо загальне	0,2345	0,077	0,08825	0,01125	0,25975	0,08125	0,09025	0,009
Нафтопродукти	0,033	0,03	0,03	0	0,0375	0,03	0,03	0
Нітрати	37,035	6,315	7,1625	0,8475	38,99	7,275	8,0275	0,7525
Нітроти	0,5685	0,08675	0,0845	-0,002	0,21075	0,06525	0,0655	0,00025
АПАВ	0,14575	0,06775	0,0755	0,00775	0,15475	0,0655	0,071	0,0055
Сульфати	107,0925	133,17	129,1625	-4,0075	110,32	131	128,25	-2,75
Сухий залишок	482	552,5425	492,08	-60,46	508,375	561,5025	547,5	-14,002
Фосфати	7,49	1,447	1,5525	0,1055	7,97	1,3945	1,527	0,1325
Хлориди	109,57	86,8625	89,79	2,9275	114,545	84,3725	87,08	2,7075
ХПК	22,7725	8,6975	9,6975	1	23,935	9,8525	10,98	1,1275
Розчинений кисень	10,6975	11,855	11,6675	-0,1875	10,5975	11,2525	11,105	-0,1475

## Продовження таблиці Е.1

	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)
Місяці	липень	липень	липень	липень	серпень	серпень	серпень	серпень
Амоній сольовий	0,5475	0,1	0,1	0	0,9275	0,14075	0,1535	0,01275
БПК <sub>5</sub>	11,4275	5,21	5,4975	0,2875	11,375	4,96125	5,44125	0,48
Залізо загальне	0,26125	0,0845	0,0945	0,01	0,255625	0,078875	0,087875	0,009
Нафтопродукти	0,04125	0,03	0,03	0	0,05	0,03	0,03	0
Нітрати	33,5575	7,205	7,6775	0,4725	34,6325	5,4625	6,4	0,9375
Нітроти	0,14525	0,04675	0,04875	0,002	0,508	0,0425	0,047	0,0045
АПАВ	0,15175	0,06375	0,071	0,00725	0,173375	0,063875	0,0705	0,006625
Сульфати	109,8225	127,08	123,995	-3,085	112,8825	136,9	134,2738	-2,62625
Сухий залишок	479,66	551,1175	536,8425	-14,275	506,9925	557,53	547,1025	-10,4275
Фосфати	8,135	1,6655	1,84625	0,18075	8,535	1,836125	2,0215	0,185375
Хлориди	113,3125	84,8175	88,125	3,3075	113,115	83,36	86,90875	3,54875
ХПК	30,0625	9,91	11,0775	1,1675	29,56	9,32875	10,6725	1,34375
Розчинений кисень	10,3725	10,9475	10,79	-0,1575	10,4575	11,01375	10,83	-0,18375



## Продовження Додатка Е

## Продовження таблиці Е.1

	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)
Місяці	вересень	вересень	вересень	вересень	жовтень	жовтень	жовтень	жовтень
Амоній сольовий	0,5925	0,105	0,1225	0,0175	0,25625	0,16	0,1715	0,0115
БПК <sub>5</sub>	11,4925	5,345	5,6425	0,2975	11,4425	4,8825	5,385	0,5025
Залізо загальне	0,237	0,0665	0,07575	0,00925	0,24075	0,06575	0,07075	0,005
Нафтопродукти	0,035	0,03	0,03	0	0,0375	0,03	0,03	0
Нітрати	38,17	6,545	7,59	1,045	38,7075	7,0225	7,73	0,7075
Нітриди	0,30975	0,031	0,03425	0,00325	0,08475	0,03925	0,0415	0,00225
АПАВ	0,178	0,06175	0,0665	0,00475	0,1845	0,062	0,069875	0,007875
Сульфати	114,3875	133,5675	130,085	-3,4825	114,405	135,75	130,3675	-5,3825
Сухий залишок	419,325	544,0025	532,66	-11,3425	500,25	566,7825	549,1325	-17,65
Фосфати	9,4725	1,86425	2,01425	0,15	9,155	1,6425	1,74	0,0975
Хлориди	115,335	84,7575	88,845	4,0875	113,9675	84,505	88,2975	3,7925
ХПК	21,485	8,645	9,88	1,235	21,9825	9,96	11,04	1,08
Розчинений кисень	10,585	11,1175	10,945	-0,1725	10,355	10,8725	10,675	-0,1975

## Закінчення таблиці Е.1

	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)	Скид у р. С. Донець	Вище скиду	Нижче скиду	Різниця (н-в)
Місяці	листопад	листопад	листопад	листопад	грудень	грудень	грудень	грудень
Амоній сольовий	0,10025	0,14075	0,1365	-0,00425	0,21525	0,163	0,18325	0,02025
БПК <sub>5</sub>	11,3675	5,0025	5,2825	0,28	11,425	4,725	5,2	0,475
Залізо загальне	0,26125	0,069	0,08	0,011	0,30125	0,07075	0,0805	0,00975
Нафтопродукти	0,035	0,03	0,03	0	0,0375	0,03	0,03	0
Нітрати	42,42667	7,7875	8,74	0,9525	39,5325	7,42	8,0975	0,6775
Нітриди	0,047	0,04775	0,0495	0,00175	0,04825	0,06025	0,05925	-0,001
АПАВ	0,16825	0,05925	0,06625	0,007	0,1795	0,0625	0,06825	0,00575
Сульфати	112,2925	132,205	127,165	-5,04	115,572 5	133,5425	130,295	-3,2475
Сухий залишок	687,04	569,875	551	-18,875	522,072 5	566,8075	554,93	-11,8775
Фосфати	9,345	1,48	1,595	0,115	8,1925	1,4275	1,57	0,1425
Хлориди	114,455	81,435	84,99	3,555	112,475	84,515	88,24	3,725
ХПК	22,9125	10,305	11,13	0,825	20,0725	9,81	10,5	0,69
Розчинений кисень	10,55	11,37	11,1975	-0,1725	10,8075	11,2225	11,0825	-0,14

## ДОДАТОК Ж

Проміжні розрахунки значення комбінаторного індексу забруднення вод

Таблиця Ж.1 – Проміжні розрахунки значення КІЗВ у місці скиду стічних вод

Скид у р. С. Донець								
Параметр	Січень	кратн. перев	S <sub>b</sub>	S	Лютий	кратн. перев	S <sub>b</sub>	S
Амоній сольовий	0,92	1,8485	1,849	7,394	1,37	2,7355	2,092	8,36775
БПК <sub>5</sub>	12,30	4,098333	2,262	9,049167	13,16	4,3875	2,298	9,19375
Залізо загальне	0,21	1,05	1,050	4,2	0,19	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,10	1	1,000	4	0,10	1,0125	1,013	4,05
Нітрати	34,48	0	0,000	0	30,79	0	0,000	0
Нітрити	0,73	1,4575	1,458	5,83	2,26	4,523	2,315	9,2615
АПАВ	0,18	0	0,000	0	0,15	0	0,000	0
Сульфати	112,99	0	0,000	0	107,82	0	0,000	0
Сухий залишок	491,38	0	0,000	0	522,65	0	0,000	0
Фосфати	7,51	2,144286	2,018	8,072143	7,28	2,079286	2,010	8,039643
Хлориди	111,70	0	0,000	0	112,71	0	0,000	0
ХПК	19,59	1,306	1,306	5,224	22,34	1,489	1,489	5,956
Розчинений кисень	11,07	0	0	0	12,42	0	0	0
	перев	7		43,76931	перев	6		44,868643
				6,2527585				7,4781071

