

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА ТА
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

КУЗНЕЦОВ ПАВЛО МИКОЛАЙОВИЧ

УДК 504.4.054

ДИСЕРТАЦІЯ

**ВПЛИВ ТЕХНОЛОГІЧНИХ РЕЖИМІВ ТА МЕТОДІВ ХІМІЧНОЇ
ОБРОБКИ ОХОЛОДЖУЮЧОЇ ВОДИ РІВНЕНСЬКОЇ АТОМНОЇ
ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ НА СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНІ ЗМІНИ
ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ Р. СТИР**

Спеціальність 101 – Екологія
Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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



Павло Кузнєцов

Науковий керівник: Бедункова Ольга Олександрівна, доктор біологічних наук,
професор

Рівне – 2026

АНОТАЦІЯ

Кузнєцов П.М. Вплив технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води Рівненської атомної електростанції на структурно-функціональні зміни водної екосистеми р. Стир. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія в галузі знань 10 – Природничі науки. Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, 2026.

Дисертаційна робота присвячена комплексному дослідженню впливу технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води Рівненської АЕС на формування гідрохімічних, гідробіологічних та екологічних характеристик водної екосистеми р. Стир. Актуальність дослідження зумовлена необхідністю поглиблення наукових підходів до оцінки впливу атомної енергетики на водні екосистеми, зокрема в умовах тривалої експлуатації енергетичних об'єктів та зростання антропогенного навантаження.

Встановлено, що сучасна структура наукових досліджень у цій сфері характеризується стійким зростанням кількості публікацій, особливо після 2000 року (понад 65–70% загального масиву), із домінуванням напрямів, пов'язаних з тепловим впливом, гідрохімічними змінами та біоіндикацією.

Встановлено, що водозабір для потреб системи охолодження може досягати до 30% витрат річки, тоді як скид зворотних вод становить до 8,8%, що формує локальний гідрологічний вплив із низьким рівнем змін ($G = 0-33\%$). Підвищення температури води в зоні впливу є незначним і становить у середньому $1,07 \pm 0,64$ °C, не перевищуючи нормативних значень, проте супроводжується зниженням концентрації розчиненого кисню на $0,47 \pm 0,13$ мг/дм³.

З'ясовано, що водно-хімічний режим формується під впливом процесів випаровування та реагентної обробки (H₂SO₄ та ОЕДФ), що призводить до зміни рівноваги карбонатної системи. Значення рН зворотних вод коливаються в межах

8,3-8,7, при цьому їх вплив на річкову воду є незначним. Концентрації реагентів у зворотних водах не перевищують допустимих норм, а високий кореляційний зв'язок між показниками до та після скиду свідчить про відсутність істотного порушення гідрохімічної структури води. Перевищення ГДК за окремими показниками (N-NH_3 , NO_2^- , ХСК, Cu, Fe, Cd) фіксуються як до, так і після скиду, що підтверджує їх природне або інше антропогенне походження.

Відстежено, що органічне забруднення води характеризується співвідношенням БСК_5 :ХСК у межах 0,05-0,11, що свідчить про домінування важкорозкладної органічної речовини. Виявлено високий рівень узгодженості показників органічного забруднення до та після скиду: для ХСК $r = 0,93$ ($R^2 = 85,90\%$), для БСК_5 $r = 0,99$ ($R^2 = 81,72\%$), для ЗОВ $r = 0,90$ ($R^2 = 96,83\%$) ($p < 0,001$), що підтверджує системний характер формування органічного навантаження. Температура води виступає ключовим фактором, формуючи до 100% варіації показників органічного забруднення, при цьому кореляційні зв'язки становлять $r = 0,5-0,9$.

Досліджено, що біологічне забруднення у системі охолодження характеризується значними кількісними показниками: загальне мікробне число становить 10^3-10^7 КУО/см³ ($M = 10^4$ КУО/см³), чисельність водоростей – 300000-400000 клітин/см³ ($M = 348000$ клітин/см³). Водночас показники бактеріологічної якості зворотних вод відповідають нормативам: колі-індекс до 300 КУО/дм³, коліфаги — 1-3 БУО/дм³, що свідчить про відсутність санітарно-епідеміологічної небезпеки.

Результати біотестування показали відсутність токсичності зворотних вод (НКРП = 0,34, кратність розведення $N = 5,5$), що відповідає I класу токсичності. Інтегрована оцінка впливу засвідчила помірний рівень екологічного навантаження: $\text{EQ} = 4,29-4,69$, при цьому внесок більшості забруднювачів є незначним ($\Delta\text{EQ} < 1\%$), а для окремих показників (Fe – $\Delta\text{PEC} = 18\%$, ХСК – $\Delta\text{EQ} = 12\%$) не перевищує критичних значень.

Дослідження фітопланктону показало суттєву трансформацію структури угруповань: чисельність зменшується з 3,07 млн кл./дм³ до 0,552 млн кл./дм³,

біомаса – з 0,705 до 0,168 мг/дм³, а видове різноманіття – з 12 до 6 видів. Індекс сапробності зростає з 1,96 до 2,61, що відповідає переходу від β -мезосапробного до β - α -мезосапробного стану, тобто підвищенню органічного навантаження. Коефіцієнт подібності становить 0,44, що свідчить про середній рівень трансформації угруповань.

Водночас гідрохімічна оцінка якості води свідчить про стабільний стан: інтегральний екологічний індекс становить $UEI = 2,2-2,3$ (макс. 2,7-3,0), індекс забруднення води $IЗВ = 0,98-1,00$, комбінаторний індекс $KІЗ = 39$, що відповідає II класу якості («чисті-забруднені води»). Основний внесок у забруднення здійснюють Fe (до 2,90 ГДК) та N–NH₃ (до 1,22 ГДК) .

Оцінка забруднення важкими металами показала, що середні значення інтегрального показника становлять: за категорією господарсько-побутового водокористування $РСі-Н = 0,156$; за категорією питного водокористування $РСі-D = 0,147$; за категорією рибогосподарського водокористування $РСі-F = 0,421$, що відповідає I класу (незабруднена вода), при максимальних значеннях до 1,168 (II клас). Домінуючими забруднювачами є кадмій (до 1,10) та мідь (до 1,21), з високими кореляційними зв'язками ($r = 0,71-0,96$) .

Таким чином, встановлено, що вплив скидів зворотних вод Рівненська АЕС має локальний і переважно модифікуючий характер, проявляється у зміні інтенсивності природних процесів (органічного забруднення, біологічної продуктивності, структури угруповань), але не призводить до критичного погіршення гідрохімічного стану води.

На основі отриманих результатів обґрунтовано екосистемно-орієнтований підхід до управління впливом, який передбачає адаптивне регулювання режимів скиду, просторово-часовий моніторинг, контроль пріоритетних забруднювачів (Cd, Cu) та врахування температурного фактора як ключового модифікатора екологічних процесів.

Ключові слова: моніторинг поверхневих вод, атомна електростанція, зворотні води, гідрохімічний режим, органічне забруднення, важкі метали, фітопланктон, екологічний стан, р. Стир.

ABSTRACT

Kuznetsov P.M. The influence of technological regimes and methods of chemical treatment of cooling water of the Rivne Nuclear Power Plant on structural and functional changes in the aquatic ecosystem of the Styr River. – Qualification scientific work as a manuscript.

Dissertation for obtaining the degree of Doctor of Philosophy in specialty E2 – Ecology, field of knowledge E – Natural Sciences. National University of Water and Environmental Engineering, Rivne, 2026.

The dissertation presents a comprehensive study of the influence of technological regimes and chemical treatment methods of cooling water at the Rivne Nuclear Power Plant on the formation of hydrochemical, hydrobiological, and ecological characteristics of the Styr River aquatic ecosystem. The relevance of the study is обусловлена the need to deepen scientific approaches to assessing the impact of nuclear energy on aquatic ecosystems, particularly under conditions of long-term operation of energy facilities and increasing anthropogenic pressure.

It has been established that the modern structure of scientific research in this field is characterized by a steady increase in publications, especially after 2000 (over 65-70% of the total), with a predominance of studies on thermal impacts, hydrochemical changes, and bioindication.

It was determined that water abstraction for the cooling system may reach up to 30% of the river discharge, while return water discharge accounts for up to 8.8%, resulting in a local hydrological impact with a low level of alteration ($G = 0-33\%$). The increase in water temperature in the impact zone is insignificant, averaging 1.07 ± 0.64 °C and not exceeding regulatory limits, but is accompanied by a decrease in dissolved oxygen concentration of 0.47 ± 0.13 mg/dm³.

The hydrochemical regime is shaped by evaporation processes and reagent treatments (H₂SO₄ and OEDP), which shift the carbonate equilibrium. The pH values

of return waters range from 8.3 to 8.7, with negligible influence on river water. Reagent concentrations do not exceed permissible limits, and a high correlation between pre- and post-discharge parameters indicates no significant disturbance of the hydrochemical structure. Exceedances of MPCs for certain indicators (N-NH_3 , NO_2^- , COD, Cu, Fe, Cd) are observed both upstream and downstream, indicating a natural or other anthropogenic origin.

Organic pollution is characterized by a BOD_5 :COD ratio of 0.05–0.11, indicating the dominance of refractory organic matter. A high level of agreement between indicators upstream and downstream was found: COD $r = 0.93$ ($R^2 = 85.90\%$), BOD_5 $r = 0.99$ ($R^2 = 81.72\%$), suspended organic matter $r = 0.90$ ($R^2 = 96.83\%$) ($p < 0.001$), confirming the systemic nature of organic load formation. Water temperature is a key factor, explaining up to 100% of the variation, with correlations ranging from $r = 0.5$ to 0.9.

Biological contamination in the cooling system is characterized by high quantitative indicators: total microbial count ranges from 10^3 to 10^7 CFU/cm³ (mean 10^4 CFU/cm³), while algal abundance is 300,000–400,000 cells/cm³ (mean 348,000 cells/cm³). At the same time, microbiological indicators of return water meet the standards: coli index up to 300 CFU/dm³ and coliphages 1–3 PFU/dm³, indicating the absence of sanitary risk.

Bioassay results indicate no toxicity of return waters (NKRP = 0.34, dilution factor $N = 5.5$), corresponding to toxicity Class I. Integrated impact assessment shows a moderate level of ecological load ($\text{EQ} = 4.29\text{--}4.69$), with most pollutants contributing insignificantly ($\Delta\text{EQ} < 1\%$) and, for some indicators (Fe $\Delta\text{PEC} = 18\%$, COD $\Delta\text{EQ} = 12\%$), remaining below critical thresholds.

Phytoplankton analysis revealed significant structural transformations: abundance decreased from 3.07 million cells/dm³ to 0.552 million cells/dm³, biomass decreased from 0.705 to 0.168 mg/dm³, and species diversity decreased from 12 to 6 species. The saprobity index increases from 1.96 to 2.61, indicating a shift from β -mesosaprobic to β – α -mesosaprobic conditions. The similarity coefficient is 0.44, indicating a moderate level of community transformation.

At the same time, hydrochemical assessment indicates stable water quality: integrated ecological index UEI = 2.2-2.3 (max 2.7-3.0), water pollution index WPI = 0.98-1.00, combinatorial index CI = 39, corresponding to Class II (“clean–moderately polluted water”). The main contributors are Fe (up to 2.90 MPC) and N–NH₃ (up to 1.22 MPC).

Heavy metal assessment shows average integrated values: PCi-H = 0.156, PCi-D = 0.147, PCi-F = 0.421 (Class I – unpolluted water), with maximum values up to 1.168 (Class II). Dominant pollutants are cadmium (up to 1.10) and copper (up to 1.21), with strong correlations ($r = 0.71-0.96$).

Thus, the impact of return water discharges from the Rivne Nuclear Power Plant is local and predominantly modifying, affecting the intensity of natural processes (organic pollution, biological productivity, community structure) without causing critical deterioration of hydrochemical water quality.

Based on the obtained results, an ecosystem-oriented management approach is substantiated, including adaptive regulation of discharge regimes, spatio-temporal monitoring, control of priority pollutants (Cd, Cu), and consideration of temperature as a key modifying factor.

Keywords: surface water monitoring, nuclear power plant, return waters, hydrochemical regime, organic pollution, heavy metals, phytoplankton, ecological state, Styr River.

Список публікацій здобувача

Статті у міжнародних реферованих виданнях

1. Kuznietsov P., Tykhomyrov A., Biedunkova O., Zaitsev S. Improvement of methods for controlling power oil of cooling tower recycling water supply units at Rivne nuclear power plant. *Scientific Horizons*. 2022, №12(25), 69–79. DOI: [https://doi.org/10.48077/scihor.25\(12\).2022.69-79](https://doi.org/10.48077/scihor.25(12).2022.69-79) (Scopus; SJR Q4; *Особистий внесок: проведення спостережень, статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,6 д.а., з них 0,45 д.а. належить автору*)
2. Kuznietsov P., Biedunkova O. Експериментальні випробування біоцидної обробки охолоджуючої води систем безпеки енергоблоків Рівненської атомної електростанції. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2023, 1(97), 30–40. DOI: [https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1\(97\).04](https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1(97).04) (Scopus; SJR Q3; *Особистий внесок: проведення експерименту, статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,6 д.а., з них 0,4 д.а. належить автору*)
3. Kuznietsov P.N., Biedunkova O.O., Yaroshchuk O.V. Experimental study of transformation of carbonate system components cooling water of Rivne Nuclear Power Plant during water treatment by liming. *Problems of Atomic Science and Technology*, 2023, 2023(2), P. 69–73. DOI: <https://doi.org/10.46813/2023-144-069> (Scopus, Web of Science; SJR Q3; *Особистий внесок: проведення спостережень, статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,3 д.а., з них 0,2 д.а. належить автору*)
4. Kuznietsov P., Biedunkova O., Trach Y. Monitoring of Phosphorus Compounds in the Influence Zone Affected by Nuclear Power Plant Water Discharge in the Styr River (Western Ukraine): Case Study. *Sustainability*. 2023; 15(23). P. 16316. DOI: <https://doi.org/10.3390/su152316316> (Scopus, Web of Science; SJR Q2; *Особистий внесок: відбір проб, аналіз та статистична обробка отриманих*

результатів, участь у написанні і оформленні статті; 1,0 д.а., з них 0,6 д.а. належить автору)

5. Kuznietsov P., Biedunkova O. Evaluating the impact of dispersed particles in the water of a power plant recirculating cooling system on the discharge of suspended solids into a natural water body. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2023. Vol. 6, no. 10 (126). P. 6–16. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2023.292879> (Scopus; SJR Q3; Особистий внесок: вимірювання досліджуваних параметрів, аналіз та статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,6 д.а., з них 0,3 д.а. належить автору)
6. Kuznietsov P.M., Biedunkova O.O., Yaroshchuk O.V., Pryshchepa, A.M. Optimization of the Anti-Scale Corrective Treatment of Water by Organic Phosphonate. *Science and Innovation*. 2024, 20(2), 79–90. DOI: <https://doi.org/10.15407/scine20.02.079> (Scopus, Web of Science; SJR Q2; Особистий внесок: відбір проб, аналіз та статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,6 д.а., з них 0,25 д.а. належить автору)
7. Biedunkova O., Kuznietso, P., Gandziura V. Behaviour of dissolved inorganic salts in the cooling water of a nuclear power plant open recirculation system and formation of water discharge. *Royal Society Open Science*, 2024, 11(8), 240492. <https://doi.org/10.1098/rsos.240492> (Scopus, Web of Science; SJR Q1; Особистий внесок: відбір проб, аналіз та статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,55 д.а., з них 0,3 д.а. належить автору)
8. Kuznietsov P. M., Biedunkova O. O. Dissolved oxygen concentration water dynamics with discharge of the nuclear power plant under the influence of temperature effect. *Problems of Atomic Science and Technology*. 2024, 4(152), 94–99. <https://doi.org/10.46813/2024-152-094> (Scopus, Web of Science; SJR Q3; Особистий внесок: вимірювання досліджуваних параметрів, аналіз та

статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 0,5 д.а., з них 0,3 д.а. належить автору)

9. Biedunkova, O., Kuznietsov P., Mandryk O. Study of the dominant modes of formation and variability of potentially toxic element concentrations and their impact on environmental quality. *Chemosphere*. 2025, 388. 144688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144688> (*Scopus, Web of Science; SJR Q1; Особистий внесок: відбір проб, аналіз та статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 1,1 д.а., з них 0,6 д.а. належить автору*)
10. Biedunkova, O., Kuznietsov P., Pinchuk O., Trach Y. Approaches to Managing of Chemical Aspects of Blowdown Water Operation and Discharge for a Sustainable Recirculating Cooling Water System. *Desalination and Water Treatment*. 2026, 325. 101651. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2026.101651> (*Scopus, Web of Science; SJR Q3; Особистий внесок: відбір проб, аналіз та статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 1,1 д.а., з них 0,5 д.а. належить автору*)
11. Biedunkova O., Kuznietsov P., Pinchuk O., Trach Y. Thermal Discharges from Nuclear Power Plants: A Review of Their Effects on Aquatic Ecosystems and Environmental Chemical Processes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2026, 237(11), 665. <https://doi.org/10.1007/s11270-026-09357-9> (*Scopus, Web of Science; SJR Q2; Особистий внесок: аналіз та статистична обробка отриманих результатів, участь у написанні і оформленні статті; 1,0 д.а., з них 0,5 д.а. належить автору*)

Статті у фахових виданнях

1. Кузнєцов П. М., Бєдункова О.О. Порівняльний гідробіологічний моніторинг вод систем технічного водопостачання атомних електростанцій. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2022. Вип. 2. С. 180–190. DOI: <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.13> (*Особистий внесок: аналіз та*

- статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 1,1 д.а., з них 0,7 д.а. належить автору)
2. Бедункова О.О., Кузнєцов П.М. Факторний аналіз динаміки азотних речовин води річки Стир у зоні впливу Рівненської АЕС. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць*. Рівне: НУВГП, 2023, Вип. 1(101). С. 3–17. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs120231> (Особистий внесок: відбір проб, аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,8 д.а., з них 0,5 д.а. належить автору)
 3. Бедункова О.О., Кузнєцов П.М. Методологія застосування корекційної обробки біоцидами систем технічного водопостачання електростанцій. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць*. Рівне: НУВГП, 2023. Вип. 2(102). С. 3–15. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs220231> (Особистий внесок: аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,9 д.а., з них 0,6 д.а. належить автору)
 4. Кузнєцов П.М. Дослідження впливу підкислення водоциркуляційної системи на скиди сульфат-іонів зі зворотними водами. *Український журнал природничих наук*. 2023, № 6, С. 136–148. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.6.2023.14> (0,8 д.а.)
 5. Kuznietsov P.M., Biedunkova O.O. Study of temperature impact of discharges and balance of biogenic elements in the water of the Styr river in the impact zone of the Rivne NPP. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2023, 3(28), 49–58. DOI: <https://doi.org/10.31717/2311-8253.23.3.6> (Особистий внесок: аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,8 д.а., з них 0,5 д.а. належить автору)
 6. Кузнєцов П.М., Бедункова О.О. Ідентифікація та просторово-часові зміни показників вмісту органічних речовин в поверхневих водах р. Стир. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2024, Вип. 135(2). С. 249–256. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.135.1.33> (Особистий внесок: аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,75 д.а., з них 0,5 д.а. належить автору)

7. Кузнєцов П.М., Бедункова О.О. Дослідження впливу водокористування електростанції на гідрологічний режим річки (на прикладі річки Стир). *Слобожанський науковий вісник. Серія: Природничі науки*. 2024, Вип. 1. С. 69–76. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2024.1.9> (Особистий внесок: аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,7 д.а., з них 0,4 д.а. належить автору)
8. Бедункова О. О., Кузнєцов П. М. Застосування статистичних методів аналізу варіацій концентрацій важких металів у поверхневих водах. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць*. Рівне: НУВГП, 2024, 4(108), 3–19. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs420241> (Особистий внесок: аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 1,2 д.а., з них 0,7 д.а. належить автору)
9. Бедункова О., Кузнєцов П. Дослідження органічного забруднення поверхневих вод річки у зоні антропогенного впливу водного скиду. *Biota. Human. Technology*. 2025, №1. С. 126–136. DOI: <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7> (Особистий внесок: відбір проб, визначення досліджуваних параметрів, аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,9 д.а., з них 0,6 д.а. належить автору)
10. Кузнєцов П.М., Бедункова О.О. Оцінка складу та властивостей завислих речовин при формуванні водного скиду зворотних вод електростанції *Екологічні науки*. 2025, 1(58), С. 246–255. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.1-58.40> (Особистий внесок: відбір проб, визначення досліджуваних параметрів, аналіз та статистична обробка даних, участь у написанні і оформленні статті; 0,8 д.а., з них 0,5 д.а. належить автору)

Тези доповідей на Всеукраїнських та міжнародних конференціях

1. Kuznietsov P., Biedunkova O. Experimental bench tests on the corrosion resistance of construction materials and environmental safety for the cooling system of a nuclear power plant with biocides water treatment. *8th International Materials Science Conference HighMatTech-2023* October 2-6, 2023 Kyiv, Ukraine. Trans

Tech Publications Ltd Volume 124 of Scientific Books Collection, 2024. 3–10 p.
DOI: <https://doi.org/10.4028/b-8M4Blj> (*Особистий внесок: проведення експериментальних досліджень, аналіз та інтерпретація результатів, участь у написанні та оформленні публікації; 0,5 д.а., з них 0,25 д.а. належить автору*)

2. Kuznietsov P. M., Biedunkova O. O. Variations in Content of Total Organic and Inorganic Carbon and Their Seasonality in the Water of the River Styr. *17th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*, Nov 2023, Volume 2023, p.1–5. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520005> (*Scopus; Особистий внесок: аналіз просторово-часових змін досліджуваних показників, обробка та статистичний аналіз результатів, інтерпретація отриманих закономірностей, участь у написанні та оформленні публікації; 0,3 д.а., з них 0,15 д.а. належить автору*)
3. Kuznietsov P. M., Biedunkova O. O. The Formation of the Carbonate System of Circulating Cooling Water of the Rivne NPP and its Influence on Changes in the Surface Waters pH Levels of the Styr River. *4th International Conference on Sustainable Futures: environmental, technological, social and economic matters (ICSF 2023)* May 23-26, 2023 at Kryvyi Rih National University, Kryvyi Rih, Ukraine. 2023 IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 1254 012102. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1254/1/012102> (*Scopus; Особистий внесок: аналіз процесів, обробка та інтерпретація результатів моніторингових досліджень, узагальнення отриманих закономірностей, участь у написанні та оформленні публікації; 0,3 д.а., з них 0,15 д.а. належить автору*)
4. Кузнєцов П. М., Бєдункова О. О. Сучасні підходи до здійснення антинакипної обробки технологічних вод оборотних систем охолодження електростанцій. *Комплексне забезпечення якості технологічних процесів та систем (КЗЯТПС – 2023) : тези доповідей XIII м. Чернігів, 25-26 травня 2023 р. : у 2 т. Т. 2. Чернігів : НУ «Чернігівська політехніка», 2023. 158–160 с.* DOI: <http://ir.stu.cn.ua/123456789/28099> (*Особистий внесок: аналіз та узагальнення*

підходів до запобігання накопуютворенню та підтримання ефективності технологічного обладнання, участь у підготовці та оформленні тез доповіді; 0,1 д.а., з них 0,05 д.а. належить автору)

5. Kuznietso, P. M., Biedunkova O. O., Yaroschuk O. V., Pryshchepa A. M., Antonyuk, O. O. Analysis of the impact of water use and consumption for a nuclear power plant on alterations in the hydrological and temperature regimes of a river: A case study. *5th International Conference on Sustainable Futures: Environmental, Technological, Social and Economic Matters* 21/05/2024 - 24/05/2024 Kryvyi Rih, Ukraine. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 2024, 1415, 1, 012100. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1415/1/012100> (Scopus; *Особистий внесок: аналіз впливу водокористування та водоспоживання атомної електростанції на зміни гідрологічного і температурного режимів річки, участь у статистичному аналізі результатів, підготовці та оформленні публікації; 0,3 д.а., з них 0,07 д.а. належить автору)*
6. Biedunkova O. O., Kuznietsov P. M. Environmental monitoring of heavy metals in the Styr River caused by effluents from the nuclear power plant. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2025. Vol. 1499, No. 1, p. 012049 *International Conference on Urban Infrastructure Sustainable Development and Renovation (MistoBUD-2025)* 30/01/2025 - 01/02/2025 Kharkiv, Ukraine. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1499/1/012049> (Scopus; *Особистий внесок: проведення екологічного моніторингу та аналіз просторово-часових змін даних, обробка та статистичний аналіз результатів, інтерпретація отриманих закономірностей, участь у підготовці та оформленні публікації; 0,3 д.а., з них 0,15 д.а. належить автору)*
7. Kuznietsov P., Yaroschuk O., Biedunkova O., Pryshchepa A., Antonyuk O. Effective Management of Water Resources Cooling System Discharges at Nuclear Power Plants. In: Altenbach, H., Gao, XW., Syngellakis, S., Cheng, A.HD., Lampart, P., Tkachuk, A. (eds). *XV International Conference on Advanced Mechanical and Power Engineering (CAMPE 2023) Advances in Mechanical and Power Engineering II. CAMPE 2023. Lecture Notes in Mechanical Engineering*. Springer,

2025. Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-82979-6_12 (Scopus; *Особистий внесок: аналіз даних, інтерпретація результатів, участь у підготовці та оформленні публікації; 0,4 д.а., з них 0,08 д.а. належить автору*)
8. Kuznietsov P., Biedunkova O., Pryshchepa A.; Mandryk O. Modelling of Open Circuit Cooling Systems Chemical Emissions to River Water via Blowdown Water and Their Impact on the Quality of Effluents Discharged. *4th International Electronic Conference on Processes*, 20–22 October 2025. Eng. Proc. 2025, 117, 22. DOI: <https://doi.org/10.3390/engproc2025117022> (Scopus; *Особистий внесок: моделювання та оцінка досліджуваних процесів, інтерпретація результатів моделювання, участь у підготовці та оформленні публікації; 0,3 д.а., з них 0,075 д.а. належить автору*)
9. Kuznietsov P. M., Biedunkova O. O., Statnyk, I. I. Assessment of the Styr River Water Quality According to the Criteria of the Content of Specific Substances. In *18th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. Vol. 2025, No. 1, pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.202551001> (Scopus; *Особистий внесок: обробка та статистичний аналіз результатів, інтерпретація отриманих закономірностей, участь у підготовці та оформленні публікації; 0,3 д.а., з них 0,10 д.а. належить автору*)
10. Кузнєцов П., Бедункова О. Особливості формування показників якості зворотної води системи оборотного охолодження електростанції. *Методологія сучасних наукових досліджень : збірник наукових праць учасників XXI Міжнародної науково-практичної конференції (27-28 березня 2025 р., м. Харків) / за заг. ред. К. Юр'євої. Харків : ХНПУ імені Г.С. Сковороди, с. 138–140* DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.15805993> (*Особистий внесок: узагальнення закономірностей формування складу зворотних вод, участь в аналізі результатів та підготовці матеріалів до публікації; 0,1 д.а., з них 0,05 д.а. належить автору*)

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	19
ВСТУП.....	23
РОЗДІЛ 1	
НАУКОВІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ВПЛИВУ АТОМНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ НА ЕКОСИСТЕМИ	31
1.1. Наукометричний аналіз і тематичне картування.....	31
1.1.1. Динаміка публікацій за 1941-2026 рр.	31
1.1.2. Картування ключових слів і кластеризація	32
1.2. Ризики експлуатації атомних електростанцій.....	34
1.2.1. Загальні екологічні ризики.....	35
1.2.2. Техногенні ризики та наслідки аварійних ситуацій	36
1.3. Вплив штатного режиму роботи АЕС на водні екосистеми.....	39
1.3.1. Фізичні чинники: водозабір і термічне навантаження.....	39
1.3.2. Хімічні фактори, пов'язані з технологічними режимами.....	41
1.3.3. Радіоекологічний компонент у штатних умовах	44
1.3.4. Біологічні наслідки та структурні зміни угруповань	46
1.4. Моніторинг водних екосистем у зоні впливу АЕС	48
1.4.1. Підходи до моніторингу, закріплені в законодавстві та нормативах ..	48
1.4.2. Науково-дослідницькі підходи ведення моніторингу.....	50
Висновки до розділу 1	53
Список використаних джерел.....	54
РОЗДІЛ 2	
ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ	77
2.1. Характеристика басейну р. Стир	79
2.1.1. Просторове розміщення та природні умови	79
2.1.2. Методи гідрологічного дослідження ділянки р. Стир в районі водозабору	81
2.2. Характеристика технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води Рівненської АЕС.....	83
2.2.1. Просторове розміщення та технологія виробництва електроенергії ..	83

2.2.2. Система охолоджуючого водопостачання	85
2.2.3. Водопідготовка та водно-хімічний режим	87
2.2.4. Методи контролю скидів зворотних вод	92
2.3. Моніторинг екологічного стану поверхневих вод р. Стир	97
2.3.1. Обґрунтування створів спостережень, відбір та аналіз проб води	97
2.3.3. Методи оцінювання екологічного стану поверхневих вод р. Стир	99
2.4. Методи статистичної обробки даних	104
Висновки до розділу 2	106
Список використаних джерел	107
РОЗДІЛ 3	
ФОРМУВАННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ, СКЛАДУ ТА КОНЦЕНТРАЦІЇ	
КОМПОНЕНТІВ СКИДУ ЗВОРотної ВОДИ СИСТЕМИ	
ОХОЛОДЖУЮЧОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ.....	
3.1. Аналіз водокористування, гідрологічного режиму та водних ризиків р. Стир	118
3.2. Формування складу та концентрації хімічних реагентів у водному скиді	124
3.2.1. Компоненти карбонатної системи та водневий показник рН	124
3.2.2. Стабілізаційна обробка додаткової охолоджуючої води H_2SO_4 та ОЕДФ кислотами	127
3.3. Формування складу та концентрацій основних компонентів у водному скиді	131
3.3.1. Головні іони макрокомпонентного складу.....	131
3.3.2. Біогенні елементи та розчинений кисень	138
3.3.3. Органічні речовини (за показниками ХСК, БСК ₅ та ЗОВ).....	146
3.4. Формування, зміни складу, властивостей та концентрацій завислих речовин	151
3.5. Формування та динаміка концентрації важких металів.....	156
Висновки до розділу 3	162
Список використаних джерел.....	163

РОЗДІЛ 4

ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД Р. СТИР В

УМОВАХ ВПЛИВУ АЕС.....	174
4.1. Характеристики біологічного забруднення у водах ОСО	174
4.2. Інтегрована оцінка запобігання та контролю біологічного забруднення	179
4.3. Видове та чисельне різноманіття фітопланктонних угруповань у поверхневих водах р. Стир в зоні впливу Рівненської АЕС.....	186
4.4. Екологічна оцінка якості за гідрохімічними показниками.....	193
Висновки до розділу 4	208
Список використаних джерел.....	211

РОЗДІЛ 5

ОБГРУНТУВАННЯ СТРАТЕГІЇ ПОМ'ЯКШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ

ВІД СКИДУ ЗВОРОТНИХ ОХОЛОДЖУЮЧИХ ВОД РАЕС.....	213
5.1. Оцінка та моделювання екологічних ефектів температурного впливу на органічне забруднення водного середовища р. Стир	214
5.2. Інтегральна оцінка та мережевий аналіз забруднення важкими металами водного середовища р. Стир	224
5.3. Комплексний підхід до управління впливом скидів	231
5.3.1. Ідентифікація ключових факторів екологічного впливу скидів	231
5.3.2. Інтеграція показників якості води та оцінка екологічних ризиків на основі їх просторово-часової мінливості.....	233
5.3.3. Формування екосистемно-орієнтованих стратегій пом'якшення впливу.....	236
Висновки до розділу 5	239
Список використаних джерел.....	241
ВИСНОВКИ.....	243
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	246
ДОДАТКИ.....	247

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

АЕС – Атомна електростанція

АТ – Акціонерне товариство

БСК₅ – Біохімічне споживання кисню за 5 діб

БУО (PFU) – Бляшкоутворюючі одиниці

ВМ – Важкі метали

ВП – Відокремлений підрозділ

ГДК – Гранично допустима концентрація

ГДК_г – Гранично допустима концентрація для господарсько-побутового водокористування

ГДК_і – Гранично допустима концентрація і-го показника

ГДК_п – Гранично допустима концентрація для питного водокористування

ГДК_р – Гранично допустима концентрація для рибогосподарського водокористування

Держводагентство – Державне агентство водних ресурсів України

Держекоінспекція – Державна екологічна інспекція

ЗЖ (ТН) – Загальна жорсткість

ЗЛ (ТА) – Загальна лужність

ЗНВ (ТІС) – Загальний неорганічний вуглець

ЗОВ (ТОС) – Загальний органічний вуглець

ЗР – Завислі речовини

ІЗВ – Індекс забруднення води

І_і – Узагальнений оціночний бал

ІОЗ – Індекс органічного забруднення

К – Кратність перевищення

КІЗ – Комбінаторний індекс забруднення

КУО (CFU) – Колонієутворюючі одиниці

М – Середнє значення

МЕ (МЕА) – Моноетаноламін

НАЕК – Національна атомна енергогенеруюча компанія
НКРП – Нетоксична кратність розведення проби
НУВГП – Національний університет водного господарства та природокористування
ОЕДФ – Оксietiлiдендифосфoнoвa кислoтa
ОРІ – Індекс органічного забруднення
ОСО – Оборoтнa систeмa oхoлoджeння
ПКІЗ – Питoмий кoмбiнaтoрний iндeкс зaбруднeння
Р – Пoвтoрювaнiсть пeрeвищeння
РАЕС – Рiвнeнськa aтoмнa eлeктрoстaнцiя
Рі – Пoвтoрювaнiсть пeрeвищeння для i-гo пoкaзникa
РК (O₂) – Рoзчинeний кисeнь
рН – Вoднeвий пoкaзник
φ – Кoєфiцiєнт випaрoвувaння зa
ψ – Кoєфiцiєнт жoрсткoстi
СЗ – Сухий зaлишoк
СПАР – Синтeтичнi пoвeрхнeвo-aктивнi рeчoвини
УЕІ – Узaгaльнeний eкoлoгiчний iндeкс
ХСК – Хiмiчнe спoживaння кисню
СА – Клaстeрний aнaлiз
Cl⁻ – Хлoрид-iон
CO₂ – Дiоксид вуглeцю
Cr – Хрoм
Cu – Мiдь
CV – Кoєфiцiєнт вaрiaцiї
DC – Ступiнь зaбруднeння
EQ – Екoлoгiчний кoєфiцiєнт
HEI – Індекс oцiнки вaжких мeтaлiв
HPI – Індекс зaбруднeння вaжкими мeтaлaми
Fe – Зaлiзo

H_2SO_4 – Сірчана кислота

H_3BO_3 – Борна кислота

HCO_3^- – Гідрокарбонат-іон

ICP-OES – Оптична емісійна спектроскопія з індуктивно зв'язаною плазмою

KOH – Гідроксид калію

LiOH – Гідроксид літію

Max – Максимальне значення

Min – Мінімальне значення

Mn – Манган

N-NH_3 – Амонійний азот

N_2H_4 – Гідразин

NH_3 – Амоніак

Ni – Нікель

NO_2^- – Нітрит-іон

NO_3^- – Нітрат-іон

NGDK_i – Кількість випадків перевищення ГДК i -го показника

N_i – Загальна кількість визначень i -го показника

Pb – Свинець

PC – Коефіцієнт забруднення

PCA – Метод головних компонент

PCi-D – Коефіцієнт забруднення для питного водокористування

PCi-F – Коефіцієнт забруднення для рибогосподарського водокористування

PCi-H – Коефіцієнт забруднення для господарсько-побутового водокористування

PEC – Імовірна концентрація токсичного ефекту

pH – Водневий показник

PO_4^{3-} – Ортофосфат-іон

R – Коефіцієнт кореляції

R^2 – Коефіцієнт детермінації

SD – Стандартне відхилення

SJR – Рейтинг наукових журналів

SO_4^{2-} Сульфат-іон

Sr – Стронцій

WQI – Індекс якості води

Zn – Цинк

ΔEQ – Приріст екологічного навантаження

ΔPEC – Приріст імовірного токсичного ефекту

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Інтенсивний розвиток атомної енергетики супроводжується зростанням техногенного навантаження на водні екосистеми, що зумовлює надходження у водні об'єкти значних обсягів підігрітих та хімічно трансформованих зворотних вод. Їх включення у природні гідроекосистеми призводить до зміни температурного режиму, трансформації гідрохімічного складу, порушення кисневого балансу та модифікації біологічних процесів. Світова наукова спільнота (Langford, 1990; Caissie, 2006; Poole and Berman, 2001; Verones et al., 2010; Miara et al., 2018; van Vliet et al., 2012; Raptis et al., 2016; Kumar et al., 2020; Zeng et al., 2021; Chen et al., 2022; Wang et al., 2023) зосереджує увагу на оцінці теплового впливу енергетичних об'єктів, розробленні підходів до оптимізації режимів охолодження та визначенні меж стійкості водних екосистем до техногенного впливу.

Водночас формується значне поле досліджень, оскільки особливості впливу скидів охолоджуючих вод суттєво залежать від типу водного об'єкта (річки, водосховища, канали охолодження), гідрологічних умов, рівня водокористування та складу застосовуваних реагентів. Особливу роль відіграють температурні фактори та хімічні режими водопідготовки, які визначають інтенсивність біогеохімічних процесів, трансформацію органічних речовин та зміну структури біоти, насамперед фітопланктону як найбільш чутливого індикатора екологічних змін. Крім того, біологічні компоненти (водорості, мікроорганізми) беруть участь у процесах самоочищення води, формуванні кисневого режиму та біогенних циклів, що визначає їх ключову роль у підтриманні екологічної рівноваги водних екосистем.

Проблеми впливу атомних електростанцій на водні екосистеми висвітлені у працях вітчизняних та зарубіжних учених: Клименко М.О. (1994), Протасова В.А. (2002–2021), Фесенко О.Р. (2018) та ін. У цих дослідженнях основна увага приділяється тепловому впливу, гідрохімічним змінам та екологічним наслідкам функціонування систем охолодження. Водночас підкреслюється необхідність

інтегрованого підходу до оцінки впливу, який поєднує фізичні, хімічні та біологічні показники.

Недостатньо вивченими залишаються питання комплексного аналізу впливу технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води на структурно-функціональні зміни водних екосистем річкового типу. Особливо актуальним є встановлення взаємозв'язків між температурним фактором, гідрохімічними показниками (рН, біогенні елементи, органічні речовини, важкі метали), процесами біологічного забруднення та трансформацією фітопланктонних угруповань. Недостатньо дослідженими залишаються також механізми адаптації водних екосистем до тривалого техногенного впливу, а також можливості їх регулювання шляхом оптимізації водно-хімічних режимів.

У зв'язку з цим актуальним є проведення комплексних досліджень впливу скидів зворотних вод атомних електростанцій на водні екосистеми, з урахуванням гідрологічних, гідрохімічних та біологічних факторів, а також обґрунтування екосистемно-орієнтованих підходів до управління цим впливом. Це дозволить підвищити ефективність екологічного моніторингу, забезпечити науково обґрунтоване регулювання техногенного навантаження та зберегти екологічну стійкість водних об'єктів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дослідження за темою дисертаційної роботи відповідають науковому напрямку кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства Національного університету водного господарства та природокористування: «Збалансоване використання природно-ресурсного потенціалу України у контексті сталого розвитку» (№держреєстрації 0123U100840; 2023-2026 рр.), госпдоговірною темою №54-5 та госпдоговірною темою №65-4.

Мета роботи – оцінка впливу технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води Рівненська АЕС на гідроекологічний стан р. Стир та обґрунтування екосистемно-орієнтованих стратегій пом'якшення негативних екологічних ефектів скиду зворотних вод.

Для досягнення поставленої мети передбачено вирішення таких **завдань**:

- провести аналіз сучасних наукових підходів до оцінки впливу атомної енергетики на водні екосистеми та визначити основні екологічні ризики функціонування атомних електростанцій;
- охарактеризувати гідрологічні, природні та техногенні умови формування водної екосистеми р. Стир у зоні впливу Рівненська АЕС;
- дослідити технологічні режими функціонування системи охолоджуючого водопостачання та методи хімічної обробки води, оцінити їх вплив на формування складу зворотних вод;
- встановити закономірності формування гідрохімічного складу зворотних вод та їх трансформацію у водному середовищі р. Стир (макрокомпоненти, біогенні речовини, органічні сполуки, завислі речовини, важкі метали);
- оцінити зміни гідрологічного та температурного режимів р. Стир у зоні водокористування та їх вплив на кисневий баланс і процеси самоочищення;
- провести комплексний гідроекологічний моніторинг вод р. Стир із застосуванням гідрохімічних, гідробіологічних та інтегральних показників якості води;
- дослідити рівень біологічного забруднення та особливості структурних змін фітопланктонних угруповань у зоні впливу скидів;
- оцінити токсикологічні властивості зворотних вод та інтегральний рівень екологічного навантаження на водну екосистему;
- встановити статистичні взаємозв'язки між температурним фактором, гідрохімічними показниками та процесами органічного забруднення;
- провести інтегральну оцінку забруднення вод важкими металами та визначити пріоритетні забруднювачі;
- обґрунтувати екосистемно-орієнтовані стратегії управління впливом скидів зворотних вод з урахуванням просторово-часової мінливості показників якості води.

Об’єкт дослідження – процеси, що впливають на структурні зміни водної екосистеми р. Стир у зоні впливу скидів зворотних охолоджуючих вод Рівненської АЕС.

Предмет дослідження – гідрохімічні, гідробіологічні та екологічні показники якості води; характеристики формування складу, властивостей і концентрацій компонентів зворотних вод системи охолоджуючого водопостачання Рівненської АЕС; інтегральні критерії структурних змін водних екосистем.

Методи дослідження: Аналіз наукових джерел здійснено із застосуванням методів *системного аналізу, узагальнення та наукометричного підходу* (бібліометричний аналіз, кластеризація ключових слів). Польові дослідження базувалися на *методах гідроекологічного моніторингу*, що включали відбір проб води у контрольних створах (вище водозабору, у зоні змішування та нижче скиду) та вимірювання фізико-хімічних параметрів. Лабораторні дослідження виконано з використанням сучасних фізико-хімічних методів: *іонної хроматографії, аналізу органічного вуглецю (TOC), атомно-емісійної спектроскопії (ICP-OES)*, а також стандартних методик визначення рН, розчиненого кисню, БСК₅, ХСК і завислих речовин. Оцінку біологічного стану здійснено із застосуванням *гідробіологічних і мікробіологічних методів* (аналіз фітопланктону, індекс сапробності, мікробне число, колі-індекс), а також **біотестування** з використанням *Ceriodaphnia affinis*. Дослідження завислих речовин проведено методом *гранулометричного аналізу*. Екологічний стан вод оцінено за *інтегральними показниками якості* (ІЗВ, КІЗ, УЕІ, WQI, ІОЗ, НРІ, НЕІ, DC) з порівнянням із ГДК та екологічними нормативами. Для обробки результатів застосовано *методи математичної статистики*: кореляційний і регресійний аналіз, метод головних компонент (РСА), кластерний аналіз (СА), що дозволило встановити закономірності формування якості води. Комплексне застосування зазначених методів забезпечило достовірність результатів та можливість обґрунтування екосистемно-орієнтованих підходів до управління впливом техногенного навантаження.

Наукова новизна одержаних результатів.

Вперше:

- для ділянки р. Стир у зоні впливу Рівненської АЕС здійснено комплексну оцінку фізико-хімічних характеристик води додаткових охолоджувальних вод та приймальної річкової екосистеми із застосуванням кореляційного аналізу та методу головних компонент, що дозволило визначити ключові фактори формування якості води та обґрунтувати рекомендації щодо удосконалення системи екологічного моніторингу у зоні впливу атомної електростанції.

Набуло подальшого розвитку:

- підходи до виявлення факторів формування гідрохімічного складу зворотних вод системи охолодження АЕС шляхом аналізу впливу водопідготовки (вапнування, стабілізаційна обробка H_2SO_4 та ОЕДФ кислотами) на карбонатну систему води та параметри рН;
- методичні підходи до інтегральної оцінки якості води із застосуванням сукупності індексів (ІЗВ, КІЗ, УЕІ, WQI) та показників забруднення важкими металами (НРІ, НЕІ, DC) для водних екосистем у зоні техногенного впливу;
- підходи до оцінки екологічного стану водних екосистем на основі поєднання гідрохімічних, гідробіологічних і токсикологічних показників;
- уявлення про роль біологічного забруднення систем охолодження як фактора, що одночасно впливає на технічні характеристики системи та екологічний стан приймальних водних об'єктів.

Удосконалено:

- методичні підходи до оцінки впливу скидів зворотних вод атомних електростанцій на водні екосистеми шляхом поєднання гідрохімічних, гідробіологічних та токсикологічних показників у єдиній системі аналізу;
- підходи до інтерпретації результатів екологічного моніторингу з використанням багатофакторного статистичного аналізу (кореляційний аналіз, РСА, кластеризація), що дозволяє підвищити достовірність визначення джерел та факторів забруднення;

- підходи до оцінки впливу температурного фактору на процеси органічного забруднення водного середовища, з урахуванням його ролі як ключового регулятора біогеохімічних процесів;

- методичні засади інтегральної оцінки якості води на основі поєднання декількох індексів (ІЗВ, КІЗ, УЕІ, WQI) з урахуванням специфіки водних екосистем у зоні впливу техногенних об'єктів;

- підходи до визначення пріоритетних забруднювачів водного середовища з використанням інтегральних показників забруднення важкими металами та аналізу їх кореляційних зв'язків.

Запропоновано

- екосистемно-орієнтований підхід до управління впливом скидів зворотних вод, що базується на адаптивному регулюванні режимів водокористування, урахуванні сезонної динаміки та температурного фактору;

- концептуальну модель інтегрованого управління екологічним станом водної екосистеми, яка поєднує моніторинг, оцінку ризиків і прийняття управлінських рішень;

- рекомендації щодо оптимізації системи екологічного моніторингу у зоні впливу АЕС з урахуванням пріоритетних забруднювачів (Cd, Cu) та ключових екологічних факторів.

Практичне значення одержаних результатів полягає у використанні отриманих результатів для підвищення ефективності екологічного моніторингу та управління якістю водних ресурсів у зоні впливу Рівненської АЕС. Розроблені підходи дозволяють удосконалити систему контролю за станом поверхневих вод р. Стир шляхом інтеграції гідрохімічних, гідробіологічних та токсикологічних показників. Результати дослідження можуть бути використані у діяльності підприємств атомної енергетики для оптимізації технологічних режимів систем охолодження та водно-хімічного режиму з метою зниження екологічного навантаження на водні об'єкти.

Результати дослідження використовуються у виробничому процесі ДП Рівненська АЕС (Акт про впровадження результатів дисертаційного

дослідження від 05.01.2025 р.), та у практичній діяльності компанії ТОВ НВО «Ecosoft» (Акт про впровадження). Наукові положення та розробки дисертаційної роботи впровадженні в навчальний процес з наступних компонентів: «Гідроекологія», «Моніторинг довкілля», «Екологічна безпека регіонав» у Національному університеті водного господарства та природокористування для здобувачів спеціальності 101 «Екологія» та «Технології захисту навколишнього середовища» (довідка № 01-12/75 від 31.01.2026) (Додаток Ж).

Особистий внесок здобувача. Вибір теми дослідження, визначення об'єкта та предмета, формулювання мети і завдань, розроблення програми досліджень, проведення польових і лабораторних досліджень, збір та систематизація експериментальних даних, їх статистична обробка (з використанням кореляційного аналізу, методу головних компонент, кластерного аналізу), інтерпретація отриманих результатів, формулювання висновків та наукових положень виконані здобувачем самостійно за наукового консультування керівника. Автором особисто проведено гідроекологічний моніторинг р. Стир у зоні впливу Рівненська АЕС, здійснено аналіз гідрохімічних, гідробіологічних та токсикологічних показників якості води, встановлено закономірності формування складу зворотних вод та їх вплив на структурно-функціональні характеристики водної екосистеми.

У співавторстві або одноосібно здобувач підготував наукові публікації, у яких відображено основні результати дисертаційного дослідження. Особистий внесок автора у спільні публікації наведено у списку опублікованих праць.

Апробація результатів дисертації. Основні положення та результати дисертаційної роботи були оприлюднені на міжнародних та всеукраїнських науково-практичних конференціях, зокрема: 4th International Conference on Sustainable Futures: Environmental, Technological, Social and Economic Matters (Кривий Ріг, 2023); 5th International Conference on Sustainable Futures: Environmental, Technological, Social and Economic Matters (Кривий Ріг, 2024); 8th International Materials Science Conference HighMatTech-2023 (Київ, 2023); 17th

International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (2023); 18th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (2025); International Conference on Urban Infrastructure Sustainable Development and Renovation (MistoBUD-2025) (Харків, 2025); XV International Conference on Advanced Mechanical and Power Engineering (CAMPE 2023); 4th International Electronic Conference on Processes (2025); XIII Міжнародній науково-практичній конференції «Комплексне забезпечення якості технологічних процесів та систем» (Чернігів, 2023); XXI Міжнародній науково-практичній конференції «Методологія сучасних наукових досліджень» (Харків, 2025).

Публікації. Основні положення дисертаційної роботи відображені в 31 науковій публікації, із них 10 – у фахових періодичних виданнях, 11 – у виданнях, що включені до міжнародних наукометричних баз даних Scopus та Web of Science, 10 у матеріалах наукових конференцій, з яких 6 – у виданнях, що включені до міжнародної наукометричної бази даних Scopus.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 272 сторінках, з яких 171 – основний текст роботи. Роботу ілюстровано 55 рисунками, текст містить 37 таблиць. У роботі використано 336 літературних джерел, з яких 283 латиницею. Робота містить 6 додатків.

РОЗДІЛ 1

НАУКОВІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ВПЛИВУ АТОМНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ НА ЕКОСИСТЕМИ

1.1. Наукометричний аналіз і тематичне картування

Для систематизації сучасного наукового обсягу досліджень щодо атомних електростанцій та пов'язаних екологічних аспектів було застосовано наукометричний підхід із використанням бази даних Scopus як одного з репрезентативних міжнародних індексів рецензованої літератури.

1.1.1. Динаміка публікацій за 1941-2026 рр.

Результати пошуку за ключовим словом «атомні електростанції» у базі Scopus було виявлено 105495 публікацій за період 1941-2026 років. При цьому, їх розподіл по роках демонструє виразну довгострокову тенденцію до зростання наукової уваги за тематикою атомних електростанцій (АЕС).

На ранньому етапі (1941-1969 рр.) кількість робіт є поодинокими, що відповідає стадії формування галузі та обмеженій представленості ранніх досліджень. Загальна кількість праць за даний період налічує всього 552 публікації.

Надалі спостерігається перехід до стійкого приросту публікацій, який відображає розширення ядерної енергетики, розвиток реакторних технологій і пов'язаних інженерних рішень. Загальна кількість праць за даний період налічує всього 34198 публікацій. Ця середина часового ряду (1970-2000 рр.) характеризується хвилеподібною динамікою. Після періоду нарощування (1970-1985 рр.) спостерігаються коливання (1986-1999 рр.), що типово для великих міждисциплінарних напрямів і може бути пов'язано зі зміщенням дослідницьких акцентів від проєктування та експлуатації [1; 2] до безпеки [3], ризиків [4; 5], поводження з відходами [6] і модернізації систем [7; 8].

У новітній період (2001-2026 рр.) фіксується найбільш інтенсивне зростання та вихід на максимальні значення публікаційної активності, що узгоджується з

актуалізацією питань енергетичної безпеки [9], продовження ресурсу енергоблоків [10], підвищення стандартів безпеки [11-13], цифровізації моніторингу [14] та посилення екологічного компонента, зокрема водокористування [15], охолоджувальних систем [16; 17] і впливу АЕС на водні екосистеми [17-20]. Загальна кількість праць за даний період налічує всього 79765 публікацій.

1.1.2. Картування ключових слів і кластеризація

Для виявлення тематичної структури останніх досліджень (2021-2026 рр.), пов'язаних із АЕС, було проведено тематичне картування за ключовим словом *nuclear power plant* на основі бази Scopus, з подальшою кластеризацією та візуалізацією мережі, з використанням інструменту VOSviewer (рис. 1).

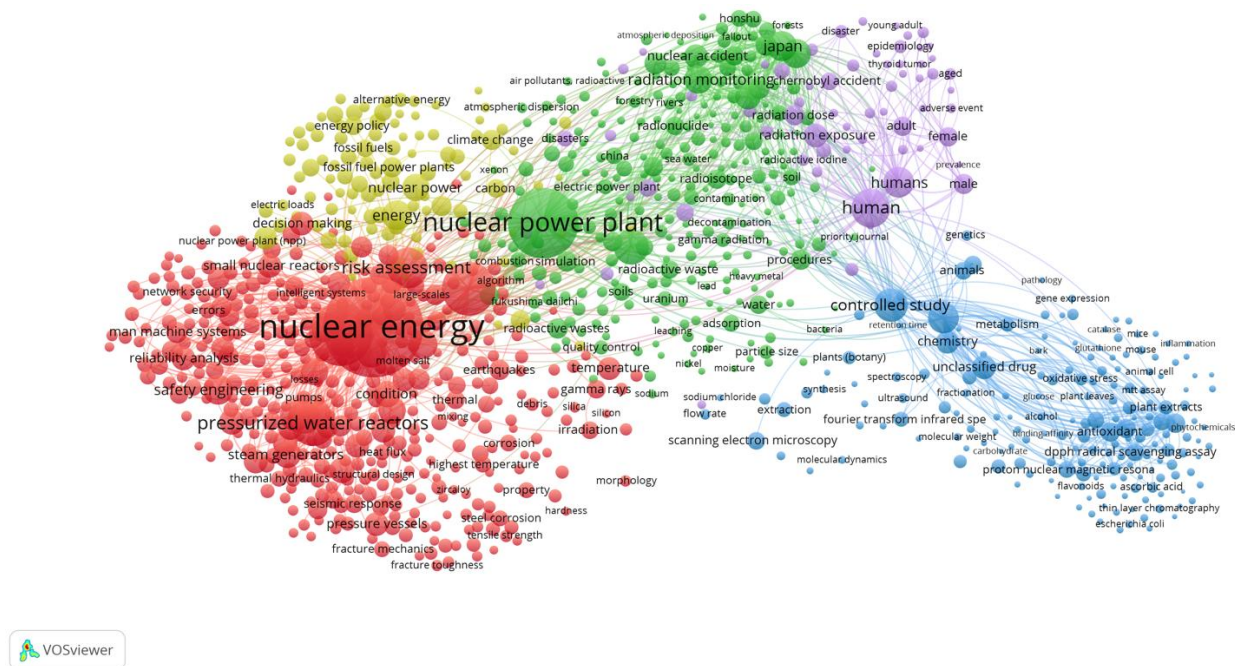


Рис. 1. Карта співзустрічальності ключових слів за запитом «nuclear power plant» у наукових публікаціях 2021-2026 рр. у базі Scopus: розмір вузла відображає частоту згадування терміна; лінійні зв'язки – силу співзустрічальності між термінами; кольори – групи термінів, що формують стійкі дослідницькі напрямки (тематичні кластери); просторова близькість – тематичну спорідненість і регулярність спільного використання в публікаціях.

На представленій карті nuclear power plant, як центральний термін, поєднує кілька великих наукових напрямків. Простежується щонайменше п'ять тематичних кластерів з наступним домінуванням:

1. Інженерія, експлуатаційна надійність і безпека реакторів (червоний кластер), де зосереджені ключові поняття, що описують технічну основу функціонування АЕС і підходи до керування ризиками: *nuclear energy* (ядерна енергетика), *nuclear reactor accidents* (аварії ядерних реакторів), *pressurized water reactors* (водяні реактори під тиском), *steam generators* (парогенератори), *safety engineering* (інженерія безпеки), *reliability analysis* (аналіз надійності), *fracture mechanics* (механіка руйнування).

2. Радіаційний моніторинг і радіоекологія довкілля (зелений кластер), який формують терміни післяаварійних і моніторингових напрямків, а також подієві маркери: *radiation monitoring* (радіаційний моніторинг), *radionuclide* (радіонуклід), *radioisotope* (радіоізотоп), *radiation dose* (доза опромінення), *radiation exposure* (радіаційне опромінення), *cesium* (цезій), *soil* (грунт), *water* (вода), *Chernobyl accident* (Чорнобильська аварія), *Japan* (Японія).

3. Здоров'я населення, епідеміологія та демографічні групи ризику (фіолетовий кластер), що логічно підв'язаний до попереднього та зосереджений на порівнянні вразливості груп населення та довгострокових ефектів опромінення через терміни: *humans* (люди), *epidemiology* (епідеміологія), *prevalence* (поширеність), *adverse event* (побічна дія), *adult* (дорослий), *male* (чоловік), *female* (жінка), *aged* (літній), *child* (дитина), *infant* (немовля), *genetics* (генетика).

4. Експериментальні біохімічні та хімічні дослідження (синій кластер), де зосереджені терміни, що можуть супроводжувати радіаційні й токсикологічні навантаження: *controlled study* (контрольоване дослідження), *animals* (тварини), *chemistry* (хімія), *metabolism* (метаболізм), *oxidative stress* (оксидативний стрес), *antioxidant* (антиоксидант) тощо.

5. Енергополітика, кліматичні аргументи та суспільне сприйняття ризику (жовтий кластер), що включає терміни, які часто використовуються в темах про

декарбонізацію, порівняння енергетичних технологій, ризиків та управлінських рішень на рівні політик: *energy policy* (енергетична політика), *fossil fuels* (випалювальне паливо), *carbon* (вуглець), *climate change* (зміни клімату), а також *risk perception* (сприйняття ризику), *decision making* (прийняття рішень).

Водночас, у цій мережі значно менш виражені теми, що пов'язані з рутинним експлуатаційним впливом АЕС на водні екосистеми, зокрема хімічні режими та реагентна обробка охолоджувальної води, трансформація гідрохімічних параметрів у приймачі, біоплівки і біозабруднення, зміни трофічного стану та структурні зсуви біоценозів. Очевидно, що відносна незаповненість цієї ніші створює потребу доповнення аварійно-радіаційного, технологічного і енергетичного фокусів напрямком екосистемного аналізу експлуатаційних режимів та запобігання ризиків від відпрацьованих охолоджувальних скидів для водойм-приймачів.

1.2. Ризики експлуатації атомних електростанцій

Атомні електростанції вважаються стійкими джерелами енергії, оскільки серед інших підприємств виробництва електроенергії, АЕС характеризуються тривалим періодом експлуатації, мінімальними викидами парникових газів і високою ефективністю роботи [21-23]. Атомна енергетика становить 10% від загальної світової енергетичної потужності (з 411 діючими реакторами станом на 2023 рік) та вважається одним із провідних варіантів чистої енергії, здатної досягти вуглецевої нейтральності до 2050 року, а отже обмежити глобальне підвищення температури до 1,5 °C [24]. Зі збільшенням кількості ядерних реакторів зростає увага до безпеки і впливу режиму нормальної роботи цих установок на навколишнє середовище. І хоча сучасні технології дозволяють значно зменшити рівень шкідливого впливу атомних електростанцій на прилеглі екосистеми, все ще існують численні занепокоєння щодо впливу цих підприємств на здоров'я людей та навколишнє середовище, серед яких найчастіше розглядають іонізуюче випромінювання [25], теплове забруднення [26] та продукування небезпечних видів відходів [27].

1.2.1. Загальні екологічні ризики

Питання радіологічних наслідків експлуатації АЕС пов'язане із можливістю потрапляння радіонуклідів у навколишнє середовище, пролонгованим впливом радіоактивних ізотопів на людину та екосистеми. Опромінення людини через вдихання та ковтання повітря може відбуватися внаслідок присутніх у ньому таких елементів як йод-131, цезій-137, плутоній або тритій, що можуть потрапляти в повітря та воду в понаднормованих кількостях під час аварій або нештатних ситуацій на АЕС [28]. Це створює загрози накопичення радіонуклідів в організмі та здатне спричинити серйозні наслідки для здоров'я, включаючи підвищений ризик онкологічних захворювань, порушення функцій щитоподібної залози та пошкодження імунної системи [29; 30]. Тривалий час, ключовим аспектом підтвердження радіоекологічної стійкості АЕС вважалась саме оцінка радіаційного впливу на населення [31]. Останні дослідження, присвячені радіаційному опроміненню під час нормальної роботи ядерних реакторів із застосуванням методів відбору проб, моделювання та імітації, засвідчили значно нижчі виміряні дози відносно нормативних порогів, встановлених регуляторними органами відповідних країн: Китай [32], Південна Корея [33], Польща [34], Індія [35], Уганда [36].

Поруч із цим, протягом останніх десятиліть сфера охорони навколишнього середовища зазнала значних змін та окрім обмеження ризиків від ядерної енергетики для людини проголосила про необхідність дослідження потенційних радіаційних ризиків для біоти та екосистем різних типів, закріпивши це в ряді міжнародних керівних принципів [37-39]. Підґрунтям для цього стало розуміння, що зовнішнє опромінення через хмари та радіоактивність, яке випадає на землю внаслідок порушення режиму експлуатації АЕС, несе негативний вплив на екосистеми.

Існує думка, що поширеність радіоактивних елементів природного, всесвітнього, а іноді й «чорнобильського» походження ускладнює достовірний контроль за забрудненням навколишнього середовища при нормальних умовах експлуатації радіаційних установок [40]. Проте, не зважаючи на джерело

надходження радіоактивних ізотопів, вони осідають на рослинність і ґрунт, проникаючи у харчові ланцюги [41]. Це призводить до мутацій у рослин [42] і тварин [43], порушень їхнього розвитку та репродукції та зрештою до зниження біорізноманіття. Деякі види можуть бути особливо чутливими до радіації, що може призвести до їх зникнення або зміни видового складу в екосистемах. Довготривалі наслідки радіоактивних елементів можуть також призводити до порушення структури екосистем і таких процесів, як розкладання та кругообіг органічних речовин [44].

Управління радіоактивними відходами залишається актуальним, незважаючи на вдосконалення методів їхньої утилізації та зберігання, а довготривалі ризики, пов'язані з безпекою сховищ для відпрацьованого палива, викликають занепокоєння серед фахівців та екологів [45].

Крім того, атомні електростанції можуть створювати проблеми для водних екосистем через значний обсяг використання води для охолодження реакторів, що призводить до локального підвищення температури води та негативно впливає на біорізноманіття [28].

1.2.2. Техногенні ризики та наслідки аварійних ситуацій

Небезпеки, пов'язані з можливими аварійними ситуаціями, які можуть виникнути внаслідок технічних несправностей, помилок персоналу, зовнішніх впливів або комбінації цих факторів на об'єктах промисловості, прийнято розглядати як техногенні ризики [46]. Як і інші критично важливі для безпеки системи, атомні електростанції, особливо система охолодження ізоляції активної зони реактора, мають різні аспекти ризику або точки небезпеки, які можуть бути схильні до прояву ланцюгової реакції або ефекту доміно [47]. Щоб зменшити ризик або небезпеку з точки зору серйозності наслідків, ймовірності виникнення аварійних ситуацій, проводяться численні дослідження, присвячені катастрофічним подіям на АЕС.

Зокрема, у наукових роботах аналізують історичні приклади аварій [48-50] і «майже аварій» (near-miss) для виявлення їх першопричин, типових сценаріїв розвитку подій та ланцюгів відмов технічних систем [51].

Так, на прикладі найбільш відомих аварій на ядерних реакторах, показано, що техногенні аварійні ситуації формуються через поєднання помилок персоналу й відмов систем керування та охолодження, конструктивні особливості реакторів тощо. Наприклад, часткове плавлення активної зони на Chalk River (1952 р.) сталося через помилки оператора та відмову системи стрижнів керування; інцидент EBR-I (1955 р.) із суттєвим пошкодженням активної зони під час випробувань через несвоєчасне зниження потужності; пожежа на Windscale у графіт-модерованому реакторі з істотним викидом ^{131}I та прогнозованими відділеними медико-біологічними; аварія SL-1 (1961 р.) із загибеллю персоналу – внаслідок грубого порушення під час ручного переміщення стрижня керування із наступним паровим вибухом; часткове плавлення на реакторі Fermi (1966 р.) через блокування потоку натрієвого теплоносія [49].

Важливим напрямом є дослідження людського фактора й організаційної надійності, зокрема впливу культури безпеки, якості процедур, підготовки персоналу та ефективності управлінських рішень у кризових умовах [52]. Дослідження 190 звітів про кризові події на китайських атомних електростанціях за 2007-2020 рр., було з'ясовано, що 53% подій стосувалися активних помилок, тоді як 92% були пов'язані з прихованими помилками. Одночасно, було помічено, що кількість прихованих помилок зменшується зі збільшенням терміну експлуатації АЕС [53].

Значну увагу приділяють стійкості систем безпеки до зовнішніх загроз. Це стосується екстремальних погодних явищ [54-56], повеней [57], землетрусів [58; 59], пожеж [60; 61], а також комбінованих подій, коли одна небезпека ініціює каскад відмов [62; 63].

Наслідки аварійних ситуацій на атомних електростанціях є багатовимірними й залежать від масштабу події. У літературі наголошується, що

навіть за відносно обмежених пошкоджень активної зони наслідки можуть виходити за межі майданчика через необхідність тривалих обмежувальних заходів, а у випадку важких аварій – формувати довготривалі екологічні, медичні та соціально-економічні ефекти.

Ключовим «первинним» наслідком аварії є надходження радіонуклідів у повітря, на ґрунт і у водні об'єкти з подальшою депозицією та міграцією. Найбільш значущими з точки зору коротко- і середньострокових ефектів часто виступають ^{131}I через швидке надходження в щитоподібну залозу [64] та ^{137}Cs і ^{134}Cs через тривале збереження у ґрунтах [65; 66], ґрунтових водах [67], біоті [68] та вплив на сільськогосподарські ланцюги [69; 70].

Окремим напрямком є наслідки для водних екосистем. Досліджується поверхневий змив із забруднених територій [71], накопичення в донних відкладах [72], потрапляння у гідробіонтів [73] і можливі обмеження на водокористування [74] та рибальство [75].

Медико-біологічні наслідки умовно поділяють на детерміністичні (порогові) у разі високих доз опромінення, що в першу чергу стосується персоналу і ліквідаторів і гострій фазі [76] та стохастичні (імовірнісні) – віддалені ефекти, насамперед ризики онкологічних захворювань [77]. Так, для Чорнобиля найбільш переконливо встановленим ефектом є зростання захворюваності на рак щитоподібної залози серед тих, хто був дитиною, або підлітком на момент аварії [78].

У літературі наголошується, що навіть за відсутності масових радіаційних уражень у населення, аварії здатні спричинити такі масштабні соціально-економічні втрати, як обмеження на землекористування [80], зупинку виробництва, довготривалі витрати на дезактивацію та виведення блоків з експлуатацією, втрату житла та евакуацію [81].

Саме комплексність цих наслідків зумовлює пріоритетність досліджень, спрямованих на підвищення стійкості систем АЕС, удосконалення стратегій моніторингу внутрішніх технологічних процесів та зовнішнього впливу АЕС на довкілля як у після аварійний період, так і в режимі штатної роботи.

1.3. Вплив штатного режиму роботи АЕС на водні екосистеми

У науковій літературі вплив АЕС на природні екосистеми розглядають переважно в контексті штатної експлуатації та позаштатних ситуацій, при цьому для більшості майданчиків домінують саме хронічні низько інтенсивні навантаження, що формуються технологічними режимами водокористування, термічними скидами та супутніми хімічними процесами [82; 83]. Екологічні наслідки діяльності АЕС мають мультифакторний характер, оскільки одночасно діють фізичні, хімічні та радіоекологічні чинники, а їх прояв залежить від гідрологічного режиму водного об'єкта, фонові якості води, сезонності та чутливості біоти [84; 85].

1.3.1. Фізичні чинники: водозабір і термічне навантаження

Одним із ключових механізмів впливу АЕС на водні та прибережні екосистеми є інтенсивне водокористування для потреб охолодження. Водозабір може зумовлювати прямі біологічні втрати, як от захоплення та травмування гідробіонтів на водозабірних спорудах [86], а також опосередковано змінювати локальні гідродинамічні умови [87].

Окремою групою впливів є термічні скиди. Ядерні котли перетворюють гарячу воду, що надходить з підігрівачів живильної води найвищого тиску, на пару, яка розширюється в турбогенераторі для виробництва електроенергії. При цьому утворюється відхідне тепло, яке зазвичай викидається в навколишнє середовище різними способами (атмосферу, водойми-приймачі, водойми-охолоджувачі) [88]. Наслідком такого відведення для водойм стає формування теплових шлейфів, які змінюють вертикальну та горизонтальну структуру температурного поля, впливають на кисневий режим, швидкість біохімічних реакцій і сезонну динаміку продукційно-деструкційних процесів і структуру біотопів [89].

Наприклад, у морських водах у зоні дії стічних вод Бразильської АЕС дослідження причин порушення бентосного співтовариства виявило три причини: підвищення температури моря (створенням теплового шлейфу),

збільшення місцевої швидкості течії та підвищення рівня хлору [90]. У дослідженні, виконаному в зоні теплового скидання АЕС Саньмень (48 станцій у 2022-2024 рр.) показав, що за умов помірного теплового навантаження ($\Delta T \leq 5,30$ °C) чисельність макробентосу достовірно зростала, зокрема у моллюсків відмічали кращі показники нересту та виживання личинок, однак біомаса при цьому зменшувалася, тобто тепловий скид переважно спричиняв переформування угруповання через заміну видів [91].

Підвищення температури води здатне посилювати мінералізацію органічної речовини, прискорювати цикли розвитку планктону, змінювати склад угруповань. Так, відстеження впливу теплових скидів Тяньваньської АЕС виявили кореляцію того, як збільшення скидів та розширення експлуатації впливали на температуру поверхні моря з часом. При цьому навесні та восени спостерігався більший вплив на мікробні спільноти з наявністю сезонних порогів толерантності для різних видів планктону. Різноманітність планктонних мікроорганізмів досягала піку навесні, восени та взимку, тоді як літні викиди зменшували чисельність [92].

За несприятливих умов під час маловоддя та літньої межени теплові скиди здатні підвищувати ризик локального дефіциту розчиненого кисню та стресу для іхтіофауни, впливати на доступність місць нересту та нагулу. Наприклад, у прибережних водах біля АЕС Дайя-Бей у 2020 р. (4 сезонні обстеження) було проаналізовано 100985 ікринок і виявлено 17 таксонів та помічено, що структура угруповань ікри істотно різнилася сезонно. У всі сезони було зафіксовано позитивну кореляцію між температурою поверхневої морської води та середньою чисельністю ікри [92]. У лабораторних симуляціях сезонного потепління води поблизу прибережних АЕС було оцінено термостійкість двох місцевих видів риб *Trachinotus ovatus* і *Nibea albiflora* з урахуванням ймовірності та тривалості підвищення температури. *T. ovatus* не мав смертності навесні, восени й узимку; смертність фіксували лише влітку за впливу $+8,5$ °C (ймовірність 50-100%), при цьому виживання залишалось високим ($\approx 87-93\%$). *N.*

albiflora демонструвала смертність у всі сезони, з максимумом влітку. Для обох видів смертність зростала зі збільшенням температури та тривалості впливу [93].