Продовження таблиці Ж.1

Скид у р. С. Донець								
Параметр	Березень	кратн. перев	S <sub>b</sub>	S	Квітень	кратн. перев	S <sub>b</sub>	S
Амоній сольовий	1,54	3,0875	2,136	8,5438	1,22	2,435	2,054	8,2175
БПК <sub>5</sub>	11,44	3,8117	2,226	8,9058	10,85	3,6175	2,202	8,8088
Залізо загальне	0,19	0	0,000	0	0,20	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,04	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	23,34	0	0,000	0	34,12	0	0,000	0
Нітрити	2,16	4,316	2,290	9,158	1,15	2,301	2,038	8,1505
АПАВ	0,13	0	0,000	0	0,16	0	0,000	0
Сульфати	104,21	0	0,000	0	105,28	0	0,000	0
Сухий залишок	473,23	0	0,000	0	476,63	0	0,000	0
Фосфати	6,38	1,8229	1,823	7,2914	5,79	1,6536	1,654	6,6143
Хлориди	102,42	0	0,000	0	110,05	0	0,000	0
ХПК	18,61	1,2408	1,241	4,9633	23,12	1,541	1,541	6,164
Розчинений кисень	11,58	0	0	0	11,58	0	0	0
	перев	5		38,8623	перев	5		37,955
				7,77247				7,59101

Продовження таблиці Ж.1

Скид у р. С. Донець								
Параметр	Травень	кратн. перев	Sb	S	Червень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,36	0	0,000	0	0,12	0	0,000	0
БПК5	11,05	3,6825	2,210	8,8413	11,43	3,8083	2,226	8,9042
Залізо загальне	0,23	1,1725	1,173	4,69	0,26	1,2988	1,299	5,195
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,04	0	0,000	0
Нітрати	37,04	0	0,000	0	38,99	0	0,000	0
Нітрити	0,57	1,137	1,137	4,548	0,21	0	0,000	0
АПAB	0,15	0	0,000	0	0,15	0	0,000	0
Сульфати	107,09	0	0,000	0	110,32	0	0,000	0
Сухий залишок	482,00	0	0,000	0	508,38	0	0,000	0
Фосфати	7,49	2,14	2,018	8,07	7,97	2,2771	2,035	8,1386
Хлориди	109,57	0	0,000	0	114,55	0	0,000	0
ХПК	22,77	1,5182	1,518	6,0727	23,94	1,5957	1,596	6,3827
Розчинений кисень	10,70	0	0	0	10,60	0	0	0
	прев	5		32,2219	прев	4		28,6204
				6,44438				7,1551

Продовження таблиці Ж.1

Скид у р. С. Донець								
Параметр	Липень	кратн. перев	Sb	S	Серпень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,55	1,095	1,095	4,38	0,93	1,855	1,855	7,42
БПК5	11,43	3,8092	2,226	8,9046	11,38	3,7917	2,224	8,8958
Залізо загальне	0,26	1,3063	1,306	5,225	0,26	1,2781	1,278	5,1125
Нафтопродукти	0,04	0	0,000	0	0,05	0	0,000	0
Нітрати	33,56	0	0,000	0	34,63	0	0,000	0
Нітрити	0,15	0	0,000	0	0,51	1,016	1,016	4,064
АПAB	0,15	0	0,000	0	0,17	0	0,000	0
Сульфати	109,82	0	0,000	0	112,88	0	0,000	0
Сухий залишок	479,66	0	0,000	0	506,99	0	0,000	0
Фосфати	8,14	2,3243	2,041	8,1621	8,54	2,4386	2,055	8,2193
Хлориди	113,31	0	0,000	0	113,12	0	0,000	0
ХПК	30,06	2,0042	2,001	8,0021	29,56	1,9707	1,971	7,8827
Розчинений кисень	10,37	0	0	0	10,46	0	0	0
	прев	5		34,6738	прев	6		41,5943
				6,93476				6,93238

## Продовження Додатка Ж

## Продовження таблиці Ж.1

Скид у р. С. Донець								
Параметр	Вересень	кратн. перев	Sb	S	Жовтень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,59	1,185	1,185	4,74	0,26	0	0,000	0
БПК5	11,49	3,8308	2,229	8,9154	11,44	3,8142	2,227	8,9071
Залізо загальне	0,24	1,185	1,185	4,74	0,24	1,2038	1,204	4,815
Нафтопродукти	0,04	0	0,000	0	0,04	0	0,000	0
Нітрати	38,17	0	0,000	0	38,71	0	0,000	0
Нітрити	0,31	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
АПAB	0,18	0	0,000	0	0,18	0	0,000	0
Сульфати	114,39	0	0,000	0	114,41	0	0,000	0
Сухий залишок	419,33	0	0,000	0	500,25	0	0,000	0
Фосфати	9,47	2,7064	2,088	8,3532	9,16	2,6157	2,077	8,3079
Хлориди	115,34	0	0,000	0	113,97	0	0,000	0
ХПК	21,49	1,4323	1,432	5,7293	21,98	1,4655	1,466	5,862
Розчинений кисень	10,59	0	0	0	10,36	0	0	0
	прев	5		32,478	прев	4		27,8919
				6,49559				6,97299

## Закінчення таблиці Ж.1

Скид у р. С. Донець									
Параметр	Листопад	кратн. перев	Sb	S	Грудень	кратн. перев	Sb	S	ГДК
Амоній сольовий	0,10	0	0,000	0	0,22	0	0,000	0	0,5
БПК5	11,37	3,7892	2,224	8,8946	11,43	3,8083	2,226	8,9042	3
Залізо загальне	0,26	1,3063	1,306	5,225	0,30	1,5063	1,506	6,025	0,2
Нафтопродукти	0,04	0	0,000	0	0,04	0	0,000	0	0,1
Нітрати	42,43	0	0,000	0	39,53	0	0,000	0	50
Нітрити	0,05	0	0,000	0	0,05	0	0,000	0	0,5
АПAB	0,17	0	0,000	0	0,18	0	0,000	0	0,5
Сульфати	112,29	0	0,000	0	115,57	0	0,000	0	250
Сухий залишок	687,04	0	0,000	0	522,07	0	0,000	0	1000
Фосфати	9,35	2,67	2,084	8,335	8,19	2,3407	2,043	8,1704	3,5
Хлориди	114,46	0	0,000	0	112,48	0	0,000	0	250
ХПК	22,91	1,5275	1,528	6,11	20,07	1,3382	1,338	5,3527	15
Розчинений кисень	10,55	0	0	0	10,81	0	0	0	4
	прев	4		28,5646	прев	4		28,4522	
				7,14115				7,11305	

Таблиця Ж.2 – Проміжні розрахунки КІЗВ вище скиду стічних вод

Вище скиду								
Параметр	Січень	кратн. перев	Sb	S	Лютий	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,15	0	0,000	0	0,36	0	0,000	0
БПК5	6,21	2,069167	2,009	8,034583	6,50	2,165	2,021	8,0825
Залізо загальне	0,06	0	0,000	0	0,10	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	8,13	0	0,000	0	10,99	0	0,000	0
Нітрити	0,06	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0
АПAB	0,08	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
Сульфати	142,01	0	0,000	0	155,23	0	0,000	0
Сухий залишок	533,42	0	0,000	0	573,63	0	0,000	0
Фосфати	1,56	0	0,000	0	1,62	0	0,000	0
Хлориди	82,92	0	0,000	0	84,28	0	0,000	0
ХПК	7,64	0	0,000	0	10,77	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,42	0	0	0	12,00	0	0	0
		1		8,0345833		1		8,0825
				8,0345833				8,0825

Продовження таблиці Ж.2

Вище скиду								
Параметр	Березень	кратн. перев	Sb	S	Квітень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,55	1,0935	1,094	4,374	0,23	0	0,000	0
БПК5	6,11	2,0367	2,005	8,0183	5,89	1,9633	1,963	7,8533
Залізо загальне	0,10	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	13,53	0	0,000	0	6,75	0	0,000	0
Нітрити	0,06	0	0,000	0	0,05	0	0,000	0
АПAB	0,06	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0
Сульфати	142,34	0	0,000	0	130,92	0	0,000	0
Сухий залишок	557,11	0	0,000	0	624,08	0	0,000	0
Фосфати	1,31	0	0,000	0	1,01	0	0,000	0
Хлориди	85,48	0	0,000	0	78,57	0	0,000	0
ХПК	10,47	0	0,000	0	10,95	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,81	0	0	0	12,50	0	0	0
		2		12,3923		1		7,85333
				6,19617				7,85333

## Продовження Додатка Ж

## Продовження таблиці Ж.2

Вище скиду								
Параметр	Травень	кратн. прев	Sb	S	Червень	кратн. прев	Sb	S
Амоній сольовий	0,31	0	0,000	0	0,12	0	0,000	0
БПК5	5,71	1,9033	1,903	7,6133	5,58	1,86	1,860	7,44
Залізо загальне	0,08	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	6,32	0	0,000	0	7,28	0	0,000	0
Нітрити	0,09	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
АПАВ	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
Сульфати	133,17	0	0,000	0	131,00	0	0,000	0
Сухий залишок	552,54	0	0,000	0	561,50	0	0,000	0
Фосфати	1,45	0	0,000	0	1,39	0	0,000	0
Хлориди	86,86	0	0,000	0	84,37	0	0,000	0
ХПК	8,70	0	0,000	0	9,85	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,86	0	0	0	11,25	0	0	0
		1		7,61333		1		7,44
				7,61333				7,44

## Продовження таблиці Ж.2

Вище скиду								
Параметр	Липень	кратн. прев	Sb	S	Серпень	кратн. прев	Sb	S
Амоній сольовий	0,10	0	0,000	0	0,14	0	0,000	0
БПК5	5,21	1,7367	1,737	6,9467	4,96	1,6538	1,654	6,615
Залізо загальне	0,08	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	7,21	0	0,000	0	5,46	0	0,000	0
Нітрити	0,05	0	0,000	0	0,04	0	0,000	0
АПАВ	0,06	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0
Сульфати	127,08	0	0,000	0	136,90	0	0,000	0
Сухий залишок	551,12	0	0,000	0	557,53	0	0,000	0
Фосфати	1,67	0	0,000	0	1,84	0	0,000	0
Хлориди	84,82	0	0,000	0	83,36	0	0,000	0
ХПК	9,91	0	0,000	0	9,33	0	0,000	0
Розчинений кисень	10,95	0	0	0	11,01	0	0	0
		1		6,94667		1		6,615
				6,94667				6,615

## Продовження Додатка Ж

## Продовження таблиці Ж.2

Вище скиду								
Параметр	Вересень	кратн. перев	Sb	S	Жовтень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,11	0	0,000	0	0,16	0	0,000	0
БПК5	5,35	1,7817	1,782	7,1267	4,88	1,6275	1,628	6,51
Залізо загальне	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	6,55	0	0,000	0	7,02	0	0,000	0
Нітрити	0,03	0	0,000	0	0,04	0	0,000	0
АПАВ	0,06	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0
Сульфати	133,57	0	0,000	0	135,75	0	0,000	0
Сухий залишок	544,00	0	0,000	0	566,78	0	0,000	0
Фосфати	1,86	0	0,000	0	1,64	0	0,000	0
Хлориди	84,76	0	0,000	0	84,51	0	0,000	0
ХПК	8,65	0	0,000	0	9,96	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,12	0	0	0	10,87	0	0	0
		1		7,12667		1		6,51
				7,12667				6,51

## Закінчення таблиці Ж.2

Вище скиду									
Параметр	Листопад	кратн. перев	Sb	S	Грудень	кратн. перев	Sb	S	ГДК
Амоній сольовий	0,14	0	0,000	0	0,16	0	0,000	0	0,5
БПК5	5,00	1,6675	1,668	6,67	4,73	1,575	1,575	6,3	3
Залізо загальне	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0	0,2
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0	0,1
Нітрати	7,79	0	0,000	0	7,42	0	0,000	0	50
Нітрити	0,05	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0	0,5
АПАВ	0,06	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0	0,5
Сульфати	132,21	0	0,000	0	133,54	0	0,000	0	250
Сухий залишок	569,88	0	0,000	0	566,81	0	0,000	0	1000
Фосфати	1,48	0	0,000	0	1,43	0	0,000	0	3,5
Хлориди	81,44	0	0,000	0	84,52	0	0,000	0	250
ХПК	10,31	0	0,000	0	9,81	0	0,000	0	15
Розчинений кисень	11,37	0	0	0	11,22	0	0	0	4
		1		6,67		1		6,3	
				6,67				6,3	

Таблиця Ж.3 – Проміжні розрахунки КІЗВ нижче місця скиду стічних вод

Нижче скиду								
Параметр	Січень	кратн. перев	Sb	S	Лютий	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,28	0	0,000	0	0,41	0	0,000	0
БПК5	6,71	2,2375	2,030	8,11875	6,91	2,3025	2,038	8,15125
Залізо загальне	0,06	0	0,000	0	0,11	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	9,10	0	0,000	0	11,60	0	0,000	0
Нітрити	0,06	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
АПAB	0,09	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
Сульфати	139,18	0	0,000	0	144,38	0	0,000	0
Сухий залишок	523,13	0	0,000	0	570,29	0	0,000	0
Фосфати	1,75	0	0,000	0	1,79	0	0,000	0
Хлориди	87,30	0	0,000	0	89,48	0	0,000	0
ХПК	8,40	0	0,000	0	12,36	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,42	0	0	0	12,02	0	0	0
		1		8,11875		1		8,15125
				8,11875				8,15125

Продовження таблиці Ж.3

Нижче скиду								
Параметр	Березень	кратн. перев	Sb	S	Квітень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,57	1,1455	1,146	4,582	0,24	0	0,000	0
БПК5	6,42	2,1392	2,017	8,0696	6,20	2,0667	2,008	8,0333
Залізо загальне	0,11	0	0,000	0	0,09	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	13,16	0	0,000	0	7,52	0	0,000	0
Нітрити	0,07	0	0,000	0	0,05	0	0,000	0
АПAB	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
Сульфати	132,50	0	0,000	0	140,09	0	0,000	0
Сухий залишок	534,69	0	0,000	0	610,24	0	0,000	0
Фосфати	1,45	0	0,000	0	1,11	0	0,000	0
Хлориди	86,63	0	0,000	0	80,17	0	0,000	0
ХПК	11,26	0	0,000	0	12,45	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,91	0	0	0	12,48	0	0	0
		2		12,6516		1		8,03333
				6,32579				8,03333



## Продовження Додатка Ж

## Продовження таблиці Ж.3

Нижче скиду								
Параметр	Травень	кратн. перев	Sb	S	Червнь	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,28	0	0,000	0	0,13	0	0,000	0
БПК5	5,95	1,9817	1,982	7,9267	5,89	1,9642	1,964	7,8567
Залізо загальне	0,09	0	0,000	0	0,09	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	7,16	0	0,000	0	8,03	0	0,000	0
Нітрити	0,08	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
АПAB	0,08	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
Сульфати	129,16	0	0,000	0	128,25	0	0,000	0
Сухий залишок	492,08	0	0,000	0	547,50	0	0,000	0
Фосфати	1,55	0	0,000	0	1,53	0	0,000	0
Хлориди	89,79	0	0,000	0	87,08	0	0,000	0
ХПК	9,70	0	0,000	0	10,98	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,67	0	0	0	11,11	0	0	0
		1		7,92667		1		7,85667
				7,92667				7,85667

## Продовження таблиці Ж.3

Нижче скиду								
Параметр	Липень	кратн. перев	Sb	S	серпень	кратн. перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,10	0	0,000	0	0,15	0	0,000	0
БПК5	5,50	1,8325	1,833	7,33	5,44	1,8138	1,814	7,255
Залізо загальне	0,09	0	0,000	0	0,09	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	7,68	0	0,000	0	6,40	0	0,000	0
Нітрити	0,05	0	0,000	0	0,05	0	0,000	0
АПAB	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
Сульфати	124,00	0	0,000	0	134,27	0	0,000	0
Сухий залишок	536,84	0	0,000	0	547,10	0	0,000	0
Фосфати	1,85	0	0,000	0	2,02	0	0,000	0
Хлориди	88,13	0	0,000	0	86,91	0	0,000	0
ХПК	11,08	0	0,000	0	10,67	0	0,000	0
Розчинений кисень	10,79	0	0	0	10,83	0	0	0
		1		7,33		1		7,255
				7,33				7,255