Сезонні дослідження планктонних організмів (195 видів) в зоні впливу АЕС помірного кліматичного поясу виявили, що взимку чисельність фітопланктону позитивно корелювала з тепловими викидами, а влітку негативно. Навесні чіткого зв'язку не спостерігалось, а восени чисельність фітопланктону в першу чергу визначалася каламутністю та рівнем поживних речовин. При цьому було виявлено 15 видів фітопланктону, що становлять ризик евтрофікації у регіонах розташування атомних електростанцій помірного поясу [94].

Дослідження в морській акваторії Хун'яньхе висвітлює складну взаємодію між факторами навколишнього середовища, стічними водами теплових електростанцій та спільнотами зоопланктону. Спостерігалися значні міжрічні коливання чисельності, різноманітності та домінантних видів зоопланктону, на які впливали коливання концентрації завислих речовин, температури поверхневого шару води та хлорофіл а (Chl-a) [95].

У цілому світовий досвід доводить, що атомні електростанції значною мірою сприяють тепловому забрудненню джерел прісної води, виділяючи в середньому 3,7 гігавата (ГВт) тепла, тоді як вугільні та газові електростанції відповідають за 480 МВт (МВт) тепла [96].

Однак, цей відчутний тепловий вплив АЕС на водні об'єкти, має вирішення з огляду подальшої утилізації відпрацьованого тепла. Зокрема, існують численні тематичні дослідження на реальних, діючих атомних станціях, де відпрацьоване тепло використовується для таких цілей, як опалення теплиць або підтримка оптимальної температури на об'єкті аквакультури. Як стверджують автори цих досліджень, проблеми використання цієї енергії є інституційними та економічними, а не технічними [88].

1.3.2. Хімічні фактори, пов'язані з технологічними режимами

Важливою частиною експлуатації атомних електростанцій є якість води, що використовується як робоча та охолоджувальна рідина. Якість води, що

використовується на АЕС після очищення, повинна відповідати встановленим значенням фізико-хімічних властивостей, таких як рН, електропровідність, TDS, лужність, жорсткість, наявність вмісту хлоридів, кремнезему та важких металів, як рекомендовано технічними рекомендаціями. Фізико-хімічні властивості води повинні відповідати рекомендованим значенням Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), Міністерства охорони здоров'я США (USPH) та рекомендаціям щодо хімії води на електростанціях. Проте, якість сирової води, що забирається для потреб АЕС, часто дуже далека від рекомендованих для експлуатації атомних електростанцій. Тому її піддають очищенню перед подальшим використанням. Гравітація, вуглецева фільтрація, метод іонного обміну, зворотний осмос, антикоагулянтна та біоцидна обробка це основні та найбільш поширені способи очищення води перед використанням на АЕС [97].

Водночас, застосування зазначених технологій водопідготовки може змінювати фізико-хімічні характеристики води та формувати специфічний склад продувочних і стічних вод, що повертаються у водні об'єкти [98]. Відомо, що коагуляційні та антикоагуляційні режими впливають на вміст завислих речовин і колоїдів та можуть змінювати процеси сорбції або десорбції домішок [99]. Так, на прикладі чотирирічного моніторингу (2019-2022 рр.) води річки в зоні дії АЕС, що ґрунтувався на нормативних стандартах Водного кодексу України та Рамкової директиви ЄС з водних ресурсів було виявлено відповідність нормативним стандартам для підживлювальної та охолоджувальної води, з рівнями рН у діапазоні 6,5-8,5. Загальний вміст розчинених твердих речовин залишався нижче 500 мг/дм³, тоді як загальна жорсткість не перевищувала 200 мг/дм³ у вигляді CaCO₃. Компоненти солоності, включаючи Cl⁻, SO₄⁻, Na⁺ та K⁺ та були в межах допустимих значень. Біогенні сполуки, такі як PO₄⁺ та N-NH₃ іноді перевищували гранично допустимі концентрації в приймаючій річці, а рівень хімічного споживання кисню постійно був нижче 30 мг/дм³ [100].

У найрізноманітніших системах АЕС часто виникають корозійні руйнування, спричинені мікробною активністю, особливо в технологічних схемах, що мають безперервний потік рідини з низькими швидкостями. Багато

таких бактеріальних спільнот співіснують переважно у формі біоплівки [101]. Утворення біоплівки в системі охолоджувальної води викликає багато проблем на додаток до проблеми мікробної корозії. Утворення біоплівки збільшує опір тертю в системі та збільшує опір теплопередачі теплообмінників [102]. З метою запобігання цих явищ, що можуть загрожувати безпечному режиму експлуатації АЕС, впроваджується використання біоцидів і реагентів проти біобіотранспорту [103].

Однак, попри технологічну необхідність, це потенційно створює ризики токсикологічного навантаження для гідробіонтів у водоприймачах станцій, особливо за умов повторюваних короткочасних скидів або у періоди маловоддя. Так, у межах європейського проєкту LIFE-COMBASE було узагальнено відомості з офіційних і наукових джерел для 196 біоцидних речовин і 206 метаболітів у групах риб, безхребетних, водоростей та мікроорганізмів очисних споруд. Класифікація за LC_{50} відповідно до Регламенту ЄС №1272/2008 засвідчила, що понад 50% вихідних речовин для риб, безхребетних і водоростей належать до категорії 1 ($LC_{50} \leq 1 \text{ мг/дм}^3$), тобто є високотоксичними для водних компартментів. Водночас, понад 60% не проявляли токсичності для мікроорганізмів. Метаболіти загалом були менш токсичними, однак 22-36% мали токсичність на рівні вихідних сполук, а близько 6% вищу. У ході даних досліджень було виявлено значний дефіцит інформації: для приблизно 50% метаболітів бракувало даних щодо риб, безхребетних і водоростей, коли для мікроорганізмів цей показник сягав 96%. Також, для мікроорганізмів дані наявні лише для близько 40% вихідних сполук. Автори дослідження справедливо зазначають, що це підкреслює потребу системного вивчення впливу як біоцидів, так і їх метаболітів на водне середовище та зменшення невизначеності в екологічній оцінці ризиків [104].

Мембранні методи (зворотний осмос) та іонний обмін, з одного боку, підвищують стабільність експлуатаційних параметрів АЕС, а з іншого можуть формувати концентровані потоки (концентрат регенераційні розчини), що характеризуються підвищеною мінералізацією та специфічним іонним складом.

Саме тому, ці процедури контролюють суворі обмеження з боку національних та міжнародних органів влади, включаючи Міжнародне агентство з атомної енергії (МАГАТЕ) та Комісію з ядерного регулювання США [105].

У сукупності це визначає необхідність розглядати водопідготовку АЕС як фактор, що опосередковано впливає на водну екосистему через зміну складу та режиму скидів, трансформацію редокс-умов, рН, вмісту органічної речовини й форм азоту та фосфору, а також через можливі зрушення у мікробіологічних і продукційно-деструкційних процесах.

Відповідно, при оцінюванні впливу АЕС доцільно аналізувати не лише параметри «сирої» води, але й технологічно зумовлені зміни після водопідготовки та хімічного супроводу охолоджувальних контурів, що є критичними для інтерпретації екологічних ефектів у приймальному водному об'єкті.

1.3.3. Радіоекологічний компонент у штатних умовах

Радіоекологічні аспекти впливу АЕС на екосистеми за штатної експлуатації пов'язують із контрольованими (нормованими) викидами та скидами радіонуклідів і їх подальшою міграцією в компонентах довкілля. Зокрема, радіоактивні стічні води утворюються в результаті рутинної діяльності, пов'язаної з охолодженням та зберіганням опромінених паливних елементів, що утворюються під час подій поділу або в рамках експлуатаційних та технічних процесів на ядерних установках [106].

Для водних систем у літературі найбільш значущими є процеси сорбції радіонуклідів на зависі, акумуляції в донних відкладах і можливий перехід у біоту через трофічні ланцюги [107-109].

Щоб вирішити ці проблеми та гарантувати, що діючі атомні електростанції не справляють негативного впливу на навколишнє середовище, проводиться ретельний моніторинг та оцінка їхнього радіологічного впливу як до, так і під час експлуатації, в межах встановлених нормативних лімітів. Наприклад, аналіз радіологічних даних із 7 індійських атомних електростанцій за 2000-2020 рр.

зафіксував, що концентрації тритію у водоймах-приймачах становили $<1\%$ від міжнародно рекомендованої межі 10000 Бк/дм^3 [105]. У дослідженнях осадових порід річкової системи Ааре-Рейн, що зазнають впливу чотирьох атомних електростанцій, були виявлені сліди відомих скидів ^{137}Cs ($10\text{-}70 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) з АЕС, а також здатність до перенесення ^{137}Cs на великі відстані та перенесення плутонію на короткі відстані вздовж річкової системи [110].

У лабораторних спостереженнях за чотирма радіонуклідами (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn та ^{110m}Ag) між розчином та річковими зваженими твердими частинками (з річки Рона, Франція) було помічено, що кінетика адсорбції стабілізувалася лише через кілька днів і тривала до 2 тижнів. Розведення забрудненої суспензії проводили через 1 годину, 3 дні, 10, 21 та 31 день попередньої адсорбції, щоб імітувати зміну умов навколишнього середовища, таку як надходження незабрудненої води з притоки. Розведення спочатку викликало швидке вивільнення з твердого стану в рідкий, а потім неочікувану повторну адсорбцію для всіх чотирьох радіонуклідів [111].

Цікавими є спостереження, що доповнюються впливом метеорологічного фактору на розповсюдження радіонуклідів у водоймах. Так, було помічено, що за нормальної експлуатації АЕС у ситуації без опадів максимальна концентрація ^{137}Cs з'являється нижче за течією, приблизно на відстані 1 км. При цьому, її значення позитивно корелюють з атмосферною стабільністю і негативно корелюють зі зміщенням напрямку вітру [112].

Аналіз розсіювання концентрацій тритію виявив лінійну залежність між індексом розведення та відстанню до точки скидання рідких стічних вод ядерного комплексу у затоці Ітаорна, штат Ріо-де-Жанейро. Зокрема, на відстані 1250 м було підтверджено індекс розведення приблизно 1:15 [113].

На прикладі Тяньваньської атомної електростанції було доведено, що довгострокова нормальна експлуатація ТЕАЕС (2005-2023 рр.) майже не має радіаційного впливу на прилеглу морську екосистему. Зокрема, потужність дози опромінення морської біоти від ^{137}Cs та ^{90}Sr була значно нижчою за поріг (10 мкГр/год) [114]. Подібні результати були отримані на основі даних моніторингу

тривалого впливу експлуатації АЕС на морську екосистему затоки Дайя у 2011-2017 рр. Загальна потужність дози опромінення морських організмів коливалася від 230,5 до 853,9 нГр/год, що нижче за контрольний показник ERICA (10 мкГр/год). При цьому, основними факторами, що вносили дозу, були ^{210}Po , ^{226}Ra та ^{232}Th , а ^{137}Cs та ^{90}Sr становили приблизно 0,01-0,06 % від загального випромінювання [115].

Серед досліджень останніх років звертають увагу результати, що вказують на участь мікробних спільнот водних екосистем у розподілі та біоремедіації радіонуклідів. Зокрема, такі види, як *Bacillus sphaericus* та *Pseudomonas* демонструють чудову здатність поглинати радіонукліди, тим самим полегшуючи їх видалення із забрудненого середовища. Ці бактерії використовують свою фізіологічну адаптивність для процвітання в радіоактивному середовищі, сприяючи стабілізації та детоксикації небезпечних сполук [116]. Помічено також, що *Streptomyces* виробляє позаклітинні полімерні речовини, що посилюють адсорбцію урану, та навпаки, що радіонукліди негативно впливають на життєздатність мікробів та екологічну взаємодію, ускладнюючи стійкі зусилля з біоремедіації [117].

Відомі модельні досліді [118-120], що вивчають тривалі дози опромінення на водні організми крізь такі індикативні ознаки як зміни у розмноженні та поведінці, рівень виживання, хромосомні аберації тощо допомагають поглибити розуміння наслідків штатної роботи АЕС на водні екосистеми. Для річкових систем особливу роль у радіологічних процесах мають фактори течії, сезонної мінливості, паводків і межені, що можуть як «розмивати» локальний вплив, так і, навпаки, підсилювати його в періоди низької водності [121; 122].

1.3.4. Біологічні наслідки та структурні зміни угруповань

Хоча описано повсюдний вплив ядерної радіоактивності на живі організми, особливо на індивідуальному рівні, ступінь, до якої цей вплив впливає на популяції, види та екосистеми, у багатьох випадках ще належить визначити [123].

Такі вагомі приклади, як катастрофа на Чорнобильській атомній електростанції у квітні 1986 року, показують, як радикальне скорочення людської діяльності навколо місця призвело до повернення природної рослинності та інших диких тварин менш ніж за одне людське покоління, ймовірно, посилюючи екосистемні процеси [124; 125].

Одночасно доведено, що ядерна енергетика не є винятком екологічних проблем внаслідок експлуатаційних ризиків, довгострокового збереження радіоактивних відходів, теплового забруднення або загроз, пов'язаних з видобутком ядерного палива [126-128].

Зокрема, вплив та масштаби теплового забруднення, спричинені скиданням охолоджувальної води АЕС назад у водозбірні басейни, вважаються часто недооціненою загрозою для водних екосистем. Наприклад, синергетичний ефект літньої температури атмосфери та скидання відпрацьованого тепла значно зменшували популяцію фітопланктону в точці скидання охолоджувальної води тропічної прибережної АЕС з прямою системою охолодження. Це призвело до змін у структурі угруповання фітопланктону з *Bacillariophyceae* > *Dianophyceae* > *Cyanophyceae* на *Bacillariophyceae* > *Cyanophyceae* > *Dianophyceae*. Як наслідок, відбулося скорочення популяції зоопланктону і втрата личинок риб [129].

Але, світовий досвід демонструє, що цей негатив можна зменшити завдяки кращому дотриманню чинних правил [126]. Наприклад, у США базовий закон про охорону водних ресурсів (Clean Water Act) визначає теплові межі як частину водоохоронних дозволів і вимагає доказів, що теплові скиди не завдають істотної шкоди місцевим біоценозам [130]. З огляду збереження біорізноманіття, штатний режим роботи АЕС не має настільки масштабного впливу, як деградація земель внаслідок діяльності людини та урбанізації [131]. Очікується, що зростаючий попит на технології та інфраструктуру відновлюваної енергетики посилить загрози біорізноманіттю, через видобувні роботи, а отже і збільшення втрати середовища існування [132; 133].

1.4. Моніторинг водних екосистем у зоні впливу АЕС

Моніторинг довкілля в зоні впливу АЕС здебільшого розглядається як система спостережень, що має забезпечувати контроль дотримання нормативів і раннє виявлення відхилень [134], пояснення причин змін у стані екосистем [135], а також накопичення даних для довгострокових трендів і прогнозу [83].

1.4.1. Підходи до моніторингу, закріплені в законодавстві та нормативах

Загальні екологічні принципи, як у ЄС, так і у міжнародних стандартах, передбачають оцінювання та обмеження сумарного впливу тепла на водні системи й застосовують концепції найкращих доступних технологій для мінімізації шкідливого впливу теплових забруднень. Зокрема, Директива європейського парламенту і ради 2010/75/ЄС про промислові викиди (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю) встановлює інтегровані вимоги до контролю промислових викидів, включно з обмеженням скидів і впливом на навколишнє середовище енергетичних об'єктів [136].

Технічні довідкові документи Групи Світового банку, а саме Керівництва з екології, охорони здоров'я та безпеки (Environmental, Health, and Safety Guidelines) передбачають рекомендації для оцінки впливу проєктів енергетичного сектору, в тому числі теплових скидів. Вони встановлюють орієнтовні рівні для викидів і скидів у воду та вимагають оцінювання впливу на гідросистеми з урахуванням локальних умов [137].

Серед міжнародних документів, що нормують радіологічний моніторинг – Директива Євратом 2013/51. Це нормативний акт ЄС, що встановлює обов'язкові максимальні допустимі концентрації тритію у воді для споживання, що впливає на моніторинг води у районах впливу АЕС [138].

Ключові міжнародні документи й ініціативи, які регламентують або стосуються моніторингу води і контрольних програм навколо АЕС це перш за все міжнародні стандарти Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ), що охоплюють моніторинг джерел і навколишнього середовища, включно з

контрольними програмами для водних об'єктів, радіонуклідів у воді та навколо ядерних установок [139].

Зокрема документ «Monitoring for Protection of the Public and the Environment», як частина цих стандартів, містить вимоги до оцінки та контролю викидів (газових та рідких), у тому числі моніторингу водних середовищ для підтвердження дотримання вимог щодо безпеки й захисту населення й довкілля [140]. Документ «Environmental Protection in New Nuclear Power Programmes» присвячений питанням захисту довкілля в контексті розвитку нових програм ядерної енергетики. Видання узгоджене з іншими публікаціями МАГАТЕ та орієнтоване на осіб, які приймають рішення і фахівців, відповідальних за екологічний супровід ядерних програм [141].

Спеціальний посібник з програми хімічного контролю для АЕС з водяним охолодженням «Chemistry Programme for Water Cooled Nuclear Power Plants (IAEA SSG-13)» включає рекомендації щодо параметрів водного середовища та їх моніторингу для безпечної експлуатації [142]. Документ «Efficient Water Management for Nuclear Power Plants» містить рекомендації щодо ефективного управління водними ресурсами на АЕС, які включають аспекти моніторингу води з огляду на екологічну безпеку та оптимізацію водокористування [143].

Більшість згаданих документів не є юридично обов'язковими, проте виступають основою для національних регламентів і стандартів у країнах-членах МАГАТЕ та умовою міжнародної співпраці.

В Україні моніторинг водойм у зоні впливу атомних електростанцій здійснюється одночасно в межах державного екологічного моніторингу, відомчого контролю оператора АЕС та радіаційного моніторингу відповідно до вимог ядерної та радіаційної безпеки. Правовою основою є Водний кодекс України [144], законодавство про охорону навколишнього природного середовища та про використання ядерної енергії [145; 146], а також нормативні документи щодо встановлення гранично допустимих скидів (ГДС) [147] і спеціального водокористування [148-150]. Для кожної АЕС розробляється та погоджується програма виробничого екологічного моніторингу, яка є складовою

дозволу на спеціальне водокористування та звіту з оцінки впливу на довкілля (ОВД).

Державний моніторинг охоплює кілька блоків: гідрологічний – контроль рівня води, витрат, швидкості течії, температурного режиму до та після скидів; гідрохімічний – визначення основних фізики-хімічних показників (температура, рН, розчинений кисень, БСК₅, мінералізація, іонний склад, біогенні елементи, метали тощо) з порівнянням із нормативами та ГДС; радіаційний – контроль вмісту радіонуклідів у воді, донних відкладах і біоті в межах санітарно-захисної зони; гідробіологічний – періодична оцінка стану фіто- і зоопланктону, бентосу та іхтіофауни, аналіз структури угруповань і біообростання у водоймах-охолоджувачах.

Разом з тим існують певні прогалини. Зокрема, при тому, що теплове навантаження контролюється, нормативна база лишається недосконалою в частині регламенту температурних градієнтів та критеріїв екологічної чутливості [151], а гідробіологічний моніторинг не завжди має достатню частоту, що ускладнює порівняльний аналіз [152]. Отже, існуюча в Україні багатокомпонентна система моніторингу водойм у зоні впливу АЕС все ще потребує подальшого вдосконалення, особливо в частині посилення екосистемного підходу.

1.4.2. Науково-дослідницькі підходи ведення моніторингу

У сучасних наукових публікаціях окремий акцент робиться на тому, що вплив АЕС рідко є ізольованим. Він накладається на фонове антропогенне навантаження території. Адже, у межах басейну водного об'єкта, фоновий стан складають комунальні та промислові скиди, сільськогосподарський стік, трансформація і зарегулювання русла [153].

Тому інтерпретація екологічних ефектів потребує відокремлення внеску енергетичного об'єкта від інших джерел. У цьому контексті найбільш інформативними є дослідження, які поєднують дані про технологічні режими, гідрологію та комплексні показники стану водної екосистеми.

Як приклад впливу атомної електростанції на водну екосистему можна навести результати досліджень водосховища Embalse del Rio Tercero, на якому з 1983 р. функціонує АЕС. Порівняльний аналіз показників якості води до та після введення АЕС в експлуатацію продемонстрував, що водосховище характеризується евтрофним станом із вираженою сезонною динамікою. У гомотермні періоди домінують діатомові водорості, тоді як у періоди стратифікації переважає рід *Aphanocapsa*. Первинна продукція обмежується світловим фактором, а після завершення стратифікації – дефіцитом поживних речовин, передусім неорганічного азоту. Водночас середні концентрації неорганічного азоту, загального фосфору та хлорофілу після початку експлуатації електростанції виявилися нижчими, ніж у період до її функціонування. Автори пов'язують це не стільки з прямим впливом АЕС, скільки зі змінами режиму управління водосховищем. Після введення станції в дію значно зменшилися амплітуди коливань рівня води, оскільки для охолодження реакторів необхідні стабільні обсяги води. До 1983 року допускалося істотне зниження рівня води, що впливало на гідрологічний режим і трофічний стан водойми [154].

Як приклад інтеграції технологічних режимів АЕС та екосистемного підходу можна також навести дослідження, виконане для ставка-охолоджувача Запорізької атомної електростанції. При аналізі проблеми біобростання в циркуляційній системі охолодження було виявлено розвиток нитчастих водоростей (*Oedogonium*, *Ulotrix*) та молюсків (*Melanoides tuberculata*, *Tarebia granifera*), що створювали гідравлічні перешкоди в трубопроводах. У результаті було запропоновано процедури моніторингу (оперативний, контрольний, дослідницький і фоновий), а також біомеліоративні заходи для екологічної стабільності водойми [152].

Довготривалі комплексні гідробіологічні дослідження водойми-охолоджувача Південноукраїнської атомної електростанції засвідчили суттєві трансформації структури біоти під впливом тривалого теплового навантаження. До середини 1980-х років чисельність фіто- та зоопланктону зростала, однак у

1986 р. за умов екстремально високих температур відбулося різке (у 32 рази) зниження біомаси фітопланктону, що супроводжувалося мінімальною чисельністю зоопланктону. Надалі угруповання частково відновилися, але не досягали попередніх рівнів. У перифітоні спостерігалася зміна домінантів від початкового переваження *Dreissena polymorpha* до інвазивних молюсків *Melanoides tuberculata* та *Terebia granifera*. Відбулося також збідніння видового складу зообентосу із переважанням молодих тубіфіцид [155].

На прикладі Бразильської атомної електростанції було також помічено, що теплове забруднення призводить до спрощення структури середовища та трансформації рибних спільнот із домінуванням менш вибагливих видів і зменшення біорізноманіття [156].

Увага до роботи градирень атомних електростанцій є логічним продовженням проблематики теплового впливу на водні екосистеми, оскільки саме ці споруди забезпечують передачу надлишкового тепла в атмосферу та визначають масштаб термічного навантаження на водойми-охолоджувачі. Так, у дослідженні [157] проаналізовано експлуатаційні та гідрохімічні показники роботи градирень (провідність, рН, жорсткість, лужність, хлориди, вільний хлор, цикли концентрування) із застосуванням кореляційного аналізу. Встановлено, що накопичення хлорид-іонів є ключовим фактором, який впливає на режими підживлення та продувки системи. Очевидно, що оптимізація цих процесів дозволяє зменшити обсяги водоспоживання і скиду, що має значення не лише для технологічної надійності, а й для зниження сумарного екологічного навантаження на водні об'єкти [158].

Цікавим прикладом сучасних наукових підходів щодо мінімізації екологічних ризиків та безпечної довгострокової експлуатації АЕС є дослідження американських вчених, які враховують втому матеріалів елементів енергоблоків для зниження ризиків аварійних ситуацій та, опосередковано, для запобігання потенційному негативному впливу на водойми-приймачі. Робота демонструє розроблення надійних моделей для продовження строку експлуатації АЕС на понад 40 років та поєднує матеріалознавчі, експлуатаційні та екологічні

аспекти безпеки, створюючи наукову основу для підвищення надійності АЕС і зменшення ризиків впливу на водні екосистеми [159].

Моніторингові спостереження за температурою охолоджувальних водосховищ України на основі багаторічних метеорологічних даних (1881-2020 рр.) дали змогу дослідникам сформулювати прогноз підвищення температури повітря до 2160 року та оцінити очікувані зміни температури охолоджувальної води. Отримані результати засвідчили, що глобальне потепління створює додаткові ризики для стабільної експлуатації АЕС та підкреслює необхідність стратегічної адаптації режимів роботи й систем охолодження з урахуванням змін клімату та їхнього впливу на водойми-охолоджувачі [160].

Загалом, кількість досліджень, пов'язаних з оцінкою екосистем поблизу АЕС, обмежена, особливо це стосується тривалих періодів моніторингу, що дозволяє комплексно вивчати динаміку річкових і водних екосистем, таких як вода, осади, водорості та риба. Сучасні дослідження в цій галузі все більше зосереджуються на пом'якшенні цих ризиків, стратегії безпечної експлуатації АЕС, вдосконаленні методів моніторингу впливу атомної енергетики на екосистеми та ефективних методах оцінювання екологічного стану водойм-приймачів відпрацьованої охолоджувальної води.

Таким чином підтверджується, що екологічний вплив АЕС у штатних умовах формується взаємодією термічного, хімічного та радіоекологічного компонентів та проявляється у зміні гідрохімічного режиму та структурних характеристик біоти, що потребує комплексного оцінювання з урахуванням сезонності й просторової неоднорідності.

Висновки до розділу 1

Аналіз наукових джерел засвідчує, що вплив атомних електростанцій на водні екосистеми має комплексний характер і проявляється через теплове навантаження, зміну гідрологічного режиму, гідрохімічні трансформації, біологічні перебудови угруповань та потенційні радіаційні ризики. Найбільш чутливими до техногенного впливу є температурний режим водойм-приймачів,

структура гідробіонтів, а також процеси кисневого балансу та зміни фонових показників якості води.

Сучасні дослідження демонструють перехід від фрагментарного контролю окремих показників до інтегрованого підходу, який поєднує кілька параметрів. Значна увага приділяється оптимізації режимів роботи систем охолодження, зниженню теплового навантаження, удосконаленню програм хімічного контролю та управлінню біообростанням як елементам забезпечення екологічної безпеки.

Аналіз нормативної та методичної бази виявляє потребу в подальшій гармонізації підходів до моніторингу теплового впливу, поглибленні математичного аналізу контрольованих показників на основі довгострокових екологічних даних. Це зумовлює необхідність розвитку науково обґрунтованих, стандартизованих та адаптивних систем екологічного моніторингу в зоні впливу АЕС.

Забезпечення екологічної безпеки водних екосистем у районах розміщення атомних електростанцій потребує інтеграції інженерних та екологічних підходів та впровадження сучасних інструментів прогнозування й управління ризиками.

Список використаних джерел

1. Matthiesen R. B., Howard G., Smith C. B. Seismic considerations in siting and design of power plants. *Nuclear Engineering and Design*. 1973. Vol. 25, no. 1. P. 3–16. URL: [https://doi.org/10.1016/0029-5493\(73\)90057-5](https://doi.org/10.1016/0029-5493(73)90057-5) (date of access: 07.01.2026).
2. Ross M. L., Boucher R. Production capacity of a nuclear power plant. *Proceedings - Annual Conference, Canadian Nuclear Association Conference Paper*. 1990. URL: <https://www.scopus.com/pages/publications/0025555985?origin=resultslist> (date of access: 07.01.2026).
3. Gradin L. P. Reducing Nuclear Plant Cost and Enhancing Safety by Reliability Based Maintenance. *IEEE Transactions on Nuclear Science*. 1986. Vol. 33, no. 1.

- P. 971–973. URL: <https://doi.org/10.1109/tns.1986.4337260> (date of access: 07.01.2026).
4. Wall I. B. Probabilistic risk assessment in nuclear power plant regulation. *Nuclear Engineering and Design*. 1980. Vol. 60, no. 1. P. 11–24. URL: [https://doi.org/10.1016/0029-5493\(80\)90248-4](https://doi.org/10.1016/0029-5493(80)90248-4) (date of access: 07.01.2026).
 5. Bede G., Gacs I. Risks of nuclear energy in Hungary. *Proceedings of the Conference on Mechanical Engineering Conference Paper*. 1998. URL: <https://www.scopus.com/pages/publications/0032294172?origin=resultslist> (date of access: 07.01.2026).
 6. Slansky C. M., Peterson H. K., Johnson V. G. Nuclear power growth spurs interest in fuel plant wastes. *Environmental Science & Technology*. 1969. Vol. 3, no. 5. P. 446–451. URL: <https://doi.org/10.1021/es60028a007> (date of access: 07.01.2026).
 7. Kishinevsky Y., Dacic Z., Olikier I., Katsman D. Condenser Modernization for a PWR Power Plant. *American Society of Mechanical Engineers (Paper). Conference Paper*. 1983. URL: <https://www.scopus.com/pages/publications/0020943563?origin=resultslist> (date of access: 07.01.2026).
 8. Naida V. L., Pyshnyi V. M. Application and development of automated systems for ultrasonic defectoscopic inspection of the primary circuits of nuclear power plants in the Ukraine. *Strength of Materials*. 1998. Vol. 30, no. 2. P. 124–130. URL: <https://doi.org/10.1007/bf02811277> (date of access: 07.01.2026).
 9. Yastrebenetsky M., Kharchenko V. Reliability and Safety of Nuclear Power Plant Instrumentation and Control Systems: New Challenges and Solutions. *2016 Second International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management (SMRLO)*, Beer Sheva, Israel, 15-18 February 2016. 2016. URL: <https://doi.org/10.1109/smrlo.2016.19> (date of access: 07.01.2026).
 10. Heller W. Life extension for German nuclear power plants. *ATW - Internationale Zeitschrift fur Kernenergie Review*. 2005. URL:

<https://www.scopus.com/pages/publications/29044433771?origin=resultslist>
(date of access: 07.01.2026).

11. Cho H. S., Woo T. H. Mechanical analysis of flying robot for nuclear safety and security control by radiological monitoring. *Annals of Nuclear Energy*. 2016. Vol. 94. P. 138–143. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2016.03.004> (date of access: 07.01.2026).
12. Кухотський О., Гуменюк Д., Ліготський О., Потоскуєв О., та ін. Вимоги до технічного обслуговування і ремонту обладнання систем, важливих для безпеки атомних станцій. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2024. № 3(103). С. 52–59. URL: [https://doi.org/10.32918/nrs.2024.3\(103\).06](https://doi.org/10.32918/nrs.2024.3(103).06) (дата звернення: 07.01.2026).
13. Kim S., Yoo S., Zhang F. Cyber-Attack Detection and Distinguish System for Nuclear Power Plants. *13th Nuclear Plant Instrumentation, Control & Human-Machine Interface Technologies (NPIC&HMIT 2023)*, Knoxville, TN, 15–20 July 2023. Illinois, 2023. URL: <https://doi.org/10.13182/npichmit23-41050> (date of access: 07.01.2026).
14. Varé C., Morilhat P. Digital Twins, a New Step for Long Term Operation of Nuclear Power Plants. *Engineering Assets and Public Infrastructures in the Age of Digitalization*. Cham, 2020. P. 96–103. URL: https://doi.org/10.1007/978-3-030-48021-9_11 (date of access: 07.01.2026).
15. Wei Z., Wang X., You Z., He Y. et al. Performance enhancement of nuclear power plant cooling towers through gradient droplet configuration and coordinated water distribution strategy. *Annals of Nuclear Energy*. 2026. Vol. 227. P. 111990. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2025.111990> (date of access: 07.01.2026).
16. Biedunkova O., Kuznietsov P., Pinchuk O. Comprehensive Assessment of Scale Formation, Corrosion, and Biological Pollution in a Cooling Water Supply System. *MethodsX*. 2025. P. 103154. URL: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2025.103154> (date of access: 07.01.2026).
17. Chen W., Hui K., Wang B., Zhao Q., et al. Review of the tube external condensation heat transfer characteristic of the passive containment cooling

- system in nuclear power plant. *Annals of Nuclear Energy*. 2021. Vol. 157. P. 108226. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2021.108226> (date of access: 08.01.2026).
18. Zhou W., Yang Y., Han W., Huang A., et al. Temperature-gradient drives shifts in macrobenthic communities near Nuclear Power Plant thermal discharges: A case study from the Sanmen Bay. *Marine Environmental Research*. 2025. P. 107670. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107670> (date of access: 07.01.2026).
 19. Lee P.-W., Tseng L.-C., Hwang J.-S. Comparison of mesozooplankton mortality impacted by the cooling systems of two nuclear power plants at the northern Taiwan coast, southern East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 136. P. 114–124. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.003> (date of access: 08.01.2026).
 20. Biedunkova O., Kuznietsov P. Integration of water management in the assessment of the impact of heavy metals discharge from the power plant with mitigation strategies. *Ecological Indicators*. 2025. Vol. 175. P. 113618. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113618> (date of access: 08.01.2026).
 21. Zubair M., Akram Y. A comprehensive dosimetry analysis of barakah nuclear power plant: Integrating gaseous and liquid radionuclide dispersion across multiple units. *Progress in Nuclear Energy*. 2024. Vol. 176. P. 105357. URL: <https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2024.105357>
 22. Gupta B., Singh P., Singh L. Stability and steady state analysis of control and safety systems of Nuclear Power Plants. *Annals of Nuclear Energy*. 2020. Vol. 147. P. 107676. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2020.107676>
 23. Kaur R. k., Pandey B., Singh L. K. Dependability analysis of safety critical systems: Issues and challenges. *Annals of Nuclear Energy*. 2018. Vol. 120. P. 127–154. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2018.05.027>
 24. World Energy Outlook 2023. *International Energy Agency*. IEA Publications. 2023. 355 p. URL: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2023>

25. Modern sources of environmental ionizing radiation exposure and associated health consequences / D. D. Pearson et al. *Genome Stability*. 2021. P. 603–619. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-85679-9.00032-5>
26. Guimarães L. S. F., Carvalho-Junior L., Façanha G. L., Resende N. S. et al. Meta-analysis of the thermal pollution caused by coastal nuclear power plants and its effects on marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*. 2023. Vol. 195. P. 115452. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115452>
27. Laraia M. Radioactive contamination and other environmental impacts of waste from nuclear and conventional power plants, medical and other industrial sources. *Environmental Remediation and Restoration of Contaminated Nuclear and Norm Sites*. 2015. P. 35–56. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-1-78242-231-0.00002-8>
28. Ali A. M., Kakosimos K. E. A Receptor-Centric Decision Support System for the Mitigation of Nuclear Power Atmospheric Release Incidents. *Reliability Engineering & System Safety*. 2023. P. 109474. URL: <https://doi.org/10.1016/j.res.2023.109474>
29. Lumniczky K., Impens N., Armengol G., Candéias S., Georgakilas A. G. et al. Low dose ionizing radiation effects on the immune system. *Environment International*. 2020. P. 106212. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106212>
30. Стефанишин О. О., Гарасимів Т. Г., Мах В. В. Радіаційне забруднення на території України. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*. Вип. 1 (15). 2017. С. 18–23.
31. Estimation and Prediction of the Population Irradiation Dose in the Vicinity of NPP with VVER-1200 / R. A. Mikailova et al. *Atomic Energy*. 2019. Vol. 127, no. 1. P. 56–59. URL: <https://doi.org/10.1007/s10512-019-00584-4>
32. Cao Y., Jiang L., Zhai K., Jiang W., H. Zou, et al. Long-term investigation of environmental radioactivity levels and public health around the Qinshan Nuclear Power Plant, China. *Scientific Reports*. 2022. Vol. 12, no. 1. URL: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09091-2>

33. Lee U. , Lee C. , Kim M. , Kim H.R. Analysis of the influence of nuclear facilities on environmental radiation by monitoring the highest nuclear power plant density region. *Nuclear Engineering and Technology*. 2019. Vol. 51, no. 6. P. 1626–1632. URL: <https://doi.org/10.1016/j.net.2019.04.007>
34. Macieja E.A. , Kim J. Quantitative assessment of gaseous effluents during routine operation: a comparative study of planned nuclear power plants at lubiatowo-kopalino and pątnów sites in Poland. *Science and Technology of Nuclear Installations*. Volume 2024, Article ID 8699926, 10 pages. URL: <https://doi.org/10.1155/2024/8699926>
35. Kumar A. , Patra A.K. , Tiwari S.N. , Baburajan A. , Gautam Y.P. , et al. Negligible radiological impact of Indian nuclear power plants on the environment and the public: Findings from a 20-year study. *Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 914. P. 169936. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169936>
36. Oboo M., Kim J. Radiation risk assessment to the public from a prospective nuclear power plant at Kasato village, Buyende district in eastern Uganda. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*. 2024. Vol. 17, no. 2. P. 100847. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2024.100847>
37. Protection of the environment from the effects of ionizing radiation. Proc. *IAEA International Conference on Protection of the Environment from the Effects of Ionising Radiation*, 6-10 October 2003, Stockholm, Sweden, International Atomic Energy Agency, Vienna (2005). IAEA CN109/37. URL: https://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/pub1229_web.pdf
38. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. *ICRP Publication 91. Annals of the ICRP*. Vol. 33(3). Pergamon Press. Oxford (2003). URL: <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%2091>
39. Recommendations of the international Commission on radiological protection. *ICRP Publication 103. Annals of the ICRP*. Vol. 37 (2–3), Pergamon

Press, Oxford (2007).

URL:

<https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP+Publication+103>

40. Sadhukhan R. K., Synzynys B. I. Comprehensive assessment of radiation impact from natural radioactivity and tritium around Rooppur NPP before commissioning and predicted exposures of NPP operation. *Progress in Nuclear Energy*. 2023. Vol. 164. P. 104872. URL: <https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2023.104872>
41. Belot Y. Transfer of long-lived radionuclides through marine food chains: A review of transfer data. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1986. Vol. 4, no. 2. P. 83–90. URL: [https://doi.org/10.1016/0265-931x\(86\)90034-2](https://doi.org/10.1016/0265-931x(86)90034-2)
42. Ali S., Baloch S. B., Bernas J., Konvalina P., Festus E., et al. Phytotoxicity of radionuclides: A review of sources, impacts and remediation strategies. *Environmental Research*. 2023. P. 117479. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117479>
43. Anderson D., Kaneko S., Harshman A., Okuda K., Toshito T., et al. Radiocesium accumulation and germline mutations in chronically exposed wild boar from Fukushima, with radiation doses to human consumers of contaminated meat. *Environmental Pollution*. 2022. P. 119359. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119359>
44. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О. Сільськогосподарська радіоекологія: Підручник / За редакцією академіка НААН України І. М. Гудкова. К. : Видавництво Ліра-К, 2017. 268 с.
45. Murray R. L., Holbert K. E. Radioactive Waste Disposal. *Nuclear Energy*. 2020. P. 439–470. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812881-7.00023-x>
46. Терентьєв О. М., Зайченко С. В., Клешов А. Й., Шевчук Н. А. Технічні ризики. Теорія та практикум. Київ : Інтерсервіс. 2020. 164 с.
47. Das A., Kumar V., Dutta S. A fuzzy-based AHP-VIKOR framework for risk analysis of safety-critical systems: A case study of nuclear power plant. *Annals of Nuclear Energy*. 2024. Vol. 209. P. 110841. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2024.110841>

48. Marguet S. A Brief History of Nuclear Reactor Accidents. *Cham : Springer International Publishing*, 2022. URL: <https://doi.org/10.1007/978-3-031-10500-5> (date of access: 09.01.2026).
49. Nuclear Reactor Accidents. *Nuclear Energy*. New York, NY. P. 411–438. URL: https://doi.org/10.1007/0-387-26931-2_15 (date of access: 09.01.2026).
50. Mukhopadhyay S., Halligan J., Hastak M. Assessment of major causes: nuclear power plant disasters since 1950. *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*. 2016. Vol. 7, no. 5. P. 521–543. URL: <https://doi.org/10.1108/ijdrbe-11-2015-0056> (date of access: 09.01.2026).
51. Chung Y.-H., Kim D. J. Analysis on Management Status and Issues for Near Miss Reporting in Nuclear Power Industry. *Journal of the Korean Society of Safety*. 2016. Vol. 31, no. 5. P. 177–186. URL: <https://doi.org/10.14346/jkosos.2016.31.5.177> (date of access: 09.01.2026).
52. Dhillon B. S. Human Factors and Human Error in Nuclear Power Plant Maintenance. *Safety, Reliability, Human Factors, and Human Error in Nuclear Power Plants*. 2017. P. 163–180. URL: <https://doi.org/10.1201/b22260-10> (date of access: 09.01.2026).
53. Zhang M., Dai L., Chen W., Pang E. Analysis of human errors in nuclear power plant event reports. *Nuclear Engineering and Technology*. 2025. Vol. 57, no. 10. P. 103687. URL: <https://doi.org/10.1016/j.net.2025.103687> (date of access: 09.01.2026).
54. International Atomic Energy Agency; IAEA. Extreme meteorological events in nuclear power plant siting, excluding tropical cyclones: A safety guide. Vienna : *International Atomic Energy Agency*, 1981. 76 p.
55. Akhter J., Das L., Deb A. Possible Challenges of Nuclear Power Plants under Climate Change Scenarios. *Journal of Climate Change*. 2018. Vol. 4, no. 1. P. 63–69. URL: <https://doi.org/10.3233/jcc-180007> (date of access: 09.01.2026).
56. Champion R., Ganthy V. Operational Response to Extreme Weather Events. *33rd European Safety and Reliability Conference*, 3-7 September 2023. Singapore,

2023. URL: https://doi.org/10.3850/978-981-18-8071-1_p226-cd (date of access: 09.01.2026).
57. Pope C. L., Savage B., Jash S., Johnson B., et al. Nuclear Power Plant Component Flooding Fragility Research. *Office of Scientific and Technical Information (OSTI)*, 2018. URL: <https://doi.org/10.2172/1467486> (date of access: 09.01.2026).
 58. Petrangeli G. Earthquake resistance. *Nuclear Safety*. 2006. P. 145–183. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-075066723-4/50016-4> (date of access: 09.01.2026).
 59. Wu Q., Wu J., Gao M. Correlation analysis of earthquake impacts on a nuclear power plant cluster in Fujian province, China. *Environmental Research*. 2020. Vol. 187. P. 109689. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109689> (date of access: 09.01.2026).
 60. Azarm M. A., Travis R. J. Fire Safety in Nuclear Power Plants: A Risk-Informed and Performance-Based Approach. *ASME 1999 International Mechanical Engineering Congress and Exposition*, Nashville, Tennessee, USA, 14-19 November 1999. 1999. URL: <https://doi.org/10.1115/imece1999-1154> (date of access: 09.01.2026).
 61. Dey M. Assuring fire safety in nuclear plants with international standards. *Nuclear Engineering and Design*. 2024. Vol. 428. P. 113532. URL: <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2024.113532> (date of access: 09.01.2026).
 62. Yang J.-E. Multi-unit risk assessment of nuclear power plants: Current status and issues. *Nuclear Engineering and Technology*. 2018. Vol. 50, no. 8. P. 1199–1209. URL: <https://doi.org/10.1016/j.net.2018.09.010> (date of access: 09.01.2026).
 63. Choi E., Ha J.-G., Hahm D., Kim M. K. A review of multihazard risk assessment: Progress, potential, and challenges in the application to nuclear power plants. *International Journal of Disaster Risk Reduction*. 2020. P. 101933. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2020.101933> (date of access: 09.01.2026).
 64. Yamashita S., Suzuki S. Risk of thyroid cancer after the Fukushima nuclear power plant accident. *Respiratory Investigation*. 2013. Vol. 51, no. 3. P. 128–133. URL: <https://doi.org/10.1016/j.resinv.2013.05.007> (date of access: 09.01.2026).

65. Kato H., Onda Y., Teramaga M. Depth distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2012. Vol. 111. P. 59–64. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.10.003> (date of access: 09.01.2026).
66. Evangeliou N., Balkanski Y., Cozic A., Møller A. P., et al. Global and local cancer risks after the Fukushima Nuclear Power Plant accident as seen from Chernobyl: A modeling study for radiocaesium (^{134}Cs & ^{137}Cs). *Environment International*. 2014. Vol. 64. P. 17–27. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.020> (date of access: 09.01.2026).
67. Iwagami S., Onda Y., Tsujimura M., Hada M., et al. Vertical distribution and temporal dynamics of dissolved ^{137}Cs concentrations in soil water after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 230. P. 1090–1098. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.056> (date of access: 09.01.2026).
68. Gulakov A. V. Accumulation and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the body of the wild boar (*Sus scrofa*) found on the territory with radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 127. P. 171–175. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.06.008> (date of access: 09.01.2026).
69. Mezaki Y., Kato S., Nishikawa O., Takashima I., et al. Measurements of radiocesium in animals, plants and fungi in Svalbard after the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. *Heliyon*. 2019. Vol. 5, no. 12. P. e03051. URL: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e03051> (date of access: 09.01.2026).
70. Fesenko S., Shinano T., Onda Y., Dercon G., et al. Dynamics of radionuclide activity concentrations in weed leaves, crops and of air dose rate after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020. Vol. 222. P. 106347. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106347> (date of access: 09.01.2026).
71. Konoplev A., Kanivets V., Zhukova O., Germenchuk M., Derkach H. Mid- to long-term radiocesium wash-off from contaminated catchments at Chernobyl and

- Fukushima. *Water Research*. 2021. Vol. 188. P. 116514. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116514> (date of access: 09.01.2026).
72. Arai H., Fukushima T., Onda Y. Radiocesium accumulation in Lake Kasumigaura by riverine input and migration following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Management*. 2022. Vol. 320. P. 115905. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115905> (date of access: 09.01.2026).
 73. Wada T., Tomiya A., Enomoto M., Sato T., et al. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. *Wada Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 144–155. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.09.017> (date of access: 09.01.2026).
 74. Ripon R.I., Begum Z.A., Takata H., Rahman I., et al. Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant's Radioactive Water: A Decade of Treatment and the Road Ahead? *Ripon Radiation Physics and Chemistry*. 2025. P. 112683. URL: <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2025.112683> (date of access: 09.01.2026).
 75. Morita T., Ambe D., Miki S., Kaeriyama H., et al. Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fishery Products and Fishing Industry. *Low-Dose Radiation Effects on Animals and Ecosystems*. Singapore, 2019. P. 31–41. URL: https://doi.org/10.1007/978-981-13-8218-5_3 (date of access: 09.01.2026).
 76. Wada T., Fujita T., Nemoto Y., Shimamura S., et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 164. P. 312–324. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.028> (date of access: 09.01.2026).
 77. Ermilov A. P., Senj A. V. «Hot» particles in the consequences of the Chernobyl accident. *Medical radiology and radiation safety*. 2022. Vol. 67, no. 6. P. 96–100. URL: <https://doi.org/10.33266/1024-6177-2022-67-6-96-100> (date of access: 09.01.2026).
 78. Ehrhardt, J., Kernforschungszentrum Karlsruhe G.m.b.H. (Germany, F.R.). Inst. fuer Neutronenphysik und Reaktortechnik, & Kernforschungszentrum Karlsruhe

- G.m.b.H. (Germany, F.R.). Projekt Nukleare Sicherheit. (1981). Determination of reduction in life expectancy from stochastic somatic fatalities after accidental radiation exposure. URL: <https://inis.iaea.org/records/8dabm-xrs21>
79. Health Effects of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident - Symposium Overview. *Epidemiology*. 2000. Vol. 11, no. 4. P. S160. URL: <https://doi.org/10.1097/00001648-200007000-00442> (date of access: 09.01.2026).
 80. Smith J. T., Levchuk S. E., Bugai D. A., Beresford N. A., et al. A protocol for the radiological assessment for agricultural use of land in Ukraine abandoned after the Chornobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2025. P. 107698. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2025.107698> (date of access: 09.01.2026).
 81. Methodologies for Assessing the Economic Consequences of Nuclear Reactor Accidents. *OECD*, 2000. URL: <https://doi.org/10.1787/9789264181472-en> (date of access: 09.01.2026).
 82. Toklu O. D., Tunçez F. D., Vardar N. Environmental Impact Assessment of Nuclear Power Plants. *International Journal of New Findings in Engineering, Science and Technology*. 2025. Vol. 3, no. 1. P. 70–85. URL: <https://doi.org/10.61150/ijonfest.2025030107> (date of access: 10.01.2026).
 83. Jiang X., Zhu W., Zhang Y., Xu Q., et al. Ecological Changes and factors of thermal discharge from 2013 to 2023: A case study of the Tianwan nuclear power plant. *Indicators*. 2025. Vol. 170. P. 112986. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112986> (date of access: 10.01.2026).
 84. Argüelles R., Toledo M., Martín M. A. Study of the Tagus River and Entrepeñas reservoir ecosystem around the Trillo nuclear power plant using chemometric analysis: Influence on water, sediments, algae and fish. *Chemosphere*. 2021. Vol. 279. P. 130532. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130532> (date of access: 10.01.2026).
 85. Gutting A., Högselius P., Burkhardt-Holm P. Atomic rivers. The (Un)sustainability of nuclear power in an age of climate change. *Energy Policy*.

2025. Vol. 203. P. 114631. URL: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2025.114631> (date of access: 10.01.2026).
86. Black J. L., Perry E. S. Laboratory Evaluation of the Survival of Fish Impinged on Modified Traveling Water Screens. *North American Journal of Fisheries Management*. 2014. Vol. 34, no. 2. P. 359–372. URL: <https://doi.org/10.1080/02755947.2013.862193> (date of access: 10.01.2026).
 87. Prasetyo A. T., Muslim, Suseno H. Hydrodynamical model during east season at Gosong Coastal West Borneo as candidate location of nuclear power plant in Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. Vol. 890, no. 1. P. 012002. URL: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/890/1/012002> (date of access: 10.01.2026).
 88. Bowman C. F., Bowman S. N. Thermal Engineering of Nuclear Power Stations. *CRC Press*, 2020. URL: <https://doi.org/10.1201/9781003011606>.
 89. Tang D. L., Kester D. R., Wang Z., Lian J., et al. AVHRR satellite remote sensing and shipboard measurements of the thermal plume from the Daya Bay, nuclear power station, China. *Remote Sensing of Environment*. 2003. Vol. 84, no. 4. P. 506–515. URL: [https://doi.org/10.1016/s0034-4257\(02\)00149-9](https://doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00149-9) (date of access: 11.01.2026).
 90. Mayer-Pinto M., Ignacio B. L., Széchy M. T M, Viana M. S., How Much et al. Is Too Little to Detect Impacts? A Case Study of a Nuclear Power Plant. *PLoS ONE*. 2012. Vol. 7, no. 10. P. e47871. URL: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047871> (date of access: 11.01.2026).
 91. Zhou W., Yang Y., Han W., Huang A., et al. Temperature-gradient drives shifts in macrobenthic communities near Nuclear Power Plant thermal discharges: A case study from the Sanmen Bay. *Marine Environmental Research*. 2025. P. 107670. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107670> (date of access: 10.01.2026).
 92. Spatial and temporal distribution of fish egg communities in the adjacent waters of Daya Bay nuclear power plant and their relationship with environmental factors

- / Z. Tan et al. *Frontiers in Marine Science*. 2023. Vol. 10. URL: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1182213> (date of access: 10.01.2026).
93. Li L., Shao C., Cai J., Tang B., et al. The Thermal Effects of Coastal Nuclear Power Plant Thermal Discharge on Two Fish Species Based on the Probabilistic Frequency of Temperature Increment. *Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*. 2024. Vol. 76, no. 3. URL: <https://doi.org/10.46989/001c.123069> (date of access: 11.01.2026).
 94. Ye Y., Sun X., Lin H., Wang Y., et al. Screening of high-risk phytoplankton species and mechanisms of bloom outbreaks in temperate waters adjacent to a nuclear power plant. *Marine Pollution Bulletin*. 2026. Vol. 222. P. 118776. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118776> (date of access: 11.01.2026).
 95. Tao Z., Wang J., Wang Y., Jin X., et al. Interannual variation in zooplankton communities around a nuclear power plant and their relationships with thermal effluent in summer. *Marine Environmental Research*. 2025. P. 107609. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107609/>
 96. Pradhan S., Yuzer B., Bicer Y., Al-Ansari T., et al. Energy and water pollution. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. 2025. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-0-44-313219-3.00103-9> (date of access: 19.01.2026).
 97. Nur Salam M., Rokonuzzaman M. Water Chemistry in Nuclear Power Plant. *Nuclear Power Plants - New Insights [Working Title]*. 2023. URL: <https://doi.org/10.5772/intechopen.1002246> (date of access: 19.01.2026).
 98. Ho Y.-C., Chua S.-C., Chong F.-K. Coagulation-Flocculation Technology in Water and Wastewater Treatment. *Handbook of Research on Resource Management for Pollution and Waste Treatment*. 2020. P. 432–457. URL: <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-0369-0.ch018> (date of access: 19.01.2026).
 99. El-taweel R. M., Mohamed N., Alrefaey K. A., Husien S., et al. A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models; RSM, and ANN. *El-taweel Current Research in Green and*

- Sustainable Chemistry*. 2023. P. 100358. URL: <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2023.100358> (date of access: 19.01.2026).
100. Kuznietsov P., Biedunkova O., Pryshchepa A., et al. Evaluation of Water Quality's Influence on the Water Discharge of a Nuclear Power Plant (Non-Radiative Impact Factor). *The 3rd Information International Electronic Conference on Processes*. Basel Switzerland, 2024. URL: <https://doi.org/10.3390/engproc2024067003> (date of access: 19.01.2026).
 101. Abreu A. C., Fernández I. Nuclear magnetic resonance to study bacterial biofilms structure, formation, and resilience. *Recent Trends in Biofilm Science and Technology*. 2020. P. 23–70. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819497-3.00002-7> (date of access: 19.01.2026).
 102. Pan S.-Y., Snyder S.W., Packman A. I., Lin Y. J., et al. Cooling water use in thermoelectric power generation and its associated challenges for addressing water-energy nexus. *Pan Water-Energy Nexus*. 2018. Vol. 1, no. 1. P. 26–41. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wen.2018.04.002> (date of access: 19.01.2026).
 103. Biedunkova O., Kuznietsov P., Pinchuk O. Comprehensive Assessment of Scale Formation, Corrosion, and Biological Pollution in a Cooling Water Supply System. *MethodsX*. 2025. P. 103154. URL: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2025.103154> (date of access: 19.01.2026).
 104. Hernández-Moreno D., Blázquez M., Andreu-Sánchez O., Bermejo-Nogales A., et al. Acute hazard of biocides for the aquatic environmental compartment from a life-cycle perspective. *Science of The Total Environment*. 2019. Vol. 658. P. 416–423. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.186> (date of access: 19.01.2026).
 105. Kumar A. V., Patra A. K., Tiwari S. N., Baburajan A., et al. Negligible radiological impact of Indian nuclear power plants on the environment and the public: Findings from a 20-year study. *Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 914. P. 169936. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169936> (date of access: 19.01.2026).

106. Zhang X., Gu P., Liu Y. Decontamination of radioactive wastewater: State of the art and challenges forward. *Chemosphere*. 2019. Vol. 215. P. 543–553. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.029> (date of access: 19.01.2026).
107. Saint-Fort R. Understanding Sorption Behavior and Properties of Radionuclides in the Environment. Principles and Applications in Nuclear Engineering - Radiation Effects, Thermal Hydraulics, Radionuclide Migration in the Environment. 2018. URL: <https://doi.org/10.5772/intechopen.76215> (date of access: 19.01.2026).
108. Križman M. J., Cindro M., Nemec B. V. Discharged Radionuclides from the Slovenian Nuclear & Radiation Facilities and Their Actual Detection in the Environment. *International Conference Nuclear Energy for New Europe 2010*, September 6-9, 2010, Portorož, Slovenia. URL: <https://arhiv.djs.si/proc/port2010/pdf/1101.pdf>
109. Flipo L., Coppin F., Garcia-Sanchez L., Ciffroy P., et al. Radionuclide sorption dynamics in the Rhone River: Experimental and modelling approach. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2025. Vol. 282. P. 107609. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2024.107609> (date of access: 19.01.2026).
110. Khan W.S., Asmatulu E., Uddin Md N., Asmatulu R. Treatment of radioactive waste. *Recycling and Reusing of Engineering Materials*. 2022. P. 275–294. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-822461-8.00009-7> (date of access: 19.01.2026).
111. Klemt E., Putyrskaya V., Röllin S., Corcho-Alvarado J. A., et al. Radionuclides in sediments of the Aare and Rhine river system: Fallouts, discharges, depth-age relations, mass accumulation rates and transport along the river. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021. Vol. 232. P. 106584. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106584> (date of access: 19.01.2026).
112. Wang J., Zhang L., Qu J. Distribution laws for radioisotopes in receiving freshwater of Inland Nuclear Power Plant. *Annals of Nuclear Energy*. 2022. Vol. 166. P. 108656. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2021.108656> (date of access: 19.01.2026).

113. Carvalho Gomes F., Godoy J. M., Carvalho Z. L., Souza E. M., et al. Tritium (^3H) as a tracer for monitoring the dispersion of conservative radionuclides discharged by the Angra dos Reis nuclear power plants in the Piraquara de Fora Bay, Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 136. P. 169–173. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.05.022> (date of access: 19.01.2026).
114. Yu Y., Men W., Xu Y., Wang F. Assessment of the impact of Tianwan Nuclear Power Plant on the adjacent marine ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*. 2024. Vol. 202. P. 116378. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116378> (date of access: 19.01.2026).
115. Yu Y., Zhou P., Men W. Impact of long-term operation of nuclear power plants on the marine ecosystem of Daya Bay. *Marine Pollution Bulletin*. 2023. Vol. 193. P. 115146. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115146> (date of access: 19.01.2026).
116. Panicker S. G. Microbial diversity at the polluted sites. *Microbial Diversity in Hotspots*. 2022. P. 135–154. URL: <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-90148-2.00011-0> (date of access: 19.01.2026).
117. Souza I., Pennafirme S., Bittencourt J., Santos N., et al. Radiological and non-radiological analysis of marine sediment near a nuclear power plant. *Marine Pollution Bulletin*. 2026. Vol. 224. P. 119112. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.119112> (date of access: 19.01.2026).
118. Anbumani S., Mohankumar M. N. Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish *Catla catla*. *Aquatic Toxicology*. 2012. Vol. 122-123. P. 125–132. URL: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.06.001> (date of access: 19.01.2026).
119. Parisot F., Bourdineaud J.-P., Plaire D., Adam-Guillermin C., et al. DNA alterations and effects on growth and reproduction in *Daphnia magna* during chronic exposure to gamma radiation over three successive generations. *Aquatic Toxicology*. 2015. Vol. 163. P. 27–36. URL: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.03.002> (date of access: 19.01.2026).

120. Stalin A., Broos K. V., Sadiq Bukhari A., Syed Mohamed H. E., et al. Effects of ⁶⁰Co gamma irradiation on behavior and gill histoarchitecture of giant fresh water prawn *Macrobrachium rosenbergii* (DE MAN). *Stalin Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2013. Vol. 92. P. 155–160. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.03.015> (date of access: 19.01.2026).
121. Masschelein W. J., Genot J. Impact of Nuclear Power Plants of the Pwr-Type on River Water Quality (Case-Report of the River Meuse). *Water Science and Technology*. 1982. Vol. 14, no. 4-5. P. 199–214. URL: <https://doi.org/10.2166/wst.1982.0099> (date of access: 19.01.2026).
122. Ayoub A., Song Y., Sagiroun M. Radionuclide migration in fresh water from nuclear power plant liquid effluent discharged: (Hypothetical case study). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2020. Vol. 474. P. 022034. URL: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/474/2/022034> (date of access: 19.01.2026).
123. Wehrden H., Fischer J., Brandt P., Wagner V., et al. Consequences of nuclear accidents for biodiversity and ecosystem services. *Conservation Letters*. 2012. Vol. 5, no. 2. P. 81–89. URL: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2011.00217.x> (date of access: 02.03.2025).
124. Dombrovski V. C., Zhurauliou D. V., Ashton-Butt A. Long-term effects of rewilding on species composition: 22 years of raptor monitoring in the Chernobyl Exclusion Zone. *Restoration Ecology*. 2022. URL: <https://doi.org/10.1111/rec.13633> (date of access: 02.03.2026).
125. Didukh Y. P., Pashkevych N., Kolomiychuk V. P., Vyshnevskiy D. Vegetation changes within the Chornobyl Exclusion Zone, Ukraine. *Environmental & Socio-economic Studies*. 2023. Vol. 11, no. 1. P. 13–32. URL: <https://doi.org/10.2478/environ-2023-0002> (date of access: 12.01.2025).
126. Madden N., Lewis A., Davis M. Thermal effluent from the power sector: an analysis of once-through cooling system impacts on surface water temperature. *Environmental Research Letters*. 2013. Vol. 8, no. 3. P. 035006. URL: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035006> (date of access: 01.02.2025).

127. Rose T., Sweeting T. How safe is nuclear power? A statistical study suggests less than expected. *Bulletin of the Atomic Scientists*. 2016. Vol. 72, no. 2. P. 112–115. URL: <https://doi.org/10.1080/00963402.2016.1145910> (date of access: 01.02.2025).
128. Ho S. S., Kristiansen S. Environmental Debates over Nuclear Energy: Media, Communication, and the Public. *Environmental Communication*. 2019. Vol. 13, no. 4. P. 431–439. URL: <https://doi.org/10.1080/17524032.2019.1603018> (date of access: 01.02.2025).
129. Jebakumar J. P. P., Nandhagopal G., Babu B. R., Ragumaran S., et al. Impact of coastal power plant cooling system on planktonic diversity of a polluted creek system. *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 133. P. 378–391. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.053> (date of access: 01.02.2025).
130. Clean Water Act (CWA). Environmental Regulatory Calculations Handbook. Hoboken, NJ, USA. P. 135–200. URL: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-06/merrimack-final-rtc-ch-2-2020.pdf> (date of access: 14.12.2025).
131. Mateo-Tomás P., López-Bao J. V. A nuclear future for biodiversity conservation? *Biological Conservation*. 2022. Vol. 270. P. 109559. URL: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109559> (date of access: 01.02.2026).
132. Mills M. P. Mines, minerals, and" green" energy: a reality check. Manhattan Institute, 2021. 20 p. URL: <https://manhattan.institute/article/mines-minerals-and-green-energy-a-reality-check> (date of access: 01.02.2025).
133. Sonter L. J., Dade M. C., Watson J., et al. Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature Communications*. 2020. Vol. 11, no. 1. URL: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17928-5> (date of access: 01.02.2025).
134. Jayabal R. Next-generation solutions for water sustainability in nuclear power plants: Innovations and challenges. *Nuclear Engineering and Design*. 2025. Vol. 432. P. 113757. URL: <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2024.113757> (date of access: 02.12.2025).

135. Zheng Y., Zhang R., Long Y., Jiang X., et al. Review on development status of comprehensive prevention and control technology for disaster-causing floating bodies at water intake of nuclear power plants. *Annals of Nuclear Energy*. 2025. Vol. 212. P. 111087. URL: <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2024.111087> (date of access: 02.12.2025).
136. Директива європейського парламенту і ради 2010/75/ЄС про промислові викиди (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю) від 24 листопада 2010 року. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_004-10#Text (дата звернення: 10.07.2025).
137. The World Bank Group Environmental, Health, and Safety (EHS) Guidelines. URL: <https://www.ifc.org/en/insights-reports/general-environmental-health-and-safety-guidelines> (date of access: 12.12.2025).
138. Council Directive 2013/51/Euratom of 22 October 2013. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2013/51> (date of access: 12.12.2025).
139. IAEA. Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection. International Atomic Energy Agency, 2005. URL: <https://www.iaea.org/resources/safety-standards> (date of access: 12.12.2025).
140. Monitoring for Protection of the Public and the Environment. URL: <https://www.iaea.org/publications/15857/monitoring-for-protection-of-the-public-and-the-environment> (date of access: 12.12.2025).
141. Environmental Protection in New Nuclear Power Programmes. URL: <https://www.iaea.org/publications/15517/environmental-protection-in-new-nuclear-power-programmes> (date of access: 12.12.2025).
142. Chemistry Programme for Water Cooled Nuclear Power Plants (IAEA SSG-13) URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/p15674-PUB2095_web.pdf (date of access: 13.12.2025).
143. IAEA Nuclear Energy Series – Efficient Water Management for Nuclear Power Plants. URL: <https://www.iaea.org/topics/non-electric-applications/efficient-water-management-in-nuclear-power-plants> (date of access: 13.12.2025).

144. Водний кодекс України : Офіц. вид. Текст із змін. та допов. станом на 20 квітня 2004 р. Київ : ІнЮре, 2004. 136 с.
145. Закон України Про охорону навколишнього природного середовища. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення 10.12.2025).
146. Закон України Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/39/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення 10.12.2025).
147. Про затвердження Порядку розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти та перелік забруднюючих речовин, скидання яких у водні об'єкти нормується. Постанова Кабінету міністрів України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1100-96-%D0%BF#Text> (дата звернення 10.12.2025).
148. Закон України Про внесення змін до деяких законодавчих актів України, що регулюють відносини, пов'язані з одержанням документів дозвільного характеру щодо спеціального водокористування. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1830-viii#Text> (дата звернення 10.12.2025).
149. Закон України Про дозвільну систему у сфері господарської діяльності. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2806-15#Text> (дата звернення 10.12.2025).
150. Про затвердження Положення про Державне агентство водних ресурсів України. Постанова Кабінету міністрів України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/393-2014-%D0%BF#Text> (дата звернення 10.12.2025).
151. Kuznietsov P. M., Biedunkova O. O. Dissolved oxygen concentration water dynamics with discharge of the nuclear power plant under the influence of temperature effect. *Problems of Atomic Science and Technology*. 2024. P. 94–99. URL: <https://doi.org/10.46813/2024-152-094> (date of access: 02.03.2026).

152. Yesipova N., Marenkov O., Sharamok T., Nesterenko O., et al. Development of the regulation of hydrobiological monitoring in circulation cooling system of the Zaporizhzhia nuclear power plant. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2022. Vol. 2, no. 10 (116). P. 6–17. URL: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.255537> (date of access: 14.12.2025).
153. Malovanyy M., Boiaryn M., Biedunkova O., Voloshyn V. et al. The impact of the ecological sustainability of landscapes on the formation of the hydro-ecological state in the upper part of the Prypiat River basin/ *Ecological Questions*. 2025. Vol. 36, no. 2. P. 1–21. URL: <https://doi.org/10.12775/eq.2025.018> (date of access: 12.12.2025).
154. A. A. Mariazzi, Donadelli L., Arenas P., Di Sierviet M. A. al. Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero Reservoir, (Córdoba, Argentina). *Hydrobiologia*. 1992. Vol. 246, no. 2. P. 129–140. URL: <https://doi.org/10.1007/bf00014700> (date of access: 12.12.2025).
155. Novoselova T., Syliaieva A., Gromova Y., Menshova T. et al. Technoecosystem of the cooling pond of the South Ukrainian Nuclear Power Plant: group dynamics and transformation. *Ecosystem Transformation*. 2020. Vol. 3, no. 1. URL: <https://doi.org/10.23859/estr-191112> (date of access: 13.12.2025).
156. Teixeira T. P., Neves L. M., Araújo F. G. Effects of a nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil. *Marine Environmental Research*. 2009. Vol. 68, no. 4. P. 188–195. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.06.004> (date of access: 13.12.2025).
157. Suganya P., Swaminathan G., Anoop B., et al. Assessing the factors affecting the water chemistry parameters in the auxiliary water system of a nuclear power plant. *SN Applied Sciences*. 2020. Vol. 2, no. 11. URL: <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03693-z> (date of access: 13.12.2025).
158. Biedunkova O., Kuznietsov P., Korbutiak V. Evaluation of return cooling water reuse in the wet cooled power plant to minimise the impact of water intake and drainage. *Sustainable Chemistry for the Environment*. 2024. P. 100151. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100151> (date of access: 03.03.2025).

159. Mclennan A., Tregoning R., Mottershead K. International Fatigue Database in Support of Nuclear Energy Safety. *ASME 2025 Pressure Vessels & Piping Conference*, Montreal, Quebec, Canada, 20–25 July 2025. 2025. URL: <https://doi.org/10.1115/pvp2025-155276> (date of access: 23.10.2025).
160. Voloshkina O., Korduba I., Zhukova O. The Determination of the Efficiency of Cooling Systems of Nuclear Power Plants of Ukraine in the Conditions of Global Climate Changes. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2023. Vol. 24, no. 5. P. 170–176. URL: <https://doi.org/10.12912/27197050/165900> (date of access: 03.03.2025).

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Етапи та загальна схема проведення досліджень

Відповідно до поставленої мети – проведення оцінки впливу технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води ВП "Рівненська АЕС" на структурні зміни водної екосистеми р. Стир, логіка та структура проведення досліджень у роботі побудована за принципом послідовного переходу від загальнотеоретичного аналізу проблеми до комплексної оцінки екологічного стану водного об'єкта у зоні впливу атомної електростанції та обґрунтування практичних рекомендацій (рис. 2.1).

На першому етапі здійснено наукометричний аналіз і узагальнення сучасних наукових підходів до вивчення впливу атомної енергетики на водні екосистеми, що дозволило визначити ключові напрями досліджень, актуальні наукові підходи та сформулювати концептуальну основу роботи. Паралельно проведено систематизацію екологічних ризиків функціонування атомних електростанцій із урахуванням фізичних, хімічних, радіоекологічних і біологічних факторів впливу.

На наступному етапі дослідження проводився аналіз технологічних особливостей функціонування РАЕС, зокрема системи охолоджувального водопостачання, водно-хімічного режиму та формування зворотних вод, що дозволило ідентифікувати потенційні джерела антропогенного навантаження на водні екосистеми. Одночасно охарактеризовано природні умови басейну річки Стир та обґрунтовано методичні підходи до моніторингу і оцінки якості води із використанням гідрохімічних показників та методів статистично-математичного аналізу.

Подальший етап дослідження передбачав вивчення гідрологічних, гідротермічних і гідрохімічних процесів у зоні впливу водокористування атомної електростанції.