## Продовження Додатка Ж

## Продовження таблиці Ж.3

Нижче скиду							
Параметр	Вересень	кратн.перев	Sb	S	Жовтень	кратн.перев	Sb
Амоній сольовий	0,12	0	0,000	0	0,17	0	0,000
БПК5	5,64	1,8808	1,881	7,5233	5,39	1,795	1,795
Залізо загальне	0,08	0	0,000	0	0,07	0	0,000
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000
Нітрати	7,59	0	0,000	0	7,73	0	0,000
Нітрити	0,03	0	0,000	0	0,04	0	0,000
АПAB	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000
Сульфати	130,09	0	0,000	0	130,37	0	0,000
Сухий залишок	532,66	0	0,000	0	549,13	0	0,000
Фосфати	2,01	0	0,000	0	1,74	0	0,000
Хлориди	88,85	0	0,000	0	88,30	0	0,000
ХПК	9,88	0	0,000	0	11,04	0	0,000
Розчинений кисень	10,95	0	0	0	10,68	0	0
		1		7,52333		1	
				7,52333			

## Закінчення таблиці Ж.3

Нижче скиду								
Параметр	Листопад	кратн.перев	Sb	S	Грудень	кратн.перев	Sb	S
Амоній сольовий	0,14	0	0,000	0	0,18	0	0,000	0
БПК5	5,28	1,7608	1,761	7,0433	5,20	1,7333	1,733	6,9333
Залізо загальне	0,08	0	0,000	0	0,08	0	0,000	0
Нафтопродукти	0,03	0	0,000	0	0,03	0	0,000	0
Нітрати	8,74	0	0,000	0	8,10	0	0,000	0
Нітрити	0,05	0	0,000	0	0,06	0	0,000	0
АПAB	0,07	0	0,000	0	0,07	0	0,000	0
Сульфати	127,17	0	0,000	0	130,30	0	0,000	0
Сухий залишок	551,00	0	0,000	0	554,93	0	0,000	0
Фосфати	1,60	0	0,000	0	1,57	0	0,000	0
Хлориди	84,99	0	0,000	0	88,24	0	0,000	0
ХПК	11,13	0	0,000	0	10,50	0	0,000	0
Розчинений кисень	11,20	0	0	0	11,08	0	0	0
		1		7,04333		1		6,93333
				7,04333				6,93333

## ДОДАТОК И

Фактори, що впливають на взаємодію розчиненого кисню та біохімічного  
споживання кисню

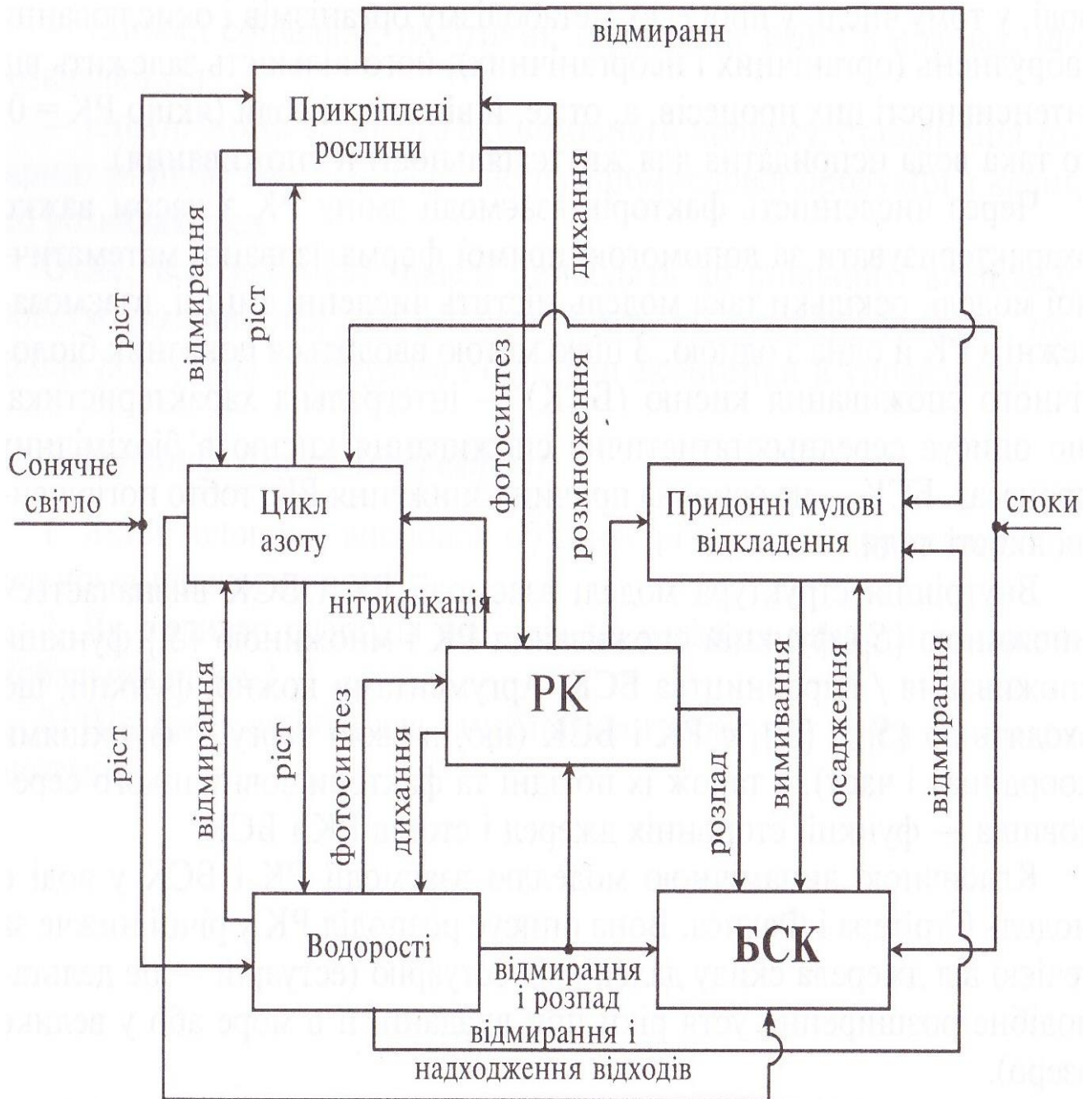


Рисунок И.1 – Фактори, що впливають на взаємодію РК та БСК

## ДОДАТОК К

Вихідні дані для дослідження індикаторних (сигнальних) показників  
екологічного стану поверхневих джерел водопостачання

Таблиця К.1 – Середньомісячні значення БСК<sub>5</sub> (мг/дм<sup>3</sup>) для р. Сіверський  
Донець, вище місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Роки	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2010	2,59	3,20	4,03	3,14	5,04	5,92	6,00	5,79	6,56	10,97	7,18	8,65
2011	10,11	8,94	8,58	8,03	8,25	8,22	6,39	6,05	7,57	6,98	7,57	6,86
2012	6,76	7,25	7,53	6,90	6,22	5,91	6,34	5,63	5,72	4,38	4,48	4,65
2013	4,43	5,24	3,70	3,94	3,98	3,65	3,61	3,63	3,52	3,75	3,64	3,47
2014	3,53	4,55	4,63	4,69	4,39	4,54	4,50	4,63	4,57	4,42	4,32	3,92

Таблиця К.2 – Середньомісячні значення БСК<sub>5</sub> (мг/дм<sup>3</sup>) для р. Сіверський  
Донець, місце скиду стічних вод ІКВ ВКП

Роки	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2010	3,62	5,75	5,08	3,97	9,86	14,11	13,46	13,48	12,87	13,67	12,5	12,7
2011	12,90	14,26	11,04	10,13	11,06	12,75	12,10	12,55	13,95	13,16	13,59	13,67
2012	14,11	13,77	13,76	12,30	11,51	12,82	13,45	12,75	12,43	12,80	12,83	13,18
2013	12,54	10,56	8,00	9,46	9,85	9,98	10,03	10,24	9,80	9,73	9,48	8,96
2014	9,63	14,06	12,94	11,52	11,77	10,15	10,13	11,50	9,79	10,08	9,57	9,89

Таблиця К.3 – Середньомісячні значення БСК<sub>5</sub> (мг/дм<sup>3</sup>) для р. Сіверський Донець, нижче місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Роки	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2010	2,55	4,00	4,39	3,29	5,55	6,86	6,51	6,08	7,28	11,80	7,89	9,25
2011	10,60	9,92	8,54	8,36	8,57	8,88	6,73	6,67	7,96	8,02	7,82	7,67
2012	7,62	7,79	8,49	7,52	6,57	6,21	6,70	6,45	6,19	4,92	4,93	5,05
2013	3,76	4,65	4,80	4,85	4,49	4,60	4,85	5,15	4,74	4,66	4,57	4,29
2014	4,87	5,27	3,84	4,07	4,15	3,88	3,71	3,85	3,68	3,94	3,81	3,79

Таблиця К.4 – Середньомісячні значення РК (мг/дм<sup>3</sup>) для р. Сіверський Донець, вище місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Роки	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2010	11,42	12,00	11,81	12,50	11,86	11,25	10,84	10,55	10,49	10,27	10,51	11,04
2011	11,57	9,23	10,49	13,76	14,43	12,40	11,38	11,58	11,15	11,52	11,36	11,15
2012	11,36	13,38	13,48	13,33	10,52	10,68	10,08	10,02	10,96	10,28	11,77	11,28
2013	10,87	13,84	12,75	12,35	11,75	11,14	11,51	11,66	11,59	11,10	11,64	12,37
2014	11,86	11,55	10,52	10,55	10,72	10,79	10,82	10,84	10,77	10,59	10,71	10,09

Таблиця К.5 – Середньомісячні значення РК (мг/дм<sup>3</sup>) для р. Сіверський Донець, місце скиду стічних вод ІКВ ВКП

Роки	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2010	11,07	12,42	11,58	11,58	10,70	10,60	10,40	9,87	10,08	9,72	10,07	10,64
2011	11,20	10,89	10,88	10,12	10,82	11,07	10,49	10,53	10,49	10,86	10,73	10,48
2012	10,89	16,14	14,75	13,99	10,73	10,18	9,91	9,91	10,57	9,83	10,04	11,72
2013	10,79	11,22	10,50	12,24	10,96	10,70	10,60	11,05	11,09	10,61	11,15	11,20
2014	11,39	11,44	10,19	9,95	10,28	10,44	10,49	10,48	10,19	10,12	10,28	9,83

Таблиця К.6 – Середньомісячні значення РК (мг/дм<sup>3</sup>) для р. Сіверський Донець, нижче місця скиду стічних вод ІКВ ВКП

Роки	Місяці											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
2010	11,42	12,02	11,91	12,48	11,67	11,11	10,62	10,22	10,32	10,05	10,32	11,10
2011	11,89	9,89	10,99	13,76	14,20	12,36	11,16	11,25	10,93	11,30	11,06	10,76
2012	11,18	13,55	13,73	13,66	10,46	10,51	10,02	9,91	10,80	10,14	11,51	11,39
2013	10,87	13,13	12,47	12,12	11,43	10,92	11,29	11,47	11,36	10,91	11,56	12,16
2014	11,73	11,50	10,44	10,36	10,58	10,63	10,69	10,69	10,69	10,35	10,66	10,02

## ДОДАТОК Л

## Схема мережі пунктів спостережень по басейнах річок

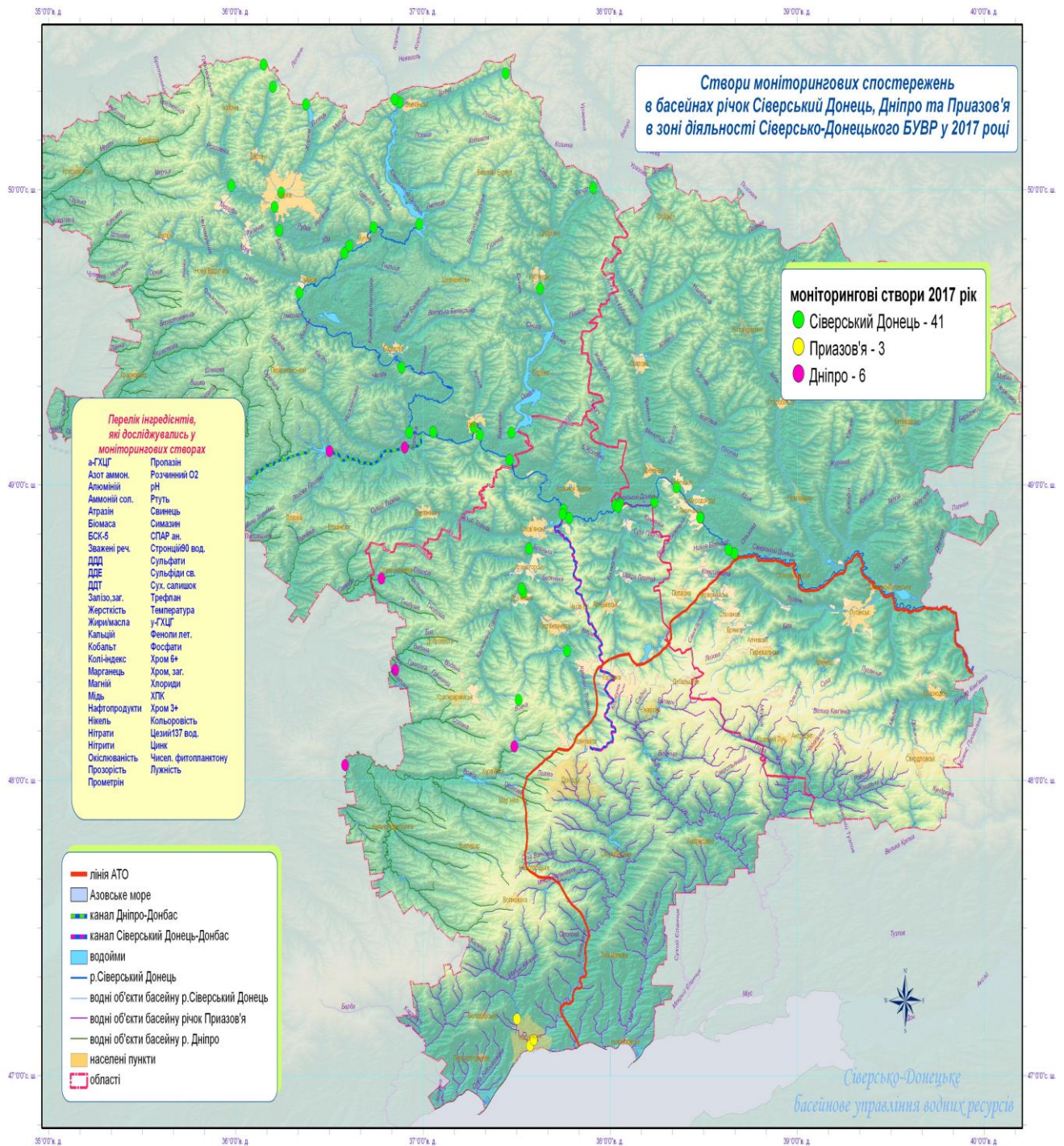


Рисунок К.1 – Карта створів спостереження басейну р. Сіверський Донець

## ДОДАТОК М

## Розташування пунктів спостережень по басейнах річок

Басейн р. Сіверський Донець – 41 створ

Харківська область - 24 створи

*р. Сіверський Донець - 10 створів*

- 944 км, с. Огірцове, кордон з Російською Федерацією;
- 872 км, Печенізьке водосховище, м. Харків, с. Печеніги;
- 813 км, нижче впадіння р. Уди, с. Есхар;
- 793 км, м. Зміїв, нижче р. Мжа, с. Задонецьке;
- 712 км, нижче м. Балаклея, с. Червона Гусарівка;
- 640 км, вище каналу «Дніпро - Донбас», с. Петровське;
- 630 км, нижче впадіння каналу «Дніпро - Донбас», с. Червоний Шахтар;
- 610 км, вище м. Ізюм;
- 600 км, нижче м. Ізюм;
- 573 км, с. Єремівка, границя Донецької і Харківської областей.