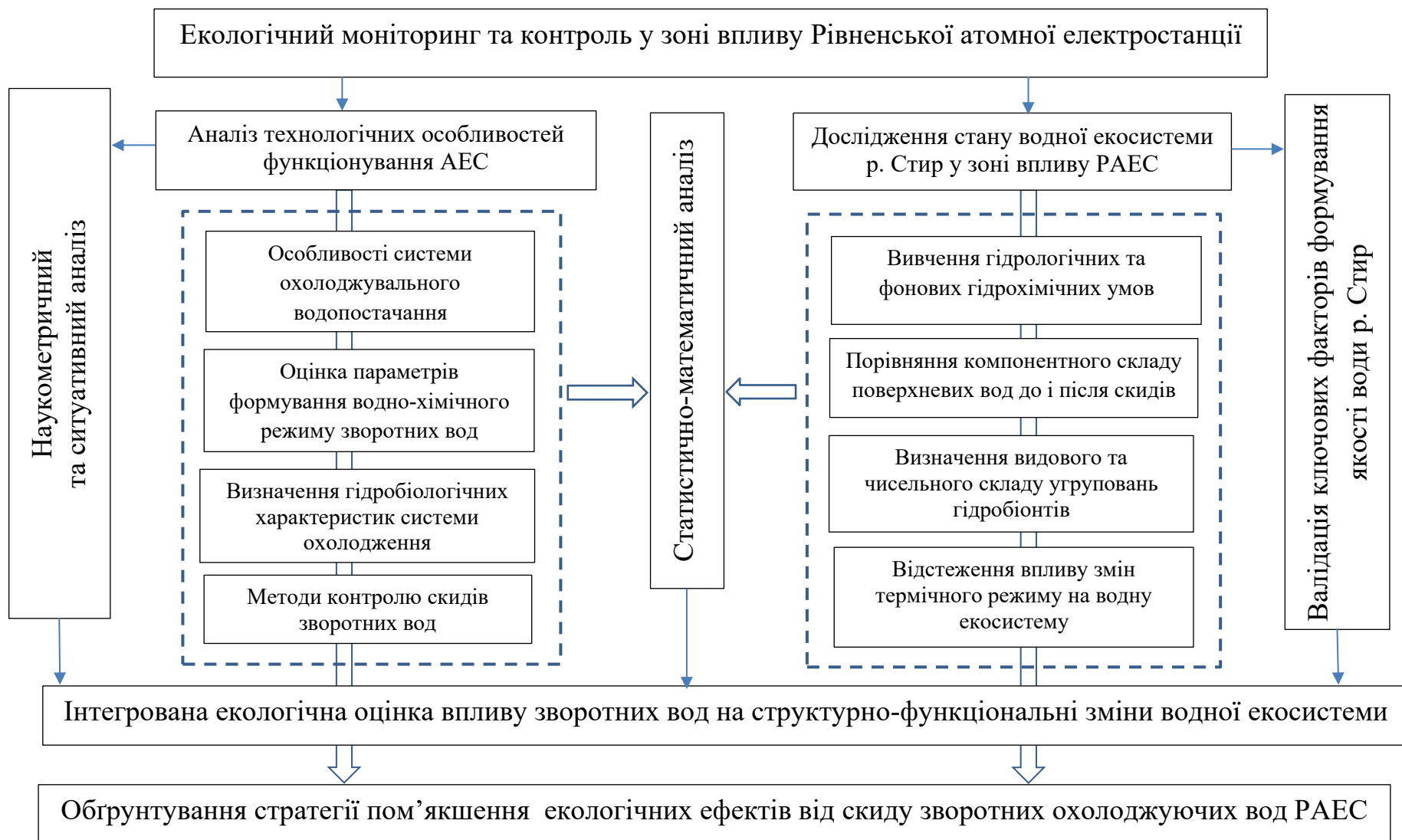


Рис. 2.1. Структурна блок-схема проведення досліджень

Зокрема, проаналізовано особливості водокористування та температурний вплив зворотних вод, досліджено формування їх хімічного складу під впливом технологічних режимів водопідготовки, а також встановлено закономірності змін і взаємозв'язків основних гідрохімічних показників у річковій воді до та після скиду.

Важливою складовою дослідження є гідробіологічний моніторинг системи охолодження, що дозволив оцінити роль біологічного забруднення у формуванні якості зворотних вод і впливі на експлуатаційні характеристики системи. На основі отриманих результатів виконано інтегровану екологічну оцінку впливу зворотних вод із застосуванням комплексу хімічних, мікробіологічних і токсикологічних показників, а також проведено оцінку екологічного стану річки Стир за інтегральними індексами якості води.

Завершальним етапом роботи стало узагальнення отриманих результатів, визначення ключових факторів формування якості води та обґрунтування практичних рекомендацій щодо вдосконалення системи екологічного моніторингу та контролю у зоні впливу атомної електростанції. Таким чином, запропонована структура дослідження забезпечує комплексний, системний підхід до оцінки впливу технологічних процесів атомної енергетики на водні екосистеми.

2.1. Характеристика басейну р. Стир

2.1.1. Просторове розміщення та природні умови

Річка Стир є важливою водною артерією північно-західної частини України, протікаючи територією Львівської, Волинської та Рівненської областей, впадає в річку Прип'ять, формуючи частину басейну Дніпра, а саме суббасейн Прип'яті (рис. 2.1) [38].

Клімат регіону, в якому розташований басейн річки, характеризується помірно континентальними умовами з позитивним водним балансом. Загальна довжина річки становить 494 км, площа водозбору 13100 км², а середньорічний стік в гирлі – 49,5 м³/с, або 129,6·10⁶ м³ на місяць.

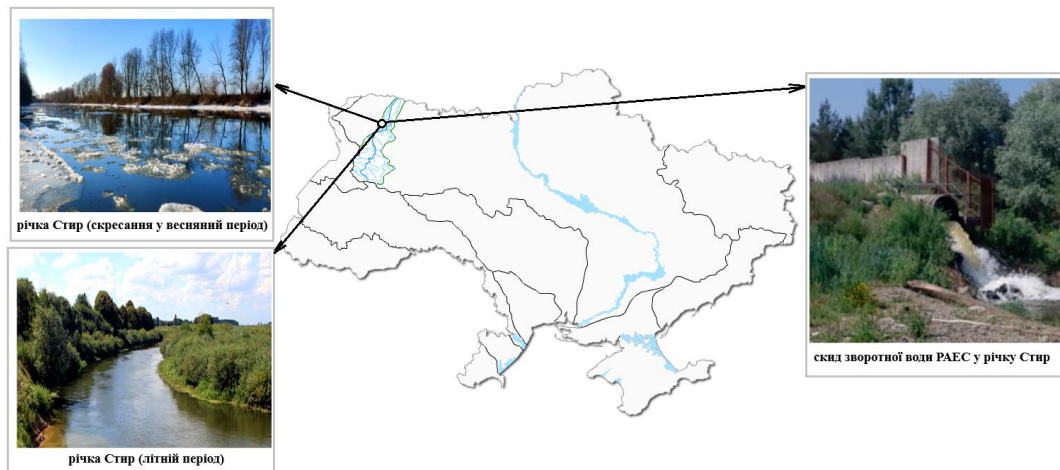


Рис. 2.1. Розміщення басейну р. Стир у водогосподарському районуванні України

У верхній течії Стир є вузькою річкою (ширина 2-20 м), тоді як у середній та нижній частинах ширина досягає 30-50 м. Основний напрямок течії річки – північний і північно-східний [39]. За типологією поверхневих вод Стир відноситься до низинних річок з піщано-суглинистим руслом, що живиться за рахунок вапнякових і мергелево-крейдяних відкладень, які формують гідрокарбонатно-кальцієвий склад води [40].

Басейн річки Стир має грушоподібну форму і включає 21 притоку, межуючи з басейнами річок Горинь та Стохід. У безпосередній близькості до водозабору Рівненської АЕС розташовані притоки річки Кромін, яка впадає в Стир за 16,7 км вище водозабору, та річок Горвах і Ров, що впадають у Стир на відстані 13 км і 34 км нижче відповідно (рис. 2.2).

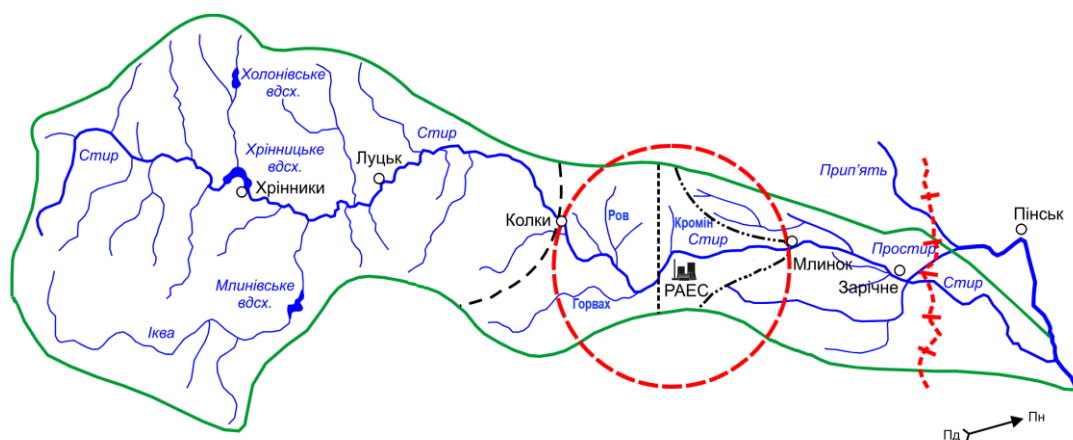


Рис. 2.2. Гідрографічна мережа водозбору р. Стир

Ці річки є водоприймачами мережі меліоративних каналів, які відводять воду з заболочених територій. Існуюча водозабірна споруда РАЕС представлена водоприймачем у вигляді ковша завширшки 13 м, який розташований під кутом 140° до основного напрямку течії річки і знаходиться на середній позначці дна р. Стир [41].

2.1.2. Методи гідрологічного дослідження ділянки р. Стир в районі водозабору

На ділянці водозабору РАЕС русло Стиру має помірно звивистий характер, ширина коливається від 40 до 60 м, а глибина у межень становить 0,8-2,0 м. Береги в цьому місці мають висоту від 1 до 3 м і складаються з піщано-суглинкових відкладень, русло піщане. Потік води перед водозабором РАЕС формує меандри, що спричиняє виникнення поперечної циркуляції води і сприяє відкладенню наносів у придонному шарі.

Після водозабору русло річки має лівий згін, що сприяє ерозії лівого берега, тоді як правий берег накопичує наносні відкладення. Однією з характерних фаз гідрологічного режиму річки є щорічна весняна повінь, що формується внаслідок танення снігу та інтенсивних опадів. Територія навколо РАЕС переважно складається з забудованих територій, що вказує на значну людську інфраструктуру, яка може сприяти забрудненню поверхневих вод (рис. 2.3).

У дисертаційному дослідженні, для оцінки водних ризиків було використано систему індикаторів Aqueduct™ 3.0 (<https://www.wri.org/aqueduct>), що вимірюють співвідношення загального попиту на воду; постачання води, що характеризує загальну кількість відновлюваної прісної води; вичерпання води, що є відношенням загального споживання води до наявних відновлюваних запасів води та загального ризику води, що вимірює всі ризики, пов'язані з водою.

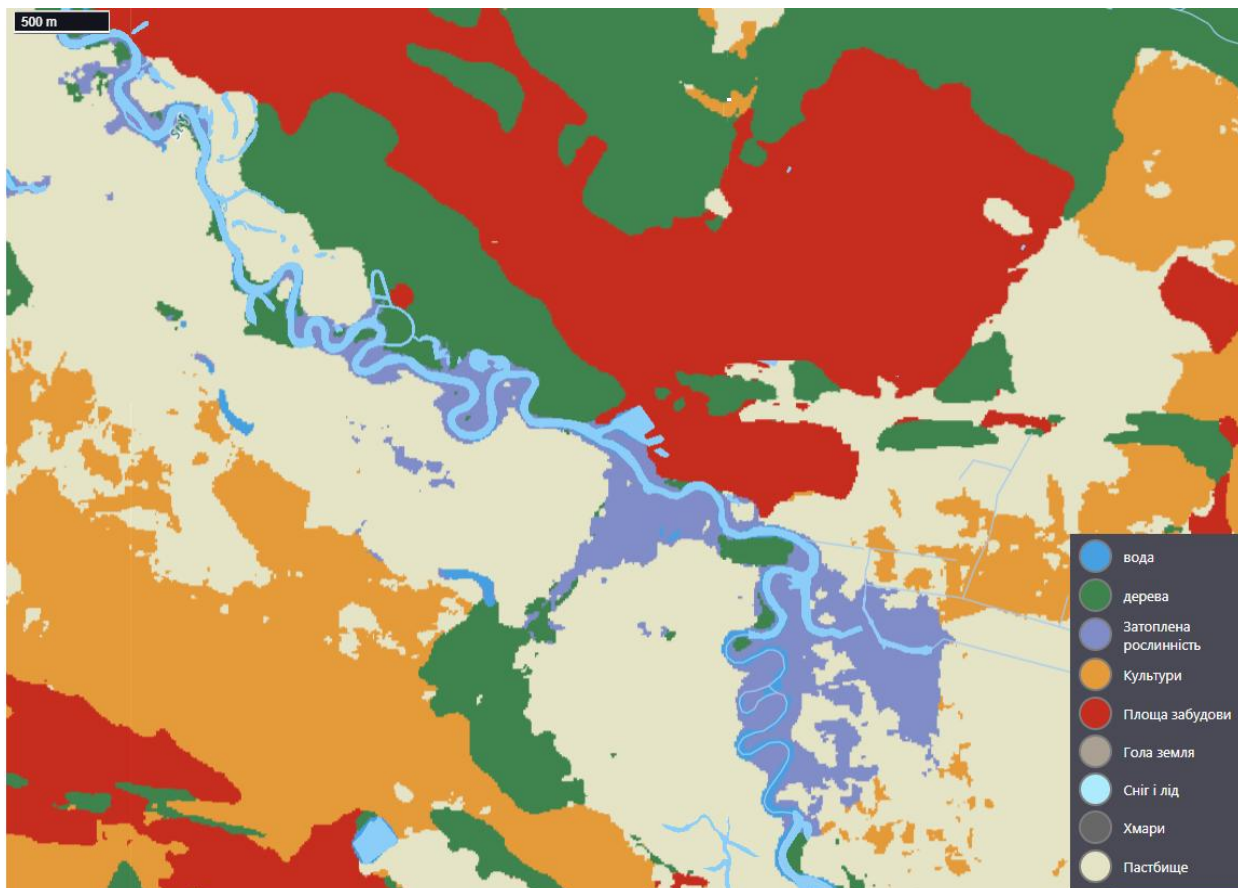


Рис. 2.3. Карта землекористування ділянки р. Стир в районі водозабору РАЕС (за результатами зондування супутнику Sentinel-2, 2022 р.)

Відповідно до Керівництва щодо звітності ВРД [42], гідрологічні зміни оцінюються як чинники впливу на стан гідроекологічного режиму водойм. Основним завданням оцінки таких змін є виявлення відхилень від природного гідрологічного режиму на основі аналізу таких показників, як середньорічний стік (Q_a), середньодобовий стік (Q_d), середньомісячний стік (Q_m), середньорічний мінімальний стік (Q_{al}) і середньорічний максимальний стік (Q_{dl}) [43]. Для визначення змін гідрологічного режиму застосовувався підхід діапазону мінливості (RVA), який оцінює ступінь змін в річкових екосистемах внаслідок гідрометеорологічних та антропогенних факторів [44]. В дослідженні застосовано підхід, що передбачав оцінку гідрологічних змін на основі відмінностей у характеристиках режиму течії між двома визначеними періодами часу та використовував систему трьох класів у діапазоні: низький 0–33%, помірний 33–67% і високий 67–100%. Гідрологічні зміни (G , %) на досліджуваній

ділянці р. Стир розраховувались за методиками [49, 50] для Q_a , Q_d , Q_m , Q_{a1} , Q_{d1} за формулою (2.21). Супутникові зображення Sentinel-2 були зібрані на платформі Sentinel Hub EO Browser [45], а для візуалізації даних дослідження використовувався нормалізований індекс різниці води (NDWI) за МакФітерсом [46].

$$G_n = (Q_n - Q_{n+1}) \cdot 100 / Q_n \quad (2.21)$$

де: Q_n – витрата за попередній рік (2018, 2019, 2020, 2021) чи місяць (січень-грудень) залежно від гідрологічного показника, m^3/c ; Q_{n+1} – витрати за наступні роки дослідження (2019, 2020, 2021, 2022) чи місяць (лютий-грудень) залежно від гідрологічного показника, m^3/c .

2.2. Характеристика технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води Рівненської АЕС

2.2.1. Просторове розміщення та технологія виробництва електроенергії

Рівненська АЕС (РАЕС) розташована в Рівненській області, на західному Поліссі, біля річки Стир, місто-супутник Вараш (рис. 2.4).

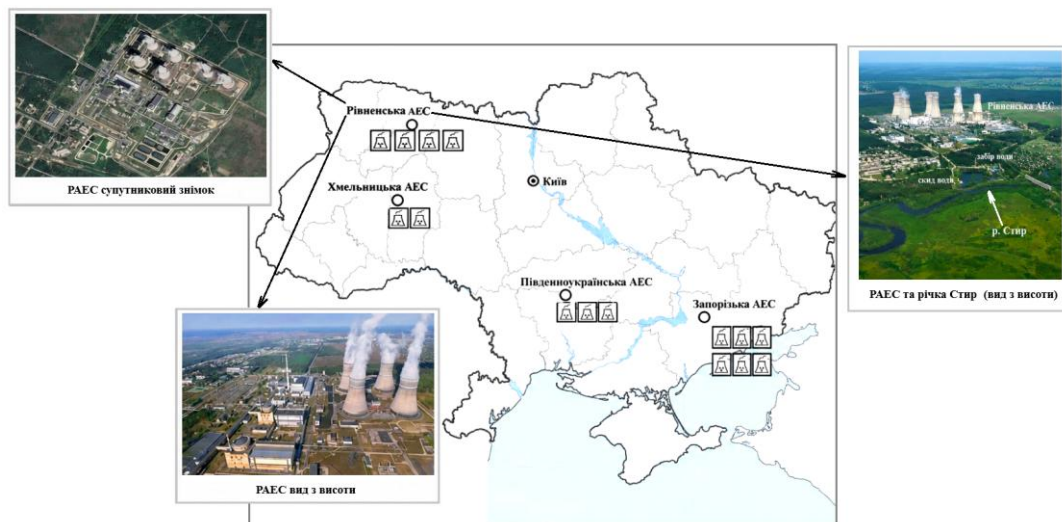


Рис. 2.4. Візуалізація розміщення РАЕС

РАЕС – атомна електростанція з енергетичними водо-водяним реакторами, що має чотири енергоблоки типу ВВЕР-440 – енергоблоки № 1, 2 та енергоблоки типу ВВЕР-1000 – енергоблоки № 3, 4 (табл. 2.1) [7].

Характеристика енергоблоків РАЕС

Енерго-блок	Тип	Потужність, МВт	Введення в експлуатацію	Закінчення проектного терміну експлуатації	Продовження терміну експлуатації
1	ВВЕР-440	420	31.12.1980	22.12.2010	до 22.12.2030
2	ВВЕР-440	415	30.12.1981	22.12.2011	до 22.12.2031
3	ВВЕР-1000	1000	21.12.1986	11.12.2017	до 11.12.2037
4	ВВЕР-1000	1000	10.10.2004	07.06.2035	-

Чиста та ефективна атомна енергетика відіграє все більш важливу роль в оптимізації енергетичної структури, забезпеченні енергетичної безпеки, сприянні скороченню викидів забруднюючих речовин і вирішенні проблем глобального потепління, особливо в контексті глобального клімату та геополітичної турбулентності [1]. Атомна промисловість сприяє збереженню природних ресурсів за рахунок виробництва екологічно чистої енергії. Однак, від самого початку експлуатації атомних електростанцій (АЕС) головним завданням виявляється контроль і підтримання безпеки їх роботи. Відповідно до загальноприйнятих принципів міжнародного права та вимог МАГАТЕ, безпека АЕС спрямовується на захист навколишнього середовища та людей від наслідків небажаних аварійних ситуацій, які можуть виникати на будь-яких етапах життєвого циклу ядерних установок та їх технологічного обладнання [2].

Основною частиною АЕС є ядерний реактор, де міститься джерело енергії – ядерне паливо, що зазвичай являє собою двоокис урану (UO_2), збагачений ізотопом урану ^{235}U (1,8–5,0 %). В активній зоні реактора відбуваються ланцюгові ядерні реакції поділу, що супроводжуються виділенням тепла, яке теплоносії переносить з реактора в парогенератор, де внаслідок нагрівання робочого тіла утворюється насичена пара. Далі пара надходить у турбіну, яка приводить у рух електрогенератор, що й перетворює механічну енергію на електричну. З турбіни відпрацьована пара потрапляє в конденсатор, де перетворюється на воду (конденсат), що повертається в парогенератор і знову використовується для утворення пари [3]. Типова АЕС включає активну зону реактора, систему захисної оболонки реактора, пов'язані з безпекою системи

транспортування тепла, електричні та контрольно-вимірювальні системи, системи поводження з паливом та системи поводження з радіоактивними відходами, більшість елементів систем, які використовуються у вищезгаданих системах, потребують систем охолодження води для нормальної роботи [4]. Вода для охолодження є ключовим компонентом для задоволення потреб промислового охолодження електростанцій і відповідає за більшу частину загального промислового використання води в усьому світі [5]. За повідомленнями, у 2019 році понад 80% прісної води, що видобувається в промисловості, використовувалося для охолодження [6].

2.2.2. Система охолоджуючого водопостачання

Типові водяні системи охолодження, що використовуються для промислового застосування, можна класифікувати на дві основні категорії: прямоточна система та оборотна система охолодження (ОСО). В ОСО одна і та ж вода використовується неодноразово для охолодження технологічного обладнання, тим самим досягається зменшення водокористування [8]. Перш ніж вода, необхідна для охолодження, подається в ОСО, вона зазвичай проходить водопідготовку для видалення основних іонів, залежно від початкової та необхідної якості. Після цієї обробки очищена вода, яка називається додатковою водою, направляється в ОСО (рис. 2.5а). Охолоджуюча вода ОСО подається в конденсатор 3, де нагрівається (рис. 2.5б), далі подається в градирню 2 (рис. 2.5б), де охолоджується випаровуванням, охолоджена вода повертається в конденсатор 3 (рис. 2.5б) і знову нагрівається. Цикли концентрації регулюються величинами продувки охолоджуючої води зі скиданням зворотної води в навколишнє середовище. Зворотні води з системи охолодження скидаються у водойму, з якої забирається вода, а витрати води на випаровування і продувку поповнюються додатковою водою 1, що пройшла водопідготовку (рис. 2.5а). У градирнях теплота води виділяється за рахунок випаровування, компоненти охолодженої води концентруються, а частина води видалається шляхом продувки зворотної охолоджувальної води, хімічний склад якої формує водний скид.

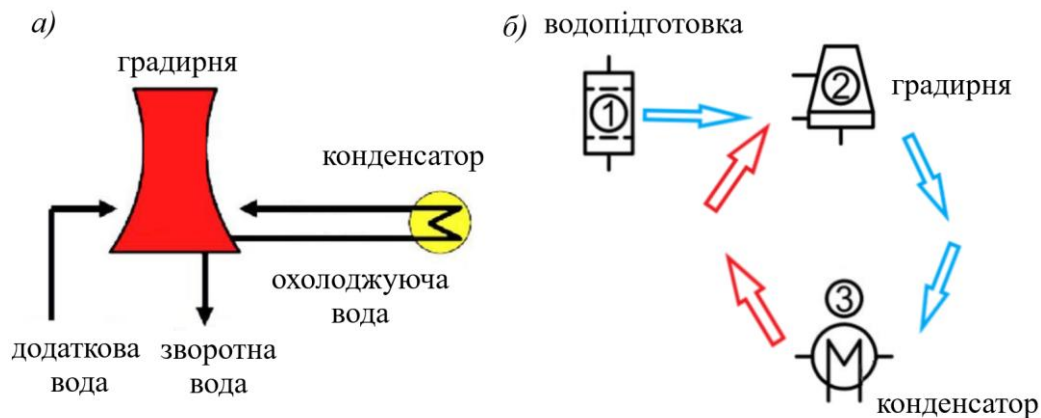


Рис. 2.5. Схематичне зображення моделі водного балансу ОСО

Модель випаровування і концентрування в ОСО [7], яка описує цикли нагрівання води в конденсаторі і подальшого охолодження в градирні, визначається коефіцієнтом випаровування (ϕ), є мірою швидкості випаровування і концентрації в межах ОСО та визначається за допомогою наступних рівнянь (2.1, 2.2).

$$\phi = MU / BD + W \quad (2.1)$$

$$W = \Delta t \cdot K \quad (2.2)$$

де: MU - витрата додаткової води, m^3/c ; BD - витрата зворотної води, m^3/c ; W - крапельний винос в градирні; Δt - різниця температур в ОСО, $^{\circ}C$; K - коефіцієнт, який залежить від температури повітря і змінюється в межах від 0,0012 ($0^{\circ}C$) до 0,0016 ($40^{\circ}C$).

Система охолоджуючого водопостачання Рівненської АЕС складається з ОСО циркуляційних систем енергоблоків № 1-3 та № 4, ОСО відповідальних і невідповідальних споживачів енергоблоків № 1-4 та має шість однотипних баштових градирень (діаметр основи башти 124 м, висота башти 150 м). Продувка ОСО складає 0,42% від витрати охолоджуючої води. Витрати охолоджуючої води енергоблоків № 1, № 2 складають $91000 m^3/год$ на кожний, енергоблоків № 3, № 4 – по $188920 m^3/год$. Забір води для охолоджуючого водопостачання Рівненської АЕС проводиться з р. Стир з встановленим лімітом забору води, згідно з [9] становить $10046,125 m^3/год$. Зворотні води скидаються у р. Стир через один випуск промислово-зливової каналізації, який знаходиться на

30 м нижче за течією річки від водозабору додаткової води. Допустимий обсяг скиду зворотної води РАЕС в р. Стир згідно з [9] становить 2483,75 м³/год.

2.2.3. Водопідготовка та водно-хімічний режим

Основними проблемами експлуатації ОСО є корозія, утворення накипу та біобростання [10, 11]. Ці проблеми проявляються в більшому чи меншому ступені, залежно від якості вхідної води, попередньої водопідготовки та стабілізаційної обробки води. На АЕС, у технологічному виробництві електроенергії, використовується широкий спектр хімічних речовин для контролю роботи реакторів, обробки води, запобігання корозії та очищення систем. Узагальнена інформація, про хімічні речовини, що використовують на АЕС вказана в таблиці А.1 Додаток А. Основні речовини включають хімічні речовини для водопідготовки та підтримання водно-хімічного режиму АЕС. Окрім цього вміст основних компонентів води в зворотних водах збільшується внаслідок концентрування охолоджуючої води в ОСО через процеси нагріву та випаровування.

Попередня водопідготовка охолоджуючої води може включати седиментацію, освітлення води, пом'якшення, антинакипну обробку інгібіторами накипу та стабілізаційну обробку мінеральними кислотами. Для РАЕС реалізована система водопідготовки ОСО, що зображена на рис. 2.6.

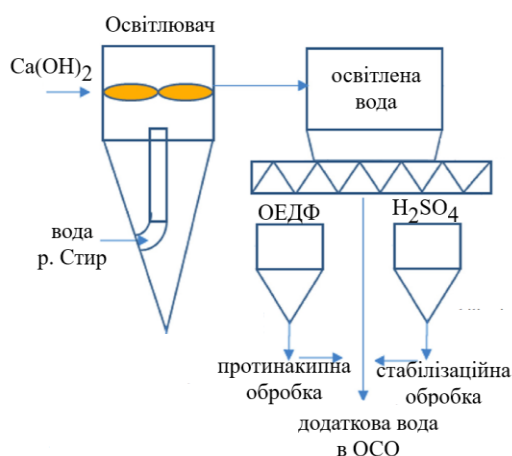
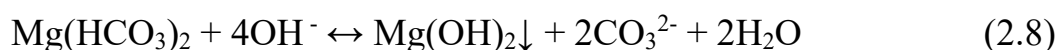
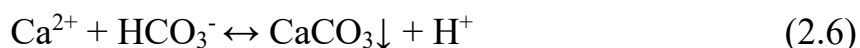


Рис. 2.6. Схема системи водопідготовки додаткової води ОСО РАЕС

Водопідготовка ОСО РАЕС проводиться на спорудах очищення додаткової води (СОДВ) максимальною продуктивністю за додатковою водою 8350 м³/год. Водопідготовка додаткової води СОДВ включає передочищення в освітлювачах ВТІ-1000 шляхом вапнування в бікарбонатному режимі. Процес вапнування відбувається шляхом перетворення Ca(HCO₃)₂ на осад CaCO₃ з використанням вапна Ca(OH)₂ (формула 2.3). Вапнування відбувається за рахунок зміщення карбонатної рівноваги вхідної води, при цьому значення рН підвищується до значень 8,8-9,8 од. Освітлення шляхом вапнування дозволяє знизити до 50 % вміст іонів кальцію (в порівнянні з вхідною водою) та пропорційно видаленому кальцію, знижує кількість утвореного накипу CaCO₃ в ОСО. При вапнуванні зародкові частинки карбонату кальцію, що формують завислі речовини (ЗР) в освітлювачах, не осідають, відбувається їх винос з очищеною водою.



Потрапляючи в ОСО, вода змінює свій фізико-хімічний склад (2.4-2.5) під впливом багатьох факторів через що можуть відбуватися процеси утворення накипу, що складаються з осадів карбонату кальцію (CaCO₃) та/або сульфату (CaSO₄), гідроксиду магнію (Mg(OH)₂) залежно від реакції (2.6 - 2.8). Осадження CaCO₃, CaSO₄, Mg(OH)₂ в ОСО спричиняє зниження тепловіддачі обладнання, що знижує ефективність обладнання та роботи АЕС та збільшує експлуатаційні витрати на видалення накипу.



Для інгібування утворення накипу проводять корекційну обробку інгібіторами накипоутворення. На сьогоднішній день органічні фосфонати є домінуючими інгібіторами накипу з прийнятною ефективністю та низькою вартістю [12]. Окіетиледендифосфонова кислота (ОЕДФ) - (рис. 2.4а) - білий кристалічний порошок, добре розчиняється у воді, температура плавлення 198-

199 °C. Константи дисоціації HEDP такі: $pK_1 = 1,7$; $pK_2 = 2,47$; $pK_3 = 7,28$; $pK_4 = 10,29$; і $pK_5 = 11,13$. У водних розчинах при взаємодії іонів кальцію з ОЕДФ можливе утворення осадів зі співвідношенням Ca-HEDP 2:1 (рис. 2.4б), 1:1 (рис. 2.4в) та комплексної сполуки (рис. 2.4г) [12]. При температурі, яка характерна для ОСО, ОЕДФ не піддається гідролітичному розкладанню і зберігає свої інгібуючі властивості в діапазоні концентрацій від 0 до 20 мг/дм³. Також ОЕДФ не впливає на зміну водневого показника рН [13].

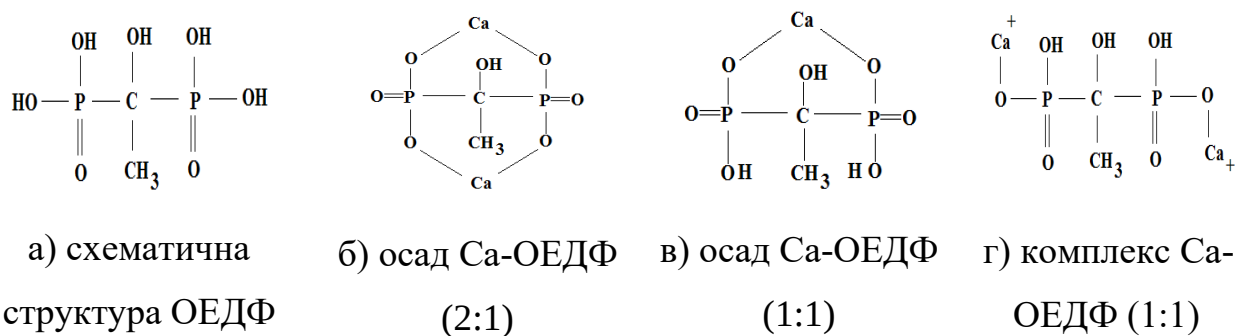


Рис. 2.4. Схематична структура ОЕДФ та осадів, що утворюються з комплексу іонів Ca^{2+}

Органічні фосфонати здатні призвести до високого рівня фосфору у зворотній воді ОСО, що скидається у водний об'єкт і його концентрація може досягати 1–15 мг/дм³ [13]. Завдяки природним механізмам елімінації фосфонатів забезпечується тривале вивільнення біодоступного ортофосфату із фосфонатів у природних водах, таким чином, не виключаються процеси евтрофікації. Крім органічного фосфору фосфонатів, в природних водах міститься неорганічний фосфор, загальний вміст фосфору вище 1 мг/дм³ може призвести до евтрофікації водного середовища безпосередньо охолоджуючої води ОСО так і водного об'єкту, куди скидаються зворотні води ОСО [14].

Дози ОЕДФ для обробки додаткової води ,згідно з проектними рішеннями РАЕС, передбачають стале дозування з підтриманням концентрації в додатковій охолоджуючій воді 0,5 мг/дм³, на етапі пуско-налагоджуваних робіт водопідготовки встановлені сталі дози для стабілізаційної обробки ОЕДФ (табл. 2.2), що не враховували фактичні показники якості охолоджуючої води ОСО [12].

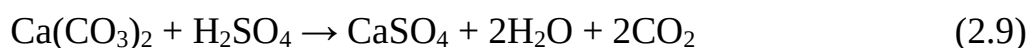
Таблиця 2.2

Дози ОЕДФ для обробки додаткової охолоджуючої води ОСО

Період року*	Масова концентрація ОЕДФ в додатковій воді, мг/дм ³
Холодний період року	не більше 0,5
Теплий період року	0,2÷0,3
Міжсезоння	0,3÷0,5

*Примітка: холодний період визначається температурою води менше 10 °С, теплий більше 20 °С, міжсезоння в діапазоні 10-20 °С.

Для підтримання водно-хімічного режиму та зменшення інтенсивності накипоутворення застосовують стабілізаційну обробку охолоджувальної води ОСО сірчаною кислотою (H_2SO_4), що забезпечує нейтралізацію вільної лужності (Лв) та трансформацію частини карбонатної жорсткості (Жк) у некарбонатну форму (2.9) [15]:



H_2SO_4 може бути найбільшою за обсягом хімічною речовиною, що використовується на електростанціях [16]. Згідно з проектним рішенням РАЕС дозування H_2SO_4 в додаткову воду ОСО повинно проводитися до зниження значення рН додаткової охолоджуючої води до 7,5-7,8 з підтриманням її концентрації, що не перевищує 24 мг/дм³. Фактичну дозу сірчаної кислоти $g(\text{H}_2\text{SO}_4)$, необхідну для обробки води, визначають згідно за формулою, виходячи зі значень загальної лужності додаткової води (TAmw) та охолоджуючої (TAcw) за рівнянням (2.10).

Контроль за інтенсивністю утворення накипу в охолоджуючій воді ОСО при обробці ОЕДФ та H_2SO_4 Рівненської АЕС проводиться за співвідношенням різниці коефіцієнтів випаровування ϕ (2.11) та ψ (2.12) [17], величина якої не повинна перевищувати 0,2 (2.13). При перевищенні співвідношення $\phi - \psi > 0,2$ відбуваються процеси накипоутворення, що обумовлено реакцією утворення CaCO_3 за рівнянням (6).

$$g(\text{H}_2\text{SO}_4) = 49 \cdot (\text{TAmw} - \text{TAcw}) \cdot 10^{-3} \quad (2.10)$$

$$\varphi = Cl_{cw} / Cl_{mw} \quad (2.11)$$

$$\psi = TH_{cw} / TH_{mw} \quad (2.12)$$

$$\varphi - \psi \leq 0,2 \quad (2.13)$$

де: 49 – еквівалентна маса H_2SO_4 : Cl_{cw} , Cl_{mw} (TH_{cw} , TH_{mw}) вміст хлорид-іонів (загальна жорсткість), ммоль/дм³ в охолоджуючій та додатковій воді ОСО відповідно.

Біологічне забруднення ОСО, в тому чи іншому вигляді спостерігається для кожної АЕС, це обумовлено тісним зв'язком системи з довкіллям, а саме джерелом водопостачання з штучної чи природної водойми, річки. Високий вміст забруднень біологічного характеру у охолоджуючій воді АЕС може призводити до інтенсивного росту швидкості корозії, знижувати теплообмін, продуктивність та ефективність роботи систем в цілому. Біоцидна обробка є дієвим методом мінімізації біологічного забруднення, зокрема біоциди, що застосовуються повинні бути екологічно безпечними та відповідати умовам природоохоронного законодавства при скиді зворотних вод систем охолодження у водний об'єкт. При застосуванні хімічних речовин повинна враховуватися екологічна утилітарність, зокрема, перевага повинна надаватися сполукам із меншою біоцидною ефективністю, але за умови їх мінімального впливу на довкілля. Наразі не для багатьох біоцидів та продуктів їх розпаду встановлені гранично допустимі концентрації (ГДК), що дозволяють скидати їх у водні об'єкти. До таких препаратів належать 2,2-дибромо-3-нітрилопропіонамід (ДБНПА) та гіпохлорит натрію ($NaClO$). Деградація ДБНПА в воді відбувається двома механізмами: гідролітичним і нуклеофільним розкладами, кінцевими продуктами яких є бромід-іони (Br^-) та газу - аміак (NH_3) і вуглекислий газ (CO_2) [18]. $NaClO$ у водних розчинах гідролізується з утворенням побічних продуктів. Кінцевим продуктом розкладу є хлорид-іони, а кінетика розкладу $NaClO$ залежить від рН розчину [19]. Повний час розкладу ДБНПА, при якому реагент не визначається існуючими МВВ, складає 7 діб, а $NaClO$ – 24 години [18]. Роботи з впровадження біоцидної обробки ОСО електростанцій включають проведення експериментальних досліджень, гідробіологічного моніторингу, вибір типу та

визначення ефективної дози біоцидів, корозійні випробування впливу дози біоцидів на конструкційні матеріали та дослідно-промислові випробування [20].

2.2.4. Методи контролю скидів зворотних вод

Регуляторні органи контролюють водоспоживання великих електростанцій та встановлюють вимоги щодо використання природних водних об'єктів [21]. Під час експлуатації електростанцій технологічні води після використання підлягають очищенню, повторному використанню або скиданню до водних об'єктів, що зумовлює необхідність контролю їх екологічної безпеки [22]. Забруднюючі речовини, що скидаються з електростанцій у поверхневі води, можуть суттєво впливати на якість води [23]. Водна рамкова директива ЄС (ВРД) [24] контролює скиди зворотної води шляхом встановлення граничних значень та дотримання стандартів якості навколишнього середовища. Перші встановлюють принципи контролю над джерелом скиду та регламентують необхідність застосування технологій очищення скиду і переробки. Останні вимагають розгляду реакції навколишнього середовища, часто пов'язаної з концепцією «зони змішування», виділеної зони впливу, в якій чисельні стандарти якості води можуть бути перевищені. Багато країн для нормування скидів застосовують технологічні стандарти скидів, які встановлюють кількісні обмеження скидів забруднюючих речовин. Ці стандарти за своєю суттю не враховують обмежень навколишнього середовища і, отже, не можуть гарантувати захист водних організмів від небезпечних забруднюючих речовин [25]. У країнах ЄС ВРД регламентує специфікацію технологічних стандартів скидів шляхом встановлення Emission Limit Value (ELV) та визначення цілей якості води для самих водних об'єктів шляхом дотримання Environmental Quality Standards (EQS). У США обмеження скидів є специфічними для забруднювачів і визначаються з урахуванням як технології, так і стандартів якості води [26] та базується на встановленні Water Quality Based Effluent Limits (WQBEL). В Японії ліміти скидів встановлюються відповідно до розбавлення скидів у водоймі, що приймає [27], при цьому норма скидів для забруднювача визначається як 10-

кратне його середньорічне значення EQS. Подібним чином у Фінляндії фіксований коефіцієнт розведення 10 застосовується для визначення стандартів скиду промислових стоків [28]. Країни, що розвиваються, такі як Індія застосовують технологічні стандарти скидання [29]. В Україні рекомендується встановлені нормативи гранично допустимого скидання (ГДС) забруднюючих речовин, які визначаються для випусків усіх видів зворотних вод до поверхневих водних об'єктів. Зокрема згідно законодавства України [23] для кожної речовини, що скидається зі зворотними водами встановлюється обмеження щодо маси скиду (ГДС за рік, годину) та допустимі концентрації (ДК) речовин у зворотних водах.

Значення ДК, ELV, WQBEL для АЕС встановлюються індивідуально і залежать від типу електростанції та водного об'єкта та вказані в таблиці А.2 Додаток А. Відповідно до вимог [30] в Україні обов'язковими забруднюючими речовинами, скидання яких у водні об'єкти нормується є азот амонійний; органічні речовини (за показниками: біохімічне споживання кисню (BCK_5) та хімічне споживання кисню (ХСК); завислі речовини; нафтопродукти; нітрати (NO_3^-); нітроти (NO_2^-); сульфати (SO_4^{2-}); фосфати (PO_4^{3-}); хлориди (Cl^-). Також обов'язково нормуються додаткові забруднюючі речовини, концентрації яких у зворотних водах збільшується порівняно із забраною водою, та враховуються такі показники та характеристики зворотних вод, як розчинений кисень (РК), водневий показник (рН) і температура. Аналогом EQS для України є значення гранично допустимої концентрації (ГДК). Значення ГДК у воді є індивідуальними для кожної хімічної речовини і регламентуються відповідно до вимог водокористування в Україні: для водних об'єктів, що використовуються в господарсько-побутових, оздоровчих, рекреаційних і спортивних цілях (ГДКг); для питного водопостачання (ГДКп); та для водних об'єктів, що мають рибогосподарське значення (ГДКр) (таблиця Б.1 Додаток Б).

Співвідношення ELV/EQS (ДК/ГДК) описує рівень розведення та вплив забруднюючих речовин на екосистему, також виражає необхідне розведення, яке повинно бути досягнуто шляхом фізичного змішування або – певною мірою –

шляхом біологічного розпаду та процесів хімічної трансформації. Зокрема для ряду промислових користувачів у ЄС встановлюються на національному рівні країн додаткові цілі щодо якості річкових вод після скидання хімічних речовин [31] (табл/ Б.2 Додаток Б). При цьому для країн ЄС значення екологічного показника після змішування у водному об'єкті дорівнює або менше значення EQS. Також повинний бути врахований рівень розведення ELV/EQS (ДК/ГДК), що виникає в точці безпосереднього скидання у водний об'єкт, ця точка скиду визначається як зона змішування. Багаторівневий підхід оцінки скиду зони змішування складається з п'яти рівнів (табл. 2.3) [32].

Таблиця 2.3

Багаторівневий підхід оцінки скиду зони змішування

Рівень	Опис	Дії
0	Ігноруються скиди зворотних вод, де концентрація забруднюючих речовин нижча за EQS	Жодного подальшого аналізу не проводиться
1	Первинна перевірка впливу скидів на водний об'єкт	Оцінюється змішування у зоні впливу
2	Оцінка значних скидів, що пройшли рівень 1	Перевірка концентрацій забруднюючих речовин у контрольній точці
3	Розгляд забруднюючих речовин, концентрація яких перевищує EQS у контрольній точці змішування	Визначення додаткових заходів для зменшення забруднення
4	Детальні дослідження для підтримки рішень на будь-якому з рівнів 0–3	Розширене моделювання, польові дослідження, додатковий моніторинг

Розміри зони змішування [32] визначаються шириною водного об'єкту, а її довжина визначається як 0,25 ширини водного об'єкту, але не більше 25 метрів (для дотримання ELV) та розраховується як 10-кратна ширина водного об'єкта, з верхньою межею 1000 метрів – для дотримання EQS (ГДК).

Дослідження передбачало оцінку нормативів ГДС зворотних вод РАЕС за основними забруднюючими речовинами, що надходять зі зворотними водами:

- при застосуванні реагентів для антинакипної та протикорозійної обробки;
- застосування біоцидів в системах охолоджуючої води;

– тепловий вплив скиду зворотної води; формування концентрацій основних компонентів, нафтопродуктів, важких металів (ВМ), ЗР охолоджуючої води, що скидається зі зворотними водами.

У даному дослідженні використана методика контролю дотримання екологічних нормативів ГДС для зворотної води РАЕС за нормативами ДК (таблиця А.2 Додаток А) та води р. Стир після скиду (таблиця Б.1 Додаток Б) з врахуванням фонових концентрацій забруднюючих речовин та змін хімічних методів та режимів водопідготовки шляхом контролю додаткової води та технологічних режимів експлуатації ОСО з контролем охолоджуючої води РАЕС. Додатково у дослідженні була використана методологія інтегрованого запобігання та контроль забруднення за [33]. Внесок речовини (РС, мг/дм³) при скиді зворотних вод розраховувався за формулою (2.14). Екологічний коефіцієнт для кожної забруднюючої речовини (EQ_p) розраховували за формулою (2.15). Загальний вплив скиду забруднюючих речовин у воду визначають як сумарний екологічний коефіцієнт (EQ) за формулою (2.16). Розбіжність РС від ГДК (ΔEQ, %) за формулою (2.17).

$$PC = (EFR \cdot RC) / (EFR + RFC) \quad (2.14)$$

$$EQ_p = PC / ГДК \quad (2.15)$$

$$EQ = EQ_{p1} + EQ_{p2} + EQ_{p3} + \dots + EQ_{pn} \quad (2.16)$$

$$\Delta EQ = (PC - ГДК) \cdot 100 / ГДК \quad (2.17)$$

$$PEC = BK + PC \quad (2.18)$$

$$\Delta PEC = (PEC - ГДК) \cdot 100 / ГДК \quad (2.19)$$

де: EFR – витрати скиду зворотної води, м³/с; RC – концентрація забруднюючої речовини в скиді, мг/дм³; RFC витрати води річки, м³/с; ГДК – гранично допустима концентрація забруднюючої речовини, мг/дм³; BK – фонові якості води водного об'єкта до місця впливу випуску зворотних вод, мкг/дм³.

Якщо ΔEQ < 1,0 % - внесок хімічних речовин вважається незначним, Якщо ΔEQ > 1,0 % потрібна більш детальна оцінка впливу. Для цього визначають загальну прогнозовану концентрацію забруднюючої речовини (PEC, мкг/дм³) за формулою (2.18) та розбіжність PEC від ГДК (ΔPEC, %) за формулою (2.19).

Якщо $\Delta PEC > 20 \%$ - внесок хімічних речовин скиду вважається незначним, у випадку $\Delta PEC = 20 - 70\%$ внесок є середнім, у цьому випадку на національному чи місцевому рівні може нараховуватись плата за скид, недопустимим є значення $\Delta PEC = > 70\%$, в цьому випадку скид води без очищення не може бути здійснений.

Для оцінки відповідності скиду забруднюючих речовин вимогам ВРД застосована оцінка водного сліду (WF) [34]. Оцінка WF спрямована на вимірювання кількості води, яка прямо чи опосередковано використовується протягом усього ланцюга постачання та життєвого циклу продукту, послуги чи організації. Сірий водний слід (GWF) визначається як кількість прісної води, необхідної для асиміляції забруднюючих речовин, щоб відповідати стандартам якості води. Вода, забруднена під час виробничих процесів, розглядається [35] як вода, яка безпосередньо споживається у виробництві, оскільки вода низької якості більше не може бути використана для будь-яких інших цілей. GWF не дорівнює кількості скинутих стічних вод; він визначає загальну кількість води, яка повинна знаходитись у приймаючих водних об'єктах для забезпечення достатнього розбавлення скиду, і встановлюється окремо для кожного пункту скиду стічних вод/забруднюючих речовин у воду, а також для кожної забруднюючої речовини, що скидається [36]. Плани управління річковими басейнами повинні включати оцінку стану води, в тому числі тих індикаторів GWF, для яких не досягнуто доброго стану води [37]. GWF розраховували за формулою (2.20) згідно з методикою [36], окремо для кожного компонента забруднюючих речовин, що скидається. В цьому дослідженні оцінений GWF зворотних вод РАЕС для основних компонентів макрокомпонентного складу вод.

$$GWF = L_j / (ГДК - ВК) \quad (2.20)$$

де: L_j - кількість забруднюючої речовини i , що скидається у воду в точці мг/дм^3 ; ГДК – гранично допустима концентрація забруднюючої речовини, мг/дм^3 ; ВК - фонові якість води водного об'єкта до місця впливу випуску зворотних вод, мкг/дм^3 .

2.3. Моніторинг екологічного стану поверхневих вод р. Стир

2.3.1. Обґрунтування створів спостережень, відбір та аналіз проб води

Відбір проб води р. Стир для контролю показників якості проводиться відповідно до [47] та з дотриманням вимог [48], відбір технологічних та зворотних вод проводили з дотриманням вимог [49].

Місця відбору включали проби води: р. Стир S1 - вода р. Стир до водозабору, S2 - вода р. Стир (свіжа вода) в місці водозабору, S3 - зворотні води РАЕС; S4 - вода р. Стир після скиду зворотних вод; S5 - додаткова вода після водопідготовки; S6 - охолоджуюча вода (рис. 2.6).

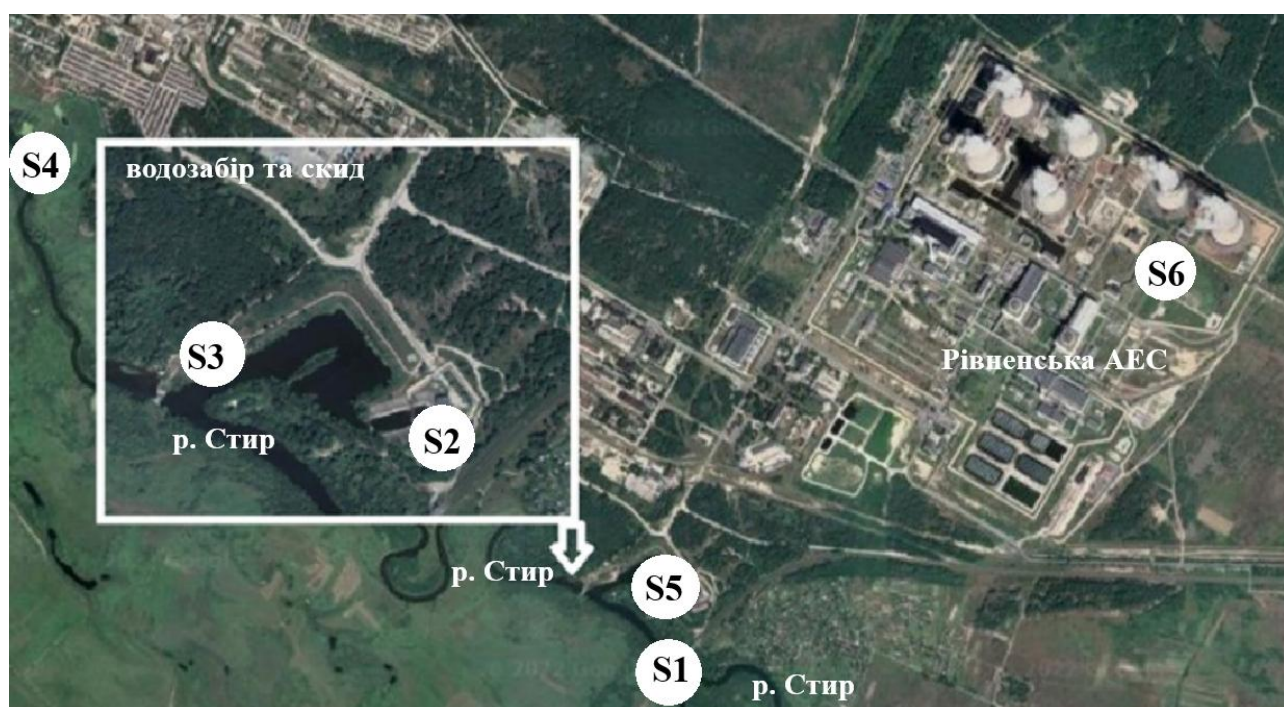


Рис. 2.6. Місця відбору проб води річки Стир та технологічних, зворотних вод РАЕС

У процесі цього дослідження застосовували такі методи дослідження показників якості води: польовий метод відбору проб; лабораторний метод вимірювання концентрацій. Фактичну концентрацію речовини для оцінки впливу зворотних вод РАЕС обчислювали як середньо арифметичне значення даних ряду спостережень за 2018-2022 р. в створі скиду (S3), фонові якості води водного об'єкта до місця впливу випуску зворотних вод (S1); витрат, складу і режиму надходження зворотних вод; якості води водного об'єкта після місця впливу

випуску зворотних вод (S4), додаткової води, що надходить на підживлення ОСО (S2, S5) та охолоджуюча вода ОСО (S6).

Зразки води в місцях відбору S1, S4 відбиралися за допомогою скляного батометра в центральній частині річки. Зразки води в місцях відбору S2, S3, S5, S6 відбиралися з пробовідбірних ліній технологічних трубопроводів РАЕС. Проби переливали у поліетиленові контейнери об'ємом 5 дм³ для подальшого визначення вмісту показників якості, а також у скляні ємності об'ємом по 1 дм³ для визначення вмісту нафтопродуктів, та скляні віали об'ємом по 5 см³ для визначення вмісту важких металів (ВМ) (додатково проба підкислювалась азотною кислотою до рН 2), загального органічного (ТІС) та неорганічного (ТОС) вуглецю, та поліетиленові віали об'ємом по 5 см³ для визначення вмісту іонів методом іонної хроматографії. Проби для визначення ВМ, ТОС, ТІС перед заповненням віали фільтрували через мембранний фільтр 0,45 мкм (MF-Millipore). Протягом 2 годин транспортували в лабораторію, де проводили вимірювання.

Вимірювання показників якості проводили за методиками виконання вимірювань (Додаток В). Вимірювання виконувались водно-радіохімічної лабораторії хімічного цеху та еколого-хімічної лабораторії служби охорони навколишнього середовища філії «ВП «Рівненська АЕС» АТ «НАЕК «Енергоатом», атестованими у сфері законодавчо регульованої метрології (свідоцтва про визнання вимірювальних можливостей № R8/11-57-5 від 22.12.17 р. та № R-4/11-55/1 від 29.04.2022 р. відповідно). Отримані дозволи філії «ВП «Рівненська АЕС» на публікацію даних контролю у відкритих джерелах Акти: 036-21-Заг.В від 23.11.2022 р., 036-39-Заг.В від 22.09.2023 р., 036-2-А-Заг.В від 15.02.2024 р.

Визначення гідрологічних показників проводилось для р. Стир у зоні водокористування РАЕС. Методика дослідження передбачала визначення витрат забору та скиду води РАЕС та витрат води р. Стир. Вимірювання витрат зворотної води проводили стандартними методами вимірювання (ультразвукові лічильники та прилади діафрагмового типу). Швидкість течії в р. Стир вимірювалась на

гідрологічному посту нижче водозабору РАЕС за допомогою акустичного вимірювача швидкості течії, розрахунок витрат проводився за добутком площі поперечного перерізу (m^2) на пересічну швидкість течії (m/s).

Морфологію завислих речовин (ЗР) визначали за допомогою бінокулярного мікроскопа XS-5520 LED та растрового електронного мікроскопа Tescan Vega 3 LMU. Гранулометричний склад ЗР - шляхом отримання залежності розподілу їх кількості за допомогою лазерного лічильника частинок HIAC/ROYCO 8000A. Визначення часу осадження ЗР (t , год) проводили стандартним гравіметричним методом під дією гравітаційних сил; осаджуваність (W , %) визначали за різницею концентрацій завислих речовин до і після осадження (2.22) [50].

$$W=100-(C_0-C_1)/C_0 \quad (2.22)$$

де: C_0 - початкова концентрація завислих речовин перед осадженням, mg/dm^3 ; C_1 - концентрація завислих речовин після закінчення часу повного відстоювання, mg/dm^3 .

2.3.3. Методи оцінювання екологічного стану поверхневих вод р. Стир

Екологічна оцінка якості поверхневих вод в зоні впливу скидів РАЕС проводилась з використанням комплексних показників: індексу забруднення води (ІЗВ), комплексного індексу забруднення (КІЗ), коефіцієнта забрудненості χ , узагальненого екологічного індексу (УЕІ) та індексу якості води (WQI). Додатково було оцінено органічне забруднення за індексами органічного забруднення (ІОЗ) та забруднення важкими металами (ВМ) за індексами забруднення ВМ (НРІ), оцінки ВМ (НЕІ), ступеня забруднення ВМ (DC).

Розрахунок УЕП у дослідженні проводився відповідно [60]. Етап визначення класів та категорій якості води з використання методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями складався з наступних кроків: - середньо арифметичні значення (M) показників концентрації для кожного компонента порівнюються з відповідним критерієм якості води (таблиця Г.1 Додаток Г); - найгірші значення якості води (max) серед показників концентрації для кожного компонента порівнюються з відповідним критерієм

якості води; - на основі порівняння M і m х значень для кожного показника визначаються категорії якості води окремо; - порівняння M і m х значень та визначення класів і категорій якості води за окремими показниками здійснюється в межах кожного блоку (I_1, I_2, I_3) для середніх і для найгірших значень категорій окремо: $IE_{сер}$ та $IE_{мах}$. Узагальнений екологічний індекс (УЕІ) якості води, розраховується як середнє арифметичне блокових індексів (I_1, I_2, I_3), як для середніх і для найгірших значень категорій окремо: $UEI_{сер}$ та $UEI_{мах}$. Визначені за цими ознаками показники, що характеризують стан водних об'єктів, поділяються на п'ять класів та сім категорій якості вод, класифікація якості вод залежно від значення ІЗВ зазначена у таблиці Г.1 Додаток Г.

ІЗВ розраховувався за формулою (2.23) [61] за 6 показниками: $БСК_5$ і O_2 є обов'язковими, а інші чотири показники беруть з найбільшими відношеннями до ГДК, класифікація якості вод залежно від значення ІЗВ зазначена у таблиці Г.2 Додаток Г. Оцінка якості води за КІЗ проводилась за [62], для цього розраховувались: повторюваності P (2.24) випадків перевищення ГДК та кратність K (2.25) перевищення ГДК. Оціночні бали визначались за таблицями класифікації (таблиця Г.3 Додаток Г) узагальнених оціночних балів I_i (таблиця Г.4 Додаток Г). КІЗ розраховували за (2.25) та таблицею Г.5 Додаток Г.

$$IZB = (1/n) \sum (C_i / ГДК_i) \quad (2.23)$$

$$P_i = NГДК_i / N_i \quad (2.24)$$

$$KIZ = \sum I_i \quad (2.25)$$

де: C_i – середнє арифметичне значення показника якості води; $ГДК_i$ – гранично допустима концентрація; $NГДК_i$ – число результатів аналізу, в яких вміст i -го компонента перевищує його ГДК; N_i – загальне число результатів аналізу i -го компонента.

Коефіцієнт забрудненості χ розраховувався за формулою (2.26) [63], оцінка ступеня забрудненості за χ наведена у табл. Г.6 Додаток Г.

$$\chi = \sum [(N_i / C_{i,d}) \varphi(i)] / \sum \varphi(i) \quad (2.26)$$

де: N_i – значення показника забрудненості; i – номер показника забрудненості в ранговій послідовності з m показників; $C_{i,d}$ – норматив (ГДК) показника; $\varphi(i) = i / 2i - 1$ – вагова функція; $\Sigma\varphi(i)$ – приведена кількість показників.

Індекс якості води (WQI) розраховувався за формулою (2.27) за [64]. Субіндекс (S_i) розраховувався за формулою (2.28) для кожного показника, з використанням значень відносної ваги (W_i) та оцінки якості (q_i), що розраховані за формулами (2.29) та (2.30) відповідно.

$$WQI = \Sigma S_i / n \quad (2.27)$$

$$S_i = W_i \cdot q_i \quad (2.28)$$

$$W_i = w_i / \Sigma w_i / n \quad (2.29)$$

$$q_i = (V_n - V_i) / (V_s - V_i) \cdot 100 \quad (2.30)$$

де: S_i – субіндекс для i -го показника; w_i – вага кожного показника (табл. Г.7 Додаток Г); n – кількість показників; V_n – фактична кількість n -го параметру; V_i – ідеальне значення параметру ($V_i = 0$, за винятком рН ($V_i = 7$)); V_s – значення ГДК (табл. Б.1 Додаток Б).

Для оцінки органічного забруднення води використовувалися чотири методики розрахунку ІОЗ. Методика [65] базується на використанні хімічних показників БСК₅, ХСК, NO₃⁻, PO₄³⁻ та РК і розраховується за формулою (2.31). Методика [66] передбачає розрахунок ІОЗ із заміною показника NO₃⁻ на N-NH₃ та виключенням PO₄³⁻ і розраховується за формулою (2.32). Методика [67] для розрахунку ІОЗ враховує лише БСК₅, NO₃⁻, PO₄³⁻ та розраховується за формулою (2.33). Методика [68] для розрахунку ІОЗ включає ХСК, сумарну концентрацію сполук азоту (DIN), PO₄³⁻ та РК, що розраховується за формулою (2.34). Перерахунок сумарної концентрації сполук азоту C(DIN) проводився за [69], для ГДК(DIN) прийнято значення 11,3 мг N/дм³. Якщо значення ІОЗ ≥ 2 розраховані за формулами (2.31) та (2.32), свідчить про забруднення органічними речовинами. Для ІОЗ, розрахованого за формулою (2.33), встановлені такі рівні: відсутнє < 10; слабе 10-29; середнє 30-39; слабе 40-49; погіршується 50-59; погане 60-69. ІОЗ, розрахований за (2.34), поділяється на чотири категорії:

відмінний, при значеннях <0; добрий, при значеннях 0-1; забруднений, при значеннях 1-4; надзвичайно забруднений, при значеннях 4-5.

$$OPI = C(БСК_5)/ГДК(БСК_5) + C(ХСК)/ГДК(ХСК) + C(NO_3^-)/ГДК(NO_3^-) + C(PO_4^{3-})/ГДК(PO_4^{3-}) - C(PK)/ГДК(PK) \quad (2.31)$$

$$OPI = C(БСК_5)/ГДК(БСК_5) + C(ХСК)/ГДК(ХСК) + C(N-NH_3)/ГДК(N-NH_3) - C(PK)/ГДК(PK) \quad (2.32)$$

$$OPI = (C(БСК_5)/ГДК(БСК_5) + C(NO_3^-)/ГДК(NO_3^-) + C(PO_4^{3-})/ГДК(PO_4^{3-})) / n \cdot 10 \quad (2.33)$$

$$OPI = C(ХСК)/ГДК(ХСК) + C(DIN)/ГДК(DIN) + C(PO_4^{3-})/ГДК(PO_4^{3-}) - PK/PK_0 \quad (2.34)$$

де: $C(БСК_5)$, $C(ХСК)$, $C(NO_3^-)$, $C(PO_4^{3-})$, $C(PK)$, $C(N-NH_3)$, $C(DIN)$ – поточна концентрація відповідного показника, мг/дм³; $ГДК(БСК_5)$, $ГДК(ХСК)$, $ГДК(NO_3^-)$, $ГДК(PO_4^{3-})$, $ГДК(PK)$, $ГДК(N-NH_3)$, $ГДК(DIN)$ – значення $ГДК$ відповідного показника (таблиця Б.1 Додаток Б), мг/дм³.

Забруднення ВМ оцінено за індексами НРІ, НЕІ, ДС [70]. НРІ розраховували за значеннями ваги різних ВМ та $ГДК$ за рівнянням (2.35-2.37). У цьому дослідженні стандартне значення Si для ВМ (мкг/л) використовувалось як: Zn (15000), Cd (10), Pb (15), Cu (1500), Ni (100), Mn (300), As (50), і Cr (100). Ідеальне значення Ii для ВМ (мкг/л) прийнято як Zn (5000), Cd (5), Pb (10), Cu (50), Ni (20), Mn (100), As (10) та Cr (1) [71, 72, 73]. Після розрахунку НРІ отримують три діапазони балів. Кожен діапазон визначає ступінь забруднення, наприклад, якщо НРІ нижче 15, зразки характеризуються низьким рівнем забруднення, якщо НРІ вище 15 і нижче 30, зразки мають середній ступінь забруднення, а якщо показники НРІ вищі ніж 30, зразки класифікуються як високий рівень забруднення [74]. НЕІ також використовували для оцінки ступеня забруднення ВМ у цьому дослідженні (2.38). Відповідно до [75] за значеннями НЕІ визначені три ступені забруднення: низький ($НЕІ < 10$), середній ($10 < НЕІ < 20$) і високий ($НЕІ > 20$). Також вода оцінюється шляхом розрахунку ДС та розраховується окремо для кожної проби води, як сума коефіцієнтів забруднення (Cfi) ВМ, що перевищують $ГДК$ (2.39, 2.40) [76]. Відповідно до [77] ДС за значеннями можна

розділити на три класи: низький ($CD < 1$), середній ($CD = 1-3$) і високий ($CD > 3$).

$$HPI = \sum W_i \cdot Q_i / \sum W_i \quad (2.35)$$

$$Q_i = | \sum M_i - | I_i / (S_i - I_i) \quad (2.36)$$

$$W_i = \kappa / (\Gamma DK_i) \quad (2.37)$$

$$HEI = \sum M_i / \Gamma DK_i + 10 - i \quad (2.38)$$

$$DC = \sum Cfi \quad (2.39)$$

$$Cfi = M_i / \Gamma DK_i - 1 \quad (2.40)$$

де: W_i - одинична вага ВМ; Q_i - підіндекс для ВМ, i - кількість ВМ для цього дослідження; M_i - концентрація i -го ВМ відповідно, мкг/дм³; κ - константою пропорційності, яка прийнята 1 для всіх ВМ; ΓDK - значення ΓDK ВМ (таблиця Б.1 Додаток Б), мкг/дм³.

2.3.4. Гідробіологічні методи аналізу

Процедуру відбору проводили з дотриманням рекомендацій [1-3].

Воду набирали в очищені пластикові бутлі, об'ємом 5 дм³, фіксували 40% розчином формаліну в кількості 1:100. Заповнені водою доверху бутлі щільно закривали корком, не допускаючи повітряних проміжків. Після доставки в лабораторію, бутлі з фіксованими зразками води відстоювали протягом 3-х діб. Вибір проб для аналізу проводили методом сифонування. Відібрані концентровані зразки води з нижнього шару бутлів обсягом 0,1 мл за допомогою штемпель-піпетки розміщували на лічильній камері та розглядали при загальному збільшенні 40x16 разів за допомогою мікроскопа "Мікротон-400". Розгляд зразків води з кожного ББ проводили в трикратній повторності.

Визначення видового складу гідробіонтів проводили за допомогою визначників [4-7] та міжнародних електронних баз даних [8, 9].

Чисельність виявлених організмів виражали в кількості клітин, ценобіїв, колоній на одиницю об'єму за формулою:

$$N = kn \frac{A}{a} v \frac{1000}{V} \quad (2.41)$$

де: N – кількість водоростей в 1 дм³ води досліджуваної проби (тис. кл/дм³ або млн. кл/дм³); k – коефіцієнт, що показує, у скільки разів об'єм використаної камери менший за 1 см³; n – кількість клітин водоростей на переглянутих доріжках (квадратах) лічильної камери; A – кількість доріжок (квадратів) лічильної камери; a – кількість доріжок (квадратів), де підраховувалась кількість водоростей; V – об'єм вихідної проби фітопланктону, см³; v – об'єм концентрованої проби, з якого розраховуються показники фітопланктону, см³.

Біомасу кожного виду виявлених гідробіонтів визначали за середніми об'ємами тіл різних видів гідробіонтів, множенням їхньої чисельності для кожної конкретної проби на індивідуальний об'єм клітин. Індивідуальний об'єм клітин кожного виду розраховували стереометричним методом, виходячи з їх розмірів, прирівнюючи клітину до певного геометричного тіла або їх комбінації та використовуючи геометричні формули. Лінійні розміри визначали промірюванням клітин за допомогою мікрометра, окулярного гвинтового мікрометра МОВ-1, при загальному збільшенні об'єкта 8×40×15 разів.

2.4. Методи статистичної обробки даних

Статистична обробка результатів дослідження включала визначення мінімальних та максимальних даних у ряду даних (min-max), середнього арифметичного значення (M), стандартного відхилення ($\pm SD$) відповідної вибірки даних з використанням стандартних методів математичної статистики.

Крім того, визначали кореляцію показників за допомогою коефіцієнта кореляції Пірсона (r) згідно з [51]. Для інтерпретації взаємозв'язків між показниками контролю за силою взаємозв'язку, r класифікувалися наступним чином: $r < 0,1$ вказував на «незначний», $r = |0,1 - 0,39|$ - на «слабкий», $r = |0,40 - 0,65|$ - на «помірний», $r = |0,65 - 0,9|$ - на «сильний», а $r > |0,9|$ - на «дуже сильний» взаємозв'язку [52]. Від'ємні чи додатні значення r характеризують на напрямок взаємозв'язку, позитивна кореляція визначалась при додатних, а негативна при від'ємних значеннях r [53].

Для виявлення взаємозв'язків між показниками контролю також використовували аналіз головних компонент (Principal Component Analysis, PCA) згідно з [54] та кластерний аналіз (Cluster Analysis, CA) для вивчення взаємозв'язків між різними основними іонами відповідно до [55]. PCA та CA - це методи, що застосовуються з метою зменшення розмірності набору даних, забезпечуючи при цьому збереження якомога більшої кількості інформації. Для PCA показників контролю було застосовано ортогональне обертання осей (varimax) з нормалізацією Кайзера, а головні компоненти (ГК) визначалися на основі власних значень, більших за 1, або кумулятивної дисперсії, що перевищує 80% [56], що дозволило перетворити потенційно корельовані змінні в набір лінійно некорельованих змінних та дослідити можливі джерела походження змінних. Крім того, CA - це метод, який використовується для класифікації елементів у системі на окремі кластери на основі схожості їхніх характеристик даних. Використання CA в екологічних дослідженнях є надійним методом класифікації показників контролю на основі їхньої схожості в характеристиках даних [57]. Застосування CA може ефективно групувати показники контролю, які демонструють подібні моделі забруднення або походять зі спільних джерел. Мережевий аналіз (Network Analysis, NA) був проведений відповідно до моделі [58] для вивчення взаємозв'язків між багатьма змінними для концентрацій показників контролю. Використовуючи NA в дослідженні проводилась оцінка взаємозв'язку між усіма змінними безпосередньо для отриманих концентрацій показників контролю. Вузли в NA розміщені за допомогою алгоритму Фрухтермана-Рейнгольда, який організовує мережу на основі сили зв'язків між вузлами.

Метод регресії найменших квадратів використовувався у дослідженні для прогнозування концентрацій зі застосуванням регресійного аналізу [59]. Для оцінки точності моделювання отриманої регресії використовували статистичні методи, визначаючи середню абсолютну похибку (MAE) та її кореневу середньоквадратичну похибку (RMSE), а також коефіцієнт детермінації (R^2). Чим ближче R^2 до 1, тим кращою є модель. Якщо значення MAE та RMSE менше 10%,

прогноз вважається високоточним. При значеннях в діапазоні від 10% до 20% точність прогнозу можна оцінити як добру. В межах від 20% до 40% вказують на задовільну точність. Коли MAE та RMSE досягають 40-50%, прогноз має низьку точність, а при перевищенні 50% – прогноз є незадовільним.