*р. Вовча (ліва притока р. Сіверський Донець, 941 км) - 2 створи*

- 62 км, с. Землянки, кордон з Російською Федерацією;
- 1 км, гирло, с. Гатіше.

*р. Тетлега (права притока р. Сіверський Донець, 829 км) - 1 створ*

- 1 км, гирло, с. Кочеток.

*р. Уди (права притока р. Сіверський Донець, 815 км) - 4 створи*

- 134 км, с. Окоп, кордон з Російською Федерацією;
- 79 км, смт. Пересічне, вище м. Харків;
- 41 км, с. Хорошево, нижче м. Харків;
- 3 км, гирло, с. Есхар.

*р. Лопань (ліва притока р. Уди, 55 км) - 2 створи*

- 69 км, с. Казача Лопань, кордон з Російською Федерацією;
- 1 км, гирло, м. Харків.

*р. Харків (ліва притока р. Лопань, 11 км) - 2 створи*

- 54 км, с. Стрілече, кордон з Російською Федерацією;
- 1 км, гирло, м. Харків.

*р. Оскіл (ліва притока р. Сіверський Донець, 580 км) - 3 створи*

- 176 км, с. Тополі, кордон з Російською Федерацією;
- 112 км, нижче м. Куп'янська;
- 11 км, Червонооскільське водосховище, нижній б'єф;



Донецька область - 11 створів*р. Сіверський Донець - 3 створи*

- 522 км, Райгородська гребля, питний водозабір у канал «Сіверський Донець Донбас»;
- 510 км, Райстородубівська гребля, водозабір Слов'янської ТЕС;
- 483 км, 800 м нижче впадіння р.Бахмутка, с.Дронівка, границя Донецької і Луганської областей

*р. Казенний Торець (права притока р. Сіверський Донець, 518 км) - 4 створи*

- 134 км, витік, с.Гродівка Красноармійського р-ну
- 55 км, нижче впадіння р. Кривий Торець, нижче м. Дружківки;
- 34 км, вище м. Слов'янськ, Ясногорівська гребля;
- 1 км, гирло, с. Райгородок.

*р. Кривий Торець (права притока р. Казенний Торець, 56 км)- 1 створ*

- 1 км, гирло, Карлівська гребля.

*р. Клебан Бик (ліва притока р. Кривий Торець, 29км) – 1 створ*

- 2 км, Клебан-Бикське водосховище, нижній б'єф

*р. Бахмутка (права притока р. Сіверський Донець, 484 км ) - 2 створа*

- 55 км, вище м. Бахмут
- 2км, гирло, с. Дронівка.

Луганська область - 6 створів*р. Сіверський Донець - 4 створи*

- 469км, питний водозабір Західної фільтрувальної станції, с. Білогорівка;
- 444 км, вище м.Рубіжне;
- 428 км, нижче м.Лисичанськ;
- 406 км, с. Світличне, питний водозабір, м. Луганськ пгт. Нижнє;

*р. Верхня Біленька (права притока р. Сіверський Донець, 429 км) - 1 створ*

- 1 км, гирло, м. Лисичанськ;

*р. Нижня Біленька (права притока р. Сіверський Донець, 411 км) - 1 створ*

- 1 км, гирло, с.Нижнє;

Басейн річок Приазов'я – 3 створи

Донецька область - 3 створи

*р. Кальміус - 1 створ*

– 1 км, гирло.

*р. Кальчик (права притока р. Кальміус, 7 км)- 2 створи*

– 18 км, вище м.Маріуполя, нижній б'єф Старо-Кримського водосховища;

– 1 км, м. Маріуполь.

Басейн р. Дніпро – 7 створів

Харківська область - 3 створи

*канал “Дніпро - Донбас” (634км) – 2 створи*

– 256 км, Канал «Дніпро - Донбас», с. Грушеваха;

– 216 км каналу, Краснопавлівське водосховище, нижній б'єф;

– 215 км, верхній б'єф Краснопавлівського водосховища, скид у р. Сіверський Донець

Донецька область – 4 створи

*р. Самара (ліва притока р. Дніпро, 410 км) - 1 створ*

– 269 км, с. Нікольське, границя Донецької і Харківської областей.

*р. Бик (ліва притока р. Самара, 212км) – 1 створ*

– 55 км, с. Каменка, границя Донецької і Дніпропетровської областей.

*р. Вовча (ліва притока р. Самара, 102км)- 2 створи*

– 310 км, Карлівське водосховище, с. Карлівка, нижній б'єф;

– 193км, с. Іскра, границя Донецької і Дніпропетровської областей.

## ДОДАТОК Н

Перелік показників,  
за якими здійснюється оцінка якості поверхневих вод

*Гідрохімічні показники*

№ з/п	Назва показників	Од. вим.
1	Кольоровість, температура, запах, прозорість	
2	Завислі речовини	мг/дм <sup>3</sup>
3	pH (водневий показник)	од. pH
4	Азот амонійний (амоній іон)	мг/дм <sup>3</sup>
5	Нітрити	мг/дм <sup>3</sup>
6	Нітрати	мг/дм <sup>3</sup>
7	Фосфати	мг/дм <sup>3</sup>
8	ХСК	мгО/дм <sup>3</sup>
9	БСК <sub>5</sub>	мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>
10	Розчинений кисень	мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>
11	Лужність (кислотність)	ммоль/дм <sup>3</sup>
12	Жорсткість загальна	ммоль/дм <sup>3</sup>
13	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>
14	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>
15	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>
16	Кальцій	мг/дм <sup>3</sup>
17	Магній	мг/дм <sup>3</sup>
18	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>
19	Феноли	мг/дм <sup>3</sup>
20	Нафтопродукти	мг/дм <sup>3</sup>
21	Хром 3+	мг/дм <sup>3</sup>
22	Хром 6+(хром загальний)	мг/дм <sup>3</sup>
23	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>
24	Цинк	мг/дм <sup>3</sup>
25	Марганець	мг/дм <sup>3</sup>
26	Алюміній	мг/дм <sup>3</sup>
27	Кобальт	мг/дм <sup>3</sup>
28	СПАР	мг/дм <sup>3</sup>
29	Ртуть	мг/дм <sup>3</sup>
30	Свинець	мг/дм <sup>3</sup>
31	Сульфід	мг/дм <sup>3</sup>
32	Жири, масла	мг/дм <sup>3</sup>

*Гідробіологічні показники*

№ з/п	Назва показників	Од. вим.
1	Чисельність фітопланктону	кл/см <sup>3</sup>
2	Біомаса	мг/дм <sup>3</sup>

*Токсикологічні показники*

№ з/п	Назва показників	Од. вим.
	<i>Хлорорганічні пестициди (ХОП):</i>	мг/дм <sup>3</sup>
1	трефлан	мг/дм <sup>3</sup>
2	альфа-гхцг	мг/дм <sup>3</sup>
3	гама-гхцг	мг/дм <sup>3</sup>
4	дде	мг/дм <sup>3</sup>
5	ддд	мг/дм <sup>3</sup>
6	ддт	мг/дм <sup>3</sup>
	<i>Триазинові гербіциди</i>	
1	атразін	мг/дм <sup>3</sup>
2	пропазін	мг/дм <sup>3</sup>
3	прометрин	мг/дм <sup>3</sup>
4	сімазін	мг/дм <sup>3</sup>

*Радіологічні показники*

№ з/п	Назва показників	Од. вим.
1	Стронцій-90	бк/дм <sup>3</sup>
2	Цезій-137	бк/дм <sup>3</sup>

## ДОДАТОК П

### Обладнання Басейнової лабораторії моніторингу вод Сіверсько-Донецького БУВР

Атестована (свідоцтво про атестацію № 224 чинне до 05.11.2019) на право проведення вимірювань у сфері поширення державного метрологічного нагляду строком на п'ять років на виконання поверхневих, підземних, зворотних (у т.ч. стічних) вод, ґрунтів та донних відкладень.