Для обробки та візуалізації даних дослідження були застосовані програмне забезпечення: Statgraphics 19, Version 19.6.04 (URL <https://www.statgraphics.com>); Minitab, Version 21.4.1 (URL <https://www.minitab.com/>); JASP, Version 0.14.3 (URL <https://jasp-stats.org/>); BioEstar, Version 5.3 MLM (URL <https://www.biostar.com.tw/>); Wessa Statistics Software, Version 1.2.1 (URL <https://www.wessa.net/>).

Висновки до розділу 2

РАЕС має чотири енергоблоки (типів ВВЕР-400 та ВВЕР-1000), загальною потужністю 2835 МВт, розташована на західному Поліссі України, в басейні р. Стир. Згідно з фізико-географічним районуванням, територія входить до Західноукраїнської лісостепової зони з помірно-континентальним кліматом. Гідрохімічний режим р. Стир формується під впливом природних і антропогенних факторів, серед яких особливе місце посідає діяльність РАЕС, для якої річка є основним джерелом водопостачання. Водозабір з р. Стир для потреб ОСО РАЕС відбувається з витратою, що не перевищує 10046,125 м³/год, а скид зворотної води в р. Стир - 2483,75 м³/год. ОСО РАЕС включає шість баштових градирень, що передбачає повторне використання води для зниження витрат водозабору з р. Стир. Для забезпечення стабільної роботи ОСО реалізовано систему водопідготовки, що включає вапнування та стабілізаційну обробку ОЕДФ та H₂SO₄.

Дослідження передбачало моніторинг технологічних вод РАЕС та поверхневих вод р. Стир. Відбір проб здійснювався на контрольних точках до місця забору води для ОСО, після скиду зворотної води та нижче за течією. Вимірювання фізико-хімічних показників якості технологічних та поверхневих вод проводилось сучасними методами аналізу (іонної хроматографії, аналізатору

вуглецю, атомно-емісійної спектроскопії), також застосовані біологічні методи оцінки стану водних екосистем. Методи обробки результатів дослідження включали: статистичні аналізи для виявлення динаміки; застосування СА для групування даних про якість води; PCA для ідентифікації основних факторів забруднення; розрахунок водного сліду (WF) для оцінки обсягу забруднення; комплексну оцінку відповідності екологічним нормативам. Більш того використаний гранулометричний метод аналізу з застосуванням електронної мікроскопії, лазерного лічильника часток; застосований багаторівневий підхід оцінки скиду зони змішування та проведена оцінка змін гідрологічного режиму в зоні водокористування РАЕС.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод в зоні впливу скидів РАЕС проводилась з використанням ІЗВ, КІЗ, χ , КПЕС, УЕІ, WQI. Додатково було оцінено органічне забруднення за ІОЗ та забруднення важкими металами за НРІ, НЕІ, DC.

У дослідженні використаний загальноприйнятий інтегрований підхід до оцінки впливу скиду, що полягає в розрахунку концентрацій забруднюючих речовин у навколишньому середовищі внаслідок точкових або дифузних скидів. Ці концентрації порівнюються з критеріями якості води, такими як стандарти екологічної якості EQS чи ГДК та фоновими концентраціями забруднюючих речовин в навколишньому середовищі.

Основні результати досліджень за даним розділом опубліковано в наукових працях [7, 12, 16, 17, 18, 20, 50].

Список використаних джерел

1. Suganya, P., Swaminathan, G., Anoop, B. et al. Assessing the factors affecting the water chemistry parameters in the auxiliary water system of a nuclear power plant. *SN Applied Sciences*, 2020, 2, 1889. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03693-z>.

2. Saito, S. Role of nuclear energy to a future society of shortage of energy resources and global warming. *Journal of Nuclear Materials*, 2010, 398(1–3), 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnucmat.2009.10.002>.
3. Атомна електростанція / А. П. Трофименко // Енциклопедія Сучасної України [Електронний ресурс]. Київ: Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2001. – Режим доступу: <https://esu.com.ua/article-44607>.
4. Nyman, R., Erixon, S., Tomic, B., Lydell, B. Reliability of piping system components. Vol. 4. The pipe failure event database. Swedish Nuclear Power Inspectorate, 1996. URL: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/28/018/28018605.pdf (дата звернення: 05.01.2025).
5. Müller, S. I., Chapanova, G., Diekow, T., Kaiser, C., Hamelink, L., Hitsov, I. P., Wintgens, T. Comparison of cooling tower blowdown and enhanced make up water treatment to minimize cooling water footprint. *Journal of Environmental Management*, 2024, 367, 121949. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121949>.
6. Eurostat. Annual Freshwater Abstraction by Source and Sector. 2023. URL: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WAT_ABS__custom_5762164/default/table?lang=en. (дата звернення: 05.01.2025).
7. Biedunkova, O., Kuznietsov, P., Gandziura, V. Behaviour of dissolved inorganic salts in the cooling water of a nuclear power plant open recirculation system and formation of water discharge. *Royal Society Open Science*, 2024, 11(8), 240492. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsos.240492>.
8. Звіт проведення оцінки впливу на довкілля майданчика ВП Рівненська АЕС, Київ, 2018. 1605 с. URL: https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/energie/kernenergie/verfahren/ukraine/uvp-rivne/eia-npprivne12_ua.pdf (дата звернення: 05.01.2025).
9. Дозвіл на спецводокористування ВП Рівненської АЕС № 53/РВ/49Д-20. 2020. URL: <https://e-services.davr.gov.ua> (дата звернення: 09.01.2024).

10. Liu, L., Cao, T. T., Zhang, Q. W., Cui, C. W. Organic Phosphorus Compounds as Inhibitors of Corrosion of Carbon Steel in Circulating Cooling Water: Weight Loss Method and Thermodynamic and Quantum Chemical Studies. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2018, 1653484. DOI: <https://doi.org/10.1155/2018/1653484>.
11. Zhang, S., Ding, J., Tian, D., Chang, M., Zhao, X., Lu, M. Experimental and theoretical studies of fluorescent-tagged scale inhibitors for calcium scale inhibition. *Journal of Molecular Structure*, 2023, 1272, 134157.
12. Kuznietsov, P. M., Biedunkova, O. O., Yaroshchuk, O. V., Pryshchepa, A. M. Optimization of the Anti Scale Corrective Treatment of Water by Organic Phosphonate. *Science and Innovation*, 2024, 20(2), 79–90. DOI: <https://doi.org/10.15407/scine20.02.079>.
13. Rott, E., et al. Removal of phosphonates from synthetic and industrial wastewater with reusable magnetic adsorbent particles. *Water Research*, 2018, 145, 608–617. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.067>.
14. European Phosphonate Association. Phosphonates in Detergents; EPA Detergent Phosphonates Dossier. Brussels, Belgium, 2013. URL: <https://www.phosphonates.org/images/Images/Documents/EPA%20phosphonate%20input%20detergent%20Ecolabel.pdf> (дата звернення: 05.01.2025).
15. Strategies to Reduce Sulfuric Acid Usage in Evaporative Cooling Water Systems. *Water*, March 1, 2010. URL: <https://www.powermag.com/strategies-to-reduce-sulfuric-acid-usage-in-evaporative-cooling-water-systems/>. (дата звернення: 05.01.2025).
16. Кузнецов, П. М. Дослідження впливу підкислення водоциркуляційної системи на скиди сульфат-іонів зі зворотними водами. *Український журнал природничих наук*, 2023, (6), 136–148. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.6.2023.14>.
17. Бєдункова, О. О., Кузнецов, П. М. Формування карбонатної системи оборотної охолоджуючої води атомної електростанції та вплив на рН

- поверхневих вод при зворотних скидах. *Екологічні науки*, 2023, Вип. 3(48), 163–168. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.26>.
18. Kuznietsov, P., Biedunkova, O. Experimental Tests of Biocidal Treatment for Cooling Water of Safety Systems at Rivne NPP Units. *Nuclear Radiation Safety*, 2023, 97, 30–40. DOI: [https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1\(97\).04](https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1(97).04).
 19. Lindberg, A., Diaz-Morales, O., Holmin, S. Cornell. Sources of Oxygen Produced in the Chlorate Process Utilizing Dimensionally Stable Anode (DSA) Electrodes Doped by Sn and Sb. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2021, 60, 13505–13514.
 20. Бедункова, О. О., Кузнецов, П. М. Методологія застосування корекційної обробки біоцидами систем технічного водопостачання електростанцій. *Вісник НУБГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць.*, 2023, Вип. 2(102), 3–15. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs220231>.
 21. Chong, M. F. Direct Flocculation Process for Wastewater Treatment. In: Sharma, S., Sanghi, R. (eds) *Advances in Water Treatment and Pollution Prevention*. Springer, Dordrecht, 2012, pp. 94–112. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-4204-8_8.
 22. Kumar, R., Goyal, M. K., Surampalli, R. Y., et al. River pollution in India: exploring regulatory and remedial paths. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10098-024-02763-9>.
 23. Про затвердження Методичних рекомендацій з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 05.03.2021 р. № 173. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0173926-21#Text>. (дата звернення: 05.01.2025).
 24. Directive, Water Framework. EU Water Framework Directive. EC Directive 60 (2000). URL: <https://eur-lex.europa.eu/> (дата звернення: 05.01.2025).
 25. Gursoy-Haksevenler, B. H., Atasoy-Aytis, E., Dilaver, M., et al. A strategy for the implementation of water-quality-based discharge limits for the regulation of

- hazardous substances. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28, 24706–24720. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10220-5>.
26. USEPA. Clean Water Act. EPA's Office, 2006. URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/2006_10_27_tmdl_2008_ir_memorandum.pdf (дата звернення: 05.01.2025).
27. Wako, T. Industrial wastewater management in Japan. Deputy Director, Water Environment Division, Environment Management Bureau, Ministry of the Environment, Japan, 2012. URL: <https://www.env.go.jp/en/focus/docs/files/20120801-51.pdf> (дата звернення: 05.01.2025).
28. ECHA. Guidance on information requirements and Chemical Safety Assessment. Chapter R.16: Environmental exposure assessment, Version 3.0, February 2016. Helsinki, 2016. URL: https://www.molybdenumconsortium.org/assets/files/information_requirements_part_d_en.pdf (дата звернення: 05.01.2025).
29. Rajaram, T., Das, A. Water pollution by industrial effluents in India: discharge scenarios and case for participatory ecosystem-specific local regulation. *Futures*, 2008, 40(1), 56–69.
30. Про затвердження Порядку розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти та перелік забруднюючих речовин, скидання яких у водні об'єкти нормується. Постанова Кабінету Міністрів України від 13.12.2017 р. № 1091. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1100-96-%D0%BF#Text>. (дата звернення: 05.01.2025).
31. Gomes, J. S. L. C. Water treatments in semi-closed cooling circuits and their impact on the quality of effluents discharged by CERN, 2008. URL: <https://cds.cern.ch/record/1150124>. (дата звернення: 05.01.2025).
32. European Commission. EU EQSD CIS technical guidelines for the identification of mixing zones: Pursuant to Art. 4(4) of the Directive 2008/105/EC. European

- Commission, 2010. URL: <https://eur-lex.europa.eu/>. (дата звернення: 05.01.2025).
33. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Environmental Assessment and Appraisal of BAT. Environment Agency Rio House, 2003. URL: <https://www.sepa.org.uk/media/61377/ippc-h1-environmental-assessment-and-appraisal-of-bat-updated-july-2003.pdf>. (дата звернення: 05.01.2025).
34. Girolamo, A. M., Miscioscia, P., Politi, T., Barca, E. Improving grey water footprint assessment: Accounting for uncertainty. *Ecological Indicators*, 2019, 102, 822–833. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.040>.
35. Symeonidou, S., Vagiona, D. Water Footprint of Crops on Rhodes Island. *Water*, 2019, 11(5), 1084. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11051084>.
36. Ansorge, L., Stejskalová, L., Dlabal, J. Grey water footprint as a tool for implementing the Water Framework Directive – Temelín nuclear power station. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 263, 121541. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121541>.
37. Xie, X., Zhang, T., Gu, J., Huang, Z. Water footprint assessment of coal-based fuels in China: Exploring the impact of coal-based fuels development on water resources. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 196, 604–614. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.182>.
38. Толочик, І., Мельник, В. Сучасний стан якості води в р. Стир у межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету ім. Лесі Українки. Серія: Біологічні науки*, 2017, № 7(356), С. 90–94.
39. Коротун, І. М., Коротун, Л. К. Географія Рівненської області. Рівне, 1996. 273 с.
40. Мельник, В. Й., Толочик, І. Л. Динаміка забруднення води річки Стир в межах Рівненської області. *Біорізноманіття, екологія та експериментальна біологія*, 2018, (19), 179–188.
41. Кузнецов, П. М., Бедункова, О. О. Дослідження впливу водокористування електростанції на гідрологічний режим річки (на прикладі річки Стир).

- Слобожанський науковий вісник. Серія: Природничі науки*, 2024, Вип. 1, С. 69–76. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2024.1.9>.
42. European Commission. WFD Reporting Guidance 2022. Final Draft v6.2; European Commission: Helsinki, Finland, 2023. URL: https://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_715_2022/Guidance%20documents/WFD%20Descriptive%20Reporting%20Guidance.pdf (дата звернення: 09.01.2024).
43. Mentzafou, A., Katsafados, P., Papadopoulos, A., Dimitriou, E. Hydrological Regime Alteration Assessment in the Context of WFD 2000/60: A European and Global Review. *Sustainability*, 2023, 15, 15704. DOI: <https://doi.org/10.3390/su152215704>.
44. Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., Braun, D. How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 1997, 37, С. 231–249. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>.
45. ESA [online]. URL: <https://www.esa.int/> (дата звернення: 09.01.2024).
46. Mcfeeters, S. K. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 1996, 17, С. 1425–1432.
47. ДСТУ 180-5667-6-2001. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків. URL: <https://online.budstandart.com/ua/catalog/> (дата звернення: 05.01.2025).
48. ДСТУ ISO 5667-6:2009. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб води з річок і струмків. URL: <https://online.budstandart.com/ua/catalog/> (дата звернення: 05.01.2025).
49. КНД 211.1.0.009-94. Відбір проб для визначення складу і властивостей стічних та технологічних вод. Основні положення. URL: <https://online.budstandart.com/ua/catalog/> (дата звернення: 05.01.2025).
50. Kuznietsov, P., Biedunkova, O. Evaluating the impact of dispersed particles in the water of a power plant recirculating cooling system on the discharge of suspended solids into a natural water body. *Eastern-European Journal of Enterprise*

- Technologies*, 2023, 6(10 (126)), C. 6–16. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2023.292879>.
51. Xiang, R., Wang, L. J., Li, H., Tian, Z. B., Zheng, B. H. Water quality variation in tributaries of the Three Gorges Reservoir from 2000 to 2015. *Water Research*, 2021, 195, Article 116993. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116993>.
 52. Pronk, T. E., Amato, E. D., Kools, S. A. E., Ter Laak, T. L. Linking Clusters of Micropollutants in Surface Water to Emission Sources, Environmental Conditions, and Substance Properties. *Environments*, 2024, 11(3), 46. DOI: <https://doi.org/10.3390/environments11030046>.
 53. Kumar, V., Sharma, A., Kumar, R., Bhardwaj, R., Kumar, T. A., Rodrigo-Comino, J. Assessment of heavy-metal pollution in three different Indian water bodies by combination of multivariate analysis and water pollution indices. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2020, 26(1), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1497946>.
 54. Petersen, W., Bertino, L., Callies, U., & Zorita, E. Process identification by principal component analysis of river water-quality data. *Ecological Modelling*, 2001, 138(1-3), 193-213. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00402-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00402-6)
 55. Yan, J. H., Chen, J. S., Zhang, W. Q. A new probabilistic assessment process for human health risk (HHR) in groundwater with extensive fluoride and nitrate optimized by non-parametric estimation method. *Water Research*, 2023, 243, Article 120379. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120379>.
 56. Valsalan, J., Sadan, T. & Venketachalapathy, T. Multivariate principal component analysis to evaluate growth performances in Malabari goats of India. *Trop Anim Health Prod*, 2020, 52, 2451–2460. <https://doi.org/10.1007/s11250-020-02268-9>
 57. McKenna Jr, J. E. An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. *Environmental Modelling & Software*, 2003, 18(3), 205-220. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(02\)00094-4](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(02)00094-4)

58. Epskamp, S., Cramer, A. O., Waldorp, L. J., Schmittmann, V. D., Borsboom, D. Network visualizations of relationships in psychometric data. *Journal of Statistical Software*, 2012, 48(4), 1–18. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v048.i04>.
59. Jaf, D. K. I., Abdalla, A., Mohammed, A. S., Abdulrahman, P. I., Kurda, R., Mohammed, A. A. Hybrid nonlinear regression model versus MARS, MEP, and ANN to evaluate the effect of the size and content of waste tire rubber on the compressive strength of concrete. *Heliyon*, 2024, 10(4). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25997>.
60. Екологічні основи управління водними ресурсами: навч. посіб. / А. І. Томільцева, А. В. Яцик, В. Б. Мокін та ін. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.
61. Сафранов, Т. А. Екологічні основи природокористування: навч. посіб. для студентів вищих навчальних закладів. Львів: Новий світ, 2003. 246 с.
62. Сніжко, С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ: Ніка-Центр, 2001. 262 с.
63. Юрасов, С. М. Методи оцінки якості природних вод: конспект лекцій. Одеса: Екологія, 2011. 92 с.
64. Al-Aboodi, A. H., Abbas, S. A., Ibrahim, H. T. Effect of Hartha and Najibia power plants on water quality indices of Shatt Al-Arab River, south of Iraq. *Applied Water Science*, 2018, 8, 64. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0703-0>.
65. Chen, X., Wang, Y., Jiang, L., et al. Water quality status response to multiple anthropogenic activities in urban river. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30, 3440–3452. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22378-1>.
66. Anny, F., Kabir, M., Bodrud-Doza, M. Assessment of surface water pollution in urban and industrial areas of Savar Upazila, Bangladesh. *Pollution*, 2017, 3(2), 243–259. DOI: <https://doi.org/10.7508/pj.2017.02.007>.

67. Radhan, R. V., Zainudin, Z., Sreekanth, G. B. Temporal water quality response in an urban river: a case study in Peninsular Malaysia. *Applied Water Science*, 2017, 7, 923–933. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0303-1>.
68. Makki, A. N., Al-Abbawy, D. A., Hammadi, N. S. Assessment of Water Quality Using Organic Pollution Index in Some Marshes North of Basra Province. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2023, 1158(3), 032005. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1158/3/032005>.
69. Методика визначення зон, вразливих до (накопичення) нітратів. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 15 квітня 2021 р. № 244. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0776-21#Text>. (дата звернення: 05.01.2025).
70. Biedunkova, O., Kuznietsov, P. Dataset on heavy metal pollution assessment in freshwater ecosystems. *Scientific Data*, 2024, 11(1), 1241. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-024-04116-z>.
71. APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012. URL: <https://www.awwa.org/> (дата звернення: 05.01.2025).
72. World Health Organization (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. WHO Press, Geneva, 2017. ISBN 978-92-4-154995-0. URL: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950> (дата звернення: 05.01.2025).
73. USEPA. National Primary Drinking Water Regulations. EPA 816-F-09-004, 2009. URL: <https://www.nrc.gov/docs/ML1307/ML13078A040.pdf> (дата звернення: 05.01.2025).
74. Kumar, V., Sharma, A., Kumar, R., Bhardwaj, R., Kumar, T. A., Rodrigo-Comino, J. Assessment of heavy-metal pollution in three different Indian water bodies by combination of multivariate analysis and water pollution indices. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2020, 26(1), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1497946>.

75. Asim, M., Nageswara, R. K. Assessment of heavy metal pollution in Yamuna River, Delhi-NCR, using heavy metal pollution index and GIS. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, 193, 103. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08886-6>.
76. Prasanna, M. V., Praveena, S. M., Chidambaram, S., Nagarajan, R., Elayaraja, A. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring: a case study from Curtin Lake, Miri City, East Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 2012, 67, 1987–2001. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1639-6>.
77. Edet, A. E., Ofong, O. E. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring: A study case from Akpabuyo–Odukpani area, Lower Cross River Basin (Southeastern Nigeria). *GeoJournal*, 2002, 57, 295–304. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:GEJO.00000007250.92458.de>

РОЗДІЛ 3

ФОРМУВАННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ, СКЛАДУ ТА КОНЦЕНТРАЦІЇ КОМПОНЕНТІВ СКИДУ ЗВОРотної ВОДИ СИСТЕМИ ОХОЛОДЖУЮЧОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

3.1. Аналіз водокористування, гідрологічного режиму та водних ризиків р. Стир

Витрати води р. Стир під час спостережень на гідрологічному посту в зоні водокористування РАЕС змінювалась в діапазоні від 10 до 63 м³/с, при середніх показниках $27,0 \pm 18,0$ м³/с, із CV=51,36% (рис. 3.1). За умовами дозволу на спеціальне водне користування РАЕС [1], мінімальна санітарна витрата води нормується і становить 8 м³/с. При витратах нижче цього значення заборонено відбирати воду та робота електростанції повинна бути обмежена. Впродовж періоду спостережень, зниження витрати води р. Стир нижче нормованої мінімальної санітарної витрати не було зафіксовано. Аналіз даних дозволяє констатувати, що максимальні витрати спостерігаються у весняні місяці, а мінімальні в літні та осінні місяці (рис. 3.1).

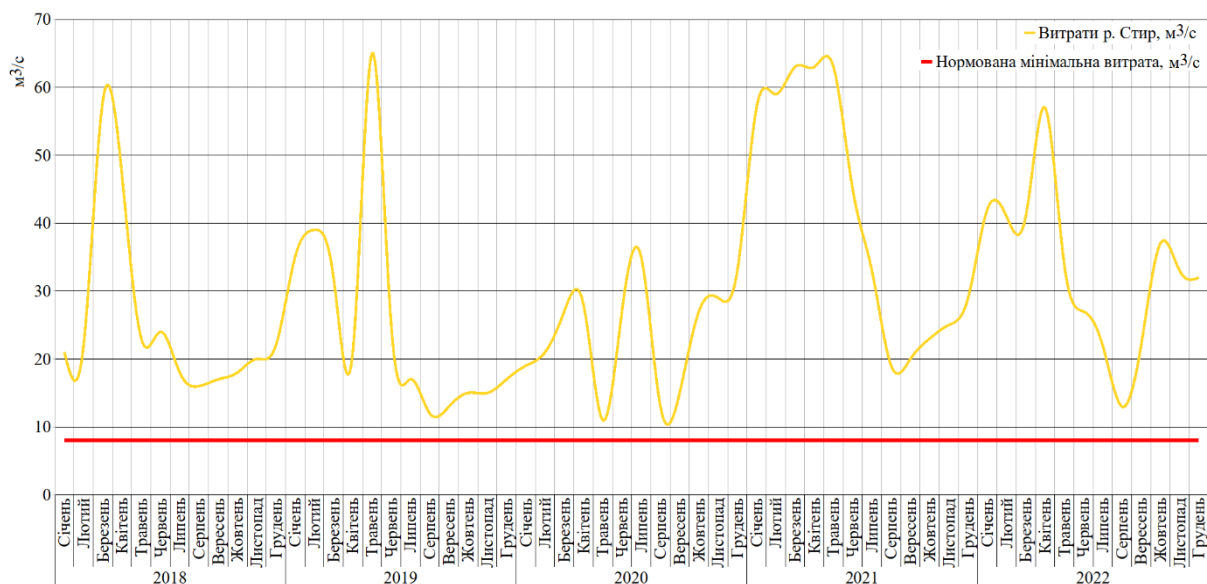


Рис. 3.1. Динаміка змін витрат р. Стир в зоні водокористування РАЕС [2]

Наведені дані сезонних мінімальних та максимальних витрат р. Стир співставні з даними індексів NDWI (рис. 3.2), де відмічені ділянки з більшою водністю, які зафарбовані у синій колір. Гідрологічний режим р. Стир характеризується чітко вираженим типом весняного паводку та низькою літньою меженню, що обумовлює складність руслоформуєчих процесів на ділянці водозабору [2].

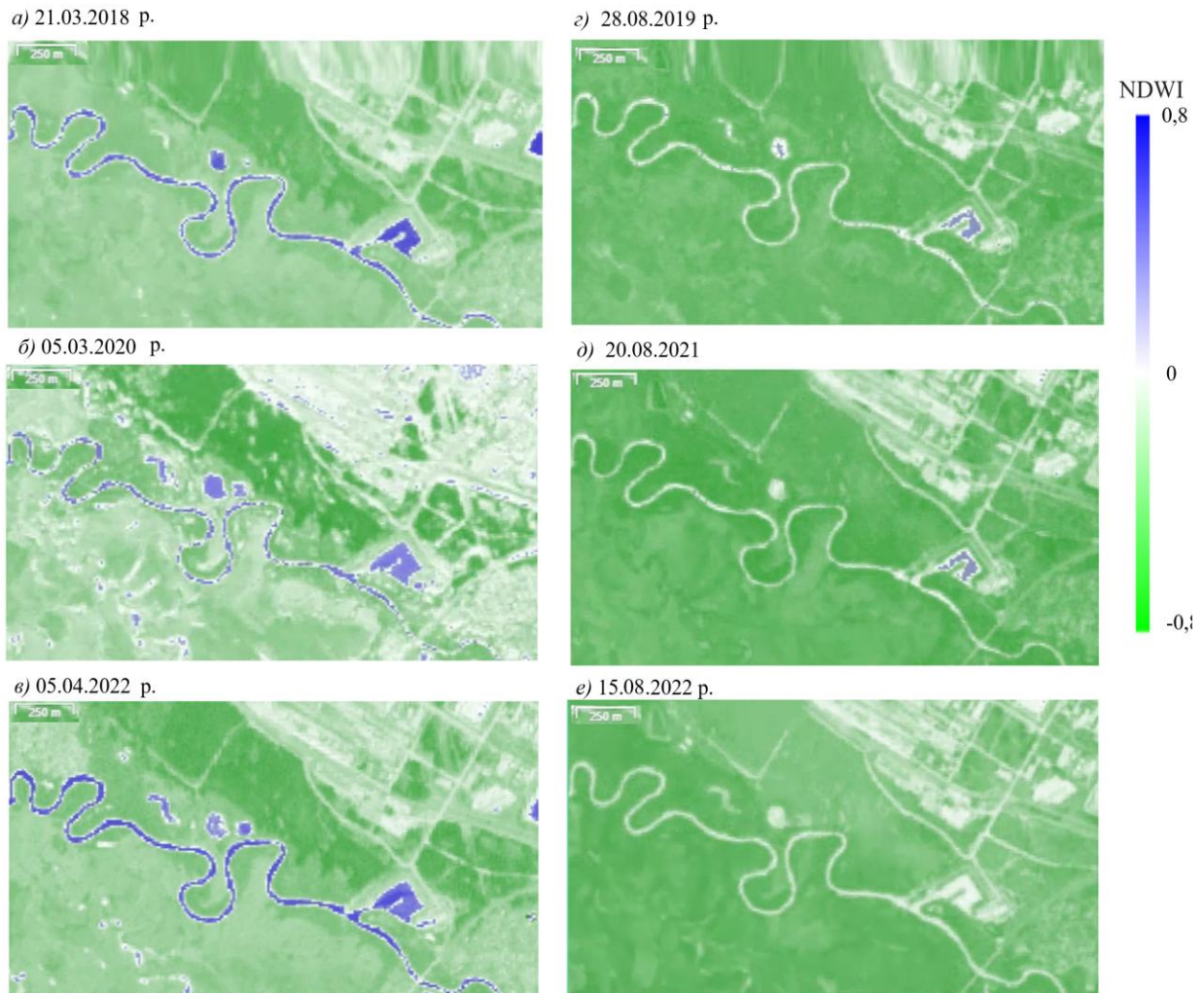


Рис. 3.2. Значення індексів NDWI ділянки р. Стир в зоні водокористування РАЕС 2018-2022 рр.

Замерзання річки починається зазвичай наприкінці грудня, скресання відбувається на початку березня [3]. Зміна температури води р. Стир в районі впливу водного скиду РАЕС відображає сезонне підвищення температури в літній період та зниження в зимовий період року. Фактичні значення температури води р. Стир під час спостережень на гідрологічному посту РАЕС змінювався у

діапазоні від 0,3 до 24,6 °C, при середніх показниках $12,6 \pm 8,7$ °C та $CV=77,12\%$ (рис. 3.3).

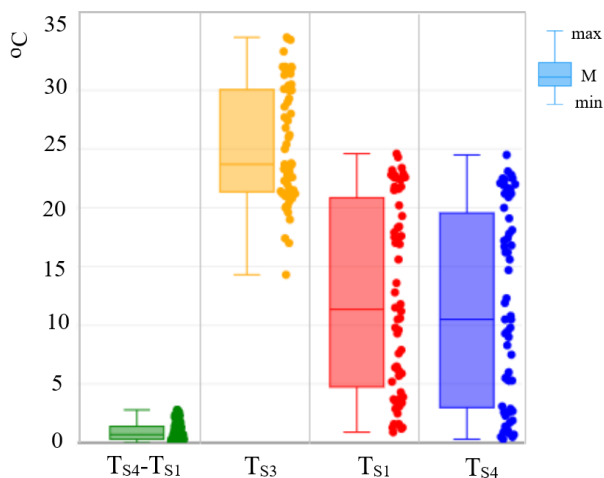


Рис. 3.3. Температура зворотної води РАЕС (T_{S3}), води р. Стир до водозабору (T_{S1}) та після скиду (T_{S4}) та їх різниця величин ($T_{S4}-T_{S1}$)

На контрольованих ділянках р. Стир до водозабору (S1) та після (S4) водного скиду РАЕС спостерігається підвищення температури води (T) внаслідок скиду підігрітих зворотних вод РАЕС, середнє значення приросту температури складає 1.07 ± 0.64 °C, $CV = 73.55\%$ (рис. 3.3). Температурний ефект скиду зворотніх вод РАЕС не перевищує ліміт за умовами дозволу [2], оскільки після скиду не фіксується збільшення температури більше 3 °C ($T_{S4}-T_{S1}$).

Витрата забору води (MU) для потреб РАЕС, за умовами дозволу [1], не повинна перевищувати 2,79 м³/с. Фактичні витрати за час спостережень змінювались в діапазоні від 0,65 до 2,2 м³/с при середніх значеннях $1,48 \pm 0,51$ м³/с та $CV=27,92\%$ (рис. 3.4).

Скид зворотної води (BD) РАЕС у р. Стир, за умовами дозволу [1], не повинен перевищувати 0,7 м³/с. Фактичні витрати змінювались в діапазоні від 0,12 до 0,67 м³/с, при середніх значеннях $0,31 \pm 0,22$ м³/с та $CV=45,63\%$. Відведення тепла в ОСО призводить до випаровування та вимагає постійного додавання підживлюючої води [1]. Відомо, що для ОСО, величини водозабору та скиду води залежить від потужності електростанції та температури довкілля [4]. Збільшення витрат MU і BD спостерігається в теплу пору року, що пов'язано

з підвищенням температури навколишнього середовища і, відповідно, більшим випаровуванням води з ОСО.

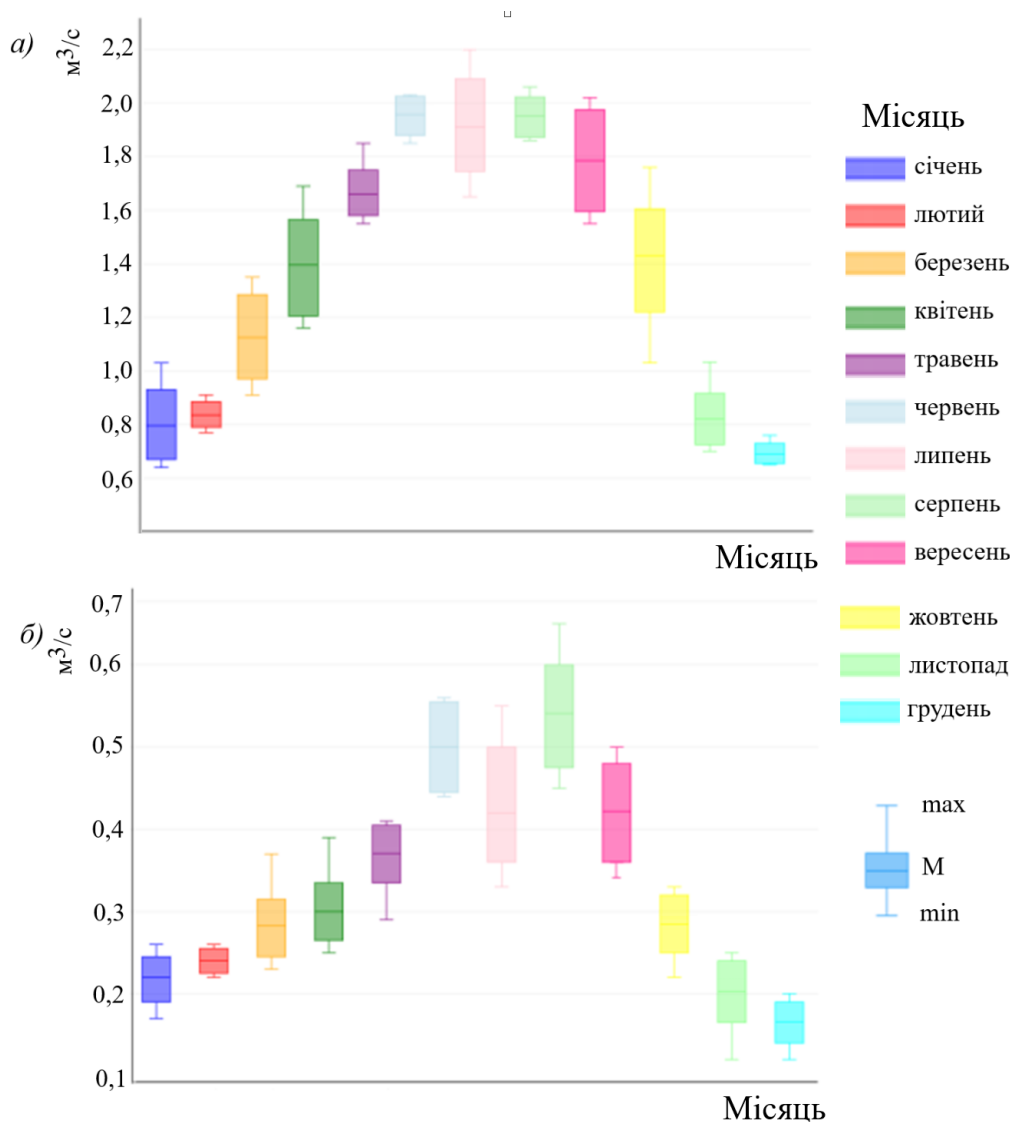


Рис. 3.4. Витрати водозабору (а) та скиду (б) зворотної води РАЕС з/в р. Стир

Водні ризики за системою індикаторів водних ризиків Aqueduct™ 3.0, що пов'язані з витратою води р. Стир в районі водозабору РАЕС мають низькі значення, зокрема водний стрес характеризується як низький (<10%), постачання води значне 30-100 см, ризики вичерпання водних ресурсів низькі (<5%), загальний прогнозований водний ризик 1-2, низький – середній (рис. 3.5). Оцінені водні ризики за системою індикаторів Aqueduct™ 3.0 мають мінімальні

значення, що в загальному характеризує вплив РАЕС на р. Стир, як низький – середній ризик.

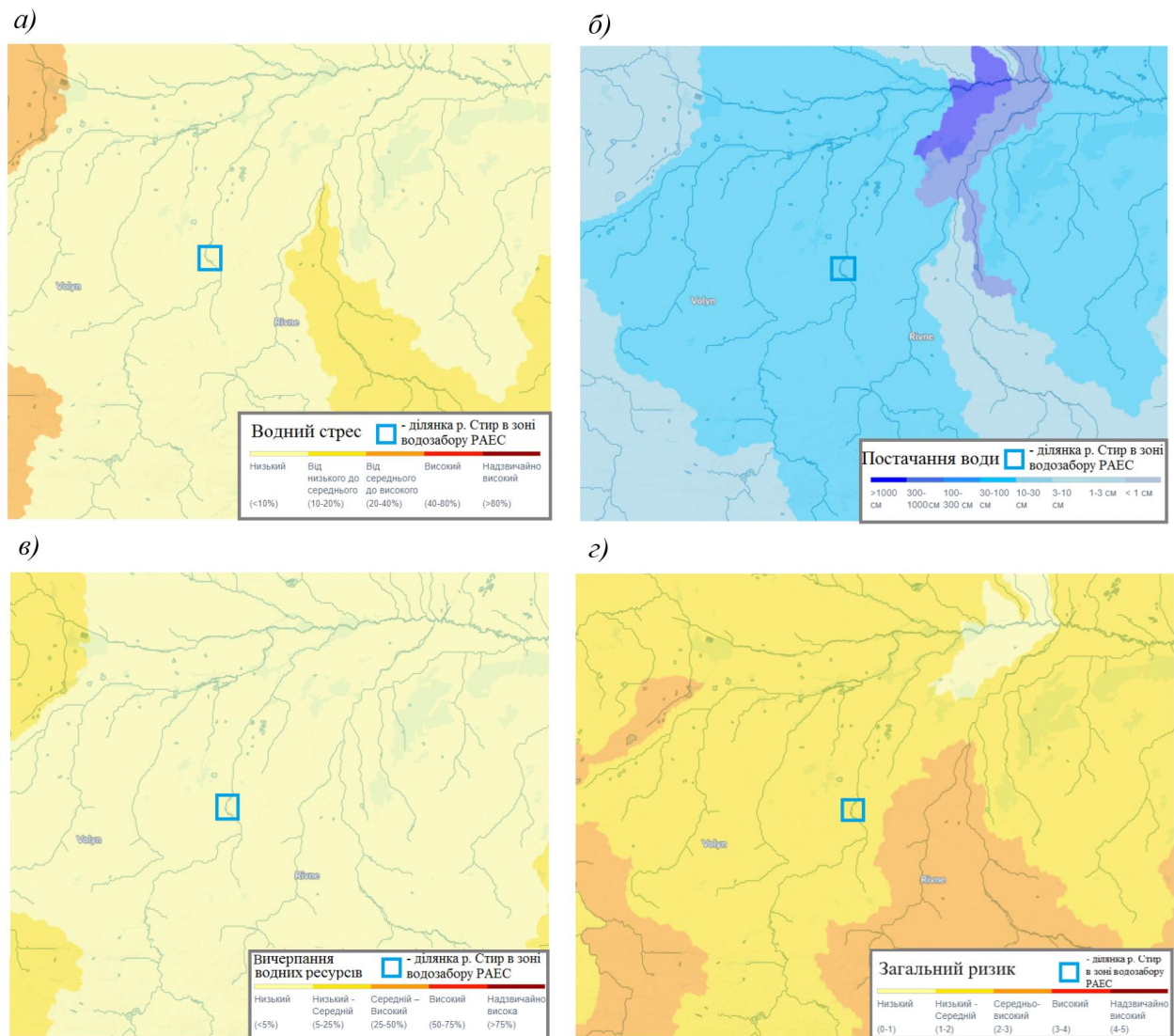


Рис. 3.5. Карта ділянки р. Стир в районі водозабору РАЕС, що характеризує ризики: а – водний стрес, б – постачання водних ресурсів, в – вичерпання водних ресурсів, г – загальний водний ризик

Динаміка змін гідрологічного режиму р. Стир за величини зміни (G), що розрахована з використанням підходу RVA наведена у табл. 3.1, 3.2. Помірні за величиною середньорічні максимальні витрати (Q_{dl}) спостерігаються у 2019 та 2020 р (табл. 3.1), що можуть бути ідентифіковані як паводки. Для р. Стир максимальний стік формується або від талих вод у березні, що пояснює збільшення витрат води р. Стир (рис. 3.2), через що, в березні величина Q_m

складає -32,4% (табл. 3.1) та наближається до границі значень RVA, що визначає зміни гідрологічного режиму, як помірні. У серпні місяці спостерігається значне зниження витрат, що можуть бути ідентифіковані як періоди маловоддя. Величина Q_m в цей період складає -31,3% (табл. 3.2) та наближається до граничного діапазону за градацією RVA, що визначає зміни як помірні.

Таблиця 3.1

Результати розрахунку величин змін гідрологічного режиму $G(Q_a)$, $G(Q_{al})$, $G(Q_{dl})$ для р. Стир

Показник	Гідрологічні показники			Величини змін гідрологічного режиму		
Рік	Q_a , м ³	Q_{al} , м ³	Q_{dl} , м ³	$G(Q_a)$, %	$G(Q_{al})$, %	$G(Q_{dl})$, %
2018	804168000	504576000	1829088000	-	-	-
2019	834470000	426666555	1586768000	-3,7	-22,9	-43,7
2020	748980000	346896000	1103760000	10,2	8,3	46,1
2021	870393600	378432000	2049840000	-16,2	25,0	-12,07
2022	963740160	409968000	1797552000	-10,7	31,5	9,5

Таблиця. 3.2

Результати розрахунку величин змін гідрологічного режиму $G(Q_d)$, $G(Q_m)$ для р. Стир

Показник	Гідрологічні показники		Величини змін гідрологічного режиму	
Місяць	Q_d , м ³	Q_m , м ³	$G(Q_d)$, %	$G(Q_m)$, %
січень	3006720	93208320	-	-
лютий	3144960	88058880	-4,5	5,5
березень	3818880	118385280	-21,4	-32,4
квітень	3732480	115706880	2,2	2,2
травень	3386880	101606400	9,2	12,1
червень	2557440	79280640	24,4	21,9
липень	1823666	56922456	28,6	28,2
серпень	1365866	39104640	25,1	-31,3
вересень	1503360	45100800	-10,0	-15,3
жовтень	1845602	56258555	-22,7	-24,7
листопад	2108160	63244800	-14,2	-12,4
грудень	2298240	71245440	-9,0	-12,6

3.2. Формування складу та концентрації хімічних реагентів у водному скиді

3.2.1. Компоненти карбонатної системи та водневий показник pH

Водопідготовка ОСО РАЕС проводиться шляхом вапнування в бікарбонатному режимі з наступною стабілізаційною обробкою H_2SO_4 та ОЕДФ-кислотою. Водопідготовка додаткової охолоджуючої води вапнуванням знижує концентрацію Ca^{2+} в середньому до 40 %, стабілізаційна обробка збільшує концентрацію SO_4^{2-} в середньому на 18 мг/дм³ та ОЕДФ на 0,3 мг/дм³ [5]. Стабілізаційна обробка H_2SO_4 проводиться до зниження значення pH додаткової охолоджуючої води pH 7,5-7,8 од. При експлуатації ОСО, за рахунок багатократного нагріву охолоджуючої води в конденсаторі турбіни та наступного охолодження в градирні відбувається випаровування та концентрування розчинних солей, для поновлення витрат в ОСО подається додаткова охолоджуюча вода, частина води відводиться з зворотними водами, при цьому можуть відбуватися процеси виділення та поглинання вуглекислого газу (CO_2), випадіння CaCO_3 , що впливає на компоненти карбонатної системи [6]. Доза вапна, що використовується при вапнуванні для водопідготовки, визначає значення водневого показника pH додаткової охолоджуючої води. При вапнуванні повністю зв'язується розчинений CO_2 , та відповідно вода що подається в ОСО без стабілізаційної обробки H_2SO_4 , повністю позбавлена розчиненого CO_2 , що містився у вхідній воді, лише при застосуванні H_2SO_4 для стабілізаційної обробки виникає утворення CO_2 при нейтралізації HCO_3^- . Утворення CO_2 в охолоджуючій воді відбувається при осадженні CO_2 при нагріванні в теплообмінниках-споживачах, кількість CO_2 , що виділяється, визначається інтенсивністю утворення накипу (рис. 3.6). Хімічні процеси, що лежать в основі цього процесу, включають карбонатну рівновагу, що регулюється взаємодією розчиненого CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- і CO_3^{2-} , на розподіл яких впливає pH [7]. Коли вуглекислий газ CO_2 розчиняється у воді, він гідратується з утворенням H_2CO_3 . H_2CO_3 дисоціює з утворенням іонів бікарбонату HCO_3^- і карбонату CO_3^{2-} , розподіл яких також суттєво залежить від pH. Варіації pH та концентрації

розчиненого CO_2 у воді контролюють карбонатну рівновагу. Вплив поглинання CO_2 водою та виділення з води можуть бути домінуючими процесами у водах, які в кінцевому підсумку призводять до рівняння відкладення CaCO_3 [8].

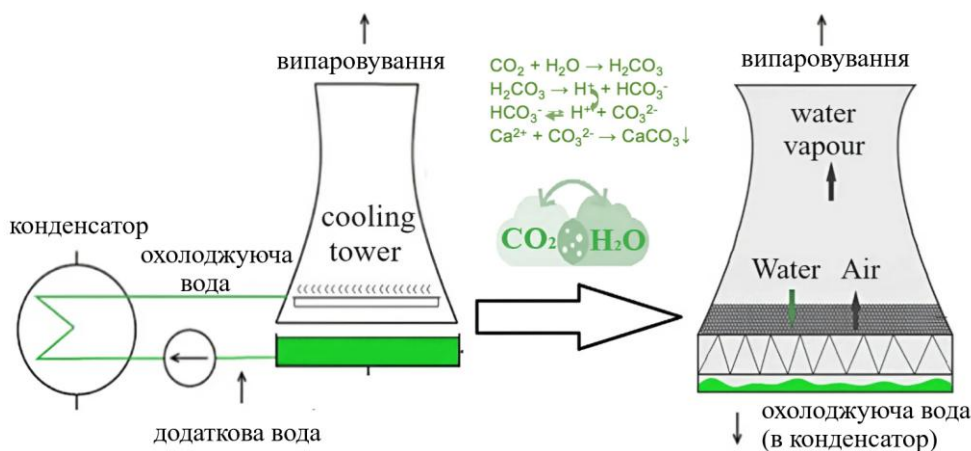


Рис. 3.6. Зміни компонентів карбонатної системи в ОСО [7]

Показник рН води р. Стир (S1, S2, S4, табл. 3.3) в цілому відповідає екологічним вимогам (додаток Б, табл. Б1). За розподілом даних контролю рН води р. Стир протягом року, показник схильний до сезонних коливань, взимку рН знижується до 7,56-8,0 од., а влітку підвищується до 7,8-8,5 од., що обумовлено процесами фотосинтезу в поверхневих водах [9]. У літній період року спостерігаються одиничні перевищення верхньої нормованої межі значення $\text{pH}=8,5$ (у 2018, 2020, 2021 р.) до максимальних значень $\text{pH} = 8,66$ на обох ділянках до (S1, S2) та після (S4) скиду зворотної води. При водопідготовці вапнуванням рН збільшується до 9,0-9,8 од., відбувається зсув карбонатної рівноваги з утворенням CO_3^{2-} та осадженням CaCO_3 . При стабілізаційній обробці H_2SO_4 та ОЕДФ кислотою відбувається нейтралізація лужності з утворенням HCO_3^- . Необхідність стабілізаційної обробки H_2SO_4 визначається показниками якості охолоджуючої води ОСО. Спостерігались періоди підживлення додатковою водою, що нейтралізована чи не нейтралізована H_2SO_4 що відповідає діапазону рН для місця відбору проб S5 (табл. 3.3) min-max 7,5-7,8 (з обробкою H_2SO_4) та 9,0-9,8 (без обробки H_2SO_4) [10]. При підживленні ОСО водою, що нейтралізована H_2SO_4 , в охолоджуючій воді ОСО спостерігалось збільшення рН, а в не нейтралізованій – зменшення рН. В обох випадках це обумовлено

накопиченням HCO_3^- . Стабілізація значень рН охолоджуючої води ОСО, незалежно від способу стабілізаційної обробки спостерігається в діапазоні 8,3–8,7, та не перевищує встановлені допустимі норми для зворотної води ОСО РАЕС та інших зарубіжних АЕС (Додаток А, табл. А.2). Скид зворотної води ОСО РАЕС з рН 8,3–8,7 не впливає на показники рН води р. Стир, з врахуванням зсуву компонентів карбонатної системи та поглинання CO_2 .

Таблиця. 3.3

Результати вимірювання рН технологічних вод ОСО РАЕС та води р. Стир

Рік	Значення	Місце відбору проб			
		S1, S2	S5	S3, S6	S4
2018	M ± SD	8,13 ± 0,25	9,20 ± 0,60	8,45 ± 0,13	8,24 ± 0,20
	Min–Max	7,82–8,42	7,65–9,80	8,30–8,65	7,95–8,56
2019	M ± SD	8,23 ± 0,205	8,80 ± 0,71	8,58 ± 0,24	8,30 ± 0,20
	Min–Max	7,92–8,60	7,61–9,45	8,23–8,81	8,07–8,66
2020	M ± SD	8,25 ± 0,21	9,08 ± 0,53	8,62 ± 0,12	8,31 ± 0,17
	Min–Max	7,88–8,50	8,35–9,81	8,38–8,77	8,08–8,52
2021	M ± SD	8,16 ± 0,265	9,21 ± 0,52	8,56 ± 0,13	8,21 ± 0,21
	Min–Max	7,65–8,56	8,05–9,80	8,30–8,73	7,85–8,53
2022	M ± SD	8,17 ± 0,23	9,11 ± 0,82	8,44 ± 0,19	8,22 ± 0,22
	Min–Max	7,56–8,43	7,50–9,80	8,15–8,74	7,71–8,49

Властивості карбонатної системи води залежать від протікання двох конкуруючих реакцій, які обумовлюють поглинання CO_2 , з утворенням HCO_3^- , зі зменшенням рН, та, при концентруванні в ОСО, розкладом частини HCO_3^- з утворенням CO_3^{2-} , що збільшує рН. Визначальним фактором зміщення рівноваги реакцій є початковий стан розподілу компонентів карбонатної системи, визначений початковим рН [11]. Зміна рН технологічних вод ОСО при водопідготовці зумовлена накопиченням природних компонентів CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- і CO_3^{2-} , що існують в природній системі за рахунок зміщення рівноваги при аерації та випаровуванні в ОСО. Враховуючи процеси встановлення рівноваги карбонатної системи в технологічних водах ОСО та природних водах, застосування обробки кислотами для регулювання рН виключно для

забезпечення неперевищення верхньої межі екологічної норми за значенням рН (8,5) для зворотньої води, є недоцільним. Натомість за умовами дозволу на спеціальне водне користування [1] нормованою верхньою межею допустимого рівня рН у зворотній воді ОСО РАЕС є значення рН 9,0. Отже, накопичення HCO_3^- і нейтралізація CO_3^{2-} внаслідок природних процесів функціонування рівноваги карбонатної системи води, з екологічної точки зору, не компенсує штучне введення аніонів мінеральних кислот (SO_4^{2-} , Cl^- та ін.) у природні об'єкти.

3.2.2. Стабілізаційна обробка додаткової охолоджуючої води H_2SO_4 та ОЕДФ кислотами

Стабілізаційна корекційна обробка є важливою складовою процесу експлуатації електростанцій, особливо в ОСО, де накип може призвести до значних витрат виробництва та зниження ефективності роботи обладнання [12]. Обробка додаткової охолоджуючої води H_2SO_4 та ОЕДФ кислотами широко розповсюджена для ОСО електростанцій, однак, через скидання зворотних вод ці реагенти потрапляють у водні об'єкти. Наразі органічні фосфонати є домінуючими інгібіторами накипоутворення з прийнятною ефективністю та низькою ціною [12]. Органічні фосфонати здатні призвести до високого рівня фосфору у зворотній воді ОСО, що скидається у водний об'єкт, концентрація загального фосфору при цьому може зрости до 1-15 мг/дм³, ОЕДФ в поверхневих водах біодеградує з утворенням ортофосфат-іонів (PO_4^{3-}) [13]. Завдяки природним механізмам елімінації ОЕДФ забезпечується тривале вивільнення PO_4^{3-} у природних водах, таким чином, не виключаються процеси евтрофікації [14]. Загальний вміст фосфору вище 1 мг/дм³ може призвести до евтрофікації водного середовища, як водного середовища ОСО так і природного водного об'єкту, куди скидаються зворотні води ОСО [15].

В середньому витрата реагенту ОЕДФ складає $M \pm SD = 11,3 \pm 5,2$ т/рік (рис. 3.7а), в додатковій охолоджуючій воді (S5) концентрація ОЕДФ за 2018-2022 рр. склала $M \pm SD = 0,242 \pm 0,12$ мг/дм³.

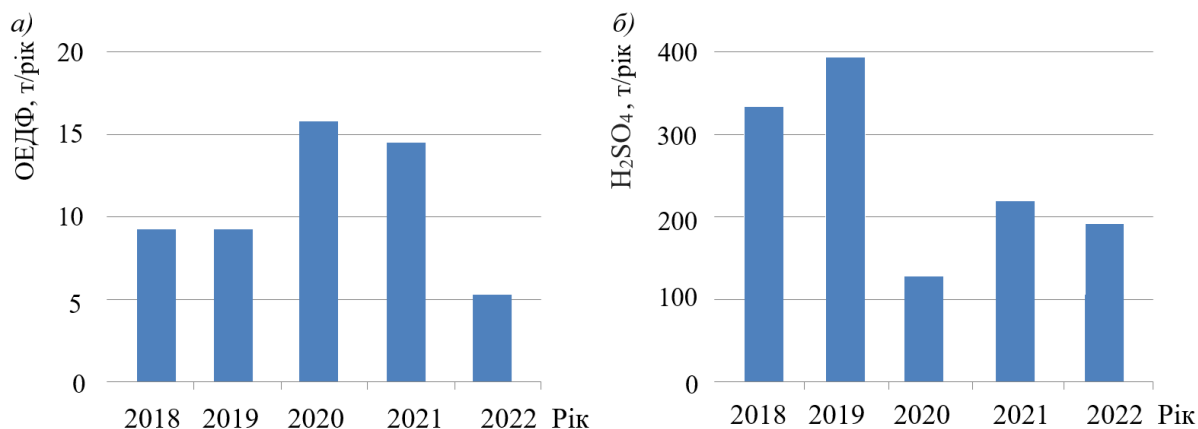


Рис. 3.7. Витрати реагентів ОЕДФ та H₂SO₄ для стабілізаційної обробки ОСО РАЕС [10, 12]

ОЕДФ реагент є специфічним компонентом, що не міститься в природних водах та є показником антропогенного забруднення, тому концентрація ОЕДФ нормується у зворотній воді ДК(ОЕДФ) = 0,817 мг/дм³ (Додаток А, табл. А.2) та у поверхневих водах встановлені ГДКр(ОЕДФ) = 0,9 мг/дм³ та ГДКг(ОЕДФ) = 5 мг/дм³.

У середньому концентрація ОЕДФ в охолоджуючій та зворотній воді (S3, S6) склала $M \pm SD = 0,148 \pm 0,07$ мг/дм³, що не перевищує ДК (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Результати вимірювання концентрації ОЕДФ в технологічних водах ОСО РАЕС та води р. Стир

Рік	Значення, мг/дм ³	Місце відбору проб		
		S5	S3, S6	S4
2018	M ± SD	0,40 ± 0,07	0,70 ± 0,17	0,35 ± 0,08
	Min–Max	0,28–0,50	0,62–0,81	0,25–0,46
2019	M ± SD	0,19 ± 0,04	0,61 ± 0,11	0,07 ± 0,01
	Min–Max	0,12–0,25	0,54–0,72	0,05–0,09
2020	M ± SD	0,22 ± 0,09	0,55 ± 0,14	0,12 ± 0,04
	Min–Max	0,26–0,46	0,43–0,84	0,08–0,18
2021	M ± SD	0,23 ± 0,08	0,60 ± 0,13	0,13 ± 0,05
	Min–Max	0,11–0,35	0,47–0,76	0,08–0,24
2022	M ± SD	0,17 ± 0,08	0,56 ± 0,14	0,07 ± 0,01
	Min–Max	0,10–0,31	0,38–0,68	0,05–0,10

У середньому концентрація ОЕДФ в воді р. Стир після скиду зворотних вод склала $M \pm SD = 0,242 \pm 0,07$ мг/дм³, що не перевищує ГДК(ОЕДФ). Режим стабілізаційної обробки ОЕДФ ефективно дозволяє зменшити процеси накипоутворення в ОСО. Запроваджений режим використання реагенту ОЕДФ для обробки ОСО РАЕС за критерієм варіабельності, що визначається значеннями жорсткості карбонатної охолоджуючої води ОСО та варіативність дозування ОЕДФ може обумовлювати спорадичне, як збільшення, так і зменшення величин дози, в порівнянні з проєктною та експлуатаційною величиною дозування [12].

Для підтримання водно-хімічного режиму ОСО з метою зменшення накипоутворення та нейтралізації Лв, Жк використовується стабілізаційна обробка H_2SO_4 та є реагентом, який використовується на електростанціях в значних кількостях [16]. Незважаючи на значне скорочення антропогенних викидів атмосферної сірки в останні десятиліття, поточні рівні концентрації SO_4^{2-} у поверхневих і підземних водах залишаються вищими за природний фоновий рівень і з середини ХХ століття зростають [17].

В середньому витрата реагенту H_2SO_4 складає $M \pm SD = 252 \pm 47$ т/рік (рис. 3.76), у 2020-2022 рр. спостерігається зниження кількості використаної через запровадження факторіального дозування реагенту [10] та відмови від регулювання рН зворотних вод з використанням мінеральних кислот. H_2SO_4 дисоціює з утворенням аніонів SO_4^{2-} , що є присутнім макрокомпонентом в природних водах, однак забруднення поверхневих вод SO_4^{2-} може мати токсичний вплив на водні рослини та тваринні організми, а також може мати негативні наслідки для здоров'я людини [18].

Розрізняють прямий екологічний вплив SO_4^{2-} на довкілля і непрямий, через його метаболіти, зокрема сульфід. SO_4^{2-} присутні в навколишньому середовищі в складі циклу сірки, який починається з ерозії евапоритів і сульфідів, що містяться у гірських породах і мінералах, відбувається виділення сірко-вмісних сполук в навколишнє середовище, надалі сірко-вмісні сполуки поглинаються рослинами, мікроорганізмами і перетворюється в орґано-сірковмісні сполуки

[19].

Існує обмежена інформація щодо інгалаційної та пероральної, хронічної та субхронічної токсичності, канцерогенності, а також репродуктивної токсичності сульфату у людини і тварин [20], тому обмеження скиду SO_4^{2-} надзвичайно актуальне.

В вхідній воді р. Стир (S1, S2) та додатковій охолоджуючій воді (S5) концентрація H_2SO_4 за 2018-2022 рр. склала $M \pm SD = 31,89 \pm 5,31$ мг/дм³ та $M \pm SD = 39,78 \pm 16,54$ мг/дм³ відповідно. Спостерігається приріст у середньому до 20% концентрації SO_4^{2-} , що обумовлений дозуванням H_2SO_4 для стабілізаційної обробки ОCO PAEC. Концентрація SO_4^{2-} нормується у зворотній воді ДК(SO_4^{2-}) = 418,48 мг/дм³ (Додаток А, табл. А.2) та у поверхневих водах встановлені ГДКр(SO_4^{2-}) = 100 мг/дм³, ГДКГ(SO_4^{2-}) = 500 мг/дм³ та ГДКп(SO_4^{2-}) = 250 мг/дм³. В середньому концентрація SO_4^{2-} в охолоджуючій та зворотній воді (S3, S6) склала $M \pm SD = 162,4 \pm 35,4$ мг/дм³, що не перевищує ДК(SO_4^{2-}). В середньому концентрація SO_4^{2-} в воді р. Стир після скиду зворотних вод склала $M \pm SD = 32,47 \pm 6,11$ мг/дм³, що не перевищує ГДК(SO_4^{2-}).

За результатами контролю води р. Стир на ділянках до водозабору (S1, S2) та після скиду (S4) зворотних вод ОCO PAEC фіксується незначний, до 2%, приріст концентрації SO_4^{2-} . Відстеження динаміки формування концентрації SO_4^{2-} у воді р. Стир на ділянках до водозабору PAEC та після скиду зворотної води ОCO PAEC свідчить про її помітне зростання за повної відсутності впливу на це додаткової води ОCO PAEC (табл. 3.5).

При стабілізаційній обробці додаткової води спостерігалися періоди, коли дозування H_2SO_4 не відбувалося [10]. В ці періоди відбувалося зниження концентрації SO_4^{2-} в зворотних водах, зменшення приросту вмісту SO_4^{2-} до водозабору та після скиду води ОCO PAEC, що корелює зі зниженням кількості використаної H_2SO_4 для стабілізаційної обробки ОCO та обумовлює зменшення екологічного впливу на р. Стир.

Результати вимірювання концентрації SO_4^{2-} в технологічних водах ОСО РАЕС
та води р. Стир

Рік	Значення, мг/дм ³	Місце відбору проб			
		S1, S2	S5	S3, S6	S4
2018	M ± SD	45,73 ± 4,16	49,40 ± 20,53	138,5 ± 49,98	39,4 ± 14,12
	Min–Max	36,64–92,60	36,21–70,62	88,61–226,30	26,50–63,55
2019	M ± SD	38,27 ± 12,24	51,50 ± 19,29	149,4 ± 39,37	41,36 ± 6,40
	Min–Max	25,60–62,30	32,30–69,68	96,02–223,5	31,32–56,30
2020	M ± SD	40,23 ± 6,23	46,20 ± 16,46	130,6 ± 32,15	36,00 ± 8,02
	Min–Max	30,22–55,20	35,30–55,60	96,00–203,12	27,90–45,80
2021	M ± SD	35,70 ± 7,54	51,80 ± 11,82	140,0 ± 48,70	45,80 ± 6,52
	Min–Max	20,30–42,6	30,60–70,62	80,3–229,0	34,60–52,30
2022	M ± SD	46,34 ± 5,64	49,40 ± 20,53	130,5 ± 39,98	39,2 ± 12,31
	Min–Max	17,90–48,30	36,21–70,62	81,24–211,60	16,31–53,31

3.3. Формування складу та концентрацій основних компонентів у водному скиді

3.3.1. Головні іони макрокомпонентного складу

Кілька аніонів (HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} і Cl^-) а також декілька катіонів (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) становлять найбільшу частку головних іонів (ГІ) у поверхневих водах [21]. Концентрація катіонних компонентів ГІ у поверхневих водах суші, як правило, матиме співвідношення $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$, аніонних компонентів – $\text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ та є макрокомпонентами їх складу [22], інші іони містяться в значно менших концентраціях [23]. Концентрація ГІ може показувати різноманітні добові та річні зміни, особливо під час повеней або посухи [24], а показник загальної кількості розчинених речовин, мінералізацію або сухий залишок (СЗ) можна використовувати як загальний показник вмісту ГІ у воді [25]. Співвідношення між СЗ та ГІ у воді може змінюватись залежно від джерела води та його геологічних, екологічних або антропогенних факторів [26], і моніторинг СЗ разом із якісним та кількісним складом ГІ у воді є важливим для

оцінки якості води. Оскільки для підживлення ОСО використовується вода з природних джерел оцінка коливань та внесок у показники якості СЗ та ГІ у додатковій, охолоджуючій та зворотній водах є важливою для будь-якої електростанції, оскільки це допомагає визначити контрзаходи, щоб уникнути проблем експлуатації ОСО та можливого впливу на навколишнє середовище [27, 28]. Таким чином, ГІ охолоджуючої води ОСО може мати значний вплив на якість поверхневих вод і водних екосистем зі скидами зворотних вод [29]. Розуміння джерел, рушійних факторів і потенційного впливу скиду охолоджувальної води має вирішальне значення для впровадження ефективних стратегій пом'якшення наслідків і забезпечення стійких промислових процесів [30].

Концентрація ГІ та СЗ змінювалась в процесі використання води у циклі ОСО РАЕС, що впливало на формування водного скиду зворотної води (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Результати вимірювання концентрації ГІ та СЗ в технологічних водах ОСО
РАЕС та води р. Стир

ГІ та СЗ, мг/дм ³	Місце відбору проб								
	S1, S2, S4			S5			S3, S6		
	Min–Max	M	±SD	Min–Max	M	±SD	Min–Max	M	±SD
SO ₄ ²⁻	16,31– 92,60	32,18	5,71	32,30– 70,62	39,78	16,54	81,24– 229,0	162,4	35,4
Cl ⁻	9,3–16,6	14,8	2,9	9,3–23,6	14,8	2,9	18,2–90,0	48,6	18,2
ΣHCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻	56,9–98,9	83,5	19,5	15,2–54,3	47,8	17,3	23,8– 105,0	81,9	17,6
ΣCa ²⁺ , Mg ²⁺	49,9– 133,3	121,6	26,9	30,6–86,8	44,6	30,9	54,9– 294,0	116,4	41,3
ΣNa ⁺ , K ⁺	7,85–9,66	8,23	0,5	7,85–9,66	8,23	0,5	11,7–42,6	26,1	7,9
СЗ	230–550	384	69	128–384	252	64	303–1035	685	186

Оцінюючи рівні вмісту ГІ у воді р. Стир (S1, S2, S4) для аніонів, встановлено наступну нерівність: ΣHCO₃⁻, CO₃²⁻ > SO₄²⁻ > Cl⁻ і для катіонів: Ca²⁺ > Mg²⁺ > Na⁺ > K⁺. Крім того, для додаткової (S5), охолоджуючої та зворотної (S3, S6) води

спостерігається зміна нерівностей вмісту аніонів: $\text{SO}_4^{2-} > \Sigma \text{HCO}_3^-, \text{CO}_3^{2-} > \text{Cl}^-$, без зміни співвідношення основних катіонів. Концентрація $\Sigma \text{HCO}_3^-, \text{CO}_3^{2-}$ у воді р. Стир коливалась від 56,9 до 98,9 мг/дм³, зміни концентрації пояснюються сезонністю, а саме збільшенням у холодний період та зменшенням у теплий період року, що обумовлено температурним впливом зміни компонентів карбонатної системи води та біологічними процесами, зокрема зниженням фотосинтезу [4, 11]. Концентрація $\Sigma \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$ у воді р. Стир коливалась від 49,9 до 190,3 мг/дм³ без сезонної мінливості концентрації. При обробці води вапнуванням концентрація $\Sigma \text{HCO}_3^-, \text{CO}_3^{2-}$ та $\Sigma \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$ зменшується в середньому на 40 % для іонів $\Sigma \text{HCO}_3^-, \text{CO}_3^{2-}$ і на 60 % для іонів $\Sigma \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$. Концентрація $\Sigma \text{Na}^+, \text{K}^+$ та Cl^- у воді р. Стир не значно змінюється, натомість концентрація SO_4^{2-} коливалась в широкому діапазоні від 17,3 до 77,2 мг/дм³, до того ж існують відмінності в концентрації SO_4^{2-} між водою р. Стир та додатковою водою. Для додаткової води спостерігається зниження до 34 % СЗ, що характеризує вміст усіх іонів і пов'язане з водопідготовкою вапнуванням.

Під час концентрування та випаровування в ОСО для охолоджуючої та зворотної води зростає концентрація всіх компонентів ГІ та СЗ. Одночасно конкуруючими процесами є осадження CaCO_3 , CaSO_4 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$ в ОСО за реакціями 2.6-2.8. Кратність концентрування ГІ та СЗ в охолоджуючій воді ОСО буде визначатись ϕ , але ця пропорційність не буде врахована для ГІ (а саме: $\Sigma \text{HCO}_3^-, \text{CO}_3^{2-}$; $\Sigma \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$; SO_4^{2-}), що утворюють осади CaCO_3 , CaSO_4 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$ внаслідок накипоутворення [5, 12]. Коефіцієнт ϕ розраховується на основі величини водозабору та водоскиду за рівнянням 2.2, та контролюється для кожної електростанції [7].

Обмеження скиду ГІ для зворотної води проводиться за іонами SO_4^{2-} та Cl^- , концентрація їх не перевищує встановлені ДК (таб. 3.6 та Додаток А, таб. А.2). Для оцінки відповідності скиду ГІ з ОСО РАЕС зі застосуванням комбінованому підходу ВРД проведений розрахунок GWF. Розрахунок GWF проведений для кожного компонента ГІ та СЗ відповідно рівняння 2.20. Ліміт скидання зворотних вод Рівненської АЕС становить 18,34 млн м³/рік, водозабору – 74,04 млн м³/рік [1]. GWF

компонентів ГІ та СЗ коливається від 5,9 до 22,5 мільйонів м³/рік (табл. 3.7), отже ці значення можна характеризувати як загальну кількість води, яка повинна бути в водоймі, щоб гарантувати, що скиди будуть розбавлені до ГДК.

Таблиця 3.7

Розрахунок GWF за компонентами ГІ та СЗ для скиду ОСО РАЕС

ГІ та СЗ, мг/дм ³	GWF, млн м ³ /рік	Витрата води р. Стир на ділянці водозабору, млн. м ³ /рік		
		Min	Max	M
SO ₄ ²⁻	5,85	315,36	1986,77	815,47
Cl ⁻	3,85			
ΣHCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻	11,2			
ΣCa ²⁺ , Mg ²⁺	22,5			
ΣNa ⁺ , K ⁺	5,56			
TDS	44,81			

Порівнюючи витрати р. Стир на ділянці водозабору РАЕС, можна зробити висновок, що необхідні показники розбавлення для річки Стир (рис. 3.1) є значно вищими, ніж GWF. Очікувано, що компоненти ГІ та СЗ не матимуть критичних значень GWF, оскільки мають високі значення ГДК.

Аналіз залежностей розподілу концентрації ГІ та СЗ у воді р. Стир до водозабору та після скиду зворотної води ОСО РАЕС показує, що їх динаміка залежить від ф (рис. 3.8). Процеси формування концентрації компонентів ГІ у зворотній воді, яка відводиться у навколишнє середовище зі скиданням води, можна розділити на дві групи:

- які проходять транзитом через освітлювач при водопідготовці вапнуванням та не осаджуються в ОСО: Cl⁻ та ΣNa⁺, K⁺;
- концентрація яких зменшується внаслідок осадження в освітлювачах у додатковій воді, а потім змінюється залежно від умов концентрування та осадження в ОСО: ΣHCO₃⁻, CO₃²⁻, ΣCa²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻.

Для всіх компонентів ГІ та СЗ у воді р. Стир після скиду зворотної води ОСО РАЕС спостерігається середнє підвищення до 2% концентрацій ГІ та СЗ

(рис. 3.7), що передусім залежить від технологічного режиму роботи видачі потужності РАЕС, а отже від водозабору та водоскидання та відповідно визначаються φ .

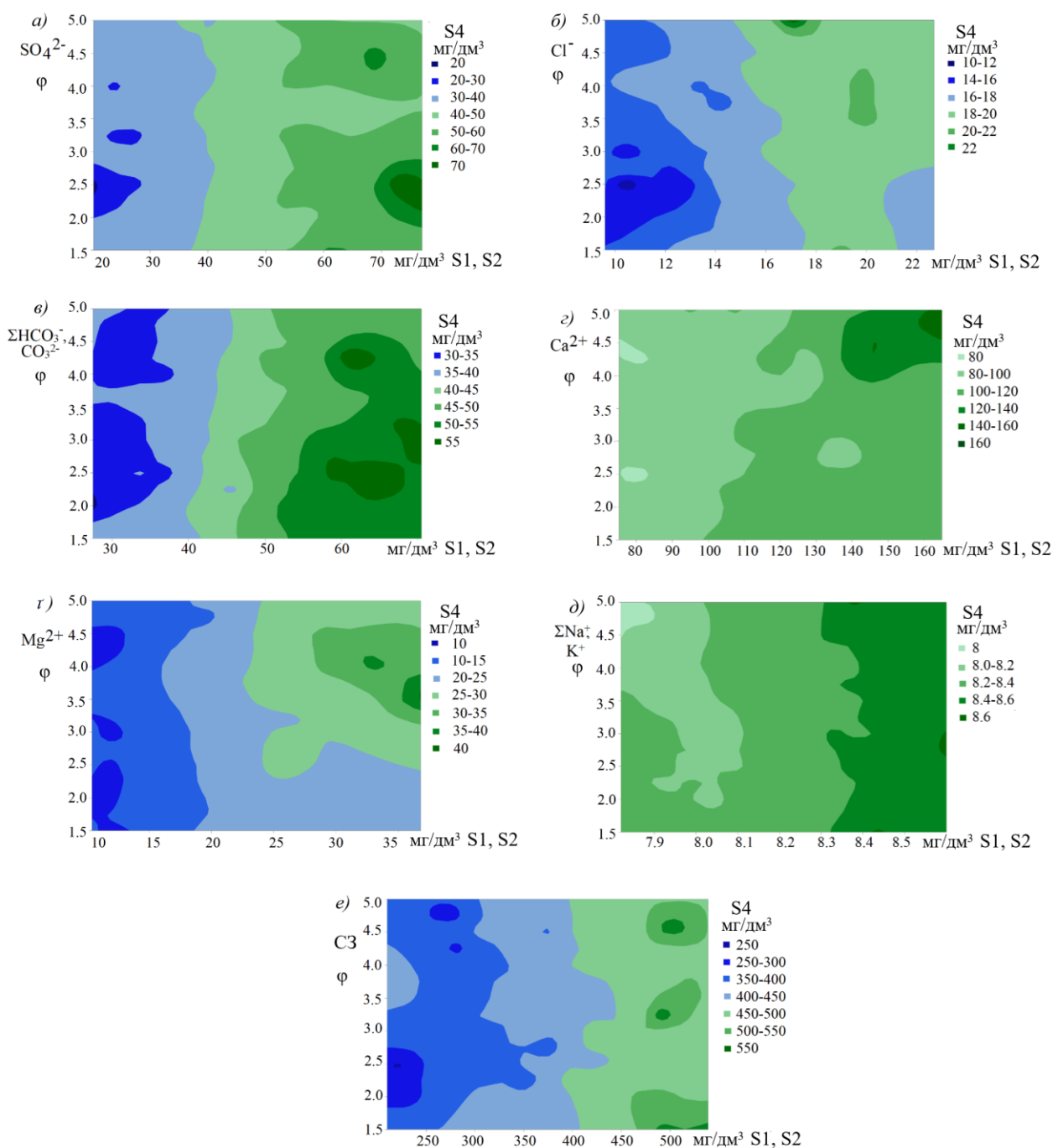


Рис. 3.7. Контурні криві концентрацій ГІ та СЗ у воді річки Стир на ділянках до забору (S1) та після скидання (S4) зворотної води ОСО залежно від φ (а – SO_4^{2-} , б – Cl^- , в – ΣHCO_3^- , CO_3^{2-} , г – Ca^{2+} , д – Mg^{2+} , е – ΣNa^+ , K^+ , ж – C3)

Отже, чим більше значення ϕ (рівняння 2.2) тим більша концентрація ГІ та СЗ в охолоджуючій та зворотній воді і відповідно у воді р. Стир після скиду зворотної води.

Проаналізований набір змінних для ГІ та СЗ аналізу СА (рис. 3.8) продемонстрував подібність між компонентами ГІ та СЗ у зразках проб води із пробами охолоджуючої та зворотної води (S3, S6), причому більшість ГІ утворювали групи змінних для проб додаткової води (S5) та р. Стир на ділянках до (S1, S2) та після скиду (S4).

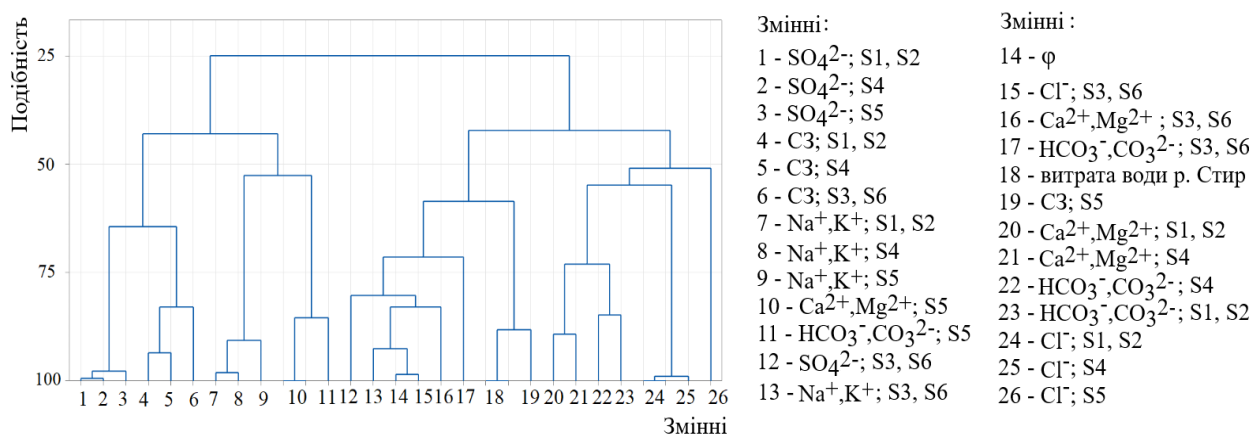


Рис. 3.8. Результати кластерного аналізу змінних концентрацій ГІ та СЗ для проб технологічних вод ОСО та води р. Стир

Це вказує на їх значні кореляції та тісний зв'язок, що обумовлено однаковими процесами формування концентрації ГІ та СЗ. Відмічена схожість змінних (83%) між витратою води р. Стир та СЗ (змінні 18, 19 рис. 3.8), що пояснюється зміною концентрації СЗ внаслідок зміни витрат, а саме розведенням мінеральної складової в період паводків та концентруванням внаслідок підвищення температури у теплий період року. Більш того схожість змінних (91%) спостерігається із концентрацією Cl^- у охолоджуючій та зворотній воді з ϕ (змінні 14, 15 рис. 3.8), що пояснюється тим, що формування концентрації Cl^- у охолоджуючій та зворотній воді відбувається внаслідок їх концентрування, вони не утворюють осад при накопчуванні, а пропорційність концентрування зберігається за балансом вод, що визначається рівнянням 2.2.

Аналіз PCA застосовувався для виділення ключових головних компонентів (ГК), отже виділено перші два ГК1,2, що пояснюють значну частину дисперсії в наборі даних (ГК1=65,45%; ГК2=17,32%), що відображає більшу частину варіабельності набору даних та відповідає зразкам відбору проб води S1, S2; S4; S3, S6 (рис. 3.9).

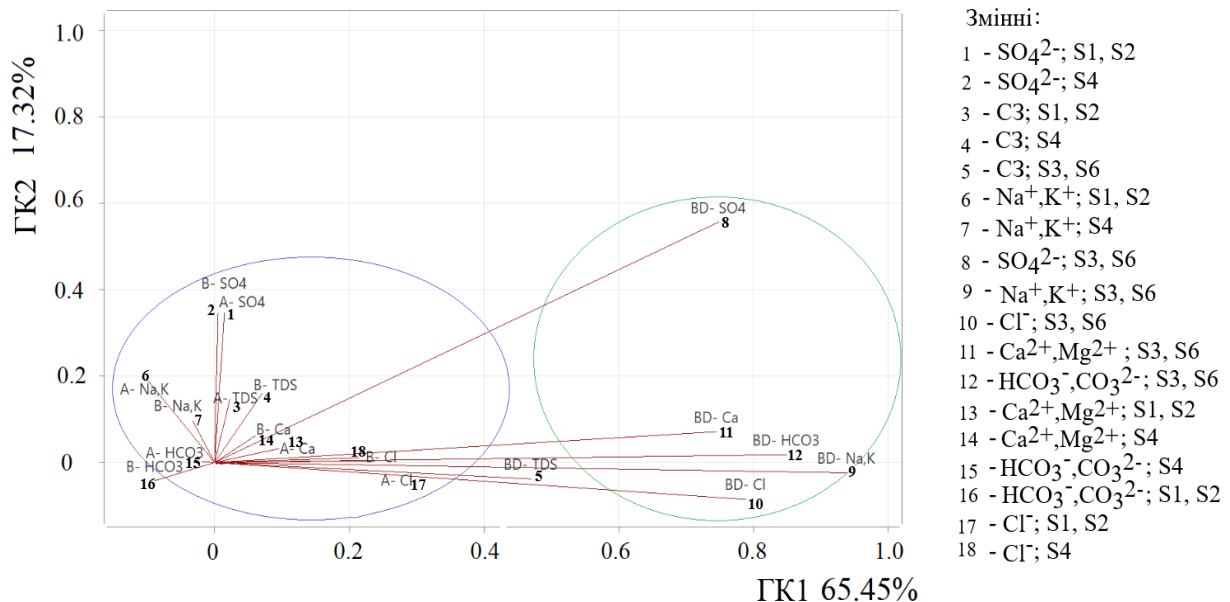


Рис. 3.9. Результати аналізу головних компонентів PCA для проб технологічних вод ОСО та води р. Стир

Високий внесок ГК1 вказує на те, що один домінуючий фактор (ймовірно, ефект випаровування та концентрації в ОСО) зумовлює більшість варіацій, натомість ГК2, ймовірно, відображає вторинні впливи, такі як сезонні зміни або хімічні процеси осадження. Показники за різними пробами згруповані у два кластера (рис. 3.9) кластер 1 (синій колір): проби з р. Стир до та після скиду (S1, S2, S4), та кластер 2 (зелений колір): зворотня та охолоджуюча вода (S3, S6) ОСО РАЕС. Цей факт вказує на подібний якісний та кількісний склад ГІ у цих місцях відбору проб. Ці зразки проб пов'язані з такими змінними, як Na^+ , K^+ , HCO_3^- .

Отже застосування PCA дозволяє виявити значні внески у формуванні ГІ та СЗ у характеристику скиду на основі варіабельності, так можна констатувати про незначний внесок змін ГІ та СЗ додаткової води внаслідок водопідготовки, оскільки

серед ГК1,2 не виділено зразки проб додаткової води, через що можна вважати, що основним процесом формування скиду за ГІ та СЗ є технологічні процеси випаровування та осадження в ОСО, які з технологічної точки зору визначаються підтриманням ф. Виявлені різні кластери 1, 2 для проб води р. Стир та зворотної води свідчать про незначний вплив скиду зворотної води. В той самий час групування зразків проб води р. Стир на ділянках до та після скиду зворотної води в один кластер 1 свідчить про подібність варіацій, а отже про ідентичну динаміку змін кількісного та якісного складу ГІ та СЗ на цих ділянках.

3.3.2. Біогенні елементи та розчинений кисень

Біогенні елементи відносяться до ключових поживних елементів, які стимулюють розвиток автотрофних гідробіонтів і забезпечують підтримання у воді первинної продукції та накопичення органічної речовини [31]. Азот та фосфор належать до основних біогенних елементів, що містяться в поверхневих водах [4]. Азот у природних водах знаходиться в складі органічних та неорганічних сполук (амонійний $N-NH_3$, нітритний NO_2^- та нітратний азот NO_3^-). Так, присутність у поверхневих водах $N-NH_3$ пов'язана головним чином із біохімічними процесами розкладу речовин білкової природи, дезамінуванням амінокислот та розкладом сечовини під дією ферменту уреаз. З підвищенням рН середовища зростає ступінь токсичності наявних у воді $N-NH_3$ для гідробіонтів. Високий вміст речовин азотної групи призводить до зміни кисневого режиму та органолептичних показників поверхневих вод [32].

Статистичний аналіз даних лабораторного контролю (табл. 3.8) дозволив помітити, що середні значення вмісту в воді р. Стир речовин азотної групи незначно відрізняються на ділянках водотоку до (S1, S2) та після скиду (S4) та зворотній охолоджуючій води ОСО РАЕС (S3, S6).

Концентрації $N-NH_3$ та NO_2^- дещо зменшуються на ділянці після скиду відповідно на $0,04 \text{ мг/дм}^3$ та $0,08 \text{ мг/дм}^3$. Середні концентрації нітратів NO_3^- збільшуються на $1,05 \text{ мг/дм}^3$, хоча при порівнянні їх максимальні значення вищі на ділянці після скиду в 2 рази.

Таблиця 3.8

Результати вимірювання концентрації сполук азоту в технологічних водах ОСО
РАЕС та води р. Стир

Речовини	Статистичні параметри				
	M	$\pm m$	min	max	Cv, %
S1, S2					
N-NH ₃ , мг/дм ³	0,60	0,28	0,28	1,34	48,29
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,09	0,01	0,02	0,27	61,43
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	5,81	0,49	2,03	13,86	58,42
S4					
N-NH ₃ , мг/дм ³	0,50	0,22	0,21	0,78	55,25
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,09	0,01	0,015	0,10	55,35
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	21,56	10,52	6,34	38,57	75,64
S3, S6					
N-NH ₃ , мг/дм ³	0,56	0,25	0,25	1,13	59,17
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,09	0,01	0,02	0,22	52,74
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	6,86	0,38	2,55	20,07	45,78

При цьому, концентрації N-NH₃ зростають переважно в холодний період, а концентрації NO₂⁻ у теплий період року. Відповідно за середніми та максимальними значеннями концентрацій спостерігається перевищення ГДКр (табл. Б1, Додаток Б) на ділянках до та після скиду для NO₂⁻ та ГДКр, ГДКп (табл. Б1, Додаток Б) на ділянках до та після скиду для N-NH₃. Перевищень ГДК для концентрацій NO₃⁻ на обох досліджуваних ділянках р. Стир не спостерігається.

В охолоджуючій зворотній воді перевищень ДК (табл. А2, Додаток А) для сполук азоту не зафіксовано. Важливо відмітити, що додатково для АЕС у формуючих зворотної води є скид регенеруючих вод іонно-обмінних фільтрів, через що концентрація NO₃⁻ в охолоджуючій воді значно більша, ніж у вхідній воді, однак скид зворотної води не призводить до перевищень ГДК на ділянці р. Стир після скиду зворотної води РАЕС (табл. 3.8).

На обох досліджуваних ділянках р. Стир простежується статистично значимий обернений зв'язок між концентраціями у воді між N-NH₃ та NO₃⁻ ($r=-$

0,47) і відсутність зв'язку між N-NH_3 та NO_2^- . Високий кореляційний зв'язок між концентраціями окремих азотних речовин до та після скиду N-NH_3 – 0,867, NO_3^- – 0,825 та NO_2^- – 0,897) є свідченням відсутності вагомих факторів антропогенного впливу на їх присутність у воді р. Стир [5]. Оцінка динаміки концентрацій речовин азотної групи свідчить про збалансованість природного процесу відновлення та окиснення азоту в циклі його перетворення у водному середовищі досліджуваних ділянок р. Стир. У цілому, результати таб. 3.8 свідчать про відсутність негативного впливу скидів РАЕС на баланс азотних речовин, а отже і відсутність прояву водно-екологічних реакцій на тепловиділення РАЕС.

Фосфор міститься у поверхневих водах у вигляді неорганічних форм сполук ортофосфатів (PO_4^{3-}), поліфосфатів та органічних сполук [33]. Неорганічні форми сполук фосфору в природних водах представлені на 42% сполуками магнію (MgPO_4^-) і на 29% вільним гідроортофосфат-іоном (HPO_4^{2-}), тоді як вміст інших сполук становить 15% гідроортофосфату натрію (NaHPO_4^{2-}) і 12% гідрофосфату кальцію і фосфату кальцію (CaHPO_4 , CaPO_4^-) [34].

Органічні форми сполук фосфору в природних водах включають фосфонати, міо-інозитол-гексакісфосфати та дієстери ортофосфатів. До 80% розчинних фосфонатів піддаються повному біологічному розкладанню в поверхневих водах шляхом розщеплення С-Р зв'язку, при цьому кінцевими продуктами розпаду є вуглеводні та PO_4^{3-} [35]. В цілому середня концентрація PO_4^{3-} зі стандартним відхиленням ($M \pm SD$) у воді р. Стир на ділянках водотоку до (S1, S2) та після скиду (S4) зворотної води ОСО РАЕС під час досліджень становила $0,275 \pm 0,098$ мг/дм³ і змінювалася в діапазоні (min-max) від 0,10 мг/дм³ до 0,505 мг/дм³, після скиду зворотних вод спостерігається приріст концентрації PO_4^{3-} у середньому на 0,021 мг/дм³ ($M \pm SD = 0,296 \pm 0,141$ мг/дм³) (рис. 3.10а). Підвищення концентрації PO_4^{3-} має чіткий сезонний характер і максимальні концентрації спостерігаються у теплий період, що пов'язано з біологічними процесами (рис. 3.10б).

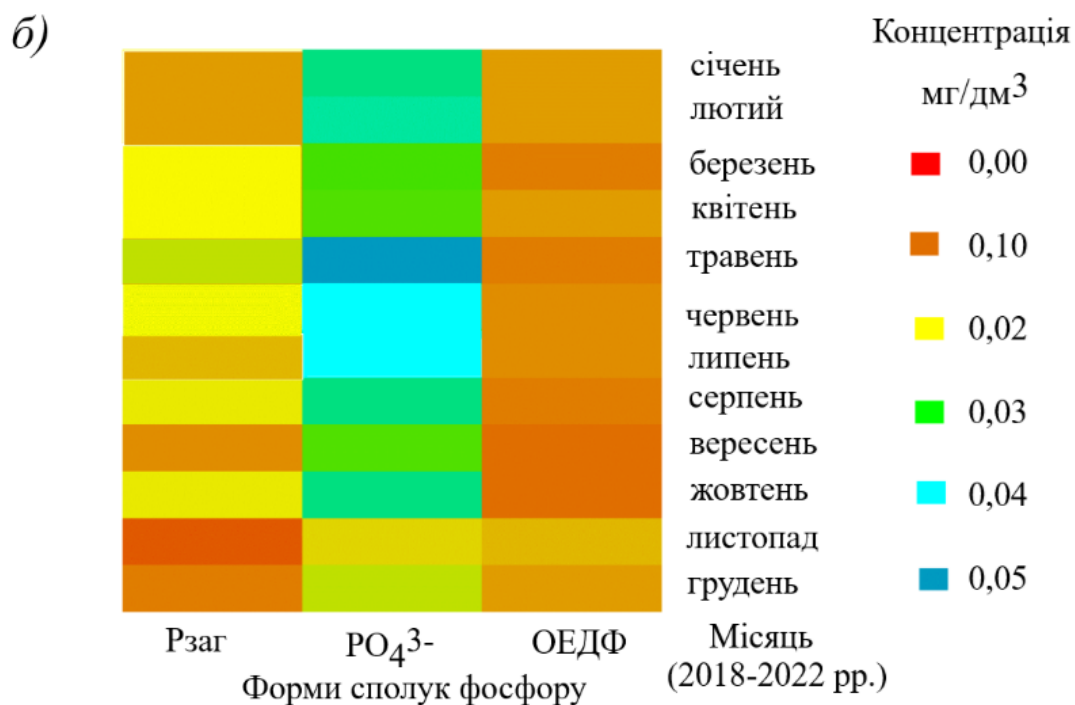
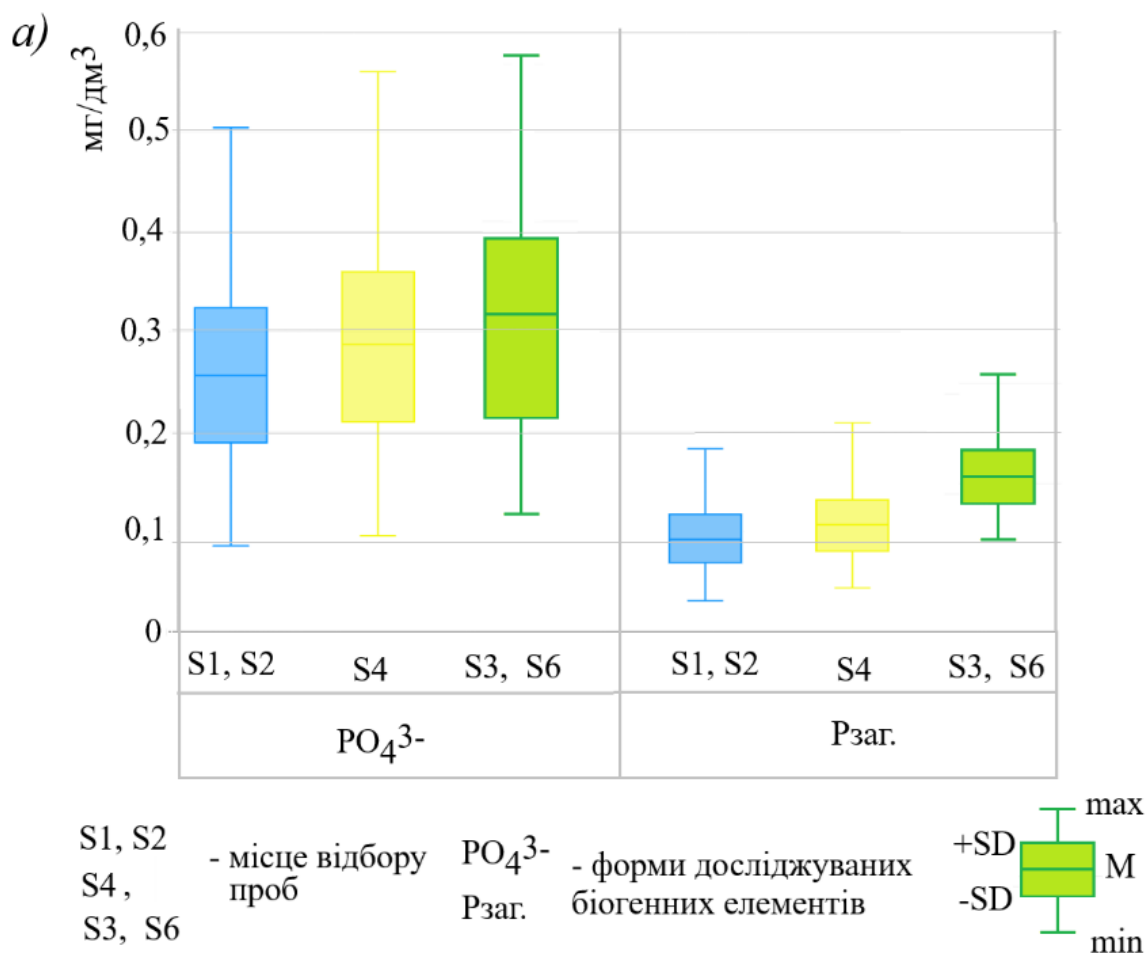


Рис. 3.10. Концентрація сполук фосфору (а) та їх динаміка сезонності (б) в технологічних водах ОСО РАЕС та воді р. Стир

Концентрація загального фосфору в охолоджуючій зворотній воді формується з природної фонові концентрації PO_4^{3-} з наступним збільшенням внаслідок концентрування та концентрації ОЕДФ внаслідок стабілізаційної обробки ОСО (п. 3.2.2). Середня концентрація загального фосфору (Рзаг.) у воді р. Стир до скиду за період досліджень становила $M \pm SD = 0,104 \pm 0,044$ мг/дм³ і змінювалася в міні-макс від 0,015 мг/дм³ до 0,198 мг/дм³, після скиду зворотних вод також спостерігається приріст концентрації Рзаг. в середньому на 0,019 мг/дм³ та максимальних значень на 0,036 мг/дм³ (рис. 3.10). За мольним співвідношенню вмісту форм фосфору, органічна форма фосфору складає 14% (ОЕДФ), а неорганічна 86% (PO_4^{3-}), тому сезонність змін для концентрації повторює динаміку концентрації PO_4^{3-} . Кореляція між показниками вмісту загальних органічних і неорганічних форм фосфору є позитивною, незначним зв'язком між концентраціями Рзаг та ОЕДФ ($r = 0,25$) і PO_4^{3-} та ОЕДФ ($r = 0,20$), і кореляційним зв'язком на рівні сильного між концентраціями Рзаг та PO_4^{3-} ($r = 0,89$). Виявлені кореляційні залежності свідчать, що основним у формуванні концентрації Рзаг. є процеси концентрування внаслідок випаровування, оскільки відмічається сильна кореляція між концентраціями Рзаг та PO_4^{3-} . Середня концентрація PO_4^{3-} та Рзаг охолоджуючій та зворотній воді (S3, S6) під час досліджень становила $M \pm SD = 0,315 \pm 0,093$ мг/дм³ та $M \pm SD = 0,152 \pm 0,041$ мг/дм³ відповідно, та не перевищувала встановлені ДК (табл. А2, Додаток А) для сполук фосфору. Перевищень ГДК (табл. Б2, Додаток А) для сполук фосфору на ділянках р. Стир до та після скиду зворотних вод ОСО РАЕС не зафіксовано.

Евтрофікація є глобальною проблемою, первинна продуктивність водних організмів реагує на підвищення концентрації біогенних елементів. Співвідношення Редфілда (106С / 16N / 1Р) широко використовується як оптимальні умови для росту водоростей, хоча інші фактори, такі як світло або температура, часто також впливають на їх розвиток [36]. Виявлення можливого виникнення обмеження або спільного обмеження біогенних елементів має враховувати як стехіометричні співвідношення та наявні абсолютні концентрації біогенних елементів, а також те, як ці концентрації та

співвідношення змінюються протягом екологічно активного вегетаційного періоду [37]. Було проведено оцінку стехіометрії концентрації біогенних елементів, використовуючи C/P/N. Значення співвідношення стехіометрії C/P/N знаходились на межі трикутника, що відповідає співвідношенню Редфілда з незначним зміщенням балансу в бік надлишку вуглецю та незначним щорічним збільшенням внеску азоту у 2022 р. (рис. 3.11).

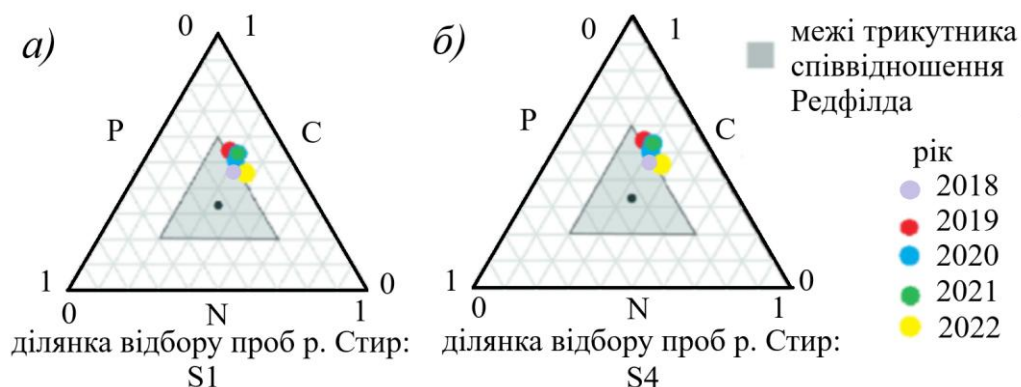


Рис. 3.11. Співвідношенням стехіометрії C/P/N у воді р. Стир на ділянках до (а) та після скиду (б) зворотної води

Варто відмітити, що надлишку накопичення сполук фосфору в балансі біогенних елементів C/N/P у воді р. Стир до/після скиду зворотних вод РАЕС не зафіксовано. Спостерігається надлишок вуглецю у співвідношенні C/N/P, що пов'язано з формуванням гідрологічного режиму р. Стир при контакті з породами вапняків літосфери [2]. Можна припустити, що основним формуючим вмісту вуглецю є розчинна неорганічна форма, яка внаслідок процесів зсуву карбонатної системи та фотосинтезу накопичується у вигляді органічного вуглецю [5].

Відомо, що гідробіонти можуть використовувати бікарбонат-іон (HCO_3^-) неорганічного вуглецю як джерело вуглецю для фотосинтезу і, як наслідок, переводити його в органічну форму [38, 39]. Співвідношення стехіометрії C/P/N у воді до/після скиду зворотних вод РАЕС є співставним та змін у балансі біогенних елементів за співвідношенням стехіометрії C/P/N у воді р. Стир на ділянках до/після скиду не спостерігається (рис. 3.11).

Розчинний кисень (РК) є важливим хімічним показником, який визначає

екологічний стан водних об'єктів. Зміни концентрації РК водних об'єктів демонструють значні коливання в широкому діапазоні просторово-часових масштабів і залежать, насамперед, від температури води. До процесів, що збагачують воду природних об'єктів киснем належать абсорбція кисню з атмосфери та його виділення рослинами при фотосинтезі. До процесів, що зменшують вміст кисню, належать процеси біохімічного окиснення органічних речовин та хімічне окиснення відновників. Основні процеси, що беруть участь у формуванні вмісту РК, включають взаємодію повітря та води (аерацію та дифузію), виробництво кисню через фотосинтез та споживання кисню через дихання, розкладання органічної речовини та нітрифікацію [40]. Відповідно до екологічних нормативів водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення вміст РК не повинен бути менше 4 мг/дм³ в будь-який період року в пробі, відібраній до 12-ї години дня. Для водних об'єктів рибогосподарського призначення вміст РК не повинен бути меншим 4 мг/дм³ в зимовий період (при льодоставі) та меншим 6 мг/дм³ у літній період. Протягом часу спостережень концентрація РК у воді р. Стир змінювалась в діапазоні min-max 7,21 - 14,35 мг/дм³, $M = 9,31$ мг/дм³, $SD = \pm 2,95$ мг/дм³, $CV = 31,7$ %. Спостерігається зменшення концентрації РК на $M = 0,47$ мг/дм³, $SD = \pm 0,13$ мг/дм³, $CV = 27,7$ % (рис. 3.12а,б). Це може бути пояснено впливом скиду нагрітих зворотних вод РАЕС, через що спостерігається підвищення температури води р. Стир на ділянках до (S1) та після (S4) водного скиду РАЕС. Зі збільшенням температури води р. Стир зменшується концентрація РК (рис. 3.12в), більша концентрація РК спостерігається у зимові місяці, менші у літні місяці року. Для води р. Стир на ділянках до та після скиду зворотної води спостерігається лінійна залежність між температурою та концентрацією РК (рис. 3.12г). На ділянках до та після водного скиду зворотної води РАЕС в р. Стир екологічні нормативи за фактичною концентрацією РК не перевищені, та концентрація РК не знижується менше 6 мг/дм³ в літній період та 4 мг/дм³ в зимовий період.

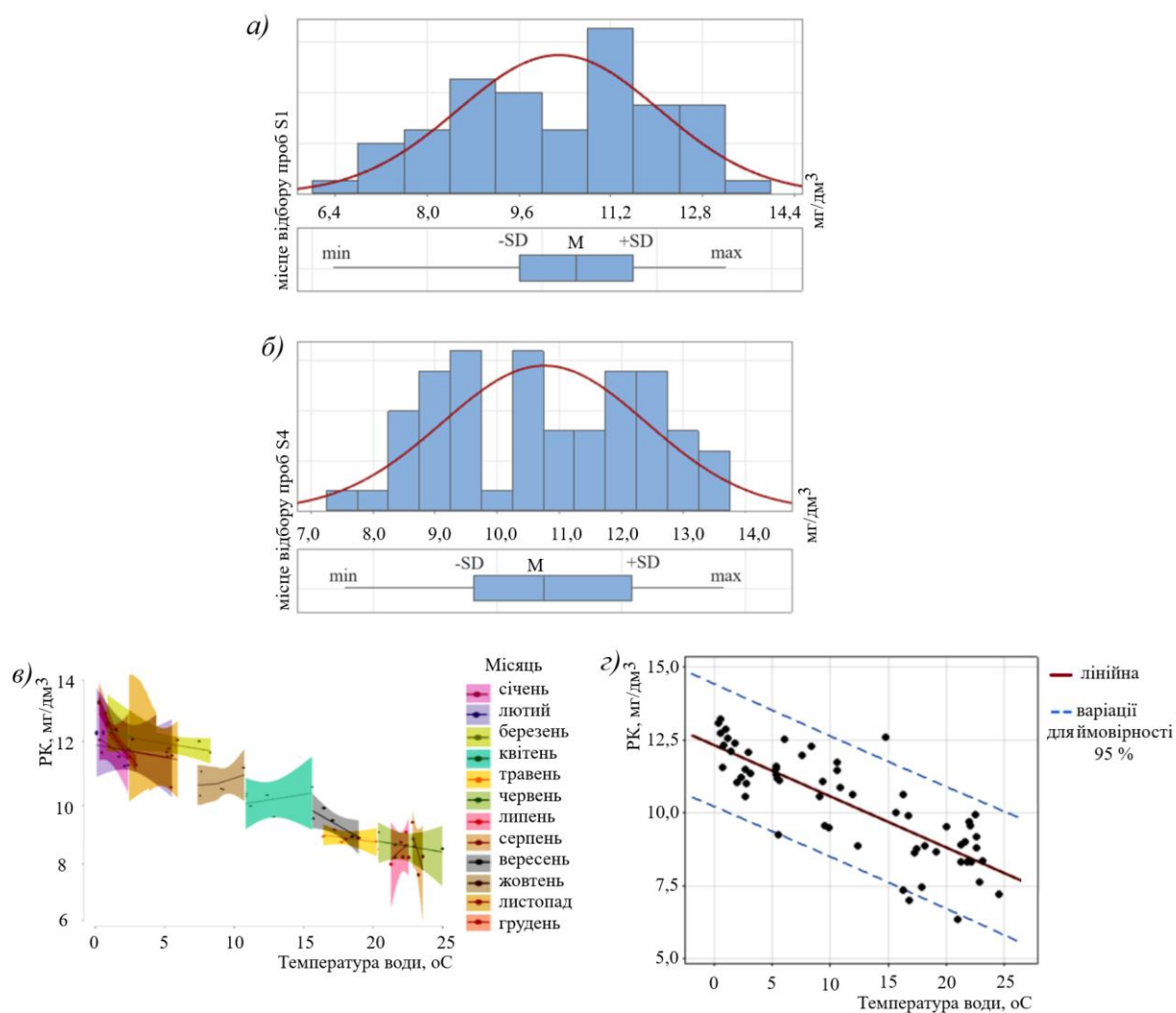


Рис. 3.12. Концентрація РК у воді р. Стир на ділянках до (а) та після скиду (б) зворотної води та її залежність від температури води (в, г)

Відомо, що електростанції чинять тепловий вплив внаслідок скидання зворотних вод [4]. Тепловий вплив електростанцій, які підвищують температуру природних вод більш ніж на 4°C, спричиняє зміщення балансу біогенних елементів N / P, а підвищення температури на 10°C викликає зміни у структурних угрупованнях та чисельності водних організмів. Зокрема, введення теплих зворотних вод сприяє підвищенню продуктивності біологічного метаболізму. Важливо відміти, що перевищення різниці температури води р. Стир на ділянках до та після скиду зворотної води РАЕС вище 3 °C (нормоване значення) не зафіксоване, отже можна стверджувати, що зміщення балансу біогенних елементів не відбувається.

3.3.3. Органічні речовини (за показниками ХСК, БСК₅ та ЗОВ)

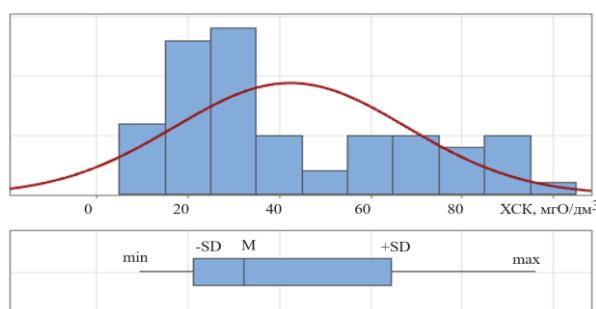
Органічні речовини – це хімічні речовини, що містять у своєму складі атоми вуглецю. Органічний вуглець відіграє центральну роль у хімії озер і струмків, оскільки він утворює комплекси з металами та поживними речовинами, впливає на рН і лужність і діє як субстрат для розвитку мікробів. Для визначення загальної концентрації органічних сполук використовують декілька показників: біохімічне споживання кисню протягом 5 діб (БСК₅), хімічне споживання кисню (ХСК) та загальний органічний вуглець (ЗОВ). ЗОВ є непрямим показником присутності органічних атомів вуглецю (С) у водах без будь-якої інформації про природу та структуру органічної речовини. БСК₅ є умовною мірою забруднення вод органічними речовинами, які легко піддаються біохімічній деградації, ХСК визначається хімічним окисненням органічних речовин перманганатом чи біхроматом калію, ці титриметричні методи є тривалими у виконанні та лише умовно характеризують вміст органічних речовин. Значення, отримані за допомогою ХСК як правило, вищі, ніж ті, що отримані за БСК₅, і залежать від типу аналізованої води [41]. Вміст ЗОВ у поверхневих водах річок визначається гідрологічними процесами, вмістом С в ґрунті та має значні просторові та сезонні варіації, інтенсивністю розкладу органічних речовин рослин, гідробіонтів, окислення органічних речовин, що міститься в донних осадах [42]. ЗОВ є важливим аналітичним параметром для моніторингу будь-якого виду води [43], в Україні не дуже широко застосовується аналітичний метод визначення ЗОВ [44] у природних водах, натомість перевага надається застарілим трудомістким визначення БСК₅, ХСК. кореляційні зв'язки [45] показників з ЗОВ пов'язуює рівняннями:

$$\text{ХСК} = 49,2 + 3,00 \cdot \text{ЗОВ} \quad (3.1)$$

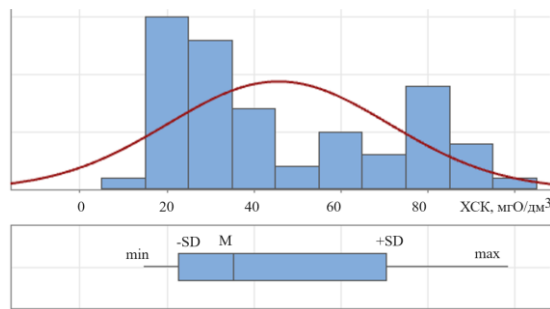
$$\text{БСК}_5 = 23,7 + 1,68 \cdot \text{ЗОВ} \quad (3.2)$$

Зміни концентрацій БСК₅, ХСК та ЗОВ у воді р. Стир в зоні впливу скидів РАЕС мають широкий діапазон коливань (рис. 3.13). Так, концентрація ХСК змінювалася в діапазоні min-max 17,6-83,2 мг О/дм³, при М = 45,7 мг О/дм³, SD = ± 22,5 мг О/дм³, CV = 46,9 %. Показник БСК₅ характеризували значення min-

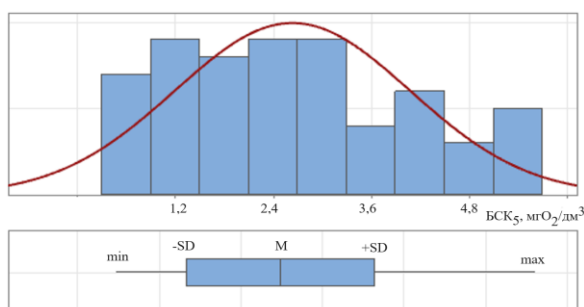
max 0,86-3,87 мгО₂/дм³, M = 1,32 мгО₂/дм³, SD = ± 0,17 мгО₂/дм³, CV=23,4%. Показник ЗОВ – min-max 5,25-20,03 мгС/дм³, M = 10,68 мгС/дм³, SD = ± 3,56 мгС/дм³, CV = 33,5%. Середня концентрація БСК₅, ХСК охолоджуючий та зворотній воді (S3, S6) під час досліджень становила M ± SD = 1,57 ± 0,18 мгО₂/дм³ та M ± SD = 48,9 ± 11,3 мгО/дм³ відповідно, та не перевищувала встановлені ДК (табл. А2, Додаток А) для сполук фосфору. Концентрація ЗОВ в охолоджуючий та зворотній воді (S3, S6) за умовами [1] не нормується та склала M ± SD = 12,50 ± 2,15 мгС/дм³.



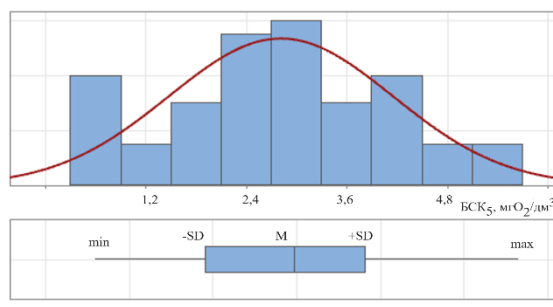
а)



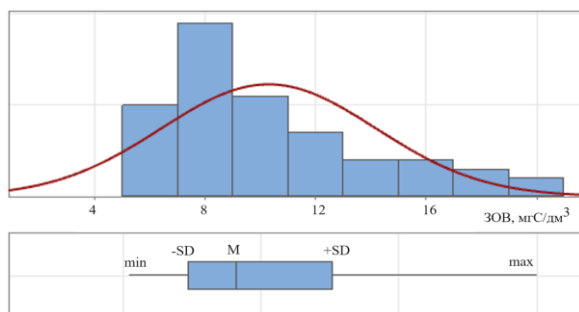
б)



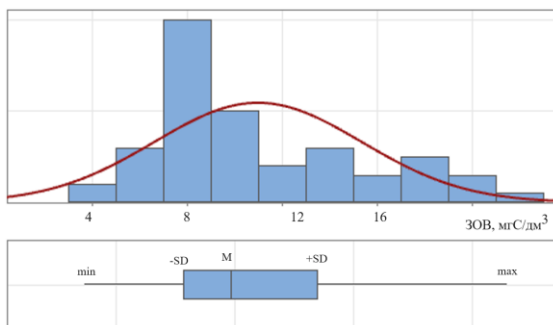
в)



г)



д)



е)

Рис. 3.13. Зміни концентрації ХСК (а, б), БСК₅ (в, г), ЗОВ (д, е) у воді р. Стир: на ділянці до водозабору РАЕС (а, в, д) та на ділянці після скиду (б, г, е)

Концентрація досліджуваних показників в зоні впливу водних скидів РАЕС відповідає екологічним нормативам, однак спостерігаються періодичні перевищення ГДКр [46] за концентрацією ХСК (ГДК = 50 мгО₂/дм³) та БСК₅ (ГДК = 3 мгО₂/дм³), що не пов'язане з діяльністю РАЕС, а обумовлено підвищенням концентрації органічних речовин у воді р. Стир вище за течією до водозабору РАЕС. Для концентрації ЗОВ у поверхневих водах України не встановлені ГДК. Досвід інших країн передбачає нормування даного показника в поверхневих водах. Зокрема згідно з [47] визначені граничні значення діапазону концентрацій ЗОВ: ≤ 5 мгС/дм³ для I класу та ≤ 10 мгС/дм³ для II класу та 30-денний 50% процентиль концентрації ЗОВ не повинен складати менше або більше 20% медіального значення сезонних змін фонових рівнів. Отримані значення та статистичний розподіл концентрації ЗОВ у 2023 р. (табл. 3.9) дозволили провести аналіз їх змін з метою подальшої оцінки відповідності екологічних норм, згідно світової практики за [46, 47].

Таблиця 3.9

Статистичний розподіл значень концентрації ЗОВ у воді р. Стир

Показник	До водозабору, мг/дм ³	Після скиду, мг/дм ³
Медіана:	9,11	9,81
50 % процентиль	11,31	11,50
– / +, %	+ 24,14	+ 17,22

Слід відмітити, що за [48] показник ЗОВ в Україні нормується для водопровідної питної води, та не повинен перевищувати 8 мгС/дм³. Даний норматив також необхідно враховувати, якщо води річки використовуються для потреб питного водопостачання. Варто відмітити, що протягом року мінімальні значення ХСК, БСК₅ і ЗОВ в воді р. Стир припадали на зимові та весняні місяці, а в липні-жовтні спостерігався їх максимальний вміст у воді. Як відомо, сезонне збільшення вмісту органічної речовини в теплі періоди року пов'язане з процесами продукування та деструкції, що відбуваються під час фотосинтетичної діяльності фітопланктону [49].

Кореляційний аналіз показав статистично значущий прямий зв'язок між концентраціями БСК₅, ХСК і ЗОВ та температурою води (Т) (рис. 3.14а).

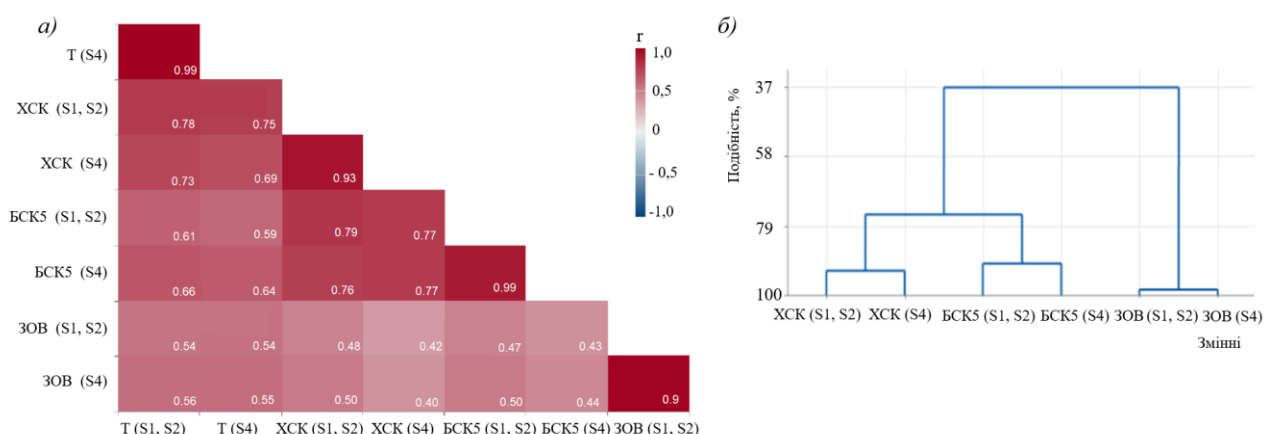


Рис. 3.14. Результати кореляційного (а) та кластерного (б) аналізів змінних концентрацій БСК₅, ХСК та ЗОВ води р. Стир

Концентрації БСК₅, ЗОВ та температури корелювали на помірному рівні ($r = 0,5 - 0,7$), а ХСК та температури - на сильному рівні ($r = 0,7-0,9$). Кореляції між концентраціями ЗОВ, ХСК і БСК₅ були слабкими ($r = 0,3-0,5$) для ХСК з ЗОВ і БСК₅ з ЗОВ; і сильними для БСК₅ з ЗОВ [50]. ХСК і БСК₅ вимірюють потребу в кисні, ЗОВ є прямим показником вмісту вуглецю, а співвідношення між ЗОВ, ХСК і БСК₅ може змінюватися в залежності від складу органічної речовини, таким чином, тенденції та кореляції є загальними спостереженнями і не можуть бути універсально застосовні до всіх водних об'єктів або регіонів.

Кластерний аналіз змінних (рис. 3.14б) показує розподіл концентрацій БСК₅, ХСК та ЗОВ для води, відібраної з р. Стир на ділянках до (S1, S2) та після (S4) водного скиду РАЕС, показники згруповані відповідно до ділянок S1, S2 та S4, що відображає кореляцію цих показників на ділянках до забору води та після скиду РАЕС.

Розраховані значення ІОЗ за формулами (2.31) та (2.32) показали, що вода р. Стир здебільшого відповідає характеристиці «чисті», хоча періодичні перевищення ($ІОЗ > 2$) фіксувалися в теплі місяці через підвищення концентрацій ХСК і БСК₅, а також у зимовий період через зростання концентрації NO_3^- . Це узгоджується з відомими гідробіологічними

закономірностями, коли в теплий період зростає активність мікроорганізмів, а у холодний – інтенсивність вимивання азотних сполук через розклад органічних сполук. Розрахунки ІОЗ за формулою (2.33) показали відсутність значного органічного забруднення протягом року, зі станом «відсутнє» або «слабке». ІОЗ за формулою (2.34) у весняно-літній період переважно характеризувався як «хороший», тоді як у зимово-осінній сезон вода переходила до стану «легко забруднена» або «помірно забруднена» [51]. Високі значення r між методиками розрахунку ІОЗ за формулами (2.31-2.34) свідчать про їхню узгодженість, навіть попри використання різних хімічних показників. Це підтверджує надійність та універсальність підходів до оцінки органічного забруднення за ІОЗ. Отже, сильний зв'язок між значеннями ІОЗ, що розраховані за різними нормативами ГДК може вказувати на стабільність гідрохімічних умов у зоні впливу скидів РАЕС і свідчить про те, що вибір нормативів мінімально впливає на результат оцінки. Водночас для показників, де рівні ГДК для водойм різних потреб призначення суттєво різняться (наприклад, для ХСК та $N-NH_3$), результати розрахунків ІОЗ можуть бути більш варіативними. Сезонні коливання значень ІОЗ, особливо у теплий період через підвищення ХСК і БСК₅, а також у зимовий період через накопичення NO_3^- , також впливають на кореляційні зв'язки. Наприклад, у зимовий період менш тісний зв'язок між ІОЗ, розрахованими для різних ділянок, може свідчити про вплив специфічних сезонних процесів, таких як зменшення швидкості денітрифікації або підвищення вимивання азотних сполук. Відносно нижча кореляція значень ІОЗ за формулами (2.31 та 2.34) пояснюється різницею у вагомості показників, що використовуються для розрахунку. Наприклад, формула (2.34) враховує сумарну концентрацію азотних сполук (DIN), яка менше відображає поточні біохімічні процеси порівняно з БСК₅, що використовується у формулі (2.31). Висока кореляція між значеннями ІОЗ, розрахованими для р. Стир на ділянках до (S1, S2) та після (S4) водного скиду РАЕС, обумовлена відсутністю значного внеску органічного забруднення зі скидними водами РАЕС.

3.4. Формування, зміни складу, властивостей та концентрацій завислих речовин

Термін завислі речовини (ЗР) означає масу (мг) або концентрацію (мг/дм³) неорганічної та органічної речовини, яка утримується у товщі води водного об'єкту [52]. Усі потоки водних об'єктів несуть деяку кількість ЗР, які відіграють важливу роль у функціюванні екосистеми [53]. Незважаючи на те, що ЗР є невід'ємною частиною водних екосистем, їх наявність пов'язана з низкою проблем [54]. Якщо концентрація ЗР підвищуються через антропогенні чинники це може призводити до змін фізичних, хімічних і біологічних властивостей водної екосистеми [55, 56]. Внаслідок концентрування розчинених сполук в охолоджуючій воді ОСО електростанцій спостерігається утворення нерозчинних сполук ЗР [57]. Як показник якості вод ЗР характеризують кількість нерозчинних сполук, що затримуються на паперовому фільтрі («синя стрічка») при фільтруванні проби та пропорційно зв'язана з іншими гідрофізичними показниками. За походженням ЗР водойм можуть бути природними і техногенними [58], а в водних об'єктах ЗР поділяються на дві групи: мінерального і органічного походження [59]. Ефекти впливу ЗР на водні екосистеми включають фізичні, хімічні та біологічні ефекти впливу, що обумовлено факторами: концентрації, тривалість впливу та хімічним і гранулометричним складом ЗР [60]. Величина впливу ЗР на водні організми загалом зростає зі збільшенням концентрації [61]. Крім того, вплив концентрацій ЗР має різні ефекти залежно від сезону, тривалості дії та стану самих організмів. Наприклад, потоки ЗР, матимуть більш значний вплив на рибу в період нересту, і навпаки, потоки ЗР матимуть менший вплив на риб у період спокою зимою [62]. Хімічний склад ЗР є важливим фактором, оскільки визначає їх токсичність. Гранулометричний склад ЗР визначає тривалість часу, протягом якого ЗР залишатимуться в суспензії та визначає їх розподіл по глибині водного об'єкту та сорбційну здатність. Менші частинки залишатимуться у товщі води протягом більш тривалого часу, ніж більші частинки [63, 64]. Також розмір ЗР впливає на їх сорбційну здатність, більш дрібні частинки, як правило, мають вищу

сорбційну здатність через наявність колоїдних властивостей [65]. В дослідженні [66] показується, що в міру збільшення швидкості перемішування, можна послідовно досягти стану рівноваги ЗР, коли всі частинки випадають в осад, чи частково випадають в осад, а решта утримується в суспензії, або ж всі частинки знаходяться у вигляді зависі. Таким чином, ЗР сприяють збільшенню загального вмісту завислих речовин у зворотній воді, а їх підвищений рівень може призвести до проблем з дотриманням нормативних вимог і може вимагати більш частого очищення води. Концентрація ЗР в воді р. Стир до водозабору та після скиду (S1, S2, S4) змінювалась в діапазоні $\text{min-max}=6,44\text{-}14,35 \text{ мг/дм}^3$, $M=11,35 \text{ мг/дм}^3$, $SD=2,44 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 3.15).

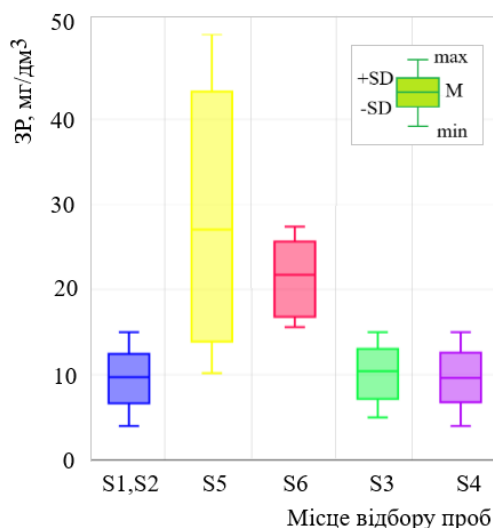


Рис. 3.15. Концентрація ЗР в технологічних водах ОСО РАЕС та води р. Стир

Концентрація ЗР в додатковій воді, що пройшла передочищення вапнуванням та корекційною обробкою (S5) змінювалась у діапазоні $\text{min-max}=10,22\text{-}49,46 \text{ мг/дм}^3$, $M=27,46 \text{ мг/дм}^3$, $SD=13,85 \text{ мг/дм}^3$ та не мала сезонної динаміки змін. Концентрація ЗР в охолоджуючій воді (S6) для якої відбувались процеси концентрування внаслідок випаровування та аерації в градирнях ОСО змінювалась в діапазоні $\text{min-max}=17,31\text{-}7,85 \text{ мг/дм}^3$, $M=20,52 \text{ мг/дм}^3$, $SD=5,44 \text{ мг/дм}^3$, в зворотній воді ОСО (S3) $\text{min-max}=7,31\text{-}16,12 \text{ мг/дм}^3$, $M=12,44 \text{ мг/дм}^3$, $SD=3,11 \text{ мг/дм}^3$.

Технологія вапнування в освітлювачах має тенденцію до збільшення

концентрації ЗР порівняно зі значеннями для вхідної води р. Стир. В охолоджуючій воді ОСО РАЕС відбувається зменшення концентрації ЗР, що обумовлюють процеси формування гетерогенної фази CaCO_3 [68, 69]. У міру збільшення швидкості перемішування, турбулентності та часу перебування в ОСО вплив осадження на ЗР зростає, що відображає осадження CaCO_3 , та, в подальшому, призводить до зменшення їх концентрації у зворотній воді.

У додатковій та охолоджуючій воді спостерігається зміна хімічного складу ЗР, а саме зменшення вмісту органічних речовин, сполук кремнію та збільшення вмісту сполук кальцію (рис. 3.16).

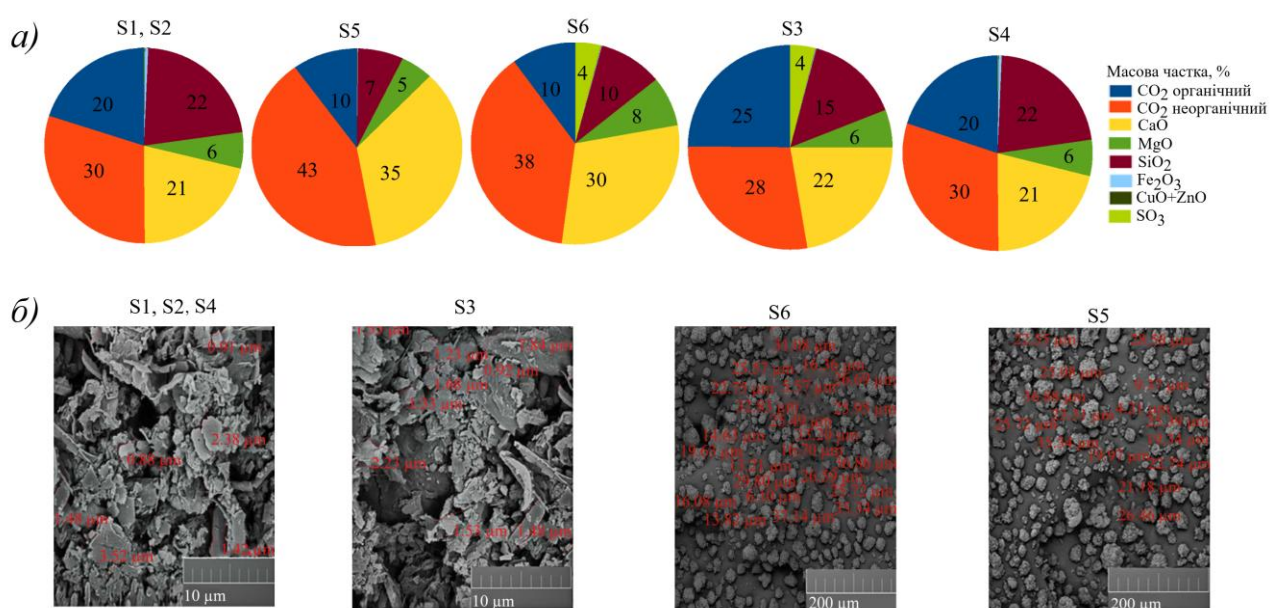


Рис. 3.16. Хімічний (а) та гранулометричний склад (б) ЗР технологічних вод ОСО РАЕС та води р. Стир

Зміни хімічного складу ЗР в процесі водопідготовки свідчать про їх видалення в освітлювачі з утворенням нової гетерогенної фази в додатковій воді при вапнуванні, що складається переважно з CaCO_3 . Надалі в ОСО спостерігається зворотна зміна хімічного складу ЗР, що відбувається через процеси накипоутворення в ОСО. Хімічний склад ЗР зворотної води ОСО РАЕС та води р. Стир різняться (до 5 %) за вмістом органічних речовин та SiO_2 , однак це не впливає на хімічний склад ЗР води р. Стир, оскільки вміст компонентів ДЧ до водозабору та після скиду співставний (рис. 3.16а).

Мікроскопіювання ЗР технологічних вод ОСО РАЕС та води р. Стир дозволило візуально визначити в додатковій воді кристалічну структуру ЗР та їх більший вміст (рис. 3.16б). Також, можна допустити, що осадження ЗР в ОСО відбувається з утворенням двох типів відкладень: накипу та м'яких шламових відкладень. Перший тип не формує ЗР у скиді, ці частинки відкладаються у теплообмінному обладнанні у вигляді накипу, а другий тип є основним у формуванні концентрації ЗР у зворотних водах.

Максимальний розмір ЗР, що спостерігається в воді ОСО становить 120-150 мкм, найменший розмір для вхідної води р. Стир 2-10 мкм, для освітленої води максимальний вміст фракції складає 10-30 мкм (таб. 3.10).

Таблиця 3.10

Гранулометричний склад ЗР в технологічних водах ОСО та воді р. Стир

Місце відбору проб	Фракції ЗР, мкм	Максимальна фракція	
		Розмір, мкм	%, шт
Вода р. Стир до скиду	0,5–20	2–10	79,0
Додаткова вода	20–50	10–30	80,5
Охолоджуюча вода	50–150	120–150	83,6
Зворотна вода	20–50	20–50	75,3
Вода р. Стир після скиду	0,5–20	2–10	79,5

Відсутність агломерованих ЗР, розміром більше 50 мкм у зворотній воді свідчить про переважне осадження крупної основної фракції у охолоджуючій воді ОСО (120–150 мкм, 83,6 %). Седиментаційні властивості ЗР в технологічних водах ОСО, визначені за часом осадження (t) та осаджуваності (W), відзначають найменший час (0,97 год.) та найбільша осаджуваність (78,3 %) для ЗР охолоджуючої води (табл. 3.11).

Таблиця 3.11

Час осадження та осаджуваність ЗР в технологічних водах ОСО

Місце відбору проб	t, год	$C_0 \pm \Delta^*$, мг/дм ³	$C_1 \pm \Delta^*$, мг/дм ³	W, %
Додаткова вода	6,63	36,21±5,54	12,22±2,96	66,3
Охолоджуюча вода	0,97	24,35±3,44	5,27±1,56	78,3
Зворотна вода	5,63	11,82±2,78	8,86±2,03	25,0

Примітка: * похибка вимірювань за методикою виконання вимірювань вмісту завислих речовин

Отже можна констатувати, що в охолоджуючій воді ОСО спостерігається укрупнення часток ЗР внаслідок агломерації, а у зворотній воді переважають частки, здатні до осадження завдяки седиментаційним процесам. Внаслідок змін структури та складу ЗР, через досить низькі значення часу седиментації, спостерігається їх осадження в ОСО. В результаті у охолоджуючій воді, порівняно з концентрацією ЗР додткової води, спостерігається зниження їх концентрації (рис. 3.15).

За концентрацією ЗР зворотна вода ОСО РАЕС відповідає екологічним нормативам. Приріст концентрації ЗР внаслідок водного скиду ОСО РАЕС знаходився в діапазоні $\text{min-max}=0,058-0,206 \text{ мг/дм}^3$, $M=0,137 \text{ мг/дм}^3$, $SD=0,047 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 3.17а) і не перевищував нормоване значення збільшення концентрації ЗР. Значення ЗР в зворотних водах ОСО РАЕС та воді р. Стир після водного скиду РАЕС не перевищують ГДК (рис. 3.17б).

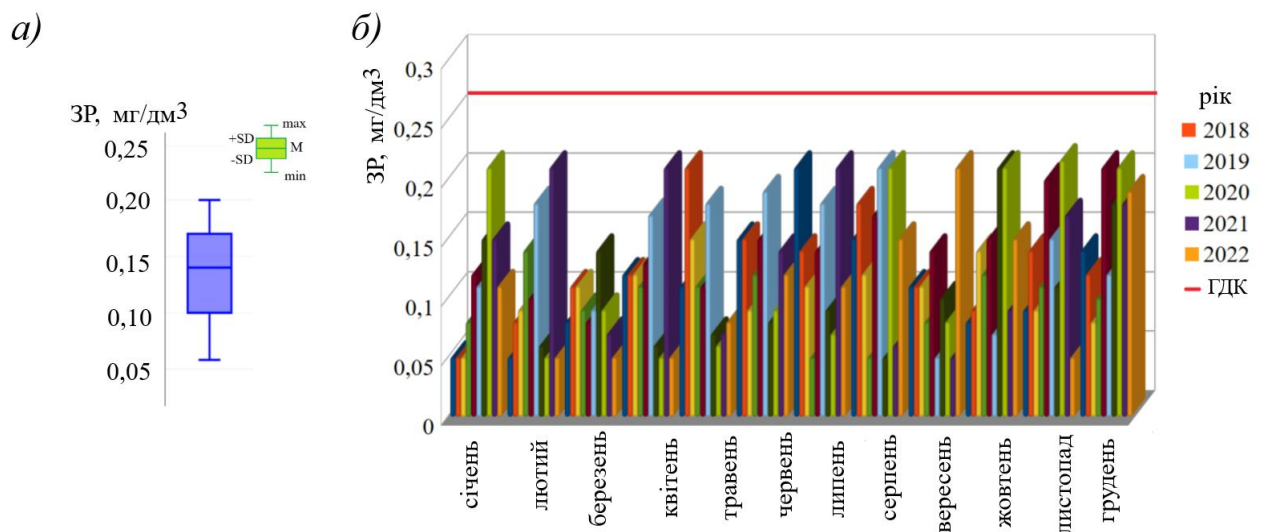


Рис. 3.17. Приріст концентрації ЗР внаслідок водного скиду (а) та динаміка змін концентрації ЗР (б) в воді р. Стир після водного скиду зворотних вод ОСО

Для РАЕС, за умовами [1] гранично допустимий скид (ГДС) ЗР складає 6825 кг/рік. Фактичні значення скиду ЗР зі зворотною водою ОСО РАЕС знаходились в діапазоні $\text{min-max}=1105-1524 \text{ кг/рік}$, $M=1457 \text{ кг/рік}$ на енергоблок, $SD=105 \text{ кг/рік}$. Фактичні значення скиду ЗР не перевищували нормоване значення ГДС.

Масова частка фактичного скиду ЗР складає до 22 % від ГДС. Порівняльна характеристика концентрації ЗР для РАЕС є співставна з іншими АЕС, що може свідчити про ідентичність процесів змін концентрацій ЗР в ОСО зі зміною структури та їх укрупненням з подальшим осадженням в ОСО для інших АЕС [70].

Отже, при освітленні шляхом вапнування збільшується у середньому в 2,4 раза концентрація ЗР, та змінюється хімічний склад зі збільшенням до 27 % CaCO_3 та відповідним зменшенням органічних речовин та сполук кремнію. Також відмічена зміна гранулометричного складу ЗР, зокрема, збільшується розмір частинок з 2–10 мкм у вхідній воді р. Стир до 10–30 мкм у додатковій воді ОСО. Утворені ЗР після вапнування та зародкові кристали CaCO_3 у укрупнюються до 120-150 мкм, і внаслідок низької седиментаційної стійкості осаджуються в ОСО. Гетерогенна фаза при наявних температурах в ОСО не утворює щільного накипу, а осаджується у вигляді шламу. Внаслідок осадження ЗР в ОСО спостерігається їх зниження в 1,34 рази у воді охолоджуючій, порівняно з додатковою водою та у 1,64 раза у зворотній, порівняно з охолоджуючою водою ОСО.

3.5. Формування та динаміка концентрації важких металів

Високий рівень важких металів (ВМ) у воді може мати серйозні наслідки для місцевих біоценозів та населення, яке використовує воду річки для питних та побутових потреб [71]. Дослідження концентрацій ВМ в технологічних водах РАЕС та воді річки Стир (рис. 3.18) показало різні діапазони для кожного з аналізованих ВМ ($M \pm SD$): Fe ($285,7 \pm 44,5$ мкг/дм³) > Cu ($84,3 \pm 51,6$ мкг/дм³) > Zn ($5,23 \pm 1,24$ мкг/дм³) > Ni ($3,43 \pm 1,11$ мкг/дм³) > Mn ($3,21 \pm 2,82$ мкг/дм³) > Cr ($1,22 \pm 0,46$ мкг/дм³) > Pb ($1,08 \pm 0,34$ мкг/дм³) > Cd ($1,03 \pm 0,22$ мкг/дм³). Таким чином, серед досліджених ВМ найвищі концентрації спостерігалися для Fe та Cu , що свідчить про їхню значну поширеність у водних ресурсах цього регіону.

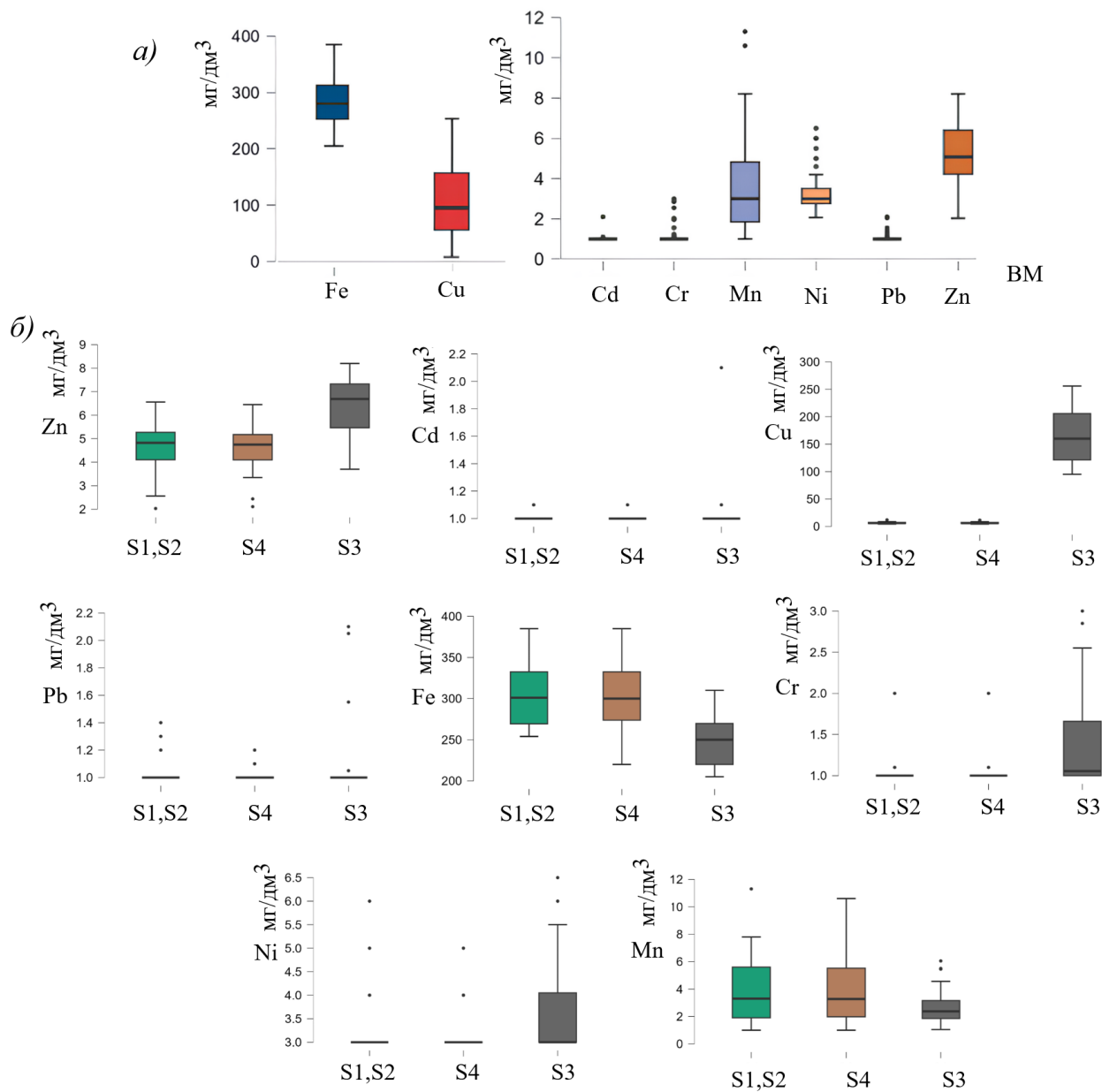


Рис. 3.18. Концентрація ВМ у технологічних водах ОСО та воді р. Стир: середні концентрації ВМ (а) та для різних ділянках відбору проб (б)

Однак навіть менші концентрації таких елементів, як Pb, Cd і Cr, можуть мати серйозні наслідки для екології та здоров'я населення, враховуючи їх природну токсичність. Відповідно, найбільша варіабельність ($\pm SD$) була відзначена для концентрацій Mn і Cu, що може означати спорадичне або нестабільне надходження цих елементів у воду. Навпаки, більш стабільні рівні Pb, Cd і Cr вказують на довгострокові стійкі мінімальні джерела забруднення.

Глобальні середні концентрації ВМ демонструють таку тенденцію: Fe > Zn

$> \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Ni}$ [72]. Порівняння з отриманими даними в р. Стир показує, що в той час як тенденції концентрації деяких ВМ (Fe, Cr, Pb та Cd) узгоджуються з глобальними закономірностями, інші (Cu та Ni) демонструють підвищені рівні в річці Стир, що вказує на місцеві фактори, що впливають на забруднення металами. Так само загальні концентрації ВМ (М) для проб були ранжировані: $S3 (414,30 \text{ мкг/дм}^3) > S4 (325,32 \text{ мкг/дм}^3) > S1, S2 (324,29 \text{ мкг/дм}^3)$. Концентрації ВМ на ділянках р. Стир до (S1, S2) та після скиду (S4) зворотної води ОСО майже однакові (Рис. 3.18б). Проте після скиду зворотної води з АЕС на ділянці р. Стир (S4) спостерігається підвищення загальної концентрації ВМ на $1,03 \text{ мкг/дм}^3$, підвищення спостерігається в основному за рахунок концентрації Cu. У зворотній воді внаслідок процесів корозії технологічного обладнання, випаровування та концентрування у технологічного циклу ОСО, загальні концентрації ВМ є підвищеними в середньому на $88,98 \text{ мкг/дм}^3$ порівняно з початковими рівнями для води р. Стир на ділянках S1, S2, в основному за рахунок збільшення концентрацій Cu, Zn. Натомість відзначається значне зниження концентрації Fe ($M \pm SD$): $S1, S2, S4 (303,0 \pm 44,96 \text{ мкг/дм}^3) > S3 (247,65 \pm 33,90 \text{ мкг/дм}^3)$, що могло бути спричинено осадженням сполук заліза під час нагрівання та концентрування в ОСО.

Сезонні коливання концентрацій ВМ у воді р. Стир до (S1, S2) та після скиду (S4) зворотної води ОСО були проаналізовані в різні періоди року (рис. 3.19).

Концентрація Zn має два яскраво виражених піки навесні та восени, збільшуючись до $8,20 \text{ мкг/дм}^3$, ймовірно, через посилене вимивання металу під час танення снігу [73], подібним чином високі концентрації Zn восени, можуть бути спричинені опадами та посиленням ерозії ґрунту, що збагачує воду металами [74]. Концентрації Cu значно знижуються взимку та навесні, тоді як помітне підвищення відбувається влітку та восени, досягаючи максимальних значень до $15,6 \text{ мкг/дм}^3$. Це збільшення може бути пов'язане з інтенсивною промисловою діяльністю або скидами, які, як правило, зростають у теплу пору року через збільшене споживання води ОСО на електростанціях [4] і, як наслідок, призводить до більшого скиду води.

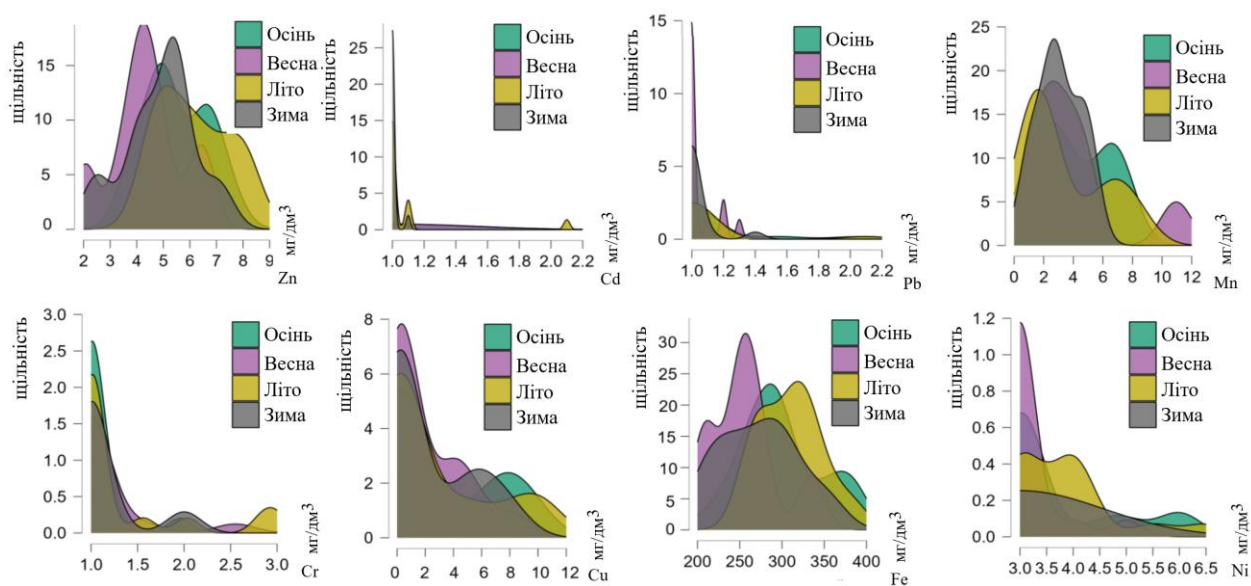


Рис. 3.19. Сезонна мінливість концентрації ВМ у технологічних водах ОСО та воді р. Стир

Концентрація Fe має чіткий сезонний характер, найвищі значення зареєстровані взимку та навесні 385 мкг/дм^3 , що може бути пов'язано з активним вимиванням Fe з ґрунтів під час танення снігу, натомість літо характеризується нижчими рівнями Fe, можливо, через зменшення об'єму поверхневих вод [75]. Пік концентрації Ni досягався взимку, досягаючи $6,5 \text{ мкг/дм}^3$, тоді як літо є найбільш стабільним періодом з мінімальними коливаннями. Концентрація Mn значно зростає взимку, досягаючи максимуму $11,3 \text{ мкг/дм}^3$, це може бути пов'язано з природними процесами, такими як виділення Mn з донних відкладень в умовах низьких температур [76]. Концентрації Cd, Pb і Cr залишаються відносно стабільними протягом сезонів року.

Обмеження скиду ВМ для зворотної води ОСО РАЕС проводиться за Cu, Zn, Fe, концентрації їх не перевищують встановлені ДК (табл. 3.6 та Додаток А, таб. А.2). Перевищень ГДК (табл. Б2, Додаток А) для концентрацій Zn, Pb, Mn, Ni на ділянках р. Стир до та після скиду зворотних вод ОСО РАЕС не зафіксовано. Періодично спостерігаються перевищення ГДКр для Cu та Fe, ГДКг та ГДКп для Cd дані перевищення не відносяться впливу водного скиду РАЕС, оскільки фіксуються на обох досліджуваних ділянках р. Стир до та після скиду зворотних

вод ОСО РАЕС.

На рис. 3.20 представлено результати кластерного аналізу на основі їх концентрацій ВМ для проб технологічних вод ОСО та води р. Стир.

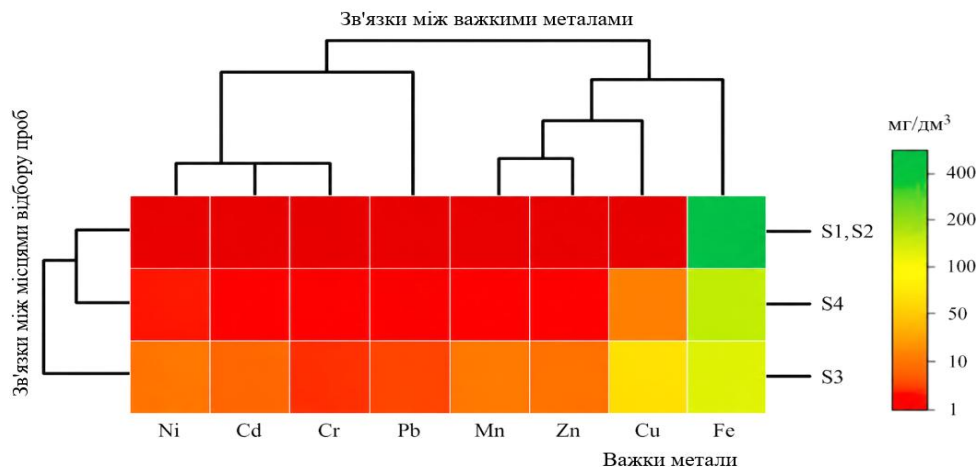


Рис. 3.20. Результати кластерного аналізу змінних концентрацій ВМ для проб технологічних вод ОСО та води р. Стир

Отже, Fe виділено в окремий підкластер через його значно високі концентрації на більшості ділянок, Zn і Cu згруповані в окремий підкластер, що відображає помірні концентрації. Крім того, концентрації цих ВМ демонструють значні варіації, при цьому концентрації Fe у воді річки Стир (S1, S2, S4) вищі, ніж у скиді (S3), а концентрації Cu у скиді (S3) вищі, ніж у воді річки Стир (S1, S2, S4). Ni, Cd, Cr, Pb і Mn утворюють один великий субкластер. Місця відбору проб S1, S2, S4 для ділянок р. Стир до та після скиду зворотної води ОСО тісно пов'язані, що вказує на подібні хімічні профілі з високими концентраціями більшості елементів. Ділянка S3 утворює окремий кластер, демонструючи вищі концентрації Cu і Zn, що підкреслює надходження цих ВМ в річку Стир на ділянці S2.

Методом PCA проаналізовані граничні ймовірності впливу різних параметрів якості води на формування концентрації ВМ (рис. 3.21), вищі ймовірності включення припускають сильніший зв'язок між конкретними параметрами якості води та відповідними концентраціями ВМ. Для Zn: рН та SO_4^{2-} демонструє найвищу ймовірність включення, що свідчить про його домінуючу роль у регулюванні концентрацій Zn; у випадку Cd: ЗР є найбільш

впливовим параметром; результати для Cu підкреслюють сильний вплив РК, ЗР, NO_3^- , C_3 ; у випадку Ni: рН домінує у ймовірності включення; для Fe найбільш критичним фактором є NO_3^- , значний внесок також спостерігається від ХСК. Для Mn, Pb та Cr серед параметрів якості води не виявляються ключові фактори, що перевищують граничну ймовірність включення (0,5).

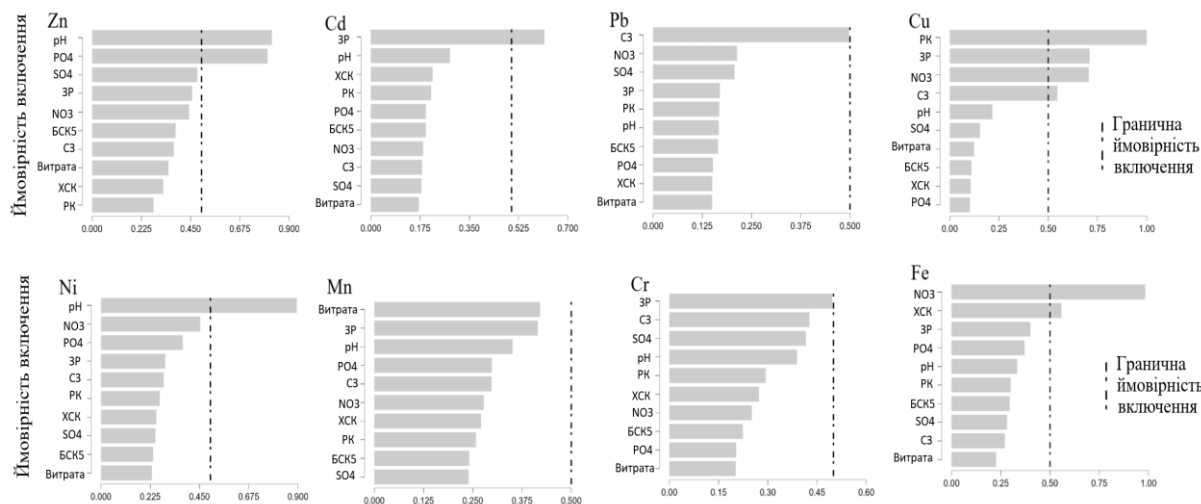


Рис. 3.21. Результати аналізу головних компонентів PCA для концентрації ВМ у пробах технологічних вод ОСО та воді р. Стир

Застосування PCA дозволило виявити чіткі взаємозв'язки між параметрами якості води та концентраціями ВМ. Висока ймовірність включення рН для Zn та Ni узгоджується з добре задокументованим впливом кислотно-лужного балансу на розчинність ВМ. Також критична роль NO_3^- у випадку Cu, Fe та РК у випадку Cu вказують на важливість моніторингу агрономічного стоку, що узгоджується з результатами досліджень щодо динаміки металів у присутності окисників [77]. Виявлений домінуючий вплив РК на Cu свідчить про наявність потенційних окисно-відновних реакцій, що впливають на форму існування Cu. Результати щодо Mn, де значущу роль відіграє витрата води, можуть вказувати на вплив ЗР. Також, ЗР як детермінанти для Cu та Cd підтверджують седиментаційні процеси осадження ВМ, а додатковий ключовий параметр PO_4^{3-} для Zn та ХСК для Fe підтверджують припущення щодо сорбційних процесів співосадження зі ЗР [78].

Висновки до розділу 3

Водозабір для забезпечення потреб з охолодження для РАЕС може складати до 30 % від витрат річки, а витрата скиду зворотної води може складати до 8,8 %. На контрольованих ділянках р. Стир до водозабору та після водного скиду РАЕС спостерігається підвищення температури води р. Стир внаслідок скиду підігрітих зворотних вод, середнє значення приросту температури складає 1.07 ± 0.64 °C, що не перевищує нормованого значення. Проведена оцінка змін гідрологічного режиму р. Стир у зоні водокористування РАЕС здебільшого визначає низькі ($G=0-33\%$) зміни гідрологічного режиму р. Стир.

Водопідготовка ОСО РАЕС включає вапнування в бікарбонатному режимі та стабілізаційну обробку кислотами H_2SO_4 та ОЕДФ, що впливає на рівновагу карбонатної системи та рівень рН охолоджуючої води. Процеси випаровування та концентрування солей у системі охолодження призводять до зміщення рівноваги карбонатної системи, що зумовлює зміни в концентраціях CO_2 , HCO_3^- і CO_3^{2-} . Значення рН зворотної води ОСО змінювалися в межах 8,3-8,7 од. та не впливає на зміни рН води р. Стир, натомість, відзначені сезонні коливання рН, що пов'язані з процесами фотосинтезу. Враховуючи природну рівновагу карбонатної системи, штучне введення аніонів мінеральних кислот у воду не є екологічно доцільним, оскільки природні механізми забезпечують необхідну регуляцію рН. Концентрація реагентів, що дозуються в додаткову охолоджуючу воду ОСО (H_2SO_4 та ОЕДФ кислоти) та скидаються в р. Стир не перевищують ДК у зворотній воді та ГДК у р. Стир.

Показано, що під час водопідготовки та використання в ОСО концентрація ГІ змінюється, а також встановлено, що при скиданні зворотної води спостерігається незначне підвищення концентрації ГІ, яке залежить від технологічних режимів роботи ОСО та ф. Компоненти ГІ при формуванні скиду доцільно розділити на дві групи: іони, що проходять транзитом через ОСО, та іони, які змінюють свій вміст під час водопідготовки та осідають у ОСО. Компоненти ГІ та СЗ не матимуть критичних значень GWF, забезпечується

необхідні величини розбавлення при порівнянні витрат води р. Стир в зоні водокористування РАЕС.

За результатами аналізів РСА та СА наявна висока кореляцію між параметрами в річковій воді як до, так і після скиду, що означає відносно постійні умови якості води на цих ділянках, без значних розбіжностей у складі іонів після скиду. Високий кореляційний зв'язок між концентраціями компонентів на ділянках р. Стир до та після скиду зворотної води ОСО свідчать про відсутність негативного впливу скидів РАЕС.

Оцінка явищ евтрофікації за стехіометричним співвідношенням C/P/N свідчить про накопичення сполук вуглецю. На ділянках до та після водного скиду зворотної води РАЕС в р. Стир спостерігається зниження концентрації РК, в середньому на $0,47 \pm 0,13$ мг/дм³, що залежить від сезону року та пояснюється впливом скиду нагрітих зворотних вод. Екологічні нормативи за фактичною концентрацією РК у воді р. Стир та температурний вплив зворотних вод ОСО РАЕС не перевищені. Якість води р. Стир у зоні впливу водних скидів РАЕС, за показниками органічного забруднення, загалом є задовільною. Внаслідок водопідготовки шляхом вапнування в технологічних водах РАЕС збільшується концентрація ЗР, натомість їх подальша агломерація та осадження в ОСО забезпечують дотримання екологічного нормативу водного скиду ЗР.

В охолоджуючій зворотній воді ОСО перевищень ДК не зафіксоване. На обох досліджуваних ділянках р. Стир до та після скиду зворотних вод ОСО РАЕС зафіксовані перевищення ГДК N-NH₃, NO₂⁻, ХСК, Cu, Fe, Cd. Враховуючи високу кореляцію концентрацій цих показників до та після скиду зворотних вод можна стверджувати, що виявлені перевищення не пов'язані зі скиданням зворотних вод ОСО РАЕС.

Список використаних джерел

1. Дозвіл на спецводокористування Рівненської АЕС No 53/PB/49д-20 2020.
URL: <https://e-services.davr.gov.ua> (дата звернення: 09.01.2024).

2. Кузнєцов П.М., Бєдункова О.О. Дослідження впливу водокористування електростанції на гідрологічний режим річки (на прикладі річки Стир). *Слобожанський науковий вісник. Серія: Природничі науки*. 2024. Вип. 1. С. 69-76. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2024.1.9>
3. Василенко, Є. В., Дутко, В. О., Коноваленко, О. С., & Данько, К. Ю. (2011). Закономірності внутрішньорічного розподілу стоку річки Стир та особливості його змін. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, (1), 80-87.
4. Kuznietsov P.M., Biedunkova O.O. Study of temperature impact of discharges and balance of biogenic elements in the water of the Styr river in the impact zone of the Rivne NPP. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2023. 3(28), 49-58. DOI: <https://doi.org/10.31717/2311-8253.23.3.6>
5. Бєдункова О.О., Кузнєцов П.М. Формування карбонатної системи оборотної охолоджуючої води атомної електростанції та вплив на рН поверхневих вод при зворотних скидах. *Екологічні науки*. 2023. Т 3, №48, С. 163-168. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.26>
6. Stets E.G., Butman D., McDonald C.P., Stackpoole S.M., DeGrandpre M.D., Striegl R.G. Carbonate buffering and metabolic controls on carbon dioxide in rivers / *Global Biogeochemical Cycles*. 2017. Vol. 31(4). с. 663–677.
7. Kuznietsov,P., Biedunkova O. The role of carbonate equilibrium in scale formation of calcium carbonate in a power plant open recirculating system. *Data-Centric Engineering*, 2025, 6, e13. <https://doi.org/10.1017/dce.2025.9>
8. Montety V, Martin JB, Cohen MJ, Foster C, Kurz, MJ. Influence of diel biogeochemical cycles on carbonate equilibrium in a karst river, *Chemical Geology*. 2011, 283(1–2), 31–43. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2010.12.025>
9. Lerman A., Mackenzie F. T. Carbonate minerals and the CO₂-carbonic acid system. In *Encyclopedia of Geochemistry; Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Cham, Switzerland, 2018: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-39193-9_84-1
10. Кузнєцов П.М. Дослідження впливу підкислення водоциркуляційної системи на скиди сульфат-іонів зі зворотними водами. *Український журнал*

- природничих наук.* 2023. № 6, С. 136-148. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.6.2023.14>
11. Kuznietsov P.M., Biedunkova O.O. The formation of the carbonate system of circulating cooling water of the Rivne NPP and its influence on changes in the surface waters pH levels of the Styr river. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2023, 1254(1), 012102. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1254/1/012102>
 12. Кузнєцов П.М., Ярощук О.В., Бєдункова О.О. Застосування варіабельності фосфонатної стабілізаційної обробки охолоджуючої води для мінімізації скидів у водні об'єкти. Екологія. Довкілля. Енергозбереження. 2023 : колективна монографія / під ред. О. В. Степової. Полтава: НУПП імені Юрія Кондратюка. 2023. 246 с. С. 92–104.
 13. Кузнєцов П. М., Бєдункова О. О. Сучасні підходи до здійснення антинакипної обробки технологічних вод оборотних систем охолодження електростанцій. *Комплексне забезпечення якості технологічних процесів та систем (КЗЯТПС – 2023) : тези доповідей XIII м. Чернігів, 25–26 травня 2023 р. : у 2 т. Т. 2. Чернігів : НУ «Чернігівська політехніка», 2023. 158–160 с. URL: <http://ir.stu.cn.ua/123456789/28099>*
 14. Rott E., Steinmetz H., Metzger J. W. Organophosphonates: A review on environmental relevance, biodegradability and removal in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*. 2018, 615, 1176-1191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.223>
 15. Ge Ji-jiang, Wang Yang, Zhang Gui-cai, Jiang Ping, Sun Mingqin Investigation of Scale Inhibition Mechanisms Based on the Effect of HEDP on Surface Charge of Calcium Carbonate. *Tenside Surfactants Detergents*. 2016. <https://doi.org/10.3139/113.110407>
 16. Strategies to Reduce Sulfuric Acid Usage in Evaporative Cooling Water Systems. Water. March 1, 2010 <https://www.powermag.com/strategies-to-reduce-sulfuric-acid-usage-in-evaporative-cooling-water-systems/>.

17. Robert G. Westwel, 14 - Iron, Sulphur and Silica cycles, Editor(s): Limnology (Third Edition), Academic Press, 2001, Pages 289-330, ISBN 9780127447605, <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50018-6>.
18. Zak D., Hupfer M., Cabezas A., Jurasinski G., Audet J., Kleeberg A. (2021). Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation, *Earth-Science Reviews*, 2021. Vol. 212 (103446). <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103446>
19. Little B. J., Ray R. I., Pope R. K. Relationship Between Corrosion and the Biological Sulfur Cycle: A Review. *Corrosion*, 2000; 56 (4): 433–443. doi: <https://doi.org/10.5006/1.3280548>.
20. RAIS Risk Assessment Information System (1998). Toxicity profiles: Toxicity summary of sulphate. Retrieved March 16, 2009. [Электронный ресурс]. URL: http://rais.ornl.gov/tox/profiles/sulfate_f_V1.shtml (дата звернення 05.11.2023).
21. Siraj G., Khan H.H., Khan A. Dynamics of surface water and groundwater quality using water quality indices and GIS in river Tamsa (Tons), Jalalpur, India, *HydroResearch*. 2023, 6(89-107), <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2023.02.002>
22. Chahal S., Gautam S.K. Hydrogeochemical Characterization and Assessment of Water Suitability for Irrigation in Salt-Affected Area of Israna block, Haryana, India. *Water Conserv Sci Eng*. 2023, 8(20). <https://doi.org/10.1007/s41101-023-00194-z>
23. Parasuraman S., Ganapathiraman S., Bhargavan A. Multivariate regression studies for investigating and setting the action levels for the system water quality parameters of a nuclear plant. *Water and Environment Journal*. 2022. 36(3), 553–563. <https://doi.org/10.1111/wej.12786>
24. Mavredaki E., Stathouloupoulou A., Neofotistou E., Demadis, K. D. Environmentally benign chemical additives in the treatment and chemical cleaning of process water systems: Implications for green chemical technology. *Desalination*. 2007, 210 (1-3), 257–265. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.050>

25. Thirumalini S., Joseph K. Correlation between electrical conductivity and total dissolved solids in natural waters. *MJS*. 2009, 28(1):55–61. <https://doi.org/10.22452/mjs.vol28no1.7>
26. Ahmad, T., Muhammad, S., Umar, M. et al. Spatial distribution of physicochemical parameters and drinking and irrigation water quality indices in the Jhelum River. *Environ Geochem Health*. 2024, 46, 263. <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02026-y>
27. Nuryoto N., Suritno S., Sutangkas, A. R., Rahmayetty R., Rumbino Y., Wicakso D. R., Bagaskara R. N. T. Tofu wastewater treatment innovation: Effectiveness of natural zeolite as an adsorbent in the ammonium adsorption process. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2025, 26(2), 55–65. <https://doi.org/10.12912/27197050/196498>
28. Kawamura H., Shoda Y., Terachi T., Katsumura Y., Uchida S., Mizuno T., Muroya Y., Tsuzuki Y, Umehara R., Hirano H., Nishimura T.. 2019. PWR secondary water chemistry guidelines in Japan - Purpose and technical background, *Progress in Nuclear Energy*, 114,121-137. <https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2019.01.027>
29. Kumaraswamy T. R., Javeed S., Javaid M., Naika K. Impact of Pollution on Quality of Freshwater Ecosystems. In: Qadri, H., Bhat, R., Mehmood, M., Dar, G. (eds) *Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation*. 2020. https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2_5
30. Ghazani M. A., Hashem-ol-Hosseini A., Emami M.D. A comprehensive analysis of a laboratory scale counter flow wet cooling tower using the first and the second laws of thermodynamics. *Applied Thermal Engineering*. 2017, 125, 1389-1401. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2017.07.090>
31. Осадча, Н. М., Осадчий, В. І., Ухань, О. О., Клебанов, Д. О., Лузовіцька, Ю. А., & Білецька, С. В. Антропогенне навантаження біогенними елементами на поверхневі води басейнів нижнього Дунаю, Дністра та Пруту. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2019, (3), 77–78.
32. Бєдункова О.О., Кузнєцов П.М. Факторний аналіз динаміки азотних речовин води річки Стир у зоні впливу Рівненської АЕС. *Вісник НУБГП*.

- Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць*. Рівне: НУВГП, 2023. Вип. 1(101). С. 3-17. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs120231>
33. Біла Т. А., Ляшенко Є. В., Охріменко О. В. Дослідження вмісту фосфатів у поверхневих водах. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2020, 1. С. 111–118. <https://doi.org/10.32851/wba.2020.1.10>
34. Ruttenberg K. C. The Global Phosphorus Cycle. *Treatise on Geochemistry*. 2003, 585-643. <https://doi.org/10.1016/b0-08-043751-6/08153-6>
35. Rott E., Steinmetz H., Metzger J.W. Organophosphonates: A review on environmental relevance, biodegradability and removal in wastewater treatment plants. *Sci. Total Environ.* 2018, 615, 1176-1191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.223>
36. Rudenko S. S., Dzenzerska O. N. Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of rivers in the light of Redfield ratio. *Ecology and Noospherology*. 2017, 28(1-2), 5-16. <https://doi.org/10.15421/031701>
37. Smith D. R., Jarvie H. P., Bowes, M. J. Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry and eutrophication in River Thames tributaries, UK. *Agricultural & Environmental Letters*. 2017, 2(1), ael2017-06. <https://doi.org/10.2134/ael2017.06.0020>
38. Larsson C., Axelsson L. Bicarbonate uptake and utilization in marine macroalgae *Eur. J. Phycol.*, 34 (1) (1999), pp. 79-86.
39. Huertas I .E. Light-dependent bicarbonate uptake and CO₂ efflux in the marine microalga *Nannochloropsis gaditana*. *Planta*. 2000, 211 (1) (2000), pp. 43-49.
40. Dick J. J., Soulsby C., Birkel C., Malcolm I., Tetzlaff D.. Continuous dissolved oxygen measurements and modelling metabolism in peatland streams. *PLoS One*. 2016, v. 11(8), p. e0161363, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161363>.
41. Кузнєцов П. М., Бєдункова О. О. Аспекти нормування загального органічного вуглецю в природних водах. *Всеукраїнська науково-практична інтернет конференція «Актуальні проблеми природоохоронного законодавства»*, у Національному університеті водного господарства та природокористування.

- 8 червня 2023 р. Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне. 127 с. С. 102-105.
42. Guo C., Li J., Li H., Liu Z., Li P. Temporal and Spatial Variations in Soil TOC, TN, and TP, and their Relationships in Bioretention Tanks. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2018, 27(6), 2517-2527. <https://doi.org/10.15244/pjoes/81085>.
43. Drake T. W., Hemingway J. D., Kurek M. R., Peucker-Ehrenbrink B., Brown, K. A., Holmes R. M., Galy V., Moura J.M.S., Mitsuya M., Wassenaar, L.I. The Pulse of the Amazon: Fluxes of Dissolved Organic Carbon, Nutrients, and Ions from the World's Largest River. *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2011. <https://doi.org/10.1029/2020GB006895>.
44. Linnik P. N., Vasilchuk T. A. Role of humic substances in the complexation and detoxification of heavy metals: case study of the Dnieper reservoirs. *Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice – NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Series*. 2005, Dordrecht: Springer. 52. p. 135-154. DOI: 10.1007/1-4020-3252-8_6.
45. Aguilar-Torrejón J. A., Balderas-Hernández P., Roa-Morales, G. Relationship, importance, and development of analytical techniques: COD, BOD, and, TOC in water-An overview through time. *SN Appl. Sci.* 2023, 5, 118. <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05318-7>
46. Sobczak P., Rosińska A. Concentration of Total Organic Carbon and Its Fractions in Surface Water in Poland and Germany. *Proceedings*. 2020. № 51. p. 35.
47. Akhil S., Ajay G. Total organic carbon analysis in water – A review of current methods. *Materials Today: Proceedings*. 2022. № 65(8). p. 3881–3886.
48. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною ДСанПіН 2.2.4-171-10. [Електронний ресурс]. URL <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> (дата звернення 02.04.2024).
49. Kahaer Y., Tashpolat N. Estimating Salt Concentrations Based on Optimized Spectral Indices in Soils with Regional Heterogeneity. *Journal of Spectroscopy*. 2019. № 15, 2402749. <https://doi.org/10.1155/2019/2402749>

50. Кузнєцов П.М., Бєдункова О.О. Ідентифікація та просторово-часові зміни показників вмісту органічних речовин в поверхневих водах р. Стир. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2024. Вип. 135(2). С. 249–256. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.135.1.33>
51. Бєдункова О., Кузнєцов П. Дослідження органічного забруднення поверхневих вод річки у зоні антропогенного впливу водного скиду. *Biota. Human. Technology*. 2025, 1. С. 126–136 <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7>
52. Waters T. F. Sediment in streams: sources, biological effects, and control. American Fisheries Society Monograph. Bethesda, Maryland, 1995. № 7. С. 79–118.
53. Dean D. J., Topping D. J., Schmidt J. C., Griffiths R. E., Sabol T. A. Sediment supply versus local hydraulic controls on sediment transport and storage in a river with large sediment loads. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*. 2016. Vol. 121, № 1. P. 82–110.
54. García-Ruiz J. M., Beguería S., Nadal-Romero E., González-Hidalgo J.C., Lana-Renault N., Sanjuán Y. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology*. 2015. Vol. 239. P. 160–173.
55. Bilotta G. S., Brazier R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*. 2008. Vol. 42, № 12. P. 2849–2861.
56. Клименко М.О., Бєдункова О.О. Кругообіг важких металів у водних екосистемах: монографія. Рівне: НУВГП, 2008. 216 с.
57. Kuznietsov P., Biedunkova O. Experimental Tests of Biocidal Treatment for Cooling Water of Safety Systems at Rivne NPP. *Nucl. Radiat. Saf.* 2023. № 1. P. 30–40. [https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1\(97\).04](https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1(97).04)
58. Biedunkova O., Kuznietsov P., Gandziura V. Behaviour of dissolved inorganic salts in the cooling water of a nuclear power plant open recirculation system and formation of water discharge. *Royal Society Open Science*. 2024. Vol. 11, № 8. P. 240492. URL: <https://doi.org/10.1098/rsos.240492>

59. Морозова А.О., Дьяченко Т.М. Екологічний стан малої урбанізованої водойми оз. Небриж за деякими гідрохімічними та гідробіологічними показниками. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2018. № 3. С. 38–44.
60. Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Шелюк Ю.С. Методичні особливості дослідження складу завислих речовин поверхневих вод. *Збірка тез доповідей Київської конференції з аналітичної хімії: Сучасні тенденції* 2024. Київ: Інтерсервіс, 2024. 140 с. С. 134–135.
61. Бєдункова О.О., Кузнєцов П.М. Формування карбонатної системи оборотної охолоджуючої води атомної електростанції та вплив на рН поверхневих вод при зворотних скидах. *Екологічні науки*. 2023. Т 3, №48, С. 163-168. URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.26>
62. Zezulka Š., Maršálek B., Maršálková E., Odehnalová K., Pavlíková M., Lamaczová A. Suspended Particles in Water and Energetically Sustainable Solutions of Their Removal—A Review. *Processes*. 2024. Vol. 12, № 12. P. 2627.
63. Gong C., Zhang H., Huo S., Zhang J., Weng N., Li W. Transformation processes of total suspended solids and dissolved organic matter in rivers: Influences of different land use sources and degradation processes. *Science of The Total Environment*. 2025. Vol. 963. P. 178509.
64. Schindl G., Studnicka M., Eckelhart A., Summer W. Hydrological and instrumentation aspects of monitoring and analysing suspended sediment transport crossing international borders. Sediment Budgets 1: Proceedings of symposium S1 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil. 2005. P. 227–240.
65. Brady N.C., Weil R.R. The nature and properties of soils. *13th ed. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall*, 2008. P. 662–710.
66. Stone M., Droppo I.G. In-channel surficial fine-grained sediment laminae. Part II: Chemical characteristics and implications for contaminant transport in fluvial systems. *Hydrological Processes*. 1994. Vol. 8, № 2. P. 113–124.

67. Huppert H., Turner J., Hallworth M. Sedimentation and entrainment in dense layers of suspended particles stirred by an oscillating grid. *Journal of Fluid Mechanics*. 1995, 289, 263-293. URL: doi:10.1017/S0022112095001339
68. Richey J. E., Hedges J. I., Devol A. H., Quay P. D., Victoria R., Martinelli L., Forsberg B. R. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. *Limnology and oceanography*. 1990, 35(2), 352–371. URL: <https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.2.0352>
69. Marinho, R.R.; Filizola Junior, N.P.; Cremon, É.H. Analysis of Suspended Sediment in the Anavilhanas Archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. *Water* 2020, 12, 1073. URL: <https://doi.org/10.3390/w12041073>
70. Kuznietsov P., Biedunkova O. Evaluating the impact of dispersed particles in the water of a power plant recirculating cooling system on the discharge of suspended solids into a natural water body. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2023. Vol. 6, no. 10 (126). P. 6–16. URL: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2023.292879>
71. Бєдункова О. О., Кузнєцов П. М. Застосування статистичних методів аналізу варіацій концентрацій важких металів у поверхневих водах. *Вісник НУБГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць*. Рівне: НУБГП. 2024, 4(108), 3–19. <https://doi.org/10.31713/vs420241>
72. Kumar A., Kumar V., Pandita S., Singh S., Bhardwaj R., Varol M., Rodrigo-Comino J. A global meta-analysis of toxic metals in continental surface water bodies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2023, 11(3), 109964. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109964>
73. Wang Z., Li T., Fu Q., Liu D., Hou R., Li Q., Guo X. Regulation of Cu and Zn migration in soil by biochar during snowmelt. *Environmental Research*. 2020, 186, 109566. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109566>
74. Han W., Tang L., Wang X. et al. Distribution and migration characteristics of heavy metals around rainfall in soil–water system at closed gold and iron mines in Beijing, China. *Environ Earth Sci*. 2020, 83, 410. <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11710-2>

75. Bai J., Yuan Z., Su X. Spatiotemporal distribution patterns of iron, manganese, and arsenic within the river infiltration zone and the potential geochemical activity at key interfaces. *Applied Geochemistry*. 2024, 172, 106123. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.106123>
76. Zhang L., Zhu G., Ge X., Xu G., Guan Y. Novel insights into heavy metal pollution of farmland based on reactive heavy metals (RHMs): Pollution characteristics, predictive models, and quantitative source apportionment. *Journal of hazardous materials*. 2020, 360, 32–42.
77. Zhang X., Liu T., Li F., Li X., Du Y., Yu H., Liao, B. Multiple effects of nitrate amendment on the transport, transformation and bioavailability of antimony in a paddy soil-rice plant system. *Journal of Environmental Sciences*. 2021, 100, 90–98.
78. Beck A. J., Sañudo-Wilhelmy S. A. Impact of water temperature and dissolved oxygen on copper cycling in an urban estuary. *Environmental science & technology*. 2007, 41(17), 6103–6108.

РОЗДІЛ 4

ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД Р. СТИР В УМОВАХ ВПЛИВУ АЕС

4.1. Характеристики біологічного забруднення у водах ОСО

Для систем охолодження АЕС спостерігається біологічне забруднення, де технологічні процеси (температура, швидкість потоку та ін.) чинять безпосередній вплив на формування складу зворотної води. Високий вміст забруднень біологічного характеру у воді ОСО електростанцій може призводити до інтенсивного росту швидкості корозії, зниження теплообміну, продуктивності та ефективності роботи ОСО в цілому [1]. Температурні фактори обумовлюють зміну сезонної динаміки наявності в воді ОСО гідробіонтів, а наявність поживних речовин, внаслідок концентрування та запровадженої корекційної хімічної обробки, сприяють постійному нагромадженню біологічного забруднення [2]. Гідробіологічний моніторинг (ГБМ) проведений за методикою [3]. Проблеми біологічного забруднення охолоджуючих систем технічного водопостачання властиві зарубіжним [4] та вітчизняним АЕС Хмельницької [5], Запорізької [6], Південноукраїнської [7].

Види біологічного забруднення, виявлені в ОСО РАЕС, за результатами гідробіологічного моніторингу (ГБМ) наведені на рис. 4.1. На металевій поверхні теплообмінного обладнання зафіксовано щільні біоплівкові утворення, сформовані консорціумами бактерій, водоростей і найпростіших (рис. 4.1а), такі біоплівки сприяють інтенсифікації корозійних процесів та зниженню коефіцієнта теплопередачі, що негативно позначається на ефективності охолодження. Слизові матриці біоплівок (рис. 4.1в), утворені екзополісахаридами мікроорганізмів, акумулюють ЗР та поживні речовини, посилюючи процеси вторинного біообростання й ускладнюючи експлуатацію обладнання ОСО. Виявлено скупчення безхребетних організмів у приповерхневих зонах обладнання, їх наявність свідчить про стабільні трофічні умови в ОСО, що створює ризик часткового або повного перекриття прохідних

перерізів теплообмінників (рис. 4.1б). Нитчасті зелені водорості (рис. 4г) формують масивні біобростання на елементах гідротехнічних споруд, вони здатні механічно забивати сітки та канали, а також слугують субстратом для розвитку інших груп гідробіонтів. Представники відділу *Xanthophyta*, що також виявлені в ОСО, є індикаторами підвищеної трофності води (рис. 4е), їх розвиток у ОСО вказує на наявність сприятливих умов для фотосинтезу та накопичення біомаси у водах ОСО. Виявлені личинки черв'яків родини *Nematod*, що здатні також входити до складу біоплівкових угруповань, а їх масовий розвиток може призводити до засмічення дрібних прохідних елементів системи (рис. 4є). Також виявлена наявність скупчень молюсків (родини *Viviparidae*) (рис. 4ж) та найпростіші джгутикові *Anthophysa vegetan* (рис. 4з) та амеби *Dactylosphaerium vitraeum* (рис. 4и). Ці найпростіші формують мікробні агрегати у водній товщі та на поверхнях, беручи участь у початкових стадіях формування біоплівок і трансформації органічної речовини.

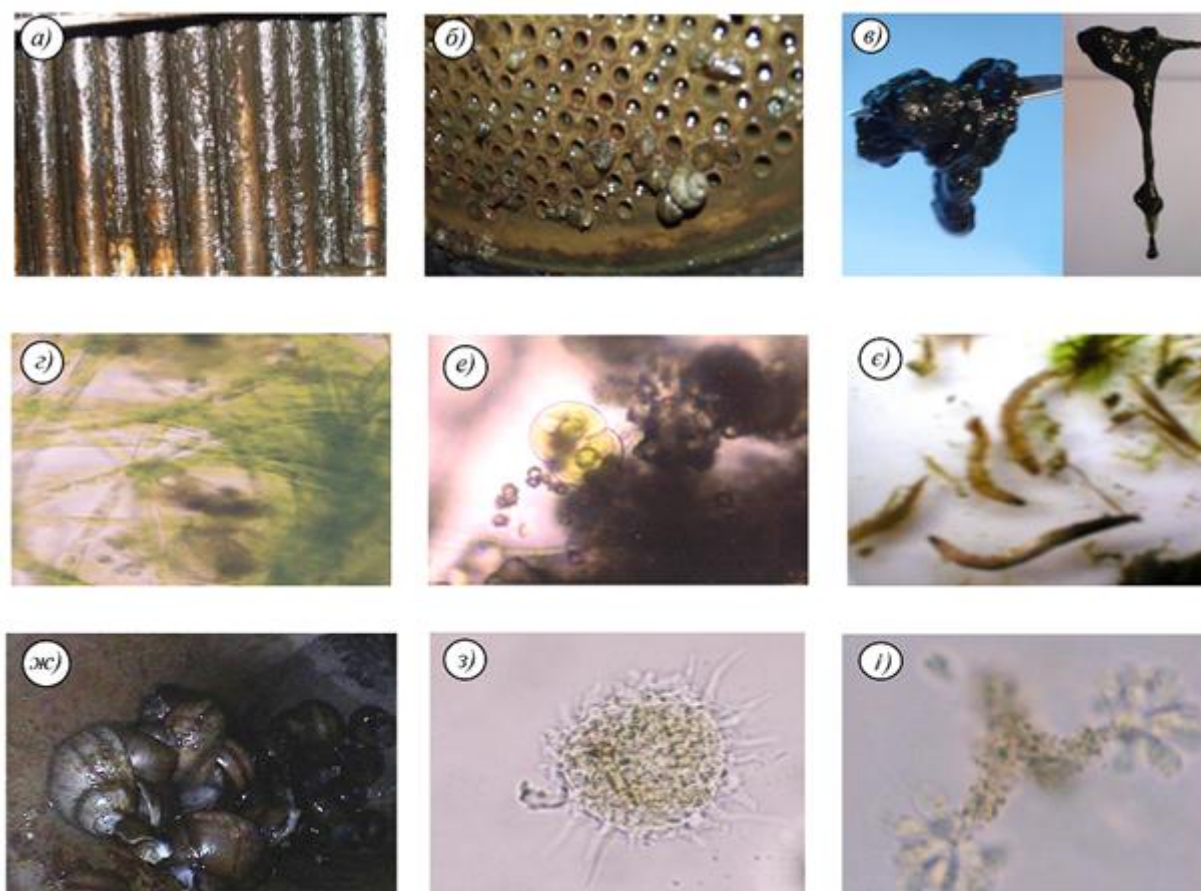


Рис. 4.1 (а-і). Виявлені біологічні забруднення ОСО РАЕС

Результати ГБМ свідчать про формування в ОСО РАЕС біологічного забруднення трьох основних типів (табл. 4.1): нижчі рослини (водорості), мікробіологічні угруповання (бактерії та найпростіші), безхребетні тварини. Ці біотичні компоненти беруть участь у процесах біообростання та біофаулінгу, що безпосередньо впливає на гідравлічні характеристики, теплообмінну ефективність і надійність роботи обладнання ОСО, а також є важливим показником екологічного стану зворотних вод. Кожна з представлених груп біоти характеризується своїм специфічним впливом на стан ОСО: нижчі рослини (водорості), що утворюють біобростання на обладнанні та гідротехнічних спорудах системи технічного водопостачання, здатні забивати прохідні ділянки, сітки, насоси та можуть спричинювати необхідність виводу обладнання в ремонт для очищення; бактеріологічне забруднення та забруднення найпростішими, що утворюють біоплівки на поверхні обладнання, зокрема теплообмінників споживачів системи технічного водопостачання, знижують теплообмін та ефективність охолодження; та безхребетні тварини (черви та молюски), що утворюють колонії здатні забивати прохідні ділянки, сітки та насоси системи технічного водопостачання.

Таблиця 4.1

Ідентифіковані види біологічного забруднення ОСО РАЕС

Нижчі рослини	Бактерії та найпростіші	Безхребетні тварини
Зелені та жовто-зелені водорості роду <i>Cladophora glomerata</i> , <i>Chlorophyta</i> , <i>Cyanophyta</i> , <i>Tribonema</i>	Бактерії загальні коліформи, ентерококи, залізні бактерії <i>Leptothrix echinata</i> . Найпростіші класу джгутикові (переважно соняшники <i>Heliozoa Actinophrys</i>), амеба <i>Anthophysa vegetans</i>	Личинки черв'яків рода <i>Nematoda</i> , молюски (равлики родини <i>Viviparidae</i>)

Кількісні значення мікробіологічного забруднення охолоджуючої зворотної води РАЕС зазначені на рис. 4.2. Значення загального мікробного числа (ЗМЧ) колоне утворюючих одиниць (КУО) для охолоджуючої зворотної води були

найвищими влітку та восени і найнижчими взимку. Як правило, значення ЗМЧ для систем охолодження коливаються в межах від 1 до 100 млн КУО/см³ і залежать від джерела води для охолодження [8]. Значення КУО у воді на ОСО РАЕС змінювалися в діапазоні min-max 10³ - 10⁷ КУО/см³, M = 10⁴ КУО/см³ та SD = ± 10³ КУО/см³ (рис. 4.2а). У охолоджуючій зворотній воді ОСО загальна кількість водоростей (ЗКВ) варіювала в діапазоні min-max 300000 - 400000 клітин/см³, M = 348000 клітин/см³, SD = ± 20000 клітин/см³ (рис. 4.2б). Крім того, у зразках проб води були ідентифіковані водорості за допомогою мікроскопії, зокрема виявлено жовто-зелені водорості *Tribonema* (рис. 4.3а) та зелені водорості *Ladophora Glomerata*, *Chlorophyta* (рис. 4.3б).

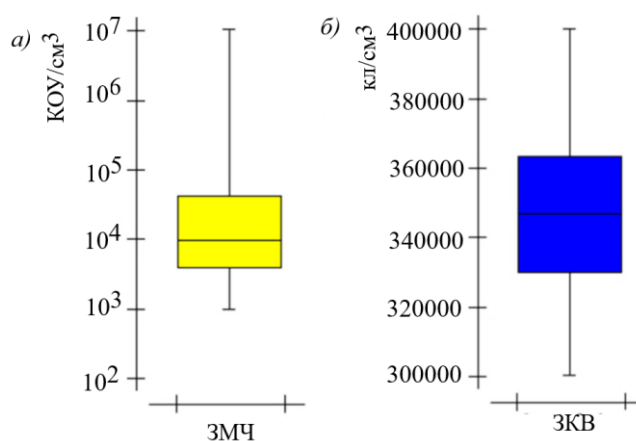


Рис. 4.2. Кількісні характеристики біологічного забруднення ОСО РАЕС

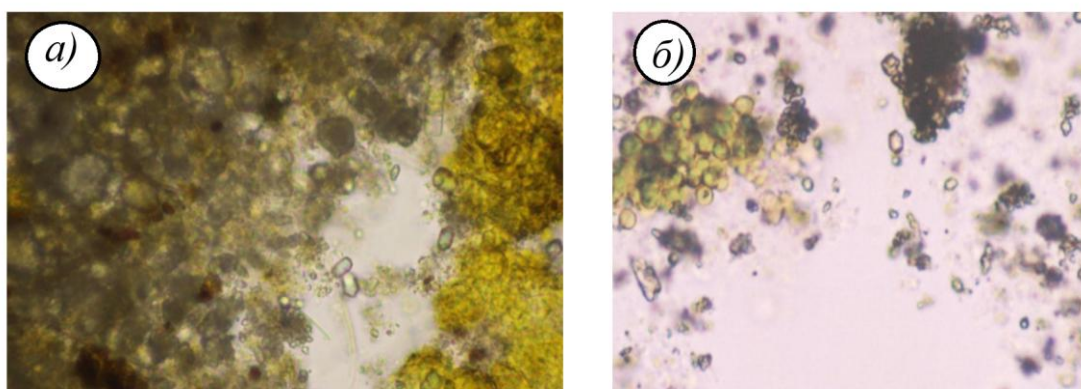


Рис. 4.3. Мікроскопія під час підрахунку кількості клітин водоростей в експозиційній камері

Згідно з вимогами [1, 2] значення кількісних показників біологічного забруднення характеризується як значне бактеріальне та фітопланктонне забруднення та потребує впровадження хімічної біоцидної обробки із застосуванням препаратів альгіцидної та бактерицидної дії. Застосування хімічних засобів (альгіцидів, біоцидів) є лише частковим вирішенням проблеми, яка потребує також регулярного біоінженерного супроводу, адаптивного управління температурно-гідравлічними режимами та впровадження інноваційних методів біофільтрації або ультразвукового очищення. У цілому, екологічні наслідки біологічного забруднення охолоджуючих систем АЕС мають подвійний характер: по-перше, вони створюють загрози для технічної надійності об'єкта, а по-друге – впливають на екологічний стан природного водного середовища. Дослідження вітчизняних та зарубіжних АЕС [4-7] підтверджують, що зворотні води, багаті на мікроорганізми, бактерії та біомасу фітопланктону, змінюють видовий склад природної біоти водойм. Наприклад, фіксується витіснення аборигенних видів і заміщення їх опортуністичними або інвазивними формами, які краще пристосовані до змінених умов, зокрема до підвищених температур і концентрацій органічних сполук. Слід також відзначити, що безхребетні організми, такі як личинки нематод та молюски родини *Viviparidae*, виступають не лише фізичними перешкодами в трубопроводах та насосах, але й біоінженерними видами, що змінюють фізико-хімічні параметри мікрооточення, створюючи сприятливі умови для вторинної колонізації іншими організмами.

Температурні коливання, притаманні охолоджувальним циклам АЕС, створюють сприятливі умови для сезонного та, у деяких випадках, цілорічного розвитку гідробіонтів. У літньому та осінньому періодах значення ЗМЧ сягає пікових значень (до 10^7 КУО/см³), що свідчить про високу біологічну активність у системі. Такий рівень мікробної концентрації є критичним для утворення біоплівки, які, згідно з даними міжнародної практики [4], здатні не лише перешкоджати охолодженню, а й викликати мікробіологічно індуквану корозію (MIC), що, у свою чергу, веде до деградації матеріалів обладнання. Окрім технічних проблем, пов'язаних із біологічним забрудненням систем

охолодження АЕС, варто акцентувати увагу на потенційному екологічному впливі зворотної охолоджуючої води на водні екосистеми. Підвищена температура скиду та наявність високих концентрацій органічної та мікробної біоти формують комплексні антропогенні навантаження на приймач води – зазвичай річки або водосховища-охолоджувачі. Скидання термічно навантаженої води спричиняє локальні зміни гідробіологічного режиму – явище, відоме як термальне забруднення. Підвищення температури на декілька градусів може сприяти аномальному зростанню популяцій певних видів водоростей (*Cladophora glomerata*, *Tribonema*), що призводить до евтрофікації та цвітіння води, особливо в літній період. Такий процес знижує прозорість води, спричиняє дефіцит розчиненого кисню в придонних шарах і, зрештою, може призводити до гіпоксії, що шкодить іхтіофауні та іншим водним організмам.

4.2. Інтегрована оцінка запобігання та контролю біологічного забруднення

Оцінка скиду зворотних вод проведена зі застосуванням багаторівневого інтегрального підходу, що доповнює контроль неперевикнення ДК хімічних речовин та враховує показники мікробіологічного забруднення та токсичності вод. Багаторівневий підхід оцінки скиду зони змішування допускає ігнорування на рівні 0 (табл. 2.3) для хімічних показників за якими не зафіксоване неперевикнення екологічних норм. Зокрема на обох досліджуваних ділянках р. Стир до та після скиду зворотних вод ОСО РАЕС зафіксовані перевищення ГДК лише для $N-NH_3$, NO_2^- , ХСК, Cu, Fe, Cd (розділ 3), та оцінюванню підлягали всі хімічні показники (таб. 4.2), що встановлені у дозволі на спеціальне водне користування [9]. Загальний вплив скиду забруднюючих речовин EQ має значення 4,69, що свідчить про помірний вплив скиду, необхідність уточнення характеристик скиду з можливими обмеженнями. Аналіз проведено відповідно до методики інтегрованого запобігання та контролю забруднення, зокрема через розрахунок екологічного коефіцієнта (EQ_p), розбіжності фактичної концентрації речовини від гранично допустимої концентрації (ΔEQ), а для окремих речовин

також прогнозованої концентрації (РЕС) та її відхилення від ГДК (ΔРЕС) за рівнянням 2.19 [3]. Результати свідчать про незначний екологічний внесок більшості речовин (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Екологічні показники для забруднюючих речовин у зворотних водах РАЕС

Показник	ГДК ¹⁾	ВК, мг/дм ³	EQp	ΔEQ	РЕС	ΔРЕС
Завислі речовини	25 ²⁾	11,35	0,454	-54	_ ³⁾	_ ³⁾
Нафтопродукти	0,05 ²⁾	0,003	0,06	-94	_ ³⁾	_ ³⁾
NO ₂ ⁻	3,3	0,09	0,027	-97	_ ³⁾	_ ³⁾
N-NH ₃	2,0	0,6	0,3	-70	_ ³⁾	_ ³⁾
NO ₃ ⁻	45,0	5,81	0,12	-87	_ ³⁾	_ ³⁾
SO ₄ ²⁻	500	32,18	0,064	-93	_ ³⁾	_ ³⁾
Cl ⁻	350	14,8	0,04	-95	_ ³⁾	_ ³⁾
PO ₄ ³⁻	3,5	0,275	0,078	-92	_ ³⁾	_ ³⁾
Fe	0,3	0,303	1,01	1	0,354	18
Cu	1	0,022	0,022	-97	_ ³⁾	_ ³⁾
Zn	1	0,0047	0,0047	-99	_ ³⁾	_ ³⁾
БСК ₅	3	1,37	0,456	-54	_ ³⁾	_ ³⁾
ХСК	30	33,8	1,12	12	35,8	19
Моноетаноламін	0,5	0,005	0,01	-99	_ ³⁾	_ ³⁾
ОЕДФ	5	0,05	0,01	-99	_ ³⁾	_ ³⁾
СПАР	0,1 ²⁾	0,05	0,5	-50	_ ³⁾	_ ³⁾
EQ	-	-	4,29	-	-	-

Примітки: ¹⁾ - Використані значення ГДКг, ²⁾ - Використані значення ГДКр, ³⁾ - більш детальна оцінка скиду, за умовами методики не проводиться

Зокрема, ΔEQ для таких речовин як завислі речовини, нафтопродукти, сполуки азоту, сульфати, хлориди, фосфати, мідь, цинк, моноетаноламін, ОЕДФ, СПАР має від'ємні значення або < 1,0 %, що відповідно до методики, засвідчує відсутність потреби у подальшій деталізації екологічного впливу. Для таких речовин ΔРЕС не визначалася, оскільки додатковий прогнозований аналіз скиду за цією методикою не передбачено у випадку незначного впливу. Водночас, у ряді випадків ΔEQ перевищує поріг у 1,0 %, що потребує деталізації. Так, для заліза (Fe) ΔEQ становить 1 %, що вже входить до критерію детальнішої оцінки. В цьому випадку розрахунок ΔРЕС становив 18 %. Згідно з прийнятою шкалою (додаток 2), це свідчить про незначний внесок, який не передбачає додаткових

обмежень. Подібна ситуація спостерігається для ХСК, де $EQ_p = 1,12$, $\Delta EQ = 12\%$, $\Delta PEC = 19\%$ - також нижче порогу 20% , що засвідчує відсутність істотного ризику.

Таким чином, хоча інтегральний показник екологічного навантаження $EQ = 4,29$ вказує на кумулятивний вплив, що близький до зони «помірного» забруднення, жоден окремий компонент скиду не перевищує критичних порогів за ΔPEC , а більшість взагалі не потребує додаткової оцінки. Це дозволяє зробити висновок про відносну екологічну безпечність скиду зворотних вод РАЕС в існуючому технологічному режимі, за умови збереження контрольних показників на нинішньому рівні.

Оцінка мікробіологічних показників скиду зворотної води проведена за екологічними нормативами, що встановлені у [9]. Упродовж періоду спостережень колі-індекс (рис. 4.4а) демонструє виражену сезонну варіацію: найнижчі значення спостерігаються взимку, тоді як улітку фіксується підвищення до рівня понад 300 КУО/дм^3 . У весняний та осінній періоди значення колі-індексу залишаються в межах $100\text{--}250 \text{ КУО/дм}^3$. При цьому в усі сезони середні та граничні значення показника не перевищують встановлений норматив ($\leq 1000 \text{ КУО/дм}^3$), що свідчить про відповідність якості води за бактеріологічними критеріями. Показники вмісту ЛКП, (рис. 4.4б) також характеризуються сезонною мінливістю, з тенденцією до поступового зростання літом, коли максимальні значення ЛКП досягають 6000 КУО/дм^3 , що не перевищує нормоване значення ($\leq 10^5 \text{ КУО/дм}^3$). Таким чином, за критерієм ЛКП якість зворотної води відповідає екологічним нормативам. Вміст коліфагів (рис. 4.4в) демонструє найменші коливання серед трьох розглянутих індикаторів. Сезонна динаміка вказує на помірне зростання в літній період, хоча загальний рівень залишається низьким від 1 до 3 БУО/дм^3 . У жодному із сезонів показник не перевищує нормативу ($\leq 100 \text{ БУО/дм}^3$), що свідчить про екологічну безпечність скиду за цим параметром. Отже, аналіз мікробіологічної якості зворотної води свідчить про її відповідність екологічним нормам протягом періоду спостережень.

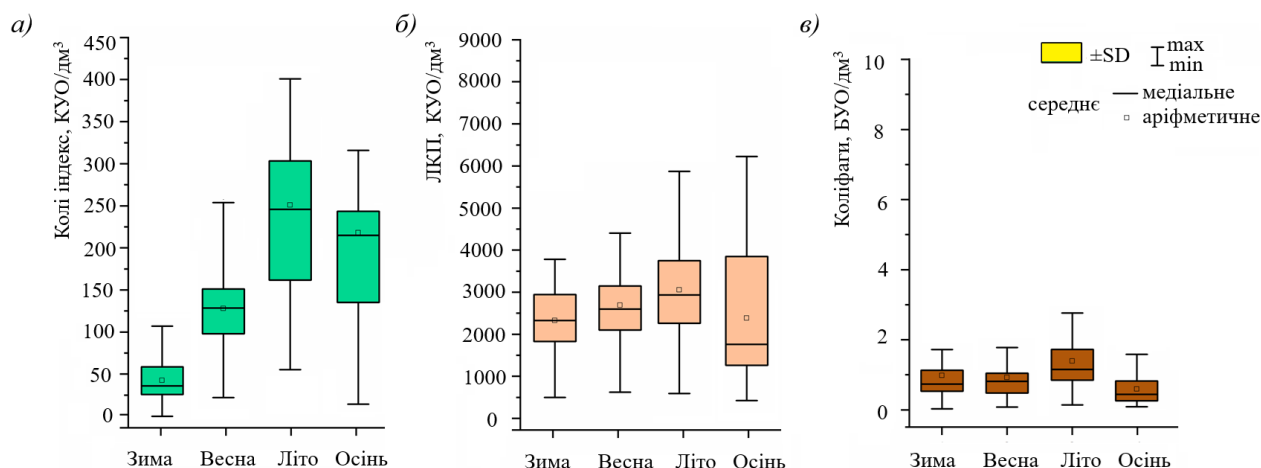


Рис. 4.4. Динаміка змін мікробіологічних показників зворотної води ОСО РАЕС

Виявлені внески зв'язків гідрохімічних та мікробіологічних показників за РСА. За результатами РСА основна частина загальної дисперсії представлена на перших двох факторних осях PC1 (34,33%) та F2 (14,32%), що пояснює 48,65% загальної дисперсії (рис. 4.5а). ЛКП, Колі-індекс, БСК₅, ХСК, SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} , Коліфаги, позитивно корелюють один з одним, а також формують компонент PC1. Аналогічно, ЗР, NO_2^- і NO_3^- позитивно корелюють один з одним, а також негативно корелюють з віссю PC1 та з попередньою групою змінних. З іншого боку, $N-NH_3$ позитивно корелює з віссю PC2, SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} виявилися негативно пов'язаними з віссю PC2. Крім того, МЕА, СПАР, ОЕДФ, НП не суттєво пов'язані з цими двома осями. Метою РСА було вилучення первинної інформації, що відображає типові характеристики водного середовища. та показує, що фізико-хімічні та біологічні змінні взаємодіють складним чином, відображаючи складні процеси, що відбуваються в природному середовищі.

Аналіз кореляційної матриці показників зворотної води ОСО РАЕС свідчить про наявність тісного взаємозв'язку між низкою мікробіологічних та хімічних характеристик водного середовища (рис. 4.5б). Зокрема, встановлено дуже сильний позитивний кореляційний зв'язок між ЛКП та Колі-індексом ($r > 0,9$), що свідчить про їх синхронну варіацію в межах досліджуваного середовища. Подібна узгодженість показників є очікуваною, оскільки ці параметри є індикаторами мікробіологічного забруднення та мають подібну природу походження та визначають наявність ентеробактерій. Коліфаги - вірусні агенти,

що специфічно інфікують бактерії, а отже, їхня присутність опосередковано відображає бактеріальне забруднення, оскільки в більшості досліджуваних проб вони відсутні кореляція з показниками ЛКП та Колі-індексом незначна ($r < |0,1|$). Сильний позитивний кореляційний зв'язок ЛКП, Колі-індексу з БСК₅, ХСК, N-NH₃ ($r = 0,65-0,9$) та слабкий позитивний кореляційний зв'язок колифагів з БСК₅, ХСК, N-NH₃ ($r = 0,1-0,39$) підкреслює вплив мікробіологічного навантаження на органічне забруднення води. Збільшення кількості колиформних бактерій супроводжується інтенсифікацією мікробіологічного розкладу органіки, що проявляється в підвищенні ХСК та БСК₅. Між N-NH₃ та мікробіологічними показниками кореляція зумовлена спільним джерелом походження і прямою участю мікроорганізмів у біохімічному вивільненні N-NH₃ в процесі деструкції азотовмісних органічних речовин. NH₄⁺ як продукт мінералізації білкових сполук, тісно корелює з чисельністю мікроорганізмів (Колі-індекс, ЛКП), що підтверджує його біогенне походження оскільки мікроорганізми не лише маркують джерело забруднення, але й активно продукують NH₄⁺ у процесі деструкції органіки. Відмічений негативний кореляційний зв'язок ЗР з ЛКП на рівні помірний ($r = 0,40-0,65$), з Колі-індексом та Колифагами на рівні слабкий ($r = -0,1-0,39$), що може свідчити про активне осадження чи сорбування їх разом із твердофазною фракцією ЗР. Також відмічається негативний кореляційний зв'язок ЛКП, Колі-індексу з NO₃⁻ на рівні помірний ($r = 0,40-0,65$) та ЛПК, Колі-індексу з NO₃⁻ на рівні слабкий ($r = 0,1-0,39$). Мікроорганізми виступають як індикатори і одночасно як продуценти N-NH₃, у той же час, висока концентрація N-NH₃ і наявність великої кількості органіки створюють умови зниженого редокс-потенціалу, які гальмують нітрифікацію - процес мікробного окиснення NH₄⁺ до NO₂⁻ і NO₃⁻. У таких умовах NO₃⁻ можуть додатково редукуватися до NO₂⁻ чи навіть молекулярного азоту через денітрифікацію, що пояснює зворотний негативний зв'язок показників мікробіологічного забруднення з концентрацією NO₃⁻, відбувається зсув азотного балансу в бік відновлених форм азоту (N-NH₃) при збільшенні мікробіологічного забруднення.

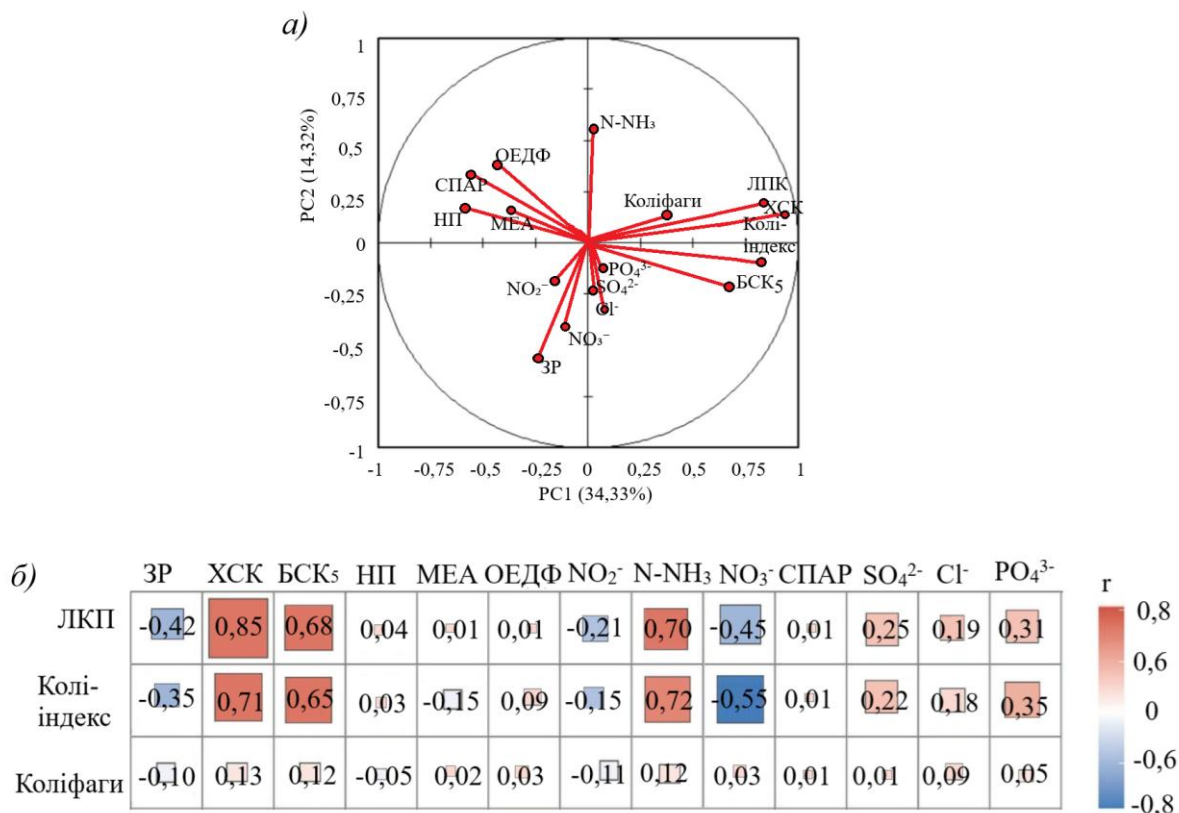


Рис. 4.5. Результати PCA (а) та кореляційного аналізу (б) мікробіологічних та хімічних показників зворотної води ОСО РАЕС

Також зафіксований позитивний кореляційний зв'язок ЛПК, Колі-індексу з SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} на рівні слабкий ($r = 0,1-0,39$), що може бути обумовлено одночасним їх збільшенням їх концентрації у теплий період року.

З позицій екологічного моніторингу, отримані результати мікробіологічного контролю вказують на відповідність екологічним нормам, а отже на відсутність кумулятивного ефекту забруднення в акваторії приймача – р. Сир. Навіть за умов зміни гідрологічного режиму та температурного фону, жоден із мікробіологічних показників не перевищує регламентованих меж, що демонструє ефективну адаптацію технологічних процесів водопідготовки до природної сезонної варіабельності. Узагальнюючи, можна зробити висновок, що мікробіологічна якість скиду зворотної води РАЕС упродовж усього періоду спостережень відповідає екологічним нормативам за мікробіологічними показниками. Відсутність перевищень нормативів свідчить про сталість

екологічного стану системи та ефективність заходів із запобігання мікробному забрудненню.

З метою оцінки токсичності зворотної води проведено біотестування із використанням ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg як чутливих біоіндикаторів, відповідно до рекомендацій [10, 11]. Основним показником стала летальність понад 50 % особин протягом 48 годин експозиції у воді різного ступеня розведення, що дозволило розрахувати НКРП (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Показники токсичності зворотної води ОСО РАЕС

Рівні та класи токсичності	Результати	N
НКР	0 (нетоксична)	5,5
Клас	I (перший)	

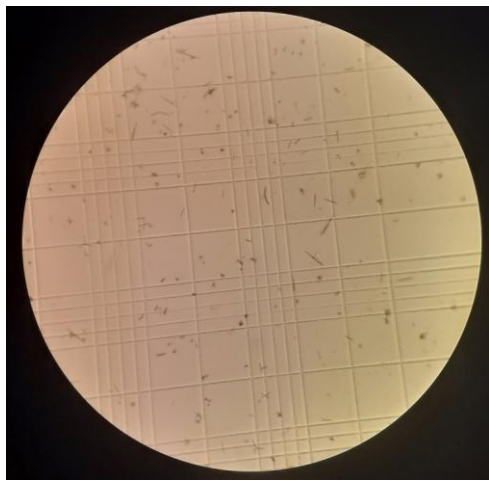
Встановлено, що НКРП для зворотних вод ОСО РАЕС становить 0,34, що свідчить про наявність запасу асиміляційної здатності водного об'єкта-приймача, оскільки значення НКРП < 1 інтерпретується як відсутність загрози екотоксикологічного навантаження на екосистему. Визначена фактична кратність розведення, за якої забезпечується повна виживаність тест-організмів, становить $N = 5,5$. Відповідно до класифікації токсичності вод, досліджена проба належить до I класу токсичності: нетоксична вода (рівень 0). Таким чином, зворотні води ОСО РАЕС не становлять токсикологічної небезпеки для водних біоценозів і відповідають екологічним нормативам допустимого скиду.