Галузь атестації включає 117 показників, у т.ч. гідрохімічних – 87, радіологічних – 9, токсикологічних – 17, бактеріологічних – 2 і гідробіологічних – 2.

Приладовий парк басейнової лабораторії має наступне обладнання:

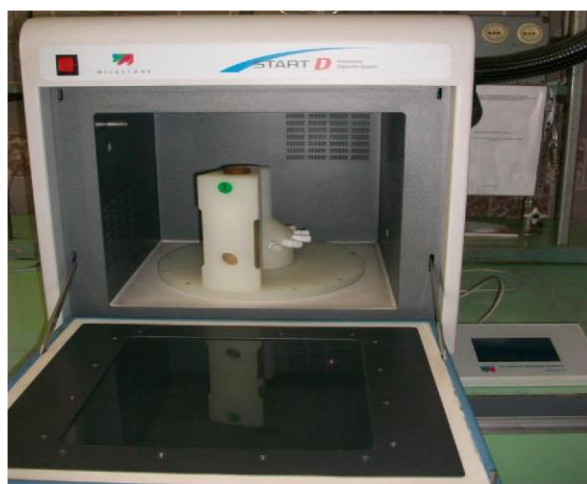


#### Атомно-абсорбційний спектрометр Analyst-700:

Повна автоматизація процесу аналізу; - широкий спектр компонентів, що можуть вимірюватися, у тому числі – 15 показників солей важких металів (залізо загальне, марганець, хром загальний, кобальт, мідь, цинк, свинець, кадмій, ванадій, миш'як, алюміній, нікель, молібден, калій та натрій) у пробах води та ґрунтів. Межа визначення елементів складає  $10^{-9}$  мг/дм<sup>3</sup>.

#### Мікрохвильова піч «MILESTONE» START D Microwave Digestion System

Високий рівень точності вимірювань забезпечується за рахунок пробопідготовки на автоматизованій мікрохвильовій системі «Milestone», яка забезпечує повний розклад твердих проб для наступного спектрального визначення. Час виходу на температурний режим (10-220°C) – 10 хвилин.



### **Аналізатор “Kjeltec™ 2300 Analyzer Unit” фірми “FOSS:**

визначення вмісту загального азоту від 0,4 до 10 мг азоту/ дм<sup>3</sup>; азоторганічних речовин у воді та ґрунтах методом К’ельдаля від 0,1 до 200 мг.



### **Ультрафіолетовий спектрофотометр CECIL CE 3021 «3000 series»**

Висока точність вимірювань широкого спектру показників в пробах води колориметричним методом завдяки: автоматичному самокалібруванню та тестуванню; точному вибору довжини хвилі в ультрафіолетовому спектрі.

### **Аналізатор нафтопродуктів АН-2 для визначення концентрації нафтопродуктів у пробах води:**

широкий спектр визначення в 4 піддіапазах від 0,04 до 1000 мг/дм<sup>3</sup>. Висока швидкість вимірювання: 7 хвилин на одне вимірювання без додаткової калібровки; висока достовірність та об’єктивність вимірювань за рахунок автоматизованого процесу, включаючи екстракцію, та обробку даних.



### Аналізатор імпульсів AI-1024

Спектриметричний метод визначення ефективної питомої активності природних (калію-40, торію-232, радію-226) та штучних (цезію-137) радіонуклідів в об'єктах довкілля, будівельних матеріалах, сировині природного походження, виробач з кераміки та порцеляни з чутливістю від 2,0 Бк/кг.



### Мікроскоп Leica DM 2000

з цифровою камерою Leica DFC300FX, збільшення в 1000 разів, обробка зображень зі збереженням знімків. визначення гідробіологічних показників в поверхневих водах з використанням камери Горяєва: чисельність фітопланктону; вміст біомаси.



Мікробіологічні дослідження на вміст лактозопозитивних кишкових паличок (ЛКП) та загального мікробного числа (ЗМЧ) у поверхневих водах.

Виконуються на високому професійному рівні з необхідною обробкою зразків та посуду на стерилізаторі паровому (однокамерний ГК-100-1).

## Обладнання Харківської регіональної лабораторії моніторингу вод

Атестована (свідоцтво про атестацію № 213 чинне до 23.07.2018) на право проведення вимірювань у сфері поширення державного метрологічного нагляду строком на п'ять років на виконання поверхневих, підземних, зворотних (у т.ч. стічних) вод за 36 гідрохімічними показниками.

Приладовий парк лабораторії та обладнання дозволяє здійснювати вимірювання в межах галузі атестації з високою точністю:

### Ультрафіолетовий спектро- фотометр CECIL CE 3021 «3000 series»

Визначення колориметричним методом з високою точністю широкого спектру показників в пробах води: іони амонію, нітрити, нітрати, фосфати, залізо загальне, СПАР, а також важкі метали (мідь, хром, марганець та інші), завдяки: автоматичному самокалібруванню та тестуванню; точному вибору довжини хвилі в ультрафіолетовому спектрі.



### Аналізатор рідини «Флюорат-02-ПАНОРАМА» для визначення нафтопродуктів та фенолів у пробах води

Висока точність та достовірність вимірювань нафтопродуктів від 0,05 до 10 мг/ дм<sup>3</sup>; фенолів від 0,0005 до 0,02 мг/ дм<sup>3</sup>.



**Термостат електричний  
сухоповітряний охолоджуючий ТСО  
-1/80 СПУ**

Для визначення з високою надійністю  
гарантованого підтримання  
температури та точністю біологічного  
споживання кисню у пробах води.



## ДОДАТОК Р

Вибір забруднюючих речовин і хімічних показників-індикаторів для різного виду аварійної ситуації

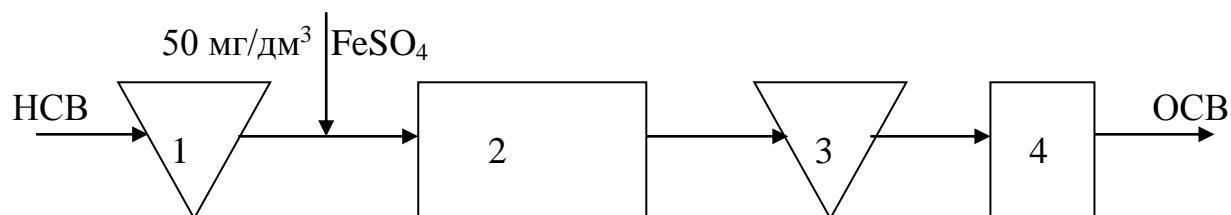
Таблиця Н.1 – Приклади вибору ЗР і хімічних показників-індикаторів для різного виду аварійної ситуації

Вид аварійної ситуації	Показники-індикатори	Основні ЗР і показники хімічного складу води
Скидання неочищених стічних вод нафтопереробних виробництв	рН, кисень, окислювально-відновний потенціал, амонійний азот, (метан)	Нафтопродукти, ароматичні вуглеводні, ПАВ, феноли, метанол, формальдегід
Скидання неочищених господарсько-побутових стічних вод	рН, кисень, окислювально-відновний потенціал, амонійний азот, нітрити, натрій, хлориди, (метан)	Сірководень і сульфідиди, аліфатичні й ароматичні вуглеводні, ЛХВ, СПАВШИ, феноли, перманганатна окислюваність, БПК <sub>5</sub>
Скидання неочищених стічних вод змішаного складу (спільно побутові й промислові)	Органолептичні показники, рН, окислювально-відновний потенціал, електропровідність, кисень, натрій, калій, фториди, хлориди, сульфідиди, нітрити, нітрати, (метан, ЛАВ, ЛХВ).	Нафтопродукти, ароматичні й хлорозаміщені вуглеводні, феноли, хлорфеноли, ХСК, БСК <sub>5</sub> , перманганатна окислюваність, сульфідиди, ціанідиди, мідь, залізо, нікель, ртуть й інші метали по ситуації
Примітка – У дужках зазначений показник, визначення якого можливо при наявності спеціального устаткування.		