Отримані результати біотестування зворотних вод ОСО РАЕС з використанням тест-організму *Ceriodaphnia affinis* дозволяють надати науково обґрунтовану оцінку токсикологічної безпеки водного скиду. Значення НКРП = 0,34 свідчить про високий ступінь екологічної толерантності водного об'єкта-приймача до навантаження зворотними водами. З екотоксикологічної точки зору, показник НКРП < 1 вказує на те, що для досягнення летальності 50 % тест-організмів потрібна концентрація забруднюючої суміші втричі вища, ніж та, що реально надходить у водне середовище. Це демонструє наявність буферного

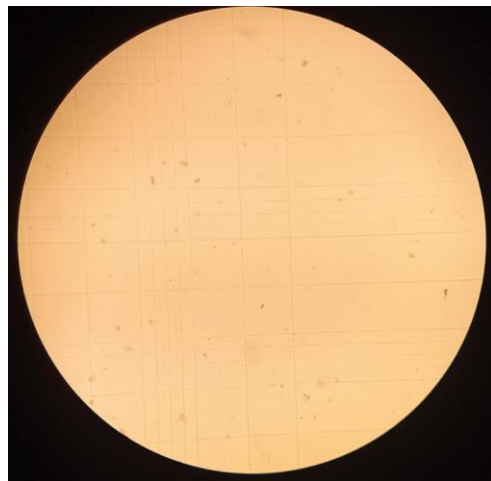
потенціалу водної системи щодо токсичних впливів. Фактична кратність розведення $N = 5,5$, за якої забезпечується повна виживаність організмів, додатково підтверджує відсутність гострого токсикологічного ефекту. Такий рівень розведення є типовим для вод приймачів у техногенних регіонах, де домінують помірні антропогенні навантаження, однак результат у межах I класу токсичності (рівень 0) вказує на відсутність хронічного або сублетального впливу навіть у контексті кумулятивної дії малих доз. Висновок про нетоксичність зворотних вод, відповідно до нормативів, є важливим доказом екологічної нейтральності техногенного скиду. З технічної точки зору, це свідчить про високу ефективність заходів та відповідність режиму експлуатації ОСО РАЕС принципам інтегрованого управління водними ресурсами. Крім того, стабільність показників токсичності має бути розглянута як індикатор відсутності ризику для структури та функціонування водних екосистем, зокрема, для репродуктивного потенціалу планктонних спільнот, які є ключовими в трофічній мережі.

4.3. Видове та чисельне різноманіття фітопланктонних угруповань у поверхневих водах р. Стир в зоні впливу Рівненської АЕС

У межах дослідження видового та чисельного різноманіття гідробіонтів річки Стир особливу увагу було приділено фітопланктонним угрупованням як чутливому індикатору змін гідроекологічних умов. Аналіз структури фітопланктону дозволяє оцінити реакцію водної екосистеми на антропогенний вплив, зокрема теплове навантаження та надходження зворотних вод Рівненської АЕС. Для цього було проведено порівняння складу та чисельності фітопланктону (рис. 4.7) у контрольному створі S1 (вище водозабору) та у створі S4 (нижче скиду зворотних вод), що дало змогу оцінити відмінності у трофічному стані, структурі угруповань та інтенсивності розвитку водоростей під впливом техногенних факторів.



а)



б)

Рис. 4.6. Поле зору мікроскопа при розгляді відфільтрованих зразків поверхневих вод р. Стир: а) у створі S1 (вище водозабору РАЕС); б) у створі S4 (нижче скиду зворотних вод)

У серпні 2024 року фітопланктонні угруповання у створі S1 характеризувалися помірним рівнем розвитку (загальна чисельність 3,07 млн кл./дм³, біомаса 0,705 мг/дм³), що відповідає природному стану річкових екосистем із невисоким рівнем трофності (табл. 4.4).

Відділ діатомових водоростей (Bacillariophyta) представлений 5 видами, що належать до трьох сімейств. Сімейство Fragilariaceae налічує 3 види: *Asterionella gracillima* (Hantzsch) Heiberg, 1863; *Diatoma vulgaris* Bory 1824; *Synedra acus* var. *ostenfeldii* Willi Krieger 1927 (*Fragilaria ostenfeldii* (Willi Krieg.) Van de Vijver, Alexson & Reavie, 2020). Сімейство Tabellariaceae представлено видом *Tabellaria fenestrata* var. *gracilis* F.Meister 1912. Сімейство Stephanodiscaceae видом *Cyclotella bodanica* var. *genuina* Cleve-Euler, 1951.

Відділ синьо-зелених водоростей (Cyanophyta) представлений 4 видами, що належать до трьох сімейств. Сімейство Oscillatoriaceae представлено двома видами: *Oscillatoria leptotricha* var. *splendida* (Greville) Cooke 1884 та *Phormidium curtum* Hollerbach 1935. Сімейство Nostocaceae представлено видом *Rivularia planctonica* Elenkin 1921. Сімейство Microcystaceae представлено видом *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing 1846.

Чисельність та біомаса представників фітопланктону у створі S1
(р. Стир вище водозабору РАЕС)

№ з/п	Систематичні відділи	Чисельність		Біомаса, мг/дм ³
		в 0,1 мл	на дм ³	
Діатомові (Bacillariophyta):				
1	<i>Asterionella gracillima</i> (Hantzsch) Heiberg, 1863	33	792000	0,178
2	<i>Synedra acus</i> var. <i>ostenfeldii</i> Willi Krieger 1927 або <i>Fragilaria ostenfeldii</i> (Willi Krieg.) Van de Vijver, Alexson & Reavie, 2020	25	600000	0,105
3	<i>Diatoma vulgaris</i> Bory 1824	21	504000	0,126
4	<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>gracilis</i> F.Meister 1912	13	312000	0,187
5	<i>Cyclotella bodanica</i> var. <i>genuina</i> Клеве-Ейлера, nom. inval. 1951	9	216000	0,004
	Всього діатомові		2424000	0,6
Синьо-зелені (Cyanophyta):				
1	<i>Oscillatoria leptotricha</i> var. <i>splendida</i> (Greville) Cooke 1884	7	168000	0,009
2	<i>Phormidium curtum</i> Hollerbach 1935	5	120000	0,013
3	<i>Rivularia planctonica</i> Elenkin 1921	4	96000	0,027
4	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing 1846	3	72000	0,007
	Всього синьо-зелені		456000	0,056
Зелені (Chlorophyta):				
1	<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen 1829	3	72000	0,036
2	<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>maximus</i> West & GSWest 1895	2	48000	0,012
3	Всього зелені		120000	0,048
Динофітові (Dinoflagellata):				
1	<i>Peridinium cinctum</i> (OFMüller) Ehrenberg 1832	3	72000	0,001
	Всього динофітові		72000	0,001
	Разом		3072000	0,705

Відділ зелених водоростей (Chlorophyta) представлений двома видами, що належать до двох сімейств. Сімейство Hydrodictyaceae представлено видом *Pediastrum biradiatum* Meyen 1829. Сімейство Scenedesmaceae представлено видом *Scenedesmus quadricauda* var. *maximus* West & GSWest 1895.

Відділ динофітових водоростей (Dinoflagellata) представлено видом *Peridinium cinctum* (OFMüller) Ehrenberg 1832, що належить до сімейства Peridiniaceae. У структурі фітопланктону чітко домінували діатомові водорості (Bacillariophyta), частка яких становила близько 79% за чисельністю та 85% за біомасою.

Домінування діатомей є характерною ознакою проточних добре аерованих вод і свідчить про стабільний гідроекологічний стан досліджуваної ділянки.

Синьо-зелені водорості (Cyanophyta) займали друге місце (15% чисельності та 8% біомаси), що вказує на наявність помірного рівня евтрофування, однак без ознак інтенсивного «цвітіння» води. Виявлення окремих представників, зокрема *Microcystis aeruginosa*, свідчить про потенційну чутливість екосистеми до зростання температури та органічного навантаження у літній період.

Частка зелених водоростей (Chlorophyta) залишалася незначною (4% чисельності та 7% біомаси), а динофітові (Dinoflagellata) були представлені поодинокими формами, що є типовим для річкових умов із достатньою швидкістю течії (рис. 4.7, рис. 4.8).

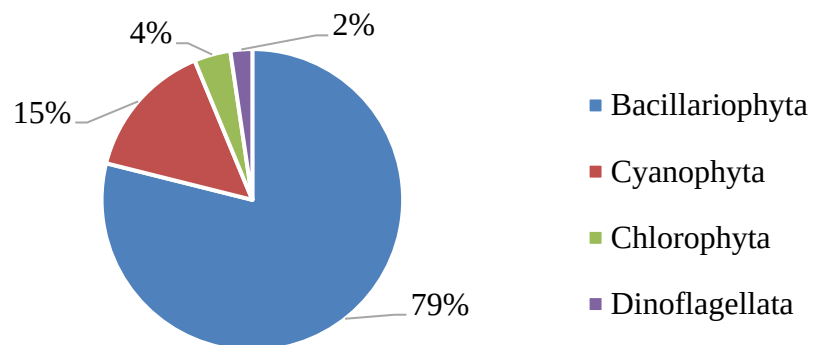


Рис. 4.7. Розподіл виявлених відділів водоростей у створі S1 за чисельністю, кл./дм³

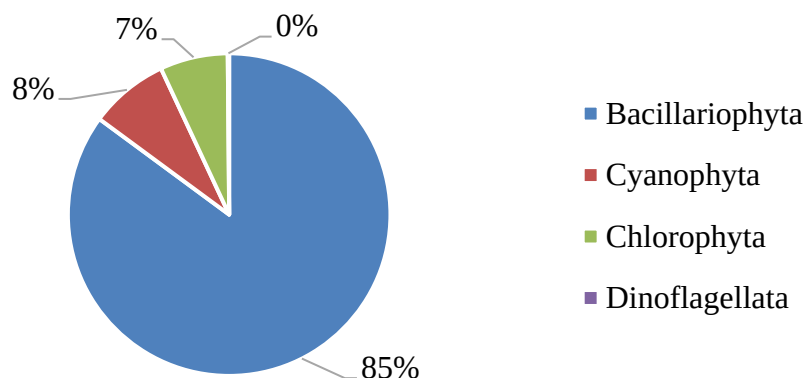


Рис. 4.8. Розподіл виявлених відділів водоростей у створі S1 за біомасою, екз/дм³

Фітопланктонні угруповання у створі S4 (нижче скиду зворотних вод) характеризувалися збідненням видового різноманіття та спрощенням таксономічної структури порівняно з контрольним створом S1 (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Чисельність та біомаса представників фітопланктону у створі S4
(р. Стир нижче скиду зворотних вод РАЕС)

№ з/п	Систематичні відділи	Чисельність		Біомаса, мг/дм ³
		в 0,1 мл	на дм ³	
Діатомові (Bacillariophyta):				
1	<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>gracilis</i> F.Meister 1912	3	72000	0,043
2	<i>Synedra acus</i> var. <i>ostenfeldii</i> Willi Krieger 1927 або <i>Fragilaria ostenfeldii</i> (Willi Krieg.) Van de Vijver, Alexson & Reavie, 2020	2	48000	0,008
	Всього діатомові		120000	0,051
Синьо-зелені (Cyanophyta):				
1	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing 1846	3	72000	0,007
	Всього синьо-зелені		72000	0,007
Зелені (Chlorophyta):				
1	<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen 1829	4	96000	0,048
2	<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>maximus</i> West & GSWest 1895	4	96000	0,024
	Всього зелені		192000	0,072
Евгленові (Euglenophyta):				
2	<i>Trachelomonas Ehrenberg</i> , 1835	7	168000	0,038
	Всього евгленові		168000	0,038
	Разом		552000	0,168

Відділ діатомових водоростей (Bacillariophyta) був представлений 2 видами, що належать до двох сімейств. Сімейство Fragilariaceae представлено видом *Synedra acus* var. *ostenfeldii* Willi Krieger 1927 (*Fragilaria ostenfeldii* (Willi Krieg.) Van de Vijver, Alexson & Reavie, 2020). Сімейство Tabellariaceae представлено видом *Tabellaria fenestrata* var. *gracilis* F. Meister 1912. Відділ синьо-зелених водоростей (Cyanophyta) представлений 1 видом, що належить до сімейства Microcystaceae – *Microcystis aeruginosa* (Kützinger) Kützinger 1846. Відділ зелених водоростей (Chlorophyta) представлений 2 видами, що належать до двох сімейств. Сімейство Hydrodictyaceae представлено видом *Pediastrum biradiatum* Meyen 1829. Сімейство Scenedesmaceae представлено видом *Scenedesmus quadricauda* var. *maximus* West & G.S. West 1895. Відділ евгленових водоростей

(Euglenophyta) представлений видом *Trachelomonas Ehrenberg*, 1835, що належить до родини Euglenaceae.

У створі S4 частка зелених водоростей (Chlorophyta) була найбільшою (35% чисельності та 43% біомаси), що свідчить про їх провідну роль у формуванні фітопланктонного угруповання у створі S4. Діатомові водорості (Bacillariophyta) займали помірну частку (22% чисельності та 30% біомаси), що є нижчим порівняно з фоновими умовами в створі S1. Евгленові водорості (Euglenophyta) були представлені у значній кількості (30% чисельності та 23% біомаси), що може вказувати на підвищений вміст органічних речовин у воді. Частка синьо-зелених водоростей (Cyanophyta) залишалася відносно невисокою (13% чисельності та 4% біомаси), що свідчить про відсутність їх масового розвитку у межах даного створу (рис. 4.9, рис. 4.10).

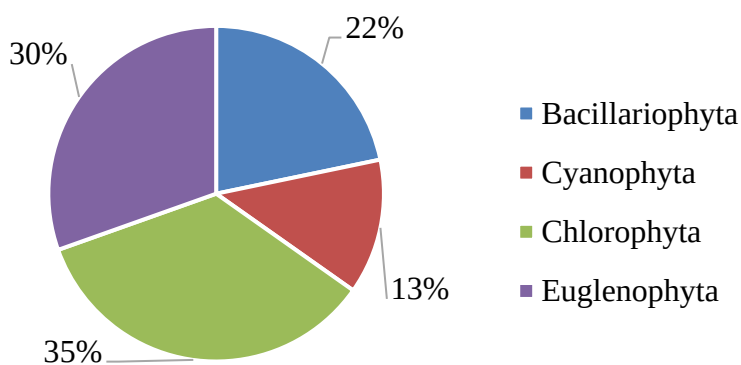


Рис. 4.9. Розподіл виявлених відділів водоростей у створі S4 за чисельністю, кл./дм³

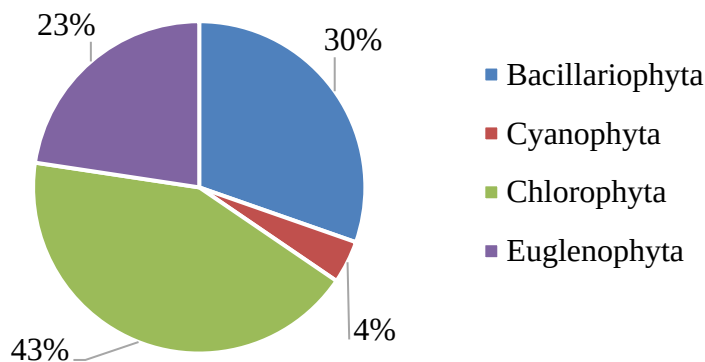


Рис. 4.10. Розподіл виявлених відділів водоростей у створі S4 за біомасою, екз/дм³

Порівняння фітопланктонних угруповань у створах S1 та S4 свідчить про суттєву трансформацію їх структури під впливом зворотних вод. У контрольному створі S1 домінували діатомові водорості (Bacillariophyta), частка яких становила близько 79% за чисельністю та 85% за біомасою, що є типовим для проточних річкових екосистем. Натомість у створі S4 їх частка знизилась до 22% за чисельністю та 30% за біомасою, що вказує на ослаблення їх ролі у формуванні фітопланктону.

У створі S4 відбулося зміщення домінування у бік зелених водоростей (Chlorophyta), частка яких зросла з 4% (у S1) до 35% за чисельністю та з 7% до 43% за біомасою. Це свідчить про зміну екологічних умов у напрямку більш сприятливих для розвитку евтрофних угруповань. Крім того, у S4 значно зросла роль евгленових водоростей (Euglenophyta), які були відсутні або незначні у S1, але досягли 30% за чисельністю та 23% за біомасою, що є характерною ознакою підвищеного органічного навантаження та можливого впливу забруднюючих речовин. Частка синьо-зелених водоростей (Cyanophyta) у S4 залишалася відносно невисокою і навіть дещо зменшилась порівняно з S1 (з 15% до 13% за чисельністю), що свідчить про відсутність умов для їх масового розвитку.

Загалом, у створі S4 спостерігається зниження загальної чисельності та біомаси фітопланктону, збіднення видового складу та перебудова структури угруповань від діатомового типу до більш змішаного з домінуванням зелених та евгленових водоростей.

Коефіцієнт подібності Чекановського-Сьоренсена між фітопланктонними угрупованнями у створах S1 та S4 становить 0,44, що відповідає середньому рівню подібності та свідчить про помітну трансформацію видового складу під впливом зворотних вод. Це може бути зумовлено комплексним впливом підвищеної температури, зміни гідродинамічних умов та надходженням хімічних речовин із зворотними водами Рівненської АЕС.

Для уточнення рівня органічного забруднення у створах S1 та S4 розрахований додатково індекс сапробності фітопланктону з використанням

індикаторних значень виявлених видів свідчить про зростання його значення від 1,96 у створі S1 до 2,61 у створі S4 (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

Порівняльна характеристика сапробності фітопланктонних угруповань у
створах спостережень

Показник	S1 (вище водозабору)	S4 (після скиду зворотних вод)
Кількість видів	12	6
Загальна чисельність, кл./дм ³	3 072 000	552 000
Індекс сапробності (S)	1,96	2,61
Зона сапробності	β -мезосапробна	β - α -мезосапробна
Рівень органічного забруднення	помірний	підвищений

Перехід від помірного до підвищеного рівня органічного забруднення підтверджує трансформацію екологічних умов під впливом зворотних вод, що проявляється у зміні структури фітопланктонних угруповань та зростанні ролі сапробно-толерантних видів.

4.4. Екологічна оцінка якості за гідрохімічними показниками

Інтегральна екологічна оцінка якості води р. Стир у контрольних точках до скиду зворотних вод (S1) та після скиду (S4) виконана за системою блокових індексів (I1–I3) із використанням середніх (ІЕсер) та максимальних (ІЕмах) значень гідрохімічних показників за період спостережень (табл. 4.7). Згідно з інтегральними оцінками, вода р. Стир у контрольній точці S1 (до скиду зворотних вод) характеризується відмінним–добрим екологічним станом та належить до категорій дуже чистих–досить чистих вод.

У точці S4 (після скиду зворотних вод), розташованій нижче скиду, зафіксовано незначне підвищення категорій окремих показників, однак загальна якість води за станом та ступенем чистоти залишається на тому ж рівні, що свідчить про відсутність різкого погіршення екологічного стану водного об'єкта.

Таблиця 4.7

Інтегральна екологічна оцінка якості води р. Стир в контрольних точках до (S1)
та за (S4) скиду зворотних вод за гідрохімічними показниками

Гідрохімічний показник, якість	Категорія S1		Категорія S4	
	ІЕсер	ІЕмах	ІЕсер	ІЕмах
1	2	3	4	5
Субіндекс сольового складу води ІІ				
Сума іонів (М, СЗ)	1	2	1	2
Cl ⁻	1	1	1	1
SO ₄ ²⁻	2	2	2	3
ІІ	1,3	1,7	1,3	2
Якість вод за їх станом	Відмінні	Дуже добрі	Відмінні	Дуже добрі
Якість вод за ступенем їх чистоти	Дуже чисті	Чисті	Дуже чисті	Чисті
Субіндекс трофо-сапробіологічних показників І2				
Завислі речовини	2	3	2	3
рН	4	5	5	6
N-NH ₃	5	6	5	6
NO ₂ ⁻	3	3	3	3
NO ₃ ⁻	3	4	3	4
PO ₄ ³⁻	3	4	4	4
РК	1	2	1	2
ХСК	3	4	3	4
БСК ₅	4	5	4	5
І2	3,1	4,0	3,3	4,1
Якість вод за їх станом	Добрі	Задовільні	Добрі	Задовільні
Якість вод за ступенем їх чистоти	Досить чисті	Слабко забруднені	Досить чисті	Слабко забруднені

1	2	3	4	5
Субіндекс специфічних речовин токсичної дії ІЗ				
Cd	5	5	5	5
Cu	4	4	4	6
Zn	1	1	1	1
Pb	1	1	1	1
Cr	1	2	1	2
Ni	2	3	2	3
Fe	4	4	4	4
Mn	1	2	1	2
Нафтопродукти	2	2	2	3
СПАР	1	2	1	2
ІЗ	2,2	2,6	2,2	2,9
Якість вод за їх станом	Дуже добрі	Добрі	Дуже добрі	Добрі
Якості вод за ступенем їх чистоти	Чисті	Досить чисті	Чисті	Досить чисті
Інтегральні значення				
УЕІ	2,2	2,7	2,3	3,0
Якість вод за їх станом	Дуже добрі	Добрі	Дуже добрі	Добрі
Якості вод за ступенем їх чистоти	Чисті	Досить чисті	Чисті	Досить чисті

За показниками сумарної мінералізації, вмісту Cl^- та SO_4^{2-} індекс сольового складу води $\text{I}_{\text{сер}}$ у точці S1 становить 1,3, а $\text{I}_{\text{мах}}$ 1,7, що відповідає відмінному–дуже доброму стану та категоріям дуже чистих–чистих вод. У точці S4 значення $\text{I}_{\text{сер}}$ також становить 1,3; а $\text{I}_{\text{мах}}$ 2,0, що свідчить про незначне зростання мінералізаційного навантаження після скиду. Підвищені категорії для показників суми іонів та SO_4^{2-} у точці S4 можуть бути пов'язані з надходженням зворотних вод, збагачених розчиненими солями. Водночас ці зміни не

призводять до переходу води в нижчі класи якості, що вказує на достатню буферну здатність річкової системи та ефективне розбавлення.

Індекс трофо-сапробіологічних показників $I_2\text{сер}$ у точці S1 становить 3,1, а $I_2\text{мах}$ 4,0, що відповідає доброму–задовільному екологічному стану та категоріям досить чистих–слабко забруднених вод. Основний внесок у формування індексу здійснюють показники рН, концентрацій N-NH_3 , БСК_5 та ХСК, які відображають рівень органічного навантаження та інтенсивність біохімічних процесів. У точці S4 значення $I_2\text{сер}$ дещо зростає до 3,3, а $I_2\text{мах}$ до 4,1, що зумовлено підвищенням категорій за рН, N-NH_3 , фосфатами та органічними показниками. Такі зміни є типовими для ділянок нижче скидів зворотних вод і свідчать про локальне посилення трофо-сапробіологічних процесів, однак вони не змінюють загальну категорію якості води, яка залишається в межах допустимого екологічного стану. Зафіксовані зміни пояснюються надходженням біогенних сполук і органічної речовини, що активізує мікробіологічні процеси, проте компенсуються аерацією та саморегуляційними механізмами річкової екосистеми.

Індекс специфічних речовин токсичної дії $I_3\text{сер}$ у точці S1 становить 2,2, а $I_3\text{мах}$ 2,6, що відповідає дуже доброму–доброму стану та категоріям чистих–досить чистих вод. У точці S4 значення $I_3\text{сер}$ залишається на рівні 2,2, тоді як $I_3\text{мах}$ зростає до 2,9, головним чином за рахунок підвищених категорій для Cu та нафтопродуктів. Підвищення категорії для нафтопродуктів після скиду є характерним техногенним сигналом, однак зафіксовані концентрації не перевищують меж, що могли б спричинити деградацію якості води.

Інтегральні значення УЕІсер та УЕІмах для обох контрольних точок свідчать про те, що вода р. Стир у досліджуваній ділянці загалом характеризується добрими екологічними властивостями. За отриманим значенням УЕІсер якість води на обох контрольованих ділянках річки Стир характеризується як дуже добра, а ступень чистоти як чиста. За УЕІмах , якість води добра, а ступень чистоти досить чиста. На ділянці річки після скиду (S4) спостерігається незначне підвищення індексів за максимальними значеннями (з 2,7 до 3,0), що відображає

епізодичний вплив зворотних вод, однак середні інтегральні оцінки залишаються стабільними. Таким чином, скидання зворотних вод зумовлює локальні гідрохімічні зміни, які проявляються у зростанні мінералізації, біогенних сполук та окремих специфічних речовин, проте не призводять до істотного погіршення якості води р. Стир ні за екологічним станом, ні за ступенем її чистоти, що свідчить про ефективність процесів розбавлення та самоочищення водного об'єкта.

Результати розрахунку індексу забруднення води (ІЗВ) для р. Стир у контрольних створах S1 (вище скиду) та S4 (нижче скиду зворотних вод) свідчать про загалом сприятливий екологічний стан водного об'єкта (табл. 4.8).

Таблиця 4.8

Екологічна оцінка якості води р. Стир в контрольних точках до (S1) та за (S4) скиду зворотних вод за ІЗВ

Показник	Місце контролю: S1			Місце контролю: S4		
	Кратність за ГДКр	Кратність за ГДКг	Кратність за ГДКп	Кратність за ГДКр	Кратність за ГДКг	Кратність за ГДКп
БСК ₅	0,87	0,87	- ¹⁾	0,93	0,93	- ¹⁾
РК	0,38	0,38	- ¹⁾	0,39	0,39	- ¹⁾
SO ₄ ²⁻	0,41	0,08	0,17	0,43	0,08	0,17
N-NH ₃	1,20	0,30	1,2	1,22	0,32	1,3
PO ₄ ³⁻	0,14	0,09	0,09	0,14	0,09	0,09
Fe	2,85	0,95	1,43	2,90	0,95	1,43
ІЗВ	0,98	0,46	- ²⁾	1,00	0,46	- ²⁾
Клас якості води	II	II	- ²⁾	II	II	- ²⁾
Опис якості води	Чисті	Чисті	- ²⁾	Чисті	Чисті	- ²⁾

Примітка: ¹⁾ – не встановлені ГДКп, ²⁾ – не розраховувався, оскільки відсутні значення ГДК для обов'язкових показників (БСК₅, РК).

ІЗВ обчислювався як середнє арифметичне відношень фактичних концентрацій шести пріоритетних показників якості води (БСК₅, РК, SO₄²⁻, N–NH₃, PO₄³⁻, Fe) до відповідних ГДК: рибогосподарських (ГДКр), господарсько-побутових (ГДКг) та питного водокористування (ГДКп). Обрані гідрохімічні показники є індикаторними, оскільки найбільш чутливо відображають органічне навантаження, трофічний стан, процеси мінералізації та техногенний вплив, а

також традиційно використовуються в національній системі екологічної оцінки якості поверхневих вод. А порівняння за різними ГДК дозволило порівняти чутливість ІЗВ до вибору нормативів і адекватно інтерпретувати якість води з позицій різних видів водокористування. ІЗВ за ГДКп не розраховувався, оскільки для обов'язкових компонентів ІЗВ: БСК₅ та РК відсутні нормативи ГДКп, що унеможлиблює коректне формування відповідно до методики.

За ГДКр та ГДКг значення ІЗВ у створі S1 становили відповідно 0,98 та 0,46, а у створі S4 1,00 та 0,46, відповідно. В обох випадках вода віднесена до II класу якості з характеристикою «чисті води». Таким чином, навіть нижче скиду зворотних вод істотного погіршення інтегральних показників якості не зафіксовано.

Відмінності між значеннями ІЗВ, розрахованими за різними ГДК, зумовлені насамперед різною жорсткістю нормативів. ГДКр є більш суворими, оскільки орієнтовані на захист гідробіотів, що пояснює дещо вищі значення ІЗВ за ГДКр порівняно з господарсько-побутовими нормативами. Натомість за ГДКг інтегральний індекс є майже вдвічі меншим, що відображає ширші допустимі межі концентрацій для цього виду водокористування. Аналіз значень кратності перевищення за ГДК показує, що найбільший вплив на величину ІЗВ мають концентрації Fe та N–NH₃, кратність яких за ГДКр перевищує одиницю і суттєво відрізняється від інших показників. Зокрема, Fe формує домінуючий внесок в ІЗВ як у створі S1, так і у створі S4 (2,85–2,90 за кратністю перевищення ГДКр), що може бути зумовлено як природними гідрогеохімічними умовами басейну р. Стир, а не впливом скиду зворотної води. Показники БСК₅, РК, PO₄³⁻ та SO₄²⁻, навпаки, мають значення істотно нижчі за нормативні обмеження і формують мінімальний внесок у загальний рівень ІЗВ.

Порівняння якості води у створах S1 і S4 р. Стир засвідчує лише незначне зростання ІЗВ нижче скиду зворотних вод, що проявляється у мінімальному підвищенні кратності за ГДКр для окремих показників (табл. 4.8), водночас це зростання не призводить до переходу в інший клас якості води і не змінює загальної екологічної характеристики. У цілому, за результатами індексу

забруднення води р. Стир у досліджуваній ділянці характеризується як водний об'єкт із чистою водою та стабільним екологічним станом, а вплив скиду зворотних вод за ІЗВ є обмеженим і не критичним для якості води за розглянутими нормативними підходами.

Оцінка якості води р. Стир за комбінаторним індексом забруднення (КІЗ) та питомим комбінаторним індексом забруднення (ПКІЗ), виконана із використанням ГДКр, ГДКг, ГДКп (Додаток Д). Загалом для кожного зі створів S1, S4 р. Стир за ГДКр було проаналізовано 28 показників якості води (табл. Д.1. Додаток Д) для розрахунку КІЗ та ПКІЗ. За результатами розрахунків сумарна величина КІЗ становила 39 на ділянках річки Стир як до, так і після скиду, а значення ПКІЗ дорівнювало 1,6, що відповідає II класу якості води з узагальненою характеристикою «забруднена». Важливо, що в обох створах не виявлено лімітуючих показників забруднення ($P_i \geq 11$), що свідчить про відсутність домінуючого чинника, який би визначав критичне погіршення якості води за даною методикою. Аналіз повторюваності перевищень ГДКр (P_i) показує, що для більшості гідрохімічних компонентів перевищення ГДК були відсутні ($P_i = 0$), що відповідає одиночному або нестійкому характеру забруднення. Водночас для окремих показників зафіксовано підвищені значення P_i , зокрема, для БСК₅ та ХСК відповідає нестійкому–стійкому рівню. Аналогічна ситуація спостерігається для $N-NH_3$ та NO_2^- , вода на обох досліджуваних ділянках класифікується як «брудна» води за цими показниками. Особливу увагу привертають показники, для яких вода класифікована як «дуже брудна», насамперед Cu та Fe. Для цих елементів зафіксовано максимальну повторюваність перевищень ГДКр ($P_i = 1,0$) та високі значення кратності перевищення ($K_i = 3,51-4,52$ для Cu та $2,85-2,90$ для Fe), що зумовило підвищені інтегральні бали ($P_i = 8$). Високі оцінки забруднення за Cu значною мірою пояснюються надзвичайно низьким значенням ГДКр для цього елемента. Таким чином, навіть відносно невисокі абсолютні концентрації Cu призводять до значних перевищень нормативів і, відповідно, до високої бальної оцінки за КІЗ.

Перевищення ГДКр за Fe у воді р. Стир має іншу природу і може бути зумовлене поєднанням природних та антропогенних чинників. Для басейну Стиру характерні підвищені фонові концентрації Fe, пов'язані з геохімічними особливостями водозбору, поширенням болотних і заплавних ґрунтів, а також процесами відновлення Fe у донних відкладах з подальшим його надходженням у водну товщу. Додатково можливий внесок поверхневого стоку та локальних техногенних джерел, однак стабільність показників Fe у створах S1 і S4 свідчить про переважно природне походження цього перевищення.

Оцінка якості води р. Стир за КІЗ та ПКІЗ, також виконана з використанням ГДКг (табл. Д.2, Додаток Д), доповнює попередній аналіз та дозволяє простежити, як зміна нормативної бази впливає на інтегральну характеристику стану води. Для цього варіанту оцінювання було використано 25 показників якості води, що зумовлено відсутністю або неможливістю застосування окремих ГДКг для низки компонентів. За результатами розрахунків сумарне значення КІЗ у створах S1 та S4 є однаковим і становить 39, а величина ПКІЗ дорівнює 1,96 як до, так і після скиду зворотних вод. Згідно з класифікацією (табл. Г.5, додаток Г), це відповідає II класу якості води з узагальненою характеристикою «забруднена». Як і у випадку застосування ГДКр, лімітуючі показники забруднення ($P_i \geq 11$) не виявлені. Аналіз повторюваності перевищення ГДК (P_i) за ГДКг показує, що для переважної більшості показників значення P_i дорівнюють нулю, тобто перевищення нормативів носять одиничний або випадковий характер. Це стосується основних іонів, більшості біогенних сполук, а також значної частини ВМ. Такі показники характеризуються мінімальними бальними оцінками та віднесені до категорії «слабо забруднена», що свідчить про відповідність якості води вимогам господарсько-побутового водокористування за цими компонентами. Водночас для окремих показників зберігається підвищена повторюваність перевищень ГДКг. Зокрема, для БСК₅ та ХСК, однак порівняно з оцінкою за ГДКр, за ГДКг істотно зменшується роль сполук азоту. N–NH₃, NO₂⁻, NO₃⁻ за ГДКг не демонструють перевищень нормативів ($P_i = 0$), а їх кратності K_i суттєво нижчі за одиницю. Це пояснюється

менш жорсткими вимогами ГДКг порівняно з рибогосподарськими нормативами ГДКр і свідчить про прийнятний стан води з позицій господарсько-побутового використання. Серед ВМ найбільш проблемним показником залишається Cu , для якого зафіксовано максимальну $P_i = 1,0$ та високі значення $K_i = 3,51-4,52$. Це зумовило віднесення води за Cu до категорії «дуже брудна» в обох створах S1, S4. Як і у випадку ГДКр. Для Fe за ГДКг спостерігається інша ситуація, ніж за ГДКр: значення P_i та K_i відповідають категорії «брудна», ще свідчить, що при використанні менш суворих ГДКг нормативів перевищення Fe набуває помірного характеру. Водночас стабільність значень Fe у створах S1 і S4 підтверджує, що підвищений вміст цього елемента є характерною рисою гідрохімічного фону р. Стир, зумовленою геохімічними умовами басейну та природними процесами міграції Fe .

У табл. Д.3, Додаток Д розраховані КІЗ та ПКІЗ, що відображають стан води з позицій її потенційного використання для централізованого питного водопостачання за ГДКп. Для цього варіанта оцінювання було залучено 20 показників якості води, що зумовлено відсутністю ГДКп для низки компонентів, які застосовуються в інших видах водокористування. За результатами розрахунків сумарна величина КІЗ у створах S1 і S4 становить 34, а значення ПКІЗ дорівнює 1,7 як до, так і після скиду зворотних вод. Згідно з класифікацією якості води (табл. Г.5, додаток Г), це відповідає II класу з узагальненою характеристикою «забруднена». Лімітуючих показників забруднення ($P_i \geq 11$) не виявлено. Аналіз повторюваності перевищень ГДКп (P_i) показує, що для більшості досліджених компонентів перевищення нормативів мають одиничний або нестійкий характер ($P_i = 0$). Водночас для окремих компонентів зафіксовано підвищену P_i перевищень ГДКп. Найбільш виражено це проявляється для $N-NH_3$, для якого значення P_i становлять 0,42–0,45, а кратність перевищення ГДКп зумовлює віднесення води за цим показником до категорії «брудна», за показником Cu вода класифікується як «дуже брудна» в обох створах S1, S4. Подібна закономірність, як і при застосуванні ГДКр та ГДКг, зумовлена насамперед низьким нормативним значенням ГДКп для Cu , що підвищує

чутливість оцінки до змін його концентрації. Окремо слід відзначити показник ТОС, для якого зафіксовано невисоку, але стабільну повторюваність перевищень ГДКп ($P_i = 0,15$) та віднесення води до категорії «забруднена». Це підтверджує наявність у воді розчиненої органічної речовини природного та антропогенного походження і узгоджується з результатами оцінки за БСК₅ та ХСК у попередніх варіантах нормативів.

Порівняльний аналіз створів річки Стир до (S1) та після (S4) скиду зворотних вод не виявив істотних відмінностей за P_i перевищень ГДК, за величинами K_i та інтегральними балами I_i . Значення КІЗ і ПКІЗ у створах S1 та S4 є ідентичними, що свідчить про відсутність помітного впливу скиду зворотних вод на комбінаторну оцінку якості води за досліджуваним набором показників. Аналіз структури індексу КІЗ показує, що формування значень індексу зумовлене не масовими перевищеннями нормативів, а поєднанням показників із різними P_i та K_i перевищення ГДК. Для більшості показників зафіксовано нульові або низькі значення повторюваності, водночас органічні показники (БСК₅, ХСК, ТОС) та окремі сполуки азоту демонструють підвищені значення P_i , що вказує на систематичну присутність у воді органічного навантаження. Подібні результати описані й для інших річкових систем із помірним антропогенним впливом, де органічна речовина є домінуючим фактором формування КІЗ [6]. Ідентичні значення КІЗ і ПКІЗ у S1 та S4 свідчать про те, що скид зворотних вод у межах досліджуваного періоду не формує додаткового навантаження, здатного змінити загальний клас якості води. Подібна ситуація описана для річок із достатнім розбавленням стічних вод та стабільним гідрологічним режимом, де локальні антропогенні впливи «згладжуються» на фоні природних процесів самоочищення. Отже, за результатами КІЗ екологічний стан води р. Стир у межах досліджуваної ділянки можна охарактеризувати як відносно стабільний, із помірним рівнем забруднення, сформованим переважно за рахунок органічних показників та окремих металів, насамперед Fe і Cu, без чітко вираженого погіршення якості води нижче скиду зворотних вод.

Оцінка ступеня забрудненості води р. Стир за коефіцієнтом забрудненості χ , розрахованим за пріоритетними показниками (БСК_5 , N-NH_4^+ , НП , РК), дозволила додатково охарактеризувати екологічний стан з урахуванням вагомості окремих індикаторів органічного та біогенного навантаження (табл. 4.9). За ГДКр значення коефіцієнта забрудненості χ у створі S1 становить 0,86, а у створі S4 - 0,87. Відповідно до класифікації ступеня забрудненості, обидва значення належать до інтервалу $\chi \leq 1,00$, що характеризує водне середовище як нешкідливе (чисте). Незначне підвищення χ нижче скиду зворотних вод зумовлене зростанням внеску показників БСК_5 та N-NH_4^+ , однак ця різниця має мінімальний характер і не призводить до переходу води в іншу категорію забрудненості. За ГДКг значення χ у створі S1 становить 0,58, а у створі S4 - 0,59, що також відповідає категорії нешкідливої (чистої) води. Менші значення χ за ГДКг порівняно з ГДКр пояснюються менш жорсткими нормативними обмеженнями для сполук азоту та органічних показників, унаслідок чого їхній внесок у сумарний коефіцієнт забрудненості зменшується. Як і у випадку рибогосподарських нормативів, різниця між створами S1 і S4 є незначною та не відображає істотного впливу скиду зворотних вод на узагальнену оцінку забрудненості. Коефіцієнт забрудненості χ за нормативами ГДКп не розраховувався, оскільки для обов'язкових пріоритетних показників методу (БСК_5 та РК) відсутні значення ГДКп. Загалом результати оцінки за коефіцієнтом χ підтверджують висновки, отримані за іншими індексними підходами, зокрема УЕІ та ІЗВ, і свідчать про те, що вода р. Стир у досліджуваній ділянці характеризується як екологічно безпечна та чиста за рівнем органічного й біогенного забруднення. Вплив скиду зворотних вод проявляється лише у незначному зростанні значень χ у створі S4, проте не має критичного характеру і не змінює загальної категорії якості води.

Для інтегральної оцінки якості поверхневих вод р. Стир у досліджуваних створах застосовано індекс якості води (WQI), який дозволяє узагальнити багатокomпонентні гідрохімічні дані в єдиний показник, придатний для порівняльного аналізу просторових змін якості води (табл. 4.10).

Таблиця 4.9

Узагальнена таблиця оцінки ступеня забрудненості за коефіцієнтом χ

Нормативи ГДК	Створ	χ	Оцінка ступеня забрудненості
ГДКр	S1	0,86	Нешкідлива (чиста)
ГДКр	S4	0,87	Нешкідлива (чиста)
ГДКг	S1	0,58	Нешкідлива (чиста)
ГДКг	S4	0,59	Нешкідлива (чиста)
ГДКп	S1, S4	–	Не розраховувався

Таблиця 4.10

Узагальнена таблиця оцінки якості води за WQI

Показник	wi	Vs	i	Місце контролю S1		Місце контролю S4	
				Si	Якість води	Si	Якість води
pH	3	6,5 - 8,5	0,075	124	Погана	128	Погана
M, CЗ	5	1000	0,125	75	Добра	74	Добра
ЗЖ	3	500	0,075	38	Відмінна	35	Відмінна
ЗЛ	2	500	0,05	61	Добра	68	Добра
Cl ⁻	3	250	0,075	44	Відмінна	46	Відмінна
Na ⁺	3	200	0,075	25	Відмінна	25	Відмінна
Ca ²⁺	2	75	0,05	39	Відмінна	33	Відмінна
Mg ²⁺	2	50	0,05	28	Відмінна	28	Відмінна
NO ₃ ⁻	5	50	0,125	127	Погана	231	Погана
SO ₄ ²⁻	3	250	0,075	105	Погана	110	Погана
Fe	2	0,3	0,05	210	Дуже погана	208	Дуже погана
K ⁺	2	12	0,05	20	Відмінна	22	Відмінна
WQI				75	Добра	80	Добра

Розрахунок WQI здійснювався на основі зваженої суми нормованих значень за нормативними лімітами ВООЗ (табл. Г.9, Додаток Г).

До розрахунку індексу було включено 12 показників, які характеризують кислотно-лужний стан, мінералізацію, йонний склад та вміст біогенних і токсичних компонентів: pH, CЗ, ЗЖ, ЗЛ, Cl⁻, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Fe, K⁺.

Для кожного параметра визначено w_i , що відображає його екологічну значущість і потенційний ризик для водного середовища та здоров'я людини (табл. Г.7, Додаток Г). Отримані значення індексу WQI становили 75 у створі S1 та 80 у створі S4, що відповідно до прийнятої класифікації відповідає категорії “добра якість води”. Незважаючи на формально однакову інтегральну оцінку, детальний аналіз внеску окремих параметрів свідчить про погіршення якості води після скиду зворотних вод за низкою ключових компонентів. У створі S1 (до скиду) р. Стир основними параметрами, що негативно впливають на якість води, є: концентрація NO_3^- зі значенням $S_i = 127$, що відповідає поганий якості та свідчить про суттєве біогенне навантаження; SO_4^{2-} , $S_i = 105$, що також віднесено до поганої якості; та Fe, зі значенням $S_i = 210$, класифіковане як дуже погана якість, що вказує на значне перевищення нормативів БООЗ. У створі S4 (після скиду зворотної води) р. Стир спостерігається подальше зростання негативного впливу NO_3^- , для яких S_i збільшується до 231, що свідчить про істотне посилення евтрофуючого потенціалу; збереження високих значень SO_4^{2-} ($S_i = 110$) та з Fe ($S_i = 208$), які залишаються ключовими чинниками деградації якості води; незначне погіршення за показником pH ($S_i = 128$), що може бути пов'язано з надходженням зворотних вод. Водночас більшість іонів основного сольового складу: Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , а також загальна жорсткість і лужність – у обох створах характеризуються значеннями S_i , що відповідають відмінній або добрій якості води. Це свідчить про відсутність суттєвих змін у мінералізаційному типі води та підтверджує, що основне погіршення якості зумовлене біогенними та мікроелементними забруднювачами, а не загальною солоністю. Таким чином, результати значень індексів WQI демонструють, що скид зворотних вод не призводить до різкого переходу води р. Стир в нижчу якісну категорію, проте формує додаткове навантаження за найбільш екологічно чутливими параметрами, насамперед NO_3^- та Fe. Саме ці компоненти мають визначальний внесок у формування інтегрального індексу та повинні розглядатися як пріоритетні індикатори антропогенного впливу за цим індексом WQI.

Оцінка органічного забруднення поверхневих вод у роботі виконувалася на основі інтеграції класичних гідрохімічних показників, що відображають вміст і трансформацію органічної речовини у водному середовищі на основі індексів органічного забруднення (ІОЗ) за [12]. У контрольній точці S1, розташованій вище місця скиду зворотних вод, рівень органічного забруднення характеризується помірними значеннями індикаторів, типовими для річкової ділянки з обмеженим антропогенним впливом. Органічна речовина у воді формується переважно за рахунок природних джерел, зокрема автохтонної біопродукції, поверхневого змиву з водозбору та процесів розкладу рослинних решток. Отримані результати свідчать про відносну стабільність кисневого режиму та збалансованість процесів мінералізації органічних сполук, що вказує на достатній самоочисний потенціал річкової екосистеми у фонових умовах (табл. 4.11).

Таблиця 4.11

Узагальнена таблиця оцінки органічного забруднення води за ІОЗ

Індекс ІОЗ	Місце контролю S1			Місце контролю S4		
	М	max	Характеристика стану	М	max	Характеристика стану
ІОЗ формула 2.31	0,52	3,34	Переважно чиста , епізодично забруднена	0,54	3,52	<i>Переважно чиста, епізодично забруднена</i>
ІОЗ формула 2.32	0,47	3,30	Переважно чиста , епізодично забруднена	0,52	3,45	Переважно чиста , епізодично забруднена
ІОЗ формула 2.33	12	23	Слабке органічне забруднення	14	28	Слабке органічне забруднення
ІОЗ формула 2.34	2,11	4,0	<i>Легко забруднений, епізодично помірно забруднений</i>	2,25	4,1	<i>Легко забруднений, епізодично помірно забруднений</i>

Такий стан води може бути охарактеризований як умовно природний, без ознак критичного органічного навантаження. У створі S4, розташованому нижче місця скиду зворотних вод, зафіксовано помітне посилення органічного навантаження. Зростання показників, що характеризують вміст органічних сполук, свідчить про надходження легко- та середньоокиснюваної органічної речовини антропогенного походження, пов'язаної зі скидами зворотних вод. Посилення органічного забруднення супроводжується інтенсифікацією біохімічних процесів окиснення, що потенційно може призводити до локального зниження вмісту розчиненого кисню та формування зон підвищеного екологічного ризику. Порівняльний аналіз створів S1 та S4 за ІОЗ демонструє чітку просторову трансформацію органічного стану води під впливом скиду зворотних вод. Якщо у створі S1 органічне навантаження формується переважно природними процесами, то у створі S4 визначальну роль відіграють антропогенні джерела, які знижують ефективність природного самоочищення річки.

Забруднення ВМ р. Стир на ділянках до скиду та після скиду зворотних вод оцінено за індексами забруднення ВМ (НРІ), оцінки ВМ (НЕІ), ступеня забруднення ВМ (DC) табл. 4.12 за концентраціями Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni та Co [13]. У створі S1 значення індексів НРІ, НЕІ та DC характеризують фоновий або слабо порушений стан води. Значення НРІ відповідають рівню низького–помірного забруднення, що свідчить про відсутність системного накопичення ВМ і переважно природне формування концентрацій. Індекс НЕІ у створі S1 також вказує на низький рівень екологічної небезпеки, оскільки внесок окремих металів у сумарне навантаження не призводить до істотного перевищення нормативних значень. Відповідно, DC характеризує стан як незначно забруднений, що узгоджується з умовами доантропогенного впливу та достатнім самоочисним потенціалом річкової екосистеми. Після скиду зворотних вод (S4) простежується узгоджене зростання індексу НЕІ. Індекс НЕІ переходить у зону помірної екологічної небезпеки, що відображає збільшення сумарного навантаження ВМ, зумовлений адитивним ефектом Cd, Cu, Mn, Zn та

As. Значення індексів НРІ та DC на ділянки нижче точкового джерела скиду зворотньої води залишаються без змін.

Таблиця 4.12

Узагальнена таблиця оцінки забруднення води за ВМ.

Індекс	Місце контролю S1		Місце контролю S4	
	Значення (min-max)	Характеристика стану	Значення (min-max)	Характеристика стану
НРІ	40–60	Низьке – помірне забруднення	40–60	Низьке – помірне забруднення
НЕІ	5–10	Низька екологічна небезпека	5–15	Помірна екологічна небезпека
DC	10–15	Слабке забруднення	10–15	Слабке забруднення

Отримані результати свідчать про необхідність цільового контролю біогенних, органічних та мікроелементних забруднювачів як ключових індикаторів антропогенного впливу та врахування їх при управлінні якістю водних ресурсів р. Стир.

Висновки до розділу 4

У системі охолодження РАЕС формується комплексне біологічне забруднення, представлене трьома основними групами: водоростями (*Cladophora glomerata*, *Tribonema*), мікроорганізмами (загальні коліформи, ентерококи, *Leptothrix echinata*) та безхребетними (Nematoda, Viviparidae). Кількісні показники мікробіологічного забруднення характеризуються значними значеннями: загальне мікробне число змінюється в межах 10^3 - 10^7 КУО/см³ (М = 10^4 КУО/см³), а загальна кількість водоростей – 300000-400000 клітин/см³ (М = 348000 клітин/см³). Пікові значення зафіксовані в літньо-осінній період, що свідчить про визначальний вплив температурного фактора на інтенсивність біологічних процесів.

Доведено, що біологічне забруднення ОСО має подвійний ефект: з одного боку – негативний технічний вплив (біообростання, зниження теплообміну,

мікробіологічна корозія), з іншого – потенційний екологічний вплив на природні водні екосистеми через зміну видового складу гідробіонтів та посилення евтрофікаційних процесів.

За результатами інтегрованої оцінки впливу скиду встановлено, що загальний екологічний коефіцієнт становить $EQ = 4,29-4,69$, що відповідає помірному рівню впливу. Більшість забруднюючих речовин характеризуються $\Delta EQ < 1\%$, що свідчить про їх незначний внесок у загальне навантаження. Для окремих показників (Fe: $\Delta PEC = 18\%$; ХСК: $\Delta EQ = 12\%$, $\Delta PEC = 19\%$) встановлено необхідність уточненого аналізу, однак їх вплив залишається нижчим за критичні пороги (20%).

Встановлено, що мікробіологічні показники якості зворотної води відповідають нормативним вимогам упродовж усього періоду спостережень: колі-індекс не перевищує 1000 КУО/дм³ (фактично до 300 КУО/дм³), ЛКП – до 6000 КУО/дм³ при нормативі $\leq 10^5$ КУО/дм³, коліфаги – 1-3 БУО/дм³ при нормативі ≤ 100 БУО/дм³. Це свідчить про відсутність бактеріологічної небезпеки скиду.

За результатами статистичного аналізу (РСА) встановлено, що перші дві головні компоненти пояснюють 48,65% загальної дисперсії ($PC1 = 34,33\%$, $PC2 = 14,32\%$). Виявлено тісні кореляційні зв'язки між мікробіологічними (ЛКП, колі-індекс) та гідрохімічними показниками (BCK_5 , ХСК, $N-NH_3$) ($r = 0,65-0,9$), що підтверджує їх спільну участь у формуванні органічного забруднення. Встановлено також негативний зв'язок між мікробіологічними показниками та NO_3^- , що свідчить про зсув азотного балансу в умовах підвищеного органічного навантаження.

Результати біотестування з використанням *Ceriodaphnia affinis* показали відсутність токсичності зворотних вод: НКРП = 0,34 (< 1), кратність розведення $N = 5,5$, що відповідає I класу токсичності (нетоксична вода). Це свідчить про наявність достатнього асиміляційного потенціалу водного об'єкта-приймача та відсутність гострого токсикологічного впливу.

Аналіз фітопланктонних угруповань показав суттєву трансформацію структури під впливом скиду. У створі S1 загальна чисельність становить 3,07 млн кл./дм³ (біомаса 0,705 мг/дм³), тоді як у створі S4 – лише 0,552 млн кл./дм³ (біомаса 0,168 мг/дм³), що свідчить про зниження продуктивності. Видове різноманіття скоротилося з 12 до 6 видів, а коефіцієнт подібності становить 0,44, що відповідає середньому рівню подібності.

Встановлено зміну домінуючих груп фітопланктону: у створі S1 переважають діатомові (79% чисельності та 85% біомаси), тоді як у створі S4 домінують зелені (35% чисельності, 43% біомаси) та евгленові водорості (30% чисельності). Це свідчить про зростання трофності та органічного навантаження у зоні впливу скиду.

Індекс сапробності зростає від 1,96 (β-мезосапробна зона, помірне забруднення) у створі S1 до 2,61 (β-α-мезосапробна зона, підвищене забруднення) у створі S4, що підтверджує посилення органічного навантаження та зміну екологічних умов.

За гідрохімічними показниками встановлено, що інтегральний екологічний індекс (UEI) змінюється незначно: UEI_{сер} = 2,2-2,3, UEI_{мах} = 2,7-3,0, що відповідає дуже доброму–доброму стану та категорії «чисті–досить чисті води». Індекс трофо-сапробності I2 зростає з 3,1 до 3,3, що свідчить про локальне посилення біологічних процесів, але без зміни класу якості.

Значення індексу забруднення води (ІЗВ) становлять 0,98-1,00 (за ГДК_р) та 0,46 (за ГДК_г), що відповідає II класу якості («чисті води»). Основний внесок у формування ІЗВ здійснюють Fe (2,85-2,90 ГДК) та N–NH₃ (1,20-1,22 ГДК), причому підвищений вміст Fe має переважно природне походження.

За комбінаторним індексом забруднення (KІЗ) встановлено стабільні значення: KІЗ = 39, PKІЗ = 1,6-1,96, що відповідає II класу якості («забруднена вода»). Водночас відсутність лімітуючих показників (I_i ≥ 11) свідчить про відсутність критичного антропогенного навантаження.

У цілому, вплив скиду зворотних вод РАЕС на р. Стир має локальний та помірний характер і проявляється переважно у трансформації біологічних

компонентів екосистеми (зміна структури фітопланктону, зростання сапробності), тоді як гідрохімічні та токсикологічні показники залишаються в межах допустимих значень.

Проведена інтегральна оцінка якості поверхневих вод р. Стир із використанням індексу WQI, індексів органічного забруднення та показників забруднення ВМ засвідчила, що досліджувана ділянка загалом характеризується доброю якістю води, проте з наявними локальними проявами антропогенного навантаження. Значення WQI у створах S1 та S4 не фіксують переходу води до нижчого класу якості, однак детальний аналіз субіндексів виявив погіршення стану після скиду зворотних вод за найбільш екологічно чутливими компонентами, насамперед NO_3^- та Fe. Результати оцінки органічного забруднення за ІОЗ підтверджують просторову трансформацію органічного стану води, аналіз забруднення ВМ показав, що у фонових умовах їхній вплив є незначним, тоді як після скиду зворотних вод спостерігається зростання екологічної небезпеки за індексом HEI, зумовлене адитивним ефектом окремих металів.

Список використаних джерел

1. Кузнецов П. М., Бедункова О.О. Порівняльний гідробіологічний моніторинг вод систем технічного водопостачання атомних електростанцій. Водні біоресурси та аквакультура. 2022. Вип. 2. С. 180-190. DOI: <https://doi.org/10.32851/wba.2022.2.13>
2. Бедункова О.О., Кузнецов П.М. Методологія застосування корекційної обробки біоцидами систем технічного водопостачання електростанцій. Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць. Рівне: НУВГП, 2023. Вип. 2(102). С. 3-15. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs220231>
3. СОУ НАЕК 178:2019. Охорона довкілля. Порядок розробки регламенту гідробіологічного моніторингу водойми-охолоджувача, систем охолодження і системи технічного водопостачання АЕС з реакторами типу ВВЕР. Методичні вказівки / ДП НАЕК «Енергоатом». — Київ, 2019. — 75 с.

4. Rao, T. S. (2022). Microfouling in industrial cooling water systems. Water-Formed Deposits. pp. 79–95. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-822896-8.00023-6>.
5. Krazhan, S. A., Protasov, O. O., Bazaieva, A. M., Hryhorenko, T. V., Sylaiieva, A. A. (2011). Hydrobiological condition of the cooling reservoir of the Khmelnytskyi nuclear power plant in the autumn period. Fisheries science of Ukraine, 3(17), 29–35. <https://fsu.ua/index.php/uk/2011/3-2011-17/2011-03-029-03>.
6. Fedonenko, O., Marenkov, O., Petrovsky, O. (2019). The Problem of Biological Obstacles in the Operation of Nuclear Power Plants (Illustrated by the Operation of Zaporizhzhya NPP Techno-Ecosystem). Nuclear and Radiation Safety, (2(82)), 54–60. [https://doi.org/10.32918/nrs.2019.2\(82\).10](https://doi.org/10.32918/nrs.2019.2(82).10).
7. Slepnev A. E., Silayeva A. A. (2013). On the naturalization of *Melanoides tuberculata* (Thiaridae, Gastropoda) in the cooling pond of the South Ukrainian NPP. Bulletin of Zoology, 47(2), 178. URL: http://mail.izan.kiev.ua/vz-pdf/2013/2/22_Prokopenko.pdf.
8. Z. Kéki, J. Makk, K. Barkács, Critical point analysis and biocide treatment in a microbiologically contaminated water purification system of a power plant. SN Appl. Sci. (2019) 1 820, <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0740-9>
9. Дозвіл на спецводокористування Рівненської АЕС № 53/ПВ/49д-20 2020. URL: <https://e-services.davr.gov.ua> (дата звернення: 09.01.2024).
10. КНД 211.1.4.055-97. Методика визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Затв. наказом Мінприроди України від 21.05.97 № 68
11. ДСТУ 4173-2003. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD)

РОЗДІЛ 5

ОБГРУНТУВАННЯ СТРАТЕГІЇ ПОМ'ЯКШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ ВІД СКИДУ ЗВОРОТНИХ ОХОЛОДЖУЮЧИХ ВОД РАЕС

Формування ефективних стратегій пом'якшення екологічних ефектів від скиду зворотних охолоджуючих вод атомних електростанцій потребує комплексного врахування різнотипних факторів впливу на водні екосистеми. Найбільш значущими серед них є температурний вплив, що визначає інтенсивність фізико-хімічних і біохімічних процесів у водному середовищі, а також надходження хімічних забруднювачів, зокрема важких металів, які характеризуються токсичністю та здатністю до накопичення [1].

Попередні розділи дослідження показали, що органічне навантаження у воді р. Стир формується під впливом як природних, так і антропогенних факторів, причому температурний режим виступає одним із ключових чинників, що регулює процеси трансформації органічної речовини. Водночас результати аналізу вмісту важких металів свідчать про загалом високий екологічний стан водного об'єкта, але з наявністю окремих елементів, які можуть формувати потенційні екологічні ризики за певних умов.

У зв'язку з цим проведення обґрунтування стратегій пом'якшення екологічних ефектів на р. Стир у зоні впливу Рівненської АЕС має поєднувати температурно зумовлені зміни показників органічного забруднення та їх математичну інтерпретацію, а також рівні забруднення важкими металами, їх просторово-часову мінливість та визначення ключових факторів ризику, що мають значення для формування управлінських рішень.

Така інтеграція температурного та хімічного факторів, на наш погляд, має сприяти вдосконаленню системи моніторингу, а також інструментів оцінки ризику для забезпечення ефективного контролю та мінімізації екологічних наслідків зворотних вод РАЕС.

5.1. Оцінка та моделювання екологічних ефектів температурного впливу на органічне забруднення водного середовища р. Стир

Тепловий режим водного об'єкту є вирішальним фактором для якості екосистеми, тому тепловий вплив на водні об'єкти, спричинений скидами зворотної охолоджуючої води АЕС, може суттєво впливати на водне середовище та його біоту [1]. Температурні ефекти водних скидів визначають прямі і непрямі впливи: прямі охоплюють підвищену активність з прискоренням травлення, підвищений попит на їжу, порушення розмноження, руйнування чутливих тканин нервової системи гідробіонтів; непрямі ефекти спричиняють негативні зміни водно-екологічних процесів, зокрема порушення балансу органічної речовини.

Як було встановлено у попередньому розділі (п. 3.3.3), між показниками органічного забруднення води р. Стир спостерігалися статистично значущі взаємозв'язки із температурою. Зокрема, концентрації БСК₅, загального органічного вуглецю (ЗОВ) та температури води характеризувалися помірним рівнем кореляції ($r = 0,5-0,7$), тоді як між ХСК та температурою встановлено сильний кореляційний зв'язок ($r = 0,7-0,9$). Разом з тим, встановлено, що співвідношення між цими показниками може змінюватися залежно від складу органічної речовини, що потребує більш ретельної уваги до їх природної варіабельності.

Аналіз концентрацій БСК₅, ХСК та ЗОВ показує, що вони незначно збільшуються на ділянці після водного скиду РАЕС. Середні концентрації цих показників упродовж років спостережень лишаються на одному рівні, хоча при порівнянні їх максимальних значень, відмічаються більші значення на ділянці після водного скиду РАЕС у теплий період року (рис. 5.1).

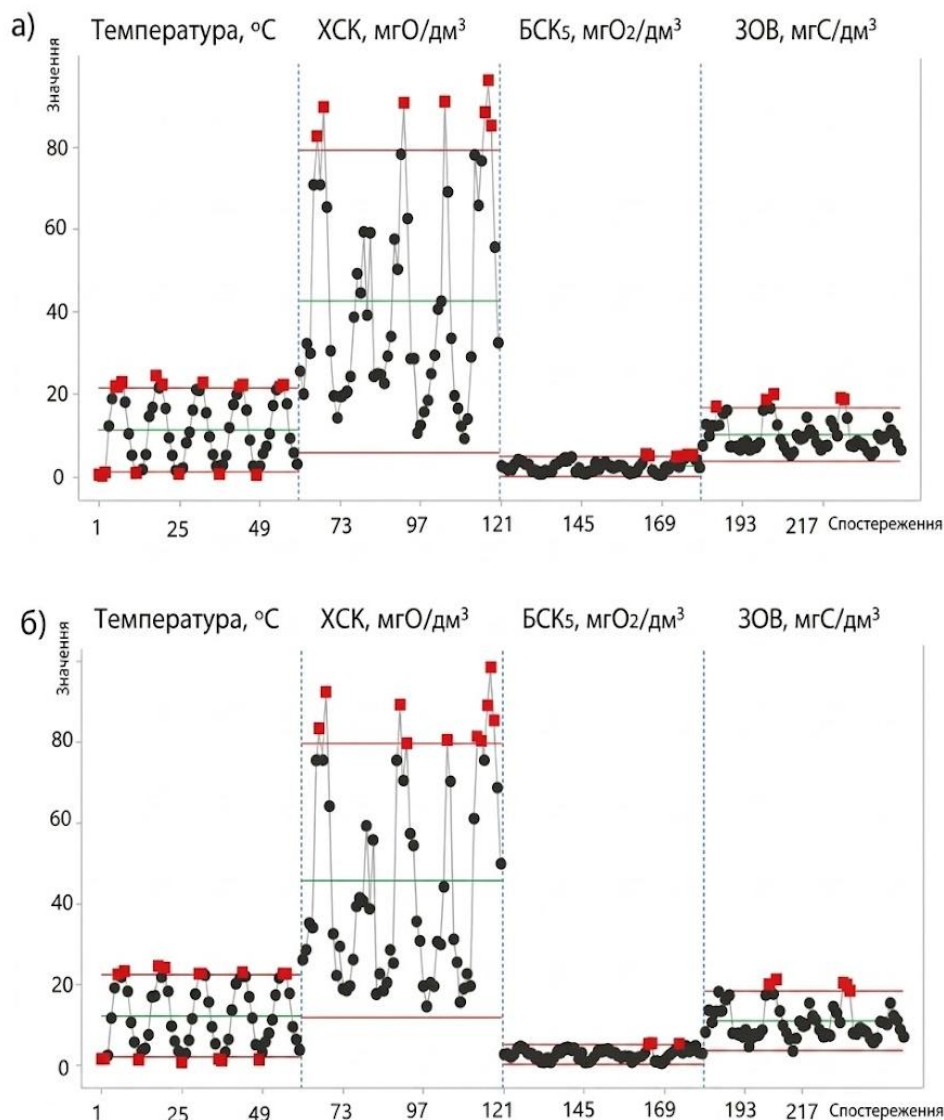


Рис. 5.1. Динаміка часової зміни вмісту БСК₅, ХСК, ЗОВ та температури у поверхневих водах р. Стир до (а) та після (б) скиду РАЕС (2018-2022 рр.)

Температурний режим води р. Стир на ділянках до та після надходження зворотних вод Рівненської АЕС відображає чітко виражену сезонну динаміку, узгоджену з коливаннями температури навколишнього середовища. Для показників органічного забруднення (БСК₅, ХСК та загальний органічний вуглець – ЗОВ) також характерна сезонна мінливість, що проявляється у зміні їх концентрацій протягом року. При цьому простежується узгодженість змін цих показників із температурним фактором, що свідчить про наявність температурно-залежних процесів трансформації органічної речовини у водному середовищі. (рис. 5.2).

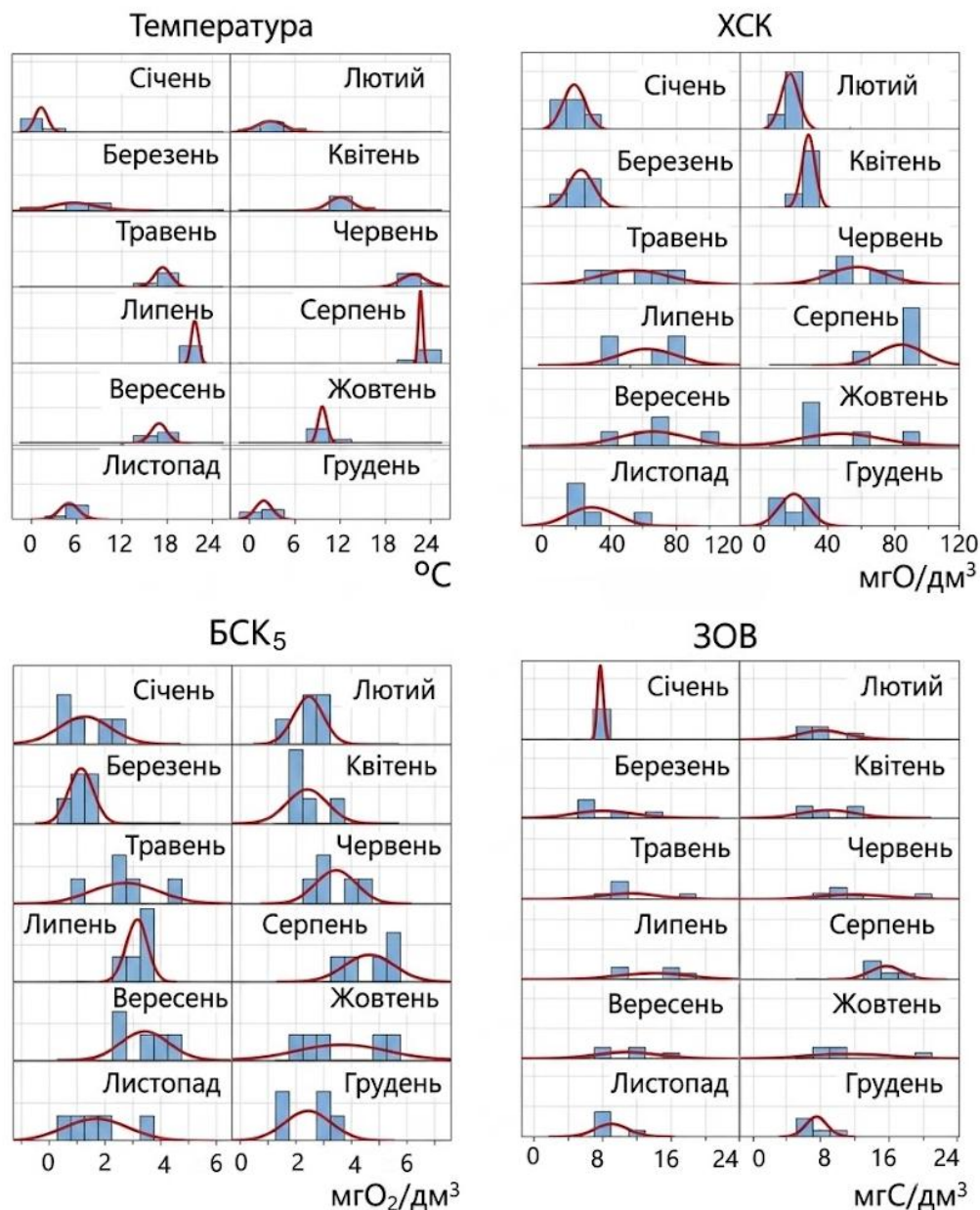


Рис. 5.2. Сезонна мінливість вмісту БСК₅, ХСК, ЗОВ та температури у поверхневих водах р. Стир до (а) та після (б) скиду РАЕС (2018-2022 рр.)

Отже, протягом року мінімальні значення БСК₅, ХСК та ЗОВ у воді р. Стир спостерігалися у зимовий період, тоді як у липні–жовтні фіксувалися їх максимальні концентрації. Відомо, що сезонне підвищення вмісту органічних речовин у теплий період року пов'язане з інтенсифікацією продукційно-деструкційних процесів, зумовлених фотосинтетичною активністю фітопланктону. Водночас зниження значень БСК₅, ХСК та ЗОВ восени і взимку свідчить про прояви природної самоочисної здатності водної екосистеми. Аналіз відносної значущості змінних у побудованій регресійній моделі (рис. 5.3) показав,

що ключовим фактором, який визначає варіації досліджуваних показників, є температура (100%), тоді як наступними за значущістю є ХСК і БСК₅, а найменший внесок має показник ЗОВ.

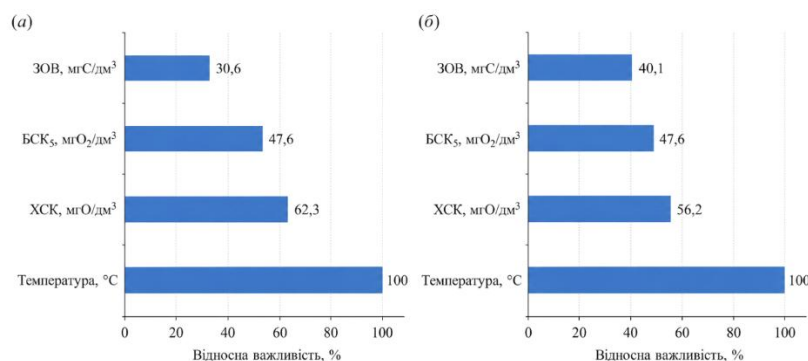


Рис. 5.3. Відносна важливість показників БСК₅, ХСК, ЗОВ та температури у поверхневих водах р. Стир до (а) та після (б) скиду РАЕС (2018-2022 рр.)

Кластеризація методом k-середніх дозволила сформувати кластерну структуру даних (див. п.3.3.3, рис. 3.14б), яка включає три кластери. При цьому відсутність чіткого розподілу вибірок за належністю до ділянок до (S1) та після (S2) скиду зворотних вод Рівненської АЕС свідчить про подібність досліджуваних показників у контрольних і в умовах антропогенного впливу.

У даному розділі, нормалізовані значення об'єктів і факторні навантаження змінних для кожної головної компоненти (РС) були масштабовані пропорційно квадратному кореню з дисперсії, поясненої відповідною компонентою, як показано на рисунку (рис. 5.4).

Подальший аналіз головних компонент виявив помірні позитивні навантаження для показників БСК₅, ХСК та загального органічного вуглецю (ЗОВ). При цьому змінні, що характеризують ділянки р. Стир до водозабору та після скиду зворотних вод Рівненської АЕС, демонструють високий рівень кореляції та суттєвий внесок у групування вибірок, відібраних у верхній та нижній течії річки (рис. 5.5).

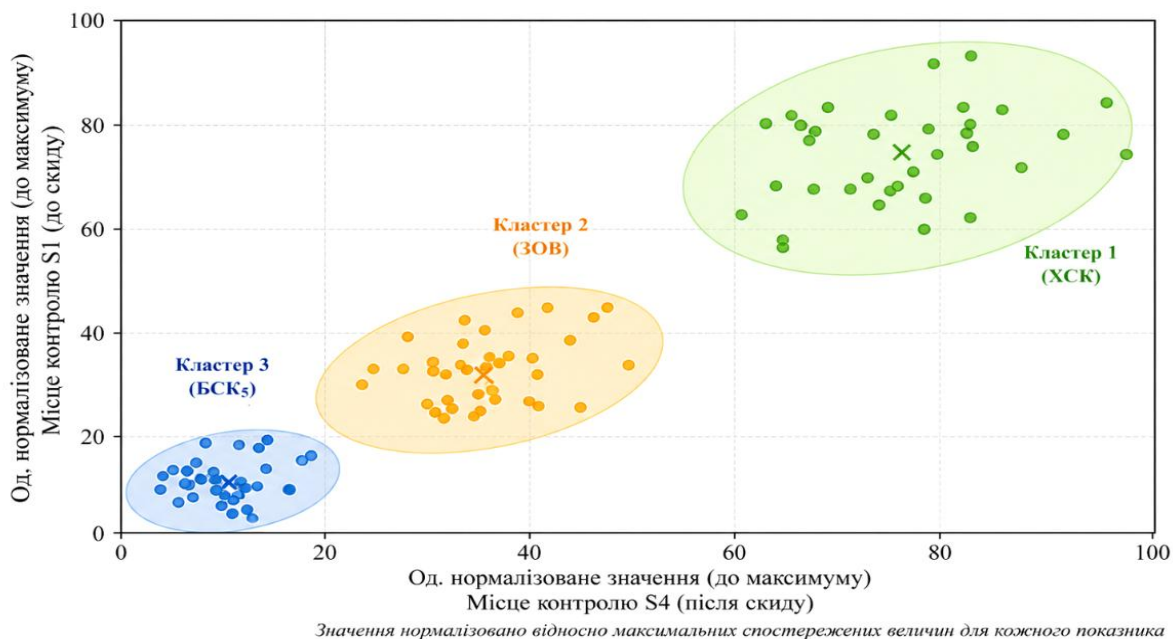


Рис. 5.4. Генерація кластерних графіків даних за показниками БСК₅, ХСК та ЗОВ у поверхневих водах р. Стир до (S1) та після (S4) скиду води Рівненської АЕС за 2018-2022 роки

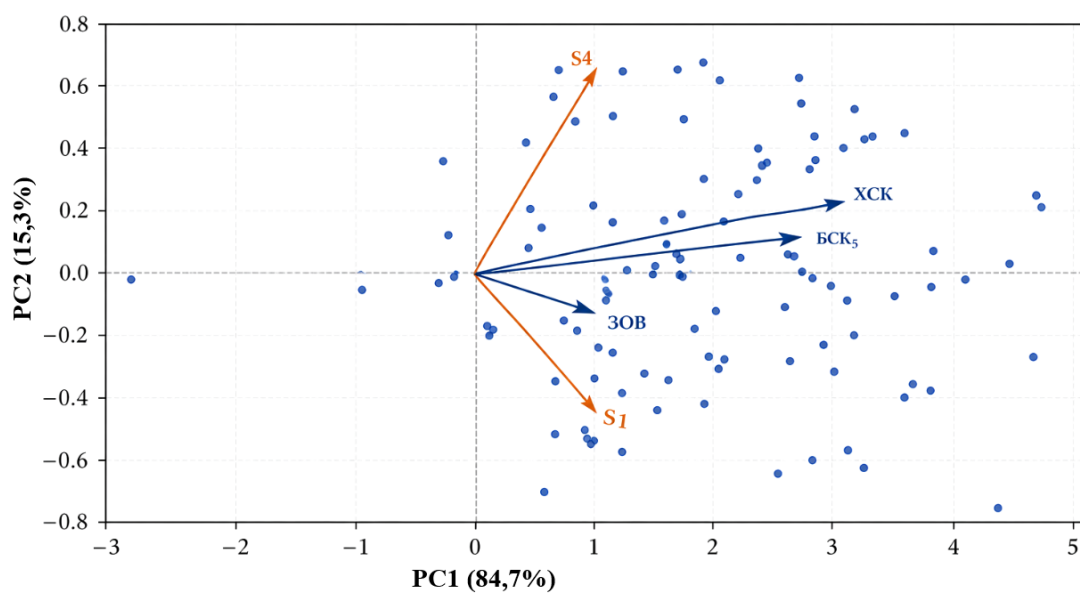


Рис. 5.5. PCA-діаграма розподілу даних вмісту БСК₅, ХСК та загального органічного вуглецю (ЗОВ) у воді р. Стир до (S1) та після (S4) скиду зворотних вод Рівненської АЕС за 2018-2022 рр.

Разом з тим, незначні просторові відмінності можуть бути пов'язані з природною варіабельністю гідрологічних умов та процесами трансформації органічної речовини у водотоці. Просторовий аналіз розподілу показників органічного забруднення свідчить, що середні значення БСК₅, ХСК та ЗОВ у воді р. Стир не зазнають суттєвих змін між ділянками до (S1) та після (S2) скиду зворотних вод Рівненської АЕС.

Контурні діаграми демонструють подібний характер варіації цих показників у межах досліджуваних ділянок, що вказує на відсутність вираженого локального впливу скиду на концентрації органічної речовини у водному середовищі (рис. 5.6).

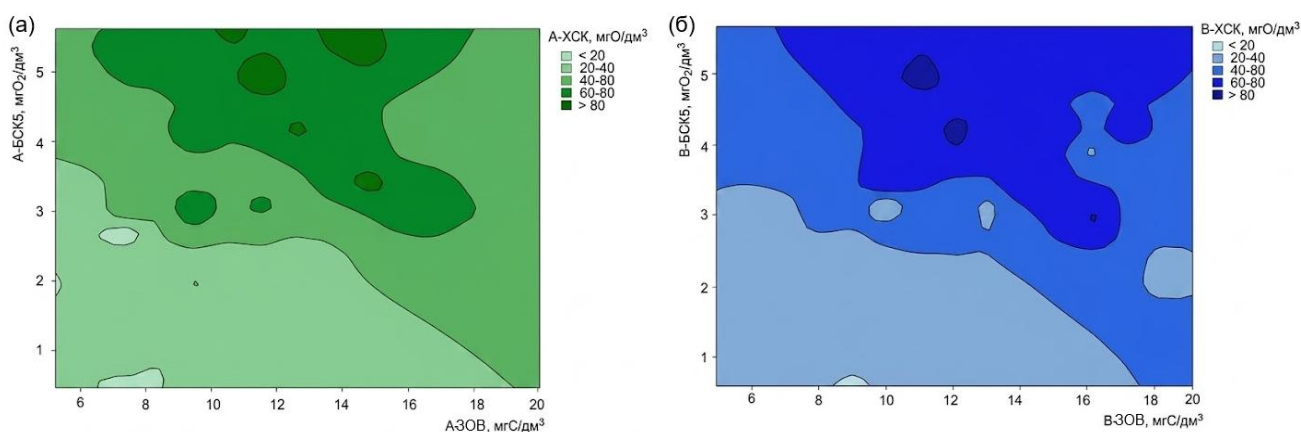


Рис. 5.6. Контурні діаграми розподілу показників БСК₅, ХСК та загального органічного вуглецю (ЗОВ) у воді р. Стир до (а) та після (б) скиду зворотних вод Рівненської АЕС за 2018-2022 рр.

Кореляційний аналіз показав наявність тісних статистично значущих взаємозв'язків між показниками органічного забруднення у воді р. Стир на ділянках до та після скиду зворотних вод Рівненської АЕС (рис. 5.7).

Для ХСК (рис. 5.7а) встановлено дуже високий прямий кореляційний зв'язок ($r = 0,93$; $R^2 = 85,90\%$; $p < 0,001$), що свідчить про збереження загальної закономірності змін показника вздовж водотоку. Аналогічна залежність характерна для БСК₅ ($r = 0,99$; $R^2 = 81,72\%$; $p < 0,001$) та ЗОВ ($r = 0,90$; $R^2 = 96,83\%$; $p < 0,001$), що вказує на високу узгодженість динаміки органічної речовини на обох ділянках річки (рис. 5.7б).

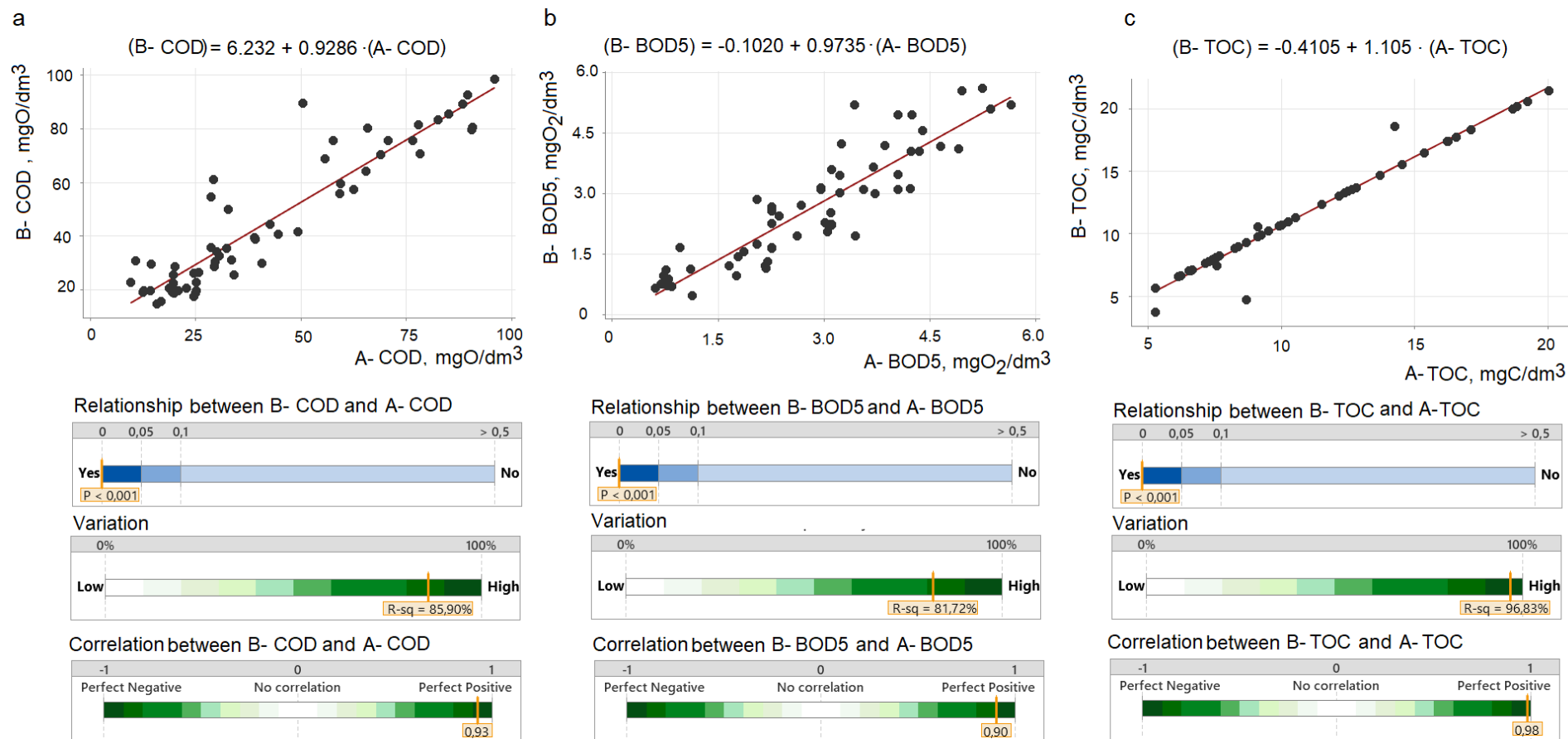


Рис. 5.7. Кореляційні залежності показників БСК₅, ХСК та загального органічного вуглецю (ЗОВ) у поверхневих водах р. Стир до (А-) та після (В-) скиду зворотних вод РАЕС за даними 2018-2022 рр. (а – ХСК (COD), б – БСК₅ (BOD₅), с – ЗОВ (TOC))

Для показника ЗОВ (рис. 5.7в) також встановлено статистично значущий ($p = 0,0002$) прямий кореляційний зв'язок дуже високого рівня ($r = 0,90$; $R^2 = 96,83\%$).

Водночас параметри регресійних залежностей (відхилення коефіцієнтів нахилу від одиниці та наявність вільного члена) свідчать про певну трансформацію вмісту органічних речовин після скиду зворотних вод. Це може вказувати на наявність додаткового, хоча й не домінуючого, впливу антропогенного чинника на формування органічного навантаження на ділянці річки S4 (нижче скиду зворотних вод РАЕС) [2].

Отже, при збереженні загальної структури взаємозв'язків між показниками, у зоні після скиду простежуються ознаки незначної модифікації їх концентрацій, що може бути пов'язано з впливом зворотних вод Рівненської АЕС.

На розвиток отриманих результатів кореляційного аналізу (рис. 5.7) було проведено регресійне моделювання взаємозв'язків між основними показниками органічного забруднення води р. Стир на ділянках до та після скиду зворотних вод Рівненської АЕС (табл. 3).

Таблиця 5.1

Описова статистика концентрацій БСК₅, ХСК, загального органічного вуглецю (ЗОВ) та температури (t , °C) у воді р. Стир до (X) та після (Y) скиду зворотних вод

Показник (Y)	Кореляція з (X)	Коефіцієнт детермінації, R^2	Статистична значущість (p)	Рівняння регресії
ХСК (0–80 мгО/дм ³)	ЗОВ (0–20 мгС/дм ³)	70,10	0,0003	$Y = 14,53 + 0,12 \cdot X + 2,438 \cdot t$
ХСК (0–80 мгО/дм ³)	БСК ₅ (0–6 мгО ₂ /дм ³)	79,18	0,0004	$Y = 6,82 + 9,31 \cdot X + 1,243 \cdot t$
ЗОВ (0–20 мгС/дм ³)	БСК ₅ (0–6 мгО ₂ /дм ³)	72,27	0,0002	$Y = 6,82 + 4,31 \cdot X + 1,251 \cdot t$
ЗОВ (0–20 мгС/дм ³)	ХСК (0–80 мгО/дм ³)	82,23	0,0002	$Y = 6,45 + 0,64 \cdot X + 0,184 \cdot t$
БСК ₅ (0–6 мгО ₂ /дм ³)	ХСК (0–80 мгО/дм ³)	71,30	0,0005	$Y = 9,71 - 0,367 \cdot X + 0,152 \cdot t$
БСК ₅ (0–6 мгО ₂ /дм ³)	ЗОВ (0–20 мгС/дм ³)	85,40	0,0009	$Y = 5,37 + 0,86 \cdot X + 0,135 \cdot t$

Отримані залежності свідчать про наявність статистично значущих прямих зв'язків між усіма досліджуваними показниками ($p < 0,001$), що підтверджує їх узгоджену динаміку та спільну природу формування органічного навантаження у водному середовищі. Найбільш тісні залежності встановлено між БСК₅ та ЗОВ ($R^2 = 85,40\%$), а також між БСК₅ та ХСК ($R^2 = 79,18\%$), що вказує на взаємопов'язаність процесів біохімічного та хімічного окиснення органічної речовини.

Встановлені регресійні залежності підтверджують, що зміни концентрацій органічних речовин у воді річки мають системний характер, що дозволяє використовувати інтегральні показники для оцінки їх трансформації. Одним із таких показників є співвідношення БСК₅:ХСК, яке широко застосовується для оцінки біодеградаційної здатності органічної речовини.

Аналіз співвідношення БСК₅:ХСК показав, що його значення у воді р. Стир знаходяться в межах 0,05-0,11 (рис. 11а), що свідчить про домінування важкорозкладної, малобіодеградуваної органічної речовини. Це узгоджується з отриманими регресійними залежностями між показниками, які відображають переважання процесів хімічного окиснення над біохімічними.

Водночас встановлено статистично значущий прямий зв'язок між значеннями співвідношення БСК₅:ХСК на ділянках до (S1) та після (S2) скиду зворотних вод Рівненської АЕС ($r = 0,89$; $R^2 = 81,45\%$; $p = 0,0003$) (рис. 11б), що свідчить про збереження загальної структури органічного навантаження вздовж водотоку.

Отже, при високому рівні узгодженості між показниками органічного забруднення, у зоні після скиду зворотних вод простежуються незначні зміни їх співвідношення, що може вказувати на певний вплив техногенного чинника на трансформацію органічної речовини у водному середовищі.

Оскільки ХСК і ЗОВ є взаємопов'язаними показниками вмісту органічних сполук, здатних до окиснення, використання їх співвідношень дозволяє більш повно охарактеризувати природу органічного навантаження у водному середовищі. Тому, на розвиток результатів регресійного аналізу взаємозв'язків

між показниками органічного забруднення (рис. 5.7, табл. 3) додатково було проведено оцінку інтегральних показників біодеградаційної здатності органічної речовини за співвідношенням БСК₅:ХСК та БСК₅:ЗОВ (рис. 5.8).

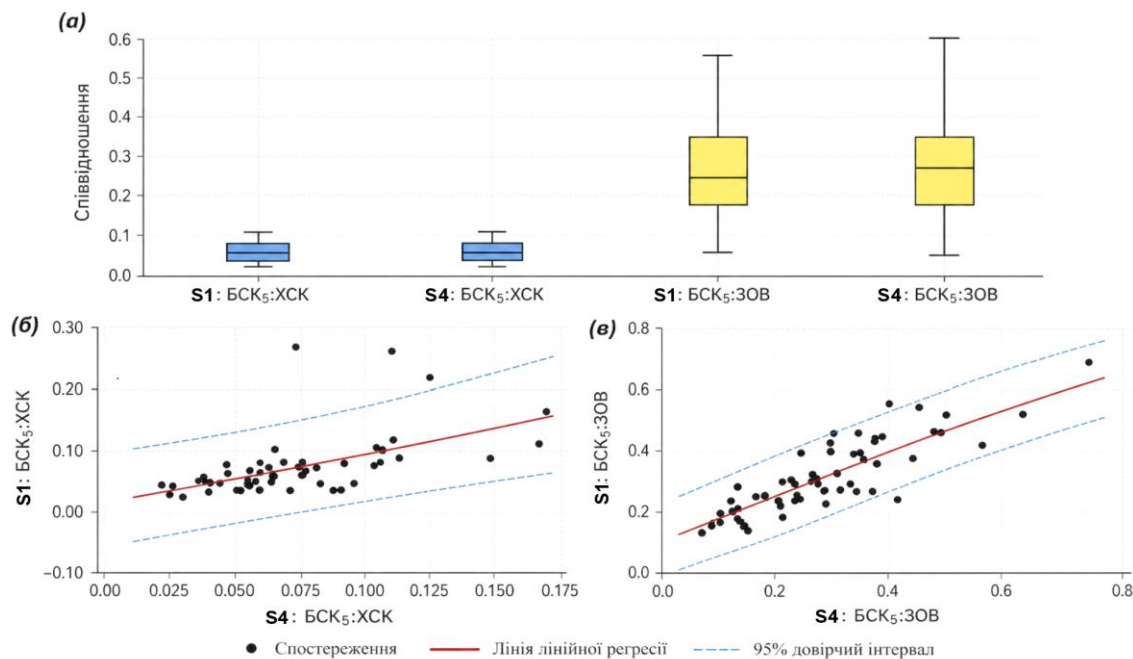


Рис. 5.8. Характеристика змін співвідношень БСК₅:ХСК та БСК₅:ЗОВ (а), а також кореляційні залежності співвідношень БСК₅:ХСК (б) та БСК₅:ЗОВ (в) у воді р. Стир до (S1) та після (S4) скиду зворотних вод Рівненської АЕС за 2018-2022 рр.

Як показано на рис. 5.8а, значення співвідношення БСК₅:ЗОВ змінюються в межах 0,06–0,63 і в цілому є вищими порівняно зі співвідношенням БСК₅:ХСК. Це свідчить про відмінності у складі органічної речовини та її доступності до біохімічного окиснення. Водночас встановлено дуже тісний статистично значущий зв'язок між значеннями БСК₅:ЗОВ на ділянках до та після скиду ($r = 0,91$; $R^2 = 95,12\%$; $p = 0,0001$) (рис. 5.8в), що підтверджує узгодженість процесів трансформації органічної речовини вздовж водотоку.

Отримані значення співвідношень БСК₅:ХСК і БСК₅:ЗОВ свідчать про те, що значна частина органічної речовини у воді р. Стир є важко розкладною та не піддається швидкому біологічному окисненню. Це узгоджується з літературними даними [3; 4] і підтверджує, що вміст органічних речовин

формується переважно за рахунок природних джерел, а їх трансформація має інерційний характер.

Важливо відзначити, що значення співвідношення БСК₅:ХСК менше 0,5 фіксуються як до, так і після скиду зворотних вод, що вказує на домінування небіодеградуваної фракції органічної речовини та свідчить про відсутність визначального впливу діяльності Рівненської АЕС на зміну її якісного складу. Таким чином, просторові зміни співвідношень БСК₅:ХСК і БСК₅:ЗОВ мають обмежений характер і не призводять до суттєвої трансформації біодеградаційних властивостей органічного забруднення у водному середовищі.

5.2. Інтегральна оцінка та мережевий аналіз забруднення важкими металами водного середовища р. Стир

Поряд із температурним впливом, важливим чинником формування екологічного стану водних екосистем є надходження важких металів, які характеризуються токсичністю, стійкістю у водному середовищі та здатністю до накопичення [4-7]. Навіть за відносно низьких концентрацій окремі метали можуть формувати потенційні ризики для водних організмів і якості води в цілому.

З урахуванням встановленої у п. 3.5 складної просторово-часової динаміки концентрацій важких металів, а також їх різної токсичності та екологічної значущості, постає необхідність узагальнення багатокomпонентної інформації у вигляді інтегрального показника. Аналіз окремих концентрацій металів, хоча і дозволяє виявити домінуючі елементи (зокрема Fe та Cu) та їх варіабельність, не забезпечує цілісної оцінки рівня забруднення та пов'язаних із ним екологічних ризиків. У зв'язку з цим доцільним є застосування коефіцієнта забруднення (РС), який базується на співвідношенні фактичних концентрацій важких металів до їх гранично допустимих значень та дозволяє інтегрувати інформацію про багатoeлементне забруднення у єдиний безрозмірний показник (формула 2.35).

Гідрохімічний аналіз проводився шляхом порівняння спостережуваних концентрацій важких металів (Zn, Cd, Pb, Cu, Ni, Mn, As та Cr) на ділянці р. Стир

після скиду води РАЕС з гранично допустимими концентраціями (ГДК), які визначено українськими екологічними стандартами (табл. Б.1 Додаток Б) протягом 2018-2022 років.

Рівні РСі для категорії господарсько-побутового водокористування мали наступний діапазон: для Zn від min – max = 0,002-0,007, де M = 0,005; для Cd min – max = 1,001,10, з M = 1,01; для Pb мін – макс = 0,03-0,05, з M = 0,03; для Cu мін – макс = 0,004-0,012, з M = 0,006; для Ni мін – макс = 0,03-0,06, з M = 0,03; для Mn мін – макс = 0,01-0,11, з M = 0,04; для As мін – макс = 0,10-0,12, з M = 0,10; для Cr мін – макс = 0,02-0,04, з M = 0,02 (рис. 5.9).

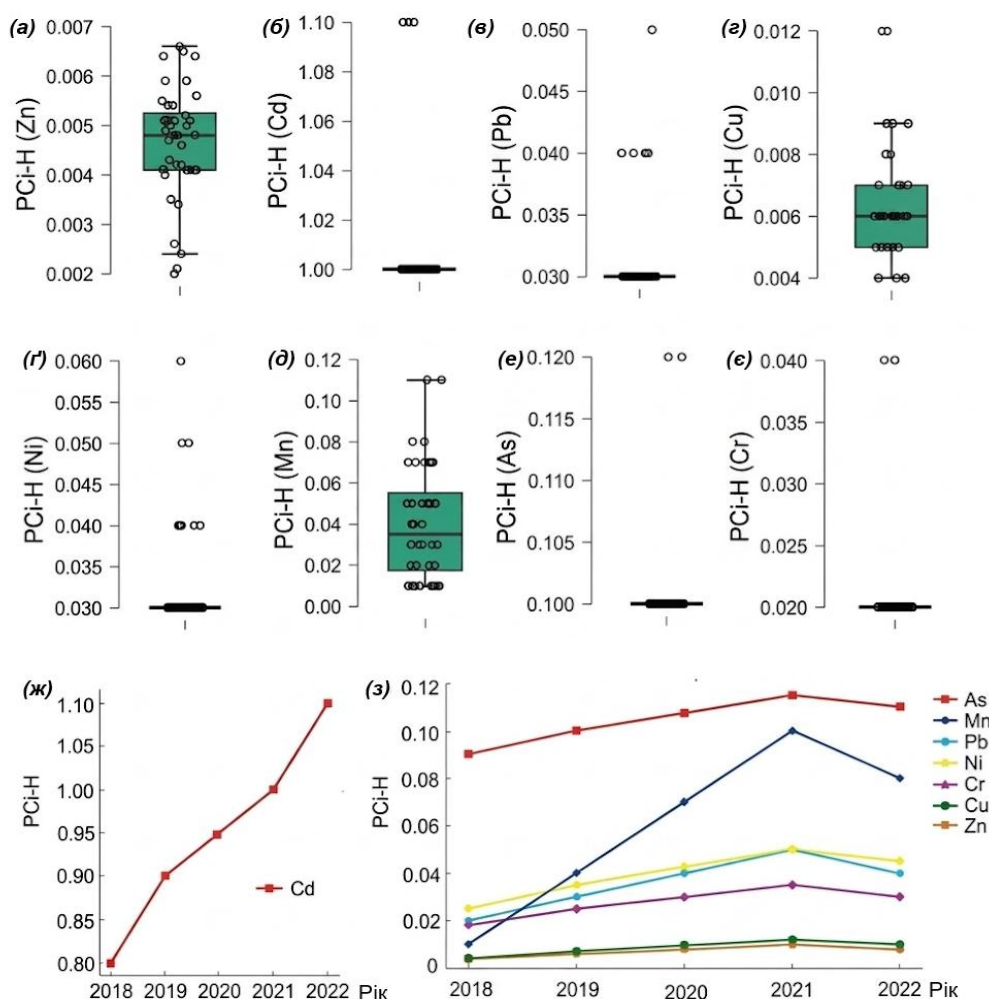


Рис. 5.9. Розподіл коефіцієнтів забруднення (РСі-Н) для важких металів у р. Стир за категорією господарсько-питного водокористування (2018-2022 рр.) :
(а) Zn; (б) Cd; (в) Pb; (г) Cu; (д) Ni; (е) As; (ж) динаміка коефіцієнтів РСі-Н для Cr, Mn та Zn; (з) динаміка коефіцієнтів РСі-Н для Cd, Ni, Pb та As.

Рівні PCi для категорії питного водокористування мали наступний діапазон: для Zn min – max = 0,001-0,006, при M = 0,002; для Cd min – max = 1,00-1,10, при M = 1,01; для Pb min – max = 0,03-0,14, при M = 0,10; для Cu min – max = 0,002-0,006, при M = 0,004; для Ni min – max = 0,03-0,03, при M = 0,02; для Mn min – max = 0,01-0,11, причому M = 0,04; для As min – max = 0,10-0,60, при M = 0,51; для Cr min – max = 0,02-0,04, при M = 0,02 (рис. 5.10).

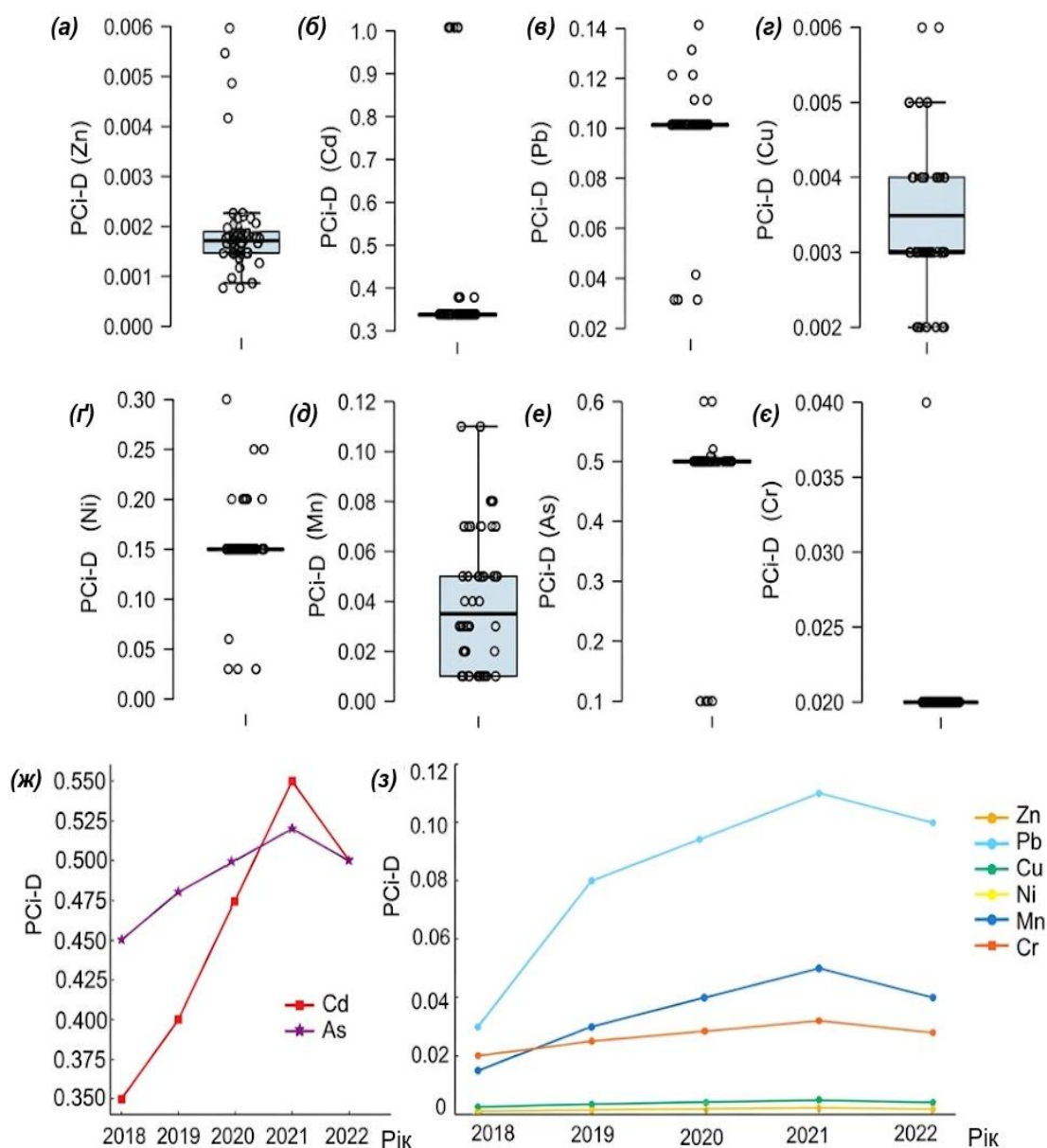


Рис. 5.10. Розподіл коефіцієнтів забруднення (PCi-D) для важких металів у річці Стир за категорією питного водокористування (2018-2022 рр.): (а) Zn; (б) Cd; (в) Pb; (г) Cu; (г) Ni; (д) Mn; (е) As; (є) Cr; (ж) динаміка коефіцієнтів PCi-F для Cr, Mn та Zn; (з) динаміка коефіцієнтів PCi-F для Cd, Ni, Pb та As.

Рівні PCi для категорії рибогосподарського водокористування: для Zn діапазон min – max = 0,05-0,69, при M = 0,51; для Cd min – max = 0,20-0,33, при M = 0,21; для Pb min – max = 0,10-0,14, причому M = 0,10; для Cu min – max = 0,01-1,21, причому M = 0,58; для Ni min – max = 0,15-0,61, причому M = 0,31; для Mn min – max = 0,05-1,11, причому M = 0,35; для As min – max = 0,10-0,50, причому M = 0,10; для Cr min – max = 0,01-2,00, причому M = 1,02 (рис. 5.11).

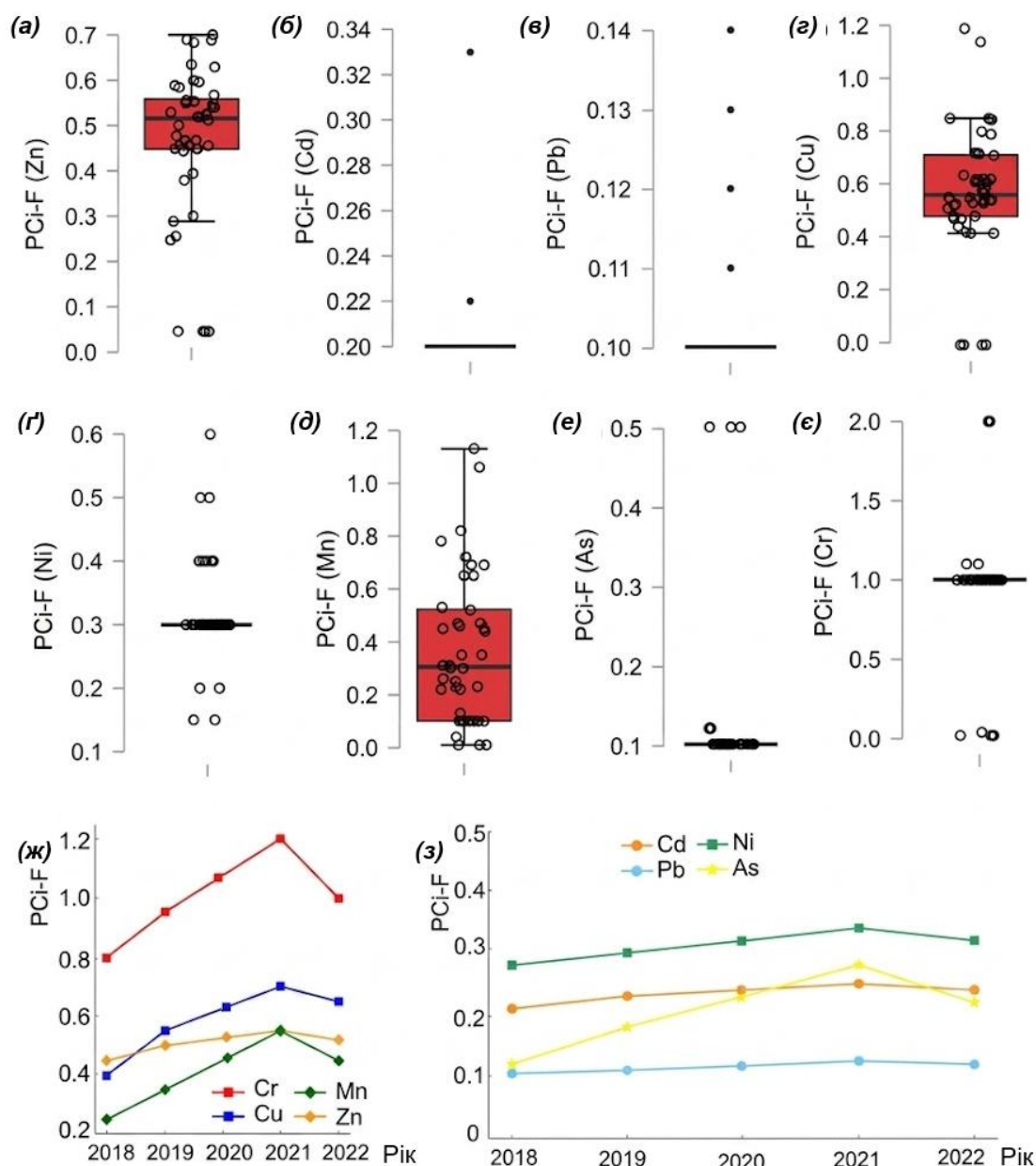


Рис. 5.11. Розподіл коефіцієнтів забруднення (PCi-F) для важких металів у річці Стир за категорією рибогосподарського водокористування (2018-2022 pp.): (а) Zn; (б) Cd; (в) Pb; (г) Cu; (р) Ni; (д) Mn; (е) As; (є) Cr; (ж) динаміка коефіцієнтів PCi-F для Cr, Mn та Zn; (з) динаміка коефіцієнтів PCi-F для Cd, Ni, Pb та As.

Таким чином, часова динаміка коефіцієнтів забруднення з 2018 по 2022 рік відображає як стабільність, так і епізодичні коливання залежно від категорії водокористування. Для побутових та питних потреб [7] (PCi-H та PCi-D) середньорічні значення постійно залишалися в межах Класу I, демонструючи лише незначні міжрічні варіації та підтверджуючи, що кадмій був домінуючим вкладником загального індексу протягом досліджуваного періоду. Навпаки, за категорією рибогосподарського водокористування (PCi-F) демонстрували більш виражену мінливість між роками, зокрема через підвищені коефіцієнти міді та хрому, які в певні роки наближалися до, або перевищували межу Класу II. Наприклад, у 2019 та 2021 роках спостерігалися порівняно вищі піки в PCi-F, тоді як у 2018 та 2020 роках залишалися ближчими до базових умов.

Середньоарифметичне значення рівня PCi-H $M = 0,156$, що відносить його до меж Класу I – незабруднена вода (рис. 5.12a). Мінімальний рівень PCi-H становить 0,151, а максимальний – 0,166. Як мінімальне, так і максимальне значення залишаються в межах Класу I, що вказує на стабільно добру якість води для побутових цілей. Середньоарифметичне значення рівня PCi-D $M = 0,147$, також знаходиться в межах Класу I – незабруднена вода (рис. 15.2b). Мінімальний рівень PCi-D становить 0,140, а максимальний – 0,166. Як мінімальне, так і максимальне значення залишаються в межах Класу I, що вказує на стабільно добру якість води для питних цілей. Середньоарифметичне значення рівня PCi-F $M = 0,421$, що відносить його до меж Класу I – незабруднена вода (рис. 15.2c).

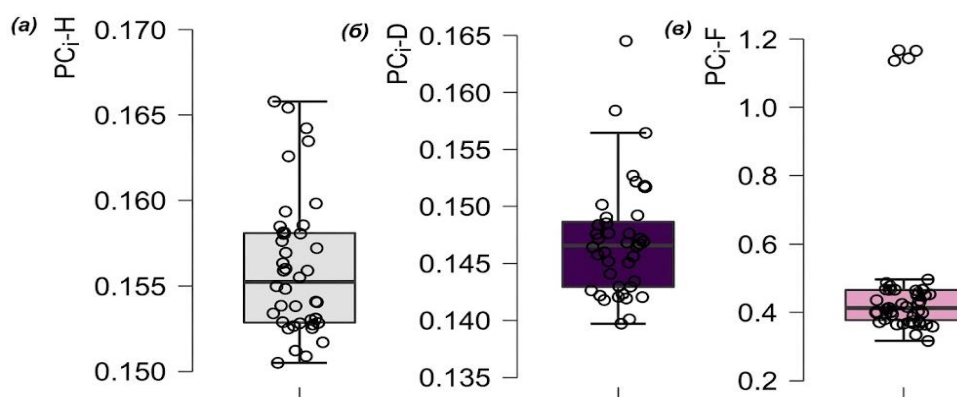


Рис. 5.12. Розподіл коефіцієнта забруднення PC для важких металів у річці Стир для водопостачання (а), питного (б) та рибного (в) використання

Мінімальний рівень PCi-F становить 0,317, а максимальний – 1,168. Максимальний рівень PCi-F 1,168 трохи перевищує поріг для Класу I, що свідчить про те, що деякі випадки якості води відносяться до Класу II (слабко забруднена).

Якість води для всіх категорій (рибогосподарська, господарсько-побутова та питна) переважно належить до Класу I (незабруднена) на основі середнього та мінімального рівнів. Єдиним винятком є максимальне значення PC-F, яке частково належить до Класу II (слабко забруднена). Це вказує на те, що, хоча якість води загалом добра, випадкові незначні забруднення безпосередньо впливають на водну екосистему (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Зведені результати інтегральної оцінки забруднення важкими металами та визначення домінуючих факторів за показником PC

Категорія	Домінуючі метали	Діапазон / середні значення ПК	Клас якості води
PCi-H (побутове використання)	Cd (основний), Mn (додатковий)	Cd: 1,00–1,10; інші < 0,1	Клас I
PCi-D (питне використання)	Cd (основний), As і Ni (додаткові)	Cd: 1,00–1,10; As: до 0,60	Клас I
PCi-F (рибогосподарське використання)	Cu (основний), Cr, Mn, Ni (додаткові)	Cu: до 1,21; Cr: до 2,00	Клас I–II
Мережевий аналіз	Cd – PCi-H, PCi-D; Cu – PCi-F	Часткові кореляції: Cd–PCi-H = 0,96; Cd–PCi-D = 0,72; Cu–PCi-F = 0,71	–
Інтегральна класифікація	–	Середнє PCi-H = 0,156; PCi-D = 0,147; PCi-F = 0,421	Клас I

На рисунку 5.13 показано результати мережевого аналізу (НА) для вивчення взаємодії між різними змінними для рівнів PCi та концентрацій важких металів. Використовуючи НА, були оцінені зв'язки між усіма змінними для отриманих рівнів PCi. У мережевому графіку числа на ребрах представляють силу зв'язків між вузлами. Ці числа зазвичай є частковими кореляціями з оцінки мережі, де спостережувані змінні є вузлами, а оцінені зв'язки між змінними – ребрами. Кожен вузол позначений відповідно до рівнів PC, кожен з яких відповідає різним концентраціям важких металів.

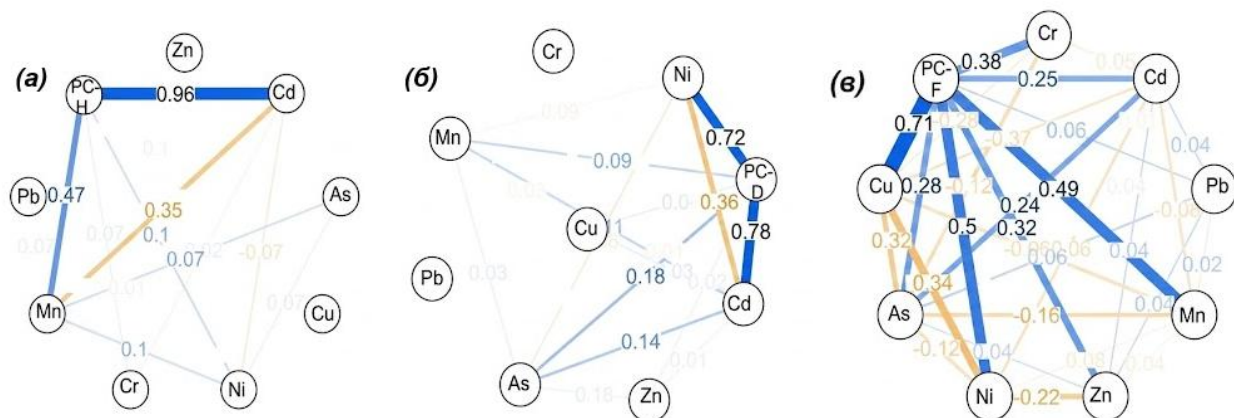


Рис. 5.13. Мережевий графік взаємозв'язку рівнів РС та концентрацій важких металів у річці Стир для господарсько-побутової (а), питної (б) та рибогосподарської (в) категорії водокористування

Вищі значення вказують на сильніші кореляції або взаємодії між відповідними індексами. Найсильніший зв'язок з рівнями РСi-Н спостерігається з концентраціями Cd, що демонструє часткову кореляцію 0,96. Отже, концентрації Cd вносять найбільший внесок у рівні РСi-Н. Також спостерігається помітний зв'язок між рівнями РСi-Н та концентраціями Mn з частковою кореляцією 0,47, що свідчить про те, що концентрації Mn суттєво впливають на РСi-Н (рис. 6а). Подібно до рівнів РС-Н, найсильніша кореляція з рівнями РС-D також виявлена з концентраціями Cd. Більше того, концентрації Ni демонструють значний зв'язок з рівнями РСi-D з частковою кореляцією 0,72, що вказує на те, що концентрації Ni, поряд з концентраціями Cd, суттєво впливають на рівні РС-D (рис. 6б). Для рівнів РСi-F найсильніший зв'язок спостерігається з концентраціями Cu, з частковою кореляцією 0,71. Отже, концентрації Cu мають найбільший внесок у рівні РСi-F. Крім того, концентрації Cr, Ni та Mn також впливають на рівні РСi-F (рис. 6с).

Отже, підсумовуючи результати за застосованими індексами, стає очевидним, що р. Стир здебільшого підтримує високі умови якості, причому РСi-Н та РСi-D послідовно класифікуються як клас I, а Cd переважає як найвпливовіший забруднювач. На противагу цьому, рибогосподарська категорія

PCi-F демонструвала більшу часову мінливість, з епізодичними перевищеннями порогів класу I, зумовленими, головним чином, міддю, а в другу чергу хромом, марганцем та нікелем. НА підтвердив ці закономірності, виділивши кадмій як критичний визначальний фактор для категорій використання людиною, а мідь як домінуючий фактор для рибальства. Взяті разом, інтегрована класифікація демонструє, що річка підтримує загальний статус «незабруднена», лише з епізодичними змінами до «слабко забруднена» для цілей рибальства (табл. 5.2). Цей синтез підкреслює як стабільність якості води для побутового та питного використання, так і підвищену вразливість водної екосистеми р. Стир у зоні впливу РАЕС до епізодичних коливань вмісту важких металів.

5.3. Комплексний підхід до управління впливом скидів

5.3.1. Ідентифікація ключових факторів екологічного впливу скидів

Результати досліджень, представлені у п. 5.1 та п. 5.2, свідчать, що вплив скидів зворотних вод Рівненської АЕС на водну екосистему р. Стир має комплексний характер і формується під дією взаємопов'язаних фізичних та хімічних факторів. Встановлено, що основними чинниками, які визначають екологічний стан водного середовища у зоні впливу скидів, є температурний режим води та вміст важких металів, які виступають як прямими, так і опосередкованими регуляторами біогеохімічних процесів.

Температурний фактор є ключовим драйвером змін фізико-хімічних та біологічних процесів у водному середовищі. Як показано у підрозділі 5.1, навіть помірне підвищення температури води (на рівні 2-3 °C), характерне для досліджуваної ділянки, здатне суттєво впливати на інтенсивність біохімічного споживання кисню, швидкість розкладання органічної речовини та кругообіг поживних елементів. Підвищення температури сприяє активації мікробіологічних процесів, що призводить до зростання концентрацій біогенних сполук, а також до зниження розчинності кисню, що в свою чергу створює додатковий стрес для водних організмів. Важливо, що температурний вплив має не лише прямий, але й опосередкований характер, оскільки змінює хімічну

рівновагу у водному середовищі, впливаючи на розчинність, мобільність та біодоступність забруднювачів.

Суттєвим компонентом екологічного навантаження є важкі метали, які, незважаючи на відносно низькі концентрації, можуть формувати потенційні ризики для водних екосистем [4]. Аналіз, проведений у п. 5.2, показав, що формування металевого забруднення має вибірковий характер, а його структура визначається домінуванням окремих елементів. Зокрема, встановлено, що кадмій (Cd) відіграє провідну роль у формуванні екологічного ризику для побутового та питного водокористування [5], тоді як мідь (Cu) є ключовим фактором для рибогосподарських вод [6]. Інші метали, такі як Zn, Ni, Mn та Cr, мають другорядне значення, але можуть підсилювати загальний ефект за рахунок комбінованої дії.

Важливою особливістю є те, що вплив важких металів реалізується не лише через їх концентрації, але й через взаємодію з температурним фактором. Підвищення температури води сприяє зростанню біодоступності металів, зміні їх форм існування та потенційному підвищенню токсичності [9]. Таким чином, навіть за відсутності значного перевищення нормативних значень, може відбуватися посилення екологічного ризику внаслідок синергетичної дії теплового та хімічного факторів.

Аналіз отриманих результатів показує, що вплив скидів зворотних вод має переважно модифікуючий характер. Загальні закономірності формування якості води у р. Стир зберігаються, однак у зоні нижче скиду спостерігаються локальні зміни співвідношень показників органічного забруднення, а також епізодичні підвищення концентрацій окремих металів. Це свідчить про необхідність врахування не лише середніх значень показників, але й їх просторово-часової варіабельності, особливо у періоди підвищеного гідрологічного або температурного навантаження.

Таким чином, результати досліджень дозволяють виділити дві ключові групи факторів екологічного впливу:

- 1) температурно зумовлені процеси трансформації органічної речовини;

2) хімічне забруднення важкими металами з вираженим селективним характером впливу.

Визначення цих факторів є принципово важливим для формування ефективної системи управління впливом скидів, оскільки дозволяє перейти від загального контролю якості води до цілеспрямованого управління пріоритетними екологічними ризиками.

5.3.2. Інтеграція показників якості води та оцінка екологічних ризиків на основі їх просторово-часової мінливості

Ідентифікація ключових факторів екологічного впливу, наведена у підрозділі 5.3.1, обумовлює необхідність переходу від аналізу окремих показників якості води до інтегрованої оцінки екологічних ризиків. Складність формування гідрохімічного режиму р. Стир, що визначається одночасною дією температурних та хімічних чинників, вимагає використання узагальнюючих інструментів, здатних відобразити сукупний вплив забруднювачів та їх взаємодію у водному середовищі.

Для ілюстрації багатфакторного характеру змін якості води та необхідності інтеграції показників на рис. 5.14 наведено динаміку основних гідрохімічних параметрів у воді р. Стир до (А) та після (Б) скиду зворотних вод Рівненської АЕС за різні періоди спостережень.

Аналіз представлених залежностей свідчить про значну просторово-часову варіабельність показників якості води, що проявляється у зміні трендів концентрацій біогенних речовин, органічного навантаження та температурного режиму [10]. При цьому для більшості параметрів зберігається загальна узгодженість змін між ділянками до та після скиду, що підтверджує домінування природних факторів формування гідрохімічного режиму.

Водночас окремі відхилення у характері залежностей, зокрема для показників органічного забруднення та біогенних сполук, можуть свідчити про локальний модифікуючий вплив скидів, який проявляється у зміні інтенсивності

процесів трансформації речовин залежно від температурних умов та гідрологічного режиму.

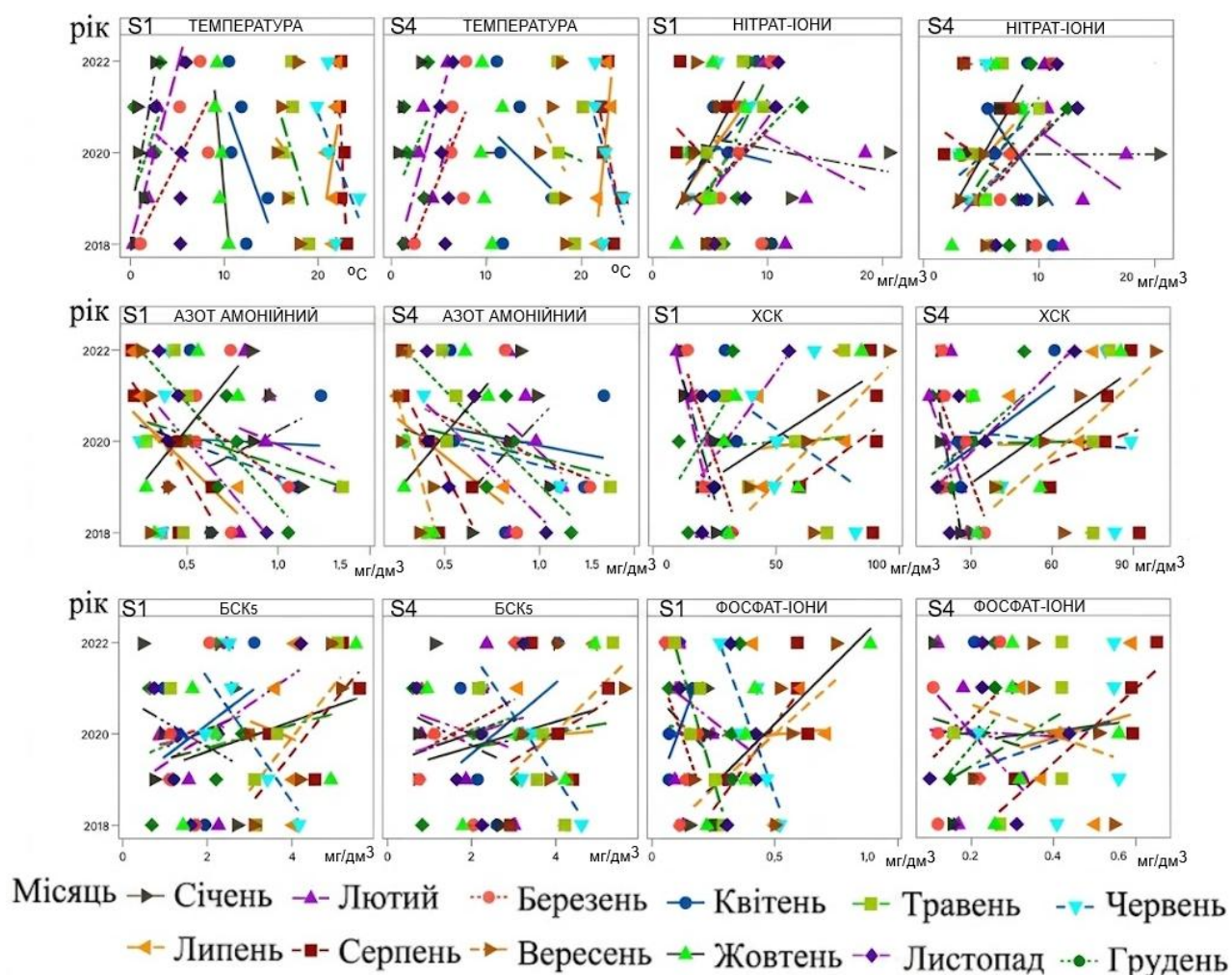


Рис. 5.14. Динаміка показників якості води у воді р. Стир до (S1) та після (S4) скиду зворотних вод Рівненської АЕС за 2018-2022 рр.

Представлені результати підтверджують, що оцінка екологічного стану водного об'єкта повинна базуватися на інтегрованому аналізі сукупності показників з урахуванням їх динаміки у часі та просторі, що є ключовим елементом підходів оцінки ризику.

У підрозділі 5.2 було показано, що аналіз концентрацій окремих важких металів не дозволяє повною мірою оцінити рівень екологічної небезпеки, оскільки їх вплив має комбінований та селективний характер. У зв'язку з цим доцільним є застосування інтегральних показників, зокрема коефіцієнта забруднення (ПК), який дозволяє узагальнити інформацію про багатоеlementне

забруднення та оцінити ступінь перевищення нормативних значень для різних категорій водокористування. Використання ПК забезпечує можливість ранжування водних об'єктів за рівнем екологічного ризику та виділення пріоритетних забруднювачів, що формують цей ризик.

Разом із цим, ефективна оцінка екологічного стану потребує врахування не лише інтегральних індексів, але й структури взаємозв'язків між окремими показниками. Для цього доцільним є використання методів багатовимірної аналізу, зокрема мережевого аналізу, який дозволяє встановити ключові зв'язки між параметрами якості води та визначити домінуючі фактори впливу. Такий підхід дає змогу перейти від простого опису даних до виявлення причинно-наслідкових залежностей та ідентифікації елементів, що відіграють провідну роль у формуванні екологічного стану водного об'єкта.

Важливим етапом інтеграції отриманих результатів є застосування підходів оцінки хімічного ризику (Chemical Risk Assessment, CRA), які передбачають послідовне визначення джерел забруднення, оцінку рівня впливу, аналіз чутливості екосистеми та характеристику ризику. У контексті досліджуваної системи це дозволяє врахувати як концентрації забруднювачів, так і умови середовища, що визначають їх екологічну значущість. Зокрема, температурний фактор, як було показано раніше, виступає модифікатором токсичності та біодоступності важких металів, що потребує його обов'язкового врахування при оцінці ризиків.

Отримані результати свідчать, що навіть за умов загалом високої якості води (І клас), наявність окремих металів (зокрема Cd та Cu) у поєднанні з температурними змінами може призводити до формування локальних зон підвищеного екологічного ризику. Це підкреслює необхідність переходу від статичної оцінки стану водного об'єкта до динамічного підходу, що враховує змінність умов середовища та потенційні сценарії розвитку екологічних процесів.

Таким чином, інтеграція індикаторів якості води на основі використання коефіцієнта забруднення, методів статистичного аналізу та підходів оцінки

ризикау дозволяє сформувати науково обґрунтовану основу для прийняття управлінських рішень.

5.3.3. Формування екосистемно-орієнтованих стратегій пом'якшення впливу

Результати проведених досліджень, представлені у дисертаційній роботі та розділі 5, зокрема, свідчать про складний і багатфакторний характер впливу скидів зворотних охолоджувальних вод Рівненської АЕС на водну екосистему р. Стир. Встановлено, що формування екологічних ефектів обумовлюється поєднанням температурного чинника, який визначає інтенсивність біогеохімічних процесів, та хімічного забруднення, представленого насамперед важкими металами з вираженим селективним характером впливу.

Аналіз температурного впливу (п. 5.1) показав, що навіть помірне підвищення температури води призводить до інтенсифікації процесів трансформації органічної речовини, зміни кисневого режиму та підвищення біодоступності забруднювачів. У свою чергу, результати оцінки вмісту важких металів (п. 5.2) засвідчили, що за загалом високої якості води окремі елементи, зокрема Cd та Cu, можуть формувати потенційні екологічні ризики, особливо для рибогосподарського водокористування [6]. Встановлено також, що вплив скидів має переважно модифікуючий характер і проявляється у зміні співвідношень показників, а не у різкому зростанні їх абсолютних значень.

Узагальнення отриманих результатів дозволяє стверджувати, що ефективне пом'якшення впливу скидів повинно базуватися на екосистемно-орієнтованому підході, який передбачає врахування взаємодії фізичних, хімічних і біологічних процесів у водному середовищі.

Ключовим елементом запропонованої стратегії є адаптивне управління режимами скиду охолоджувальних вод, що передбачає врахування просторово-часової мінливості показників якості води. Встановлено, що зміни гідрохімічного режиму мають сезонний характер і залежать від температури та

гідрологічних умов, що обумовлює необхідність гнучкого регулювання обсягів і параметрів скидів залежно від екологічної ситуації.

Важливою складовою є організація системи просторово-часового моніторингу, яка повинна включати контроль сезонної динаміки показників якості води, виявлення локальних зон підвищеного екологічного ризику та фіксацію епізодичних піків забруднення. Такий підхід дозволяє своєчасно реагувати на зміни стану водного середовища та запобігати розвитку негативних екологічних процесів.

Поряд із цим, стратегія повинна передбачати цілеспрямоване управління основними факторами впливу. Зокрема, регулювання температурного режиму води є необхідною умовою зниження інтенсивності біогеохімічних процесів та обмеження негативного впливу на гідробіоценози. Контроль хімічного забруднення має бути орієнтований на пріоритетні елементи, які формують екологічний ризик, зокрема кадмій і мідь, а також враховувати можливість їх комбінованої дії.

Особливу увагу слід приділяти контролю біологічного стану водного об'єкта, оскільки саме біота є найбільш чутливим індикатором змін екологічного стану. Порушення структури гідробіоценозів, зміни видового складу або інтенсивності біологічних процесів можуть свідчити про наявність прихованих екологічних ефектів, не завжди відображених у гідрохімічних показниках.

Концептуальна модель формування екосистемно-орієнтованої стратегії пом'якшення впливу скидів представлена на рис. 5.15. Схема відображає взаємозв'язок між системою моніторингу, управлінськими заходами та кінцевою метою – підтримання екологічної стійкості р. Стир у зоні впливу РАЕС. У її верхній частині визначено принцип адаптивного управління, який забезпечує гнучке реагування на зміну умов середовища. Ліва частина схеми характеризує блок моніторингу, що формує інформаційну основу управління, тоді як права частина відображає систему цілеспрямованих управлінських впливів, спрямованих на регулювання температурного режиму, контроль забруднювачів та біологічного стану.



Рис. 5.15. Модель інтегрованого просторово-часового управління впливом скидів зворотних вод на водну екосистему р. Стир

Завершальним елементом схеми є орієнтація на підтримання природних механізмів самоочищення водного об'єкта, що є ключовою умовою забезпечення його довготривалої екологічної стійкості.

Таким чином, запропонована стратегія базується на інтеграції результатів моніторингу, оцінки ризиків та адаптивного управління, що дозволяє мінімізувати негативний вплив скидів та забезпечити збереження екологічного стану водної екосистеми.

Висновки до розділу 5

За результатами аналізу температурного впливу встановлено, що температура води є ключовим фактором формування органічного навантаження. Виявлено статистично значущі кореляційні зв'язки між температурою та показниками органічного забруднення: для БСК₅ та ЗОВ – на помірному рівні ($r = 0,5-0,7$), для ХСК – на сильному рівні ($r = 0,7-0,9$). Аналіз відносної важливості факторів показав, що внесок температури у варіацію показників становить 100%, тоді як ХСК – 59,2-62,3%, БСК₅ – 46,3-47,6%, ЗОВ – 30,4-30,6%.

Встановлено, що середні значення БСК₅, ХСК та ЗОВ на ділянках до та після скиду залишаються близькими, однак у теплий період року (липень–жовтень) спостерігаються підвищені максимальні значення після скиду, що свідчить про модифікуючий вплив температурного фактору. Сезонна динаміка характеризується мінімальними значеннями у зимовий період та максимальними – у літньо-осінній.

За результатами кореляційного та регресійного аналізу встановлено дуже високий рівень узгодженості показників органічного забруднення на ділянках до та після скиду: для ХСК $r = 0,93$ ($R^2 = 85,90\%$), для БСК₅ $r = 0,99$ ($R^2 = 81,72\%$), для ЗОВ $r = 0,90$ ($R^2 = 96,83\%$) ($p < 0,001$). Отримані залежності підтверджують системний характер формування органічного навантаження у водному середовищі.

Встановлено, що співвідношення БСК₅:ХСК знаходиться в межах 0,05-0,11, що свідчить про домінування важкорозкладної органічної речовини. Аналогічно, співвідношення БСК₅:ЗОВ змінюється в межах 0,06-0,63. При цьому між ділянками до та після скиду зберігається висока узгодженість ($r = 0,89$ для БСК₅:ХСК та $r = 0,91$ для БСК₅:ЗОВ), що вказує на відсутність суттєвої трансформації біодеградаційних властивостей органічного забруднення під впливом РАЕС.

Інтегральна оцінка забруднення важкими металами за коефіцієнтом РС показала, що середні значення для категорій водокористування становлять: РСi-H = 0,156, РСi-D = 0,147, РСi-F = 0,421, що відповідає Класу I (незабруднена

вода). Водночас максимальне значення PCi-F досягає 1,168, що свідчить про епізодичний перехід до Класу II (слабко забруднена вода) для рибогосподарських умов.

Домінуючими забруднювачами є кадмій (Cd) для господарсько-питного водокористування (PCi-H та PCi-D) з діапазоном значень 1,00–1,10 та мідь (Cu) для рибогосподарського використання (до 1,21). Мережевий аналіз підтвердив їх визначальну роль: часткові кореляції $Cd-PCi-H = 0,96$, $Cd-PCi-D = 0,72$, $Cu-PCi-F = 0,71$. Якість води р. Стир у зоні впливу РАЕС загалом відповідає Класу I (незабруднена), однак характеризується наявністю епізодичних коливань, що формують потенційні екологічні ризики, особливо для рибогосподарських екосистем.

На основі інтеграції отриманих результатів обґрунтовано екосистемно-орієнтований підхід до управління впливом скидів, який базується на:

- адаптивному регулюванні режимів скиду з урахуванням сезонної динаміки;
- просторово-часовому моніторингу показників якості води;
- цілеспрямованому контролю пріоритетних забруднювачів (Cd, Cu);
- врахуванні температурного фактору як модифікатора екологічних процесів;
- підтриманні природних механізмів самоочищення водного об'єкта.

Запропонована концептуальна модель інтегрованого управління (рис. 5.15) відображає взаємозв'язок між моніторингом, оцінкою ризиків та управлінськими рішеннями і забезпечує перехід від статичного контролю до адаптивного управління екологічним станом водної екосистеми.

Таким чином, результати розділу підтверджують, що вплив скидів зворотних вод РАЕС на р. Стир має переважно модифікуючий характер і проявляється у зміні інтенсивності природних процесів, а не у різкому погіршенні якості води. Запропонований підхід до управління дозволяє ефективно враховувати ці особливості та забезпечує науково обґрунтовану основу для мінімізації екологічних ризиків.

Список використаних джерел

1. Aliyu, A. S., Evangeliou, N., Mousseau, T. A., Wu, J., & Ramli, A. T. (2015). An overview of current knowledge concerning the health and environmental consequences of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident. *Environment International*, 85, 213–228. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.07.011>.
2. Kuznietsov, P., & Biedunkova, O. (2023). Experimental tests of biocidal treatment for cooling water of safety systems at Rivne NPP units. *Nuclear and Radiation Safety*, 1(97), 30–40. [https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1\(97\)](https://doi.org/10.32918/nrs.2023.1(97)).
3. Sathya, K., Nagarajan, K., Geor Malar, C., Rajalakshmi, S., & Raja Lakshmi, P. (2022). A comprehensive review on comparison among effluent treatment methods and modern methods of treatment of industrial wastewater effluent from different sources. *Applied Water Science*, 12, Article 218. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01594-7>
4. Haque MA, Khatun B, Jewel MAS, Ara J, Kazal MSI, Hasan J. Assessment of water quality and heavy metal indices in a tropical freshwater river for aquatic life and public health standard. *Ecol Indic*. 2024;169:112862. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112862>.
5. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною". Міністерство охорони здоров'я України. Наказ № 400 від 12.05.2010. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>
6. Про затвердження Переліку галузевих стандартів і прирівняних до них інших нормативних документів колишнього СРСР. ДСНС. Наказ № 1128 від 20.08.2012. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v1128735-12#Text>
7. Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення. Міністерство охорони здоров'я України. Наказ № 721 від 02.05.2022. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text>
8. Haque MA, Khatun B, Jewel MAS, Ara J, Kazal MSI, Hasan J. Assessment of water quality and heavy metal indices in a tropical freshwater river for aquatic life

- and public health standard. *Ecol Indic.* 2024;169:112862. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112862>. 1
9. Kuznietsov P., Biedunkova O., Statnik I., Korbutiak V. Analysis of the process of environmental status determination based on the levels of heavy metals. *Water Science*. 2026. Vol. 40, no. 1. URL: <https://doi.org/10.1007/s44533-025-00015-3>
 10. Biedunkova O., Kuznietsov P., Pinchuk O., Trach Y. Thermal Discharges from Nuclear Power Plants: A Review of Their Effects on Aquatic Ecosystems and Environmental Chemical Processes. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2026. Vol. 237, no. 11. URL: <https://doi.org/10.1007/s11270-026-09357-9>

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено актуальне наукове завдання щодо встановлення закономірностей впливу технологічних режимів та методів хімічної обробки охолоджуючої води ВП «Рівненська АЕС» на структурні та функціональні зміни водної екосистеми р. Стир, а також обґрунтовано екосистемно-орієнтовані підходи до управління цими процесами, зокрема:

1. На основі аналізу сучасних наукових джерел встановлено, що вплив атомних електростанцій на водні екосистеми має комплексний і багаторівневий характер, який формується під дією поєднання теплового навантаження, змін гідрологічного режиму, трансформації гідрохімічного складу та перебудови біологічних угруповань. Доведено, що найбільш чутливими до техногенного впливу є температурний режим водних об'єктів, структура фітопланктонних угруповань, процеси кисневого балансу та біогеохімічні цикли. Встановлено необхідність переходу від ізольованого контролю окремих показників до інтегрованих підходів, що враховують взаємодію фізичних, хімічних і біологічних факторів.

2. Удосконалено методичний підхід до гідроекологічної оцінки впливу скидів зворотних вод, який базується на інтеграції гідрохімічних, мікробіологічних, біологічних та токсикологічних показників із застосуванням сучасних методів статистичного аналізу (РСА, кластерний аналіз) та інтегральних індексів (ІЗВ, КІЗ, УЕІ, WQI, НРІ, НЕІ). Такий підхід дозволив виявити приховані взаємозв'язки між показниками, встановити домінуючі фактори впливу та оцінити екологічний стан водного об'єкта з урахуванням його просторово-часової динаміки.

3. Встановлено, що технологічні режими роботи оборотної системи охолодження РАЕС формують відносно стабільний гідрологічний режим р. Стир із низьким рівнем трансформації ($G = 0-33\%$). Середній приріст температури води внаслідок скиду становить $1,07 \pm 0,64$ °С, що не перевищує нормативно допустимих значень. Водозабір для потреб ОСО досягає до 30% витрат річки, тоді як скид становить до 8,8%, що забезпечує ефективне розбавлення зворотних

вод і мінімізацію їх впливу на гідрологічні характеристики водотоку.

4. Доведено, що застосування технологій водопідготовки (вапнування, обробка H_2SO_4 та ОЕДФ) не призводить до критичних змін гідрохімічного складу річкової води. Значення рН зворотної води змінюються в межах 8,3-8,7 і не впливають на рН води р. Стир, а концентрації введених реагентів не перевищують гранично допустимих значень. Встановлено, що природні механізми регуляції карбонатної системи є достатніми для підтримання стабільності гідрохімічних параметрів, що ставить під сумнів екологічну доцільність надлишкового введення реагентів.

5. Встановлено, що гідрохімічний стан р. Стир у зоні впливу РАЕС загалом відповідає II класу якості («чисті води»): $\text{UEI}_{\text{сер}} = 2,2-2,3$; $\text{UEI}_{\text{мах}} = 2,7-3,0$; $\text{ІЗВ} = 0,98-1,00$; $\text{КІЗ} = 39$. Виявлені перевищення ГДК для окремих показників (N-NH_3 , NO_2^- , ХСК, Fe, Cu, Cd) не пов'язані безпосередньо зі скидами РАЕС, що підтверджується високим рівнем кореляції їх концентрацій на ділянках до та після скиду. Це свідчить про домінування природних і фонових антропогенних факторів у формуванні якості води.

6. Доведено, що температурний фактор є ключовим регулятором біогеохімічних процесів у водному середовищі. Встановлено статистично значущі кореляційні зв'язки між температурою та показниками органічного забруднення: для БСК₅ і ЗОВ $r = 0,5-0,7$, для ХСК $r = 0,7-0,9$. Визначено, що температура визначає до 100% варіації модельованих параметрів