## ДОДАТОК С

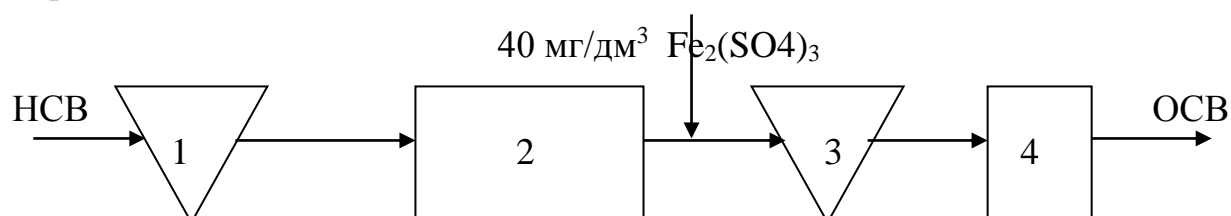
## Схема реагентного видалення фосфатів

## Варіант 1



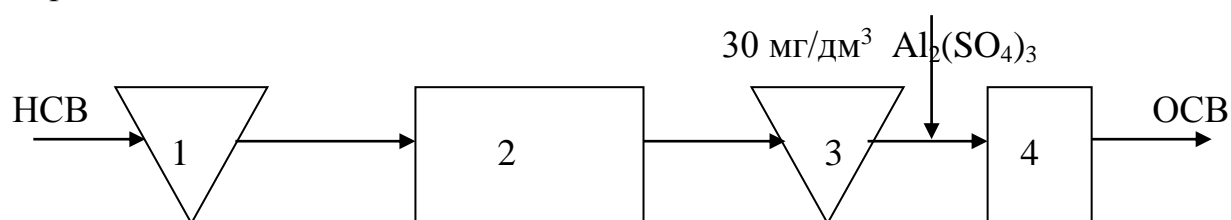
Параметри, мг/дм <sup>3</sup>	Після вторинного відстійника	Після піщаного фільтру
БСК <sub>5</sub>	10-15	3,5
Завислі речовини	10	2,0
Загальний фосфор	0,8	0,6
Ортофосфати-Р	0,1	0,1

## Варіант 2



Параметри, мг/дм <sup>3</sup>	Після вторинного відстійника	Після піщаного фільтру
БСК <sub>5</sub>	10	2,5
Завислі речовини	10-20	2,0
Загальний фосфор	1,0	0,7
Ортофосфати-Р	0,3	0,3

## Варіант 3



Параметри, мг/дм <sup>3</sup>	Після вторинного відстійника	Після піщаного фільтру
БСК <sub>5</sub>	10	1,0-1,5
Завислі речовини	10-15	< 10
Загальний фосфор	2,5-3,0	0,5
Ортофосфати-Р	2	0,2-0,3

Рисунок С.1 – Реагентне видалення сполук фосфору

1 – первинний відстійник; 2 – аеротенк; 3 – вторинний відстійник; 4 – піщаний фільтр; НСВ – неочищені стічні води; ОСВ – очищені стічні води.

## ДОДАТОК Т

## Впровадження результатів дослідження

## ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор Ізюмського комунального

виробничого водопровідно-

каналізаційного підприємства



Зубко М. А.

2016

## АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

результатів дисертаційної роботи Безсонного Віталія Леонідович

Цим актом підтверджується, що здобувачем Інституту екологічної безпеки Національного авіаційного університету Безсонним В.Л. передано до ІКВ ВКП результати його дисертаційної роботи «Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення басейнового принципу управління водними ресурсами» щодо моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод в районі впливу стічних вод ІКВ ВКП. Матеріали дисертації будуть застосовані для оптимізації режиму спостережень за поверхневими джерелами водопостачання. Також рекомендації впроваджені у технічному завданні на реконструкцію очисних споруд ІКВ ВКП, що забезпечить суттєве підвищення екологічної безпеки об'єкта.

Від ІКВ ВКП

Інженер-технолог

Кучерявий І.М.

Від ІЕБ НАУ

Доцент, к.м.н.

Здобувач

Халмурадов Б.Д.

Безсонний В.Л.

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з науково-педагогічної роботи

ХНЕУ ім. С. Кузнеця

В.С. Срмаченко

2018 р.



АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження  
Безсонного Віталія Леонідовича  
на тему: «Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел  
водопостачання шляхом удосконалення басейнового принципу управління  
водними ресурсами»  
на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук  
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Комісія у складі:

Голова – Буц Ю.В., завідувач кафедри природоохоронних технологій,  
екології та безпеки життєдіяльності ХНЕУ ім. С. Кузнеця, к.геогр.н., доцент;

Члени комісії:

Крюк А.Г., професор кафедри природоохоронних технологій, екології  
та безпеки життєдіяльності ХНЕУ ім. С. Кузнеця, к.т.н, доцент;

Халмурадов Б.Д., доцент кафедри цивільної та промислової безпеки  
НАУ к.мед.н., доцент;

цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження Безсонного  
Віталія Леонідовича на тему: «Підвищення екологічної безпеки поверхневих  
джерел водопостачання шляхом удосконалення басейнового принципу  
управління водними ресурсами» використані співробітниками кафедри  
природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності ХНЕУ  
ім. С. Кузнеця МОН України при підготовці і викладанні курсів лекцій з  
курсу «Екологія», курсу-тренінгу «Безпека життєдіяльності», курсу  
«Екологічна безпека».

Акт про впровадження результатів дисертаційного дослідження  
Безсонного Віталія Леонідовича на тему: «Підвищення екологічної безпеки  
поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення басейнового  
принципу управління водними ресурсами» розглянуто на засіданні кафедри  
природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності  
(Протокол №11 від 22 травня 2018 р. )

Голова комісії  
к.геогр.н., доцент

Ю.В. Буц

Члени комісії:  
к.т.н., доцент

А.Г. Крюк

к.мед.н., доцент

Б.Д. Халмурадов

**«ЗАТВЕРДЖУЮ»**  
 Директор Навчально-наукового інституту  
 екологічної безпеки  
 д.т.н., проф. Бойченко С.В.  
 «\_\_\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2018 р.



**АКТ**  
**про впровадження результатів дисертаційної роботи**  
**Безсонного Віталія Леонідовича**  
**«Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання**  
**шляхом удосконалення басейнового принципу управління водними**  
**ресурсами»**  
**у навчальний процес**

Комісія у складі:

Голова – д.т.н., доц. Матвєєва І.В., професор кафедри екології  
 Навчально-наукового інституту Екологічної безпеки НАУ;

Члени комісії:

к.ф.м.н. доц. Гроза В.А. доцент кафедри екології Навчально-наукового  
 інституту Екологічної безпеки НАУ

к.т.н., доц. Трофімов І.Л., доцент кафедри екології Навчально-  
 наукового інституту Екологічної безпеки НАУ

цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження Безсонного Віталія Леонідовича на тему: «Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення басейнового принципу управління водними ресурсами» використані співробітниками кафедри екології Навчально-наукового інституту Екологічної безпеки НАУ МОН України при підготовці і викладанні курсів лекцій з курсів «Екологія», «Моделювання і прогнозування стану довкілля», «Моніторинг довкілля».

Голова комісії

д.т.н., доцент



Матвєєва І.В.

Члени комісії:

к.ф.м.н. доц.



Гроза В.А

к.т.н., доцент



Трофімов І.Л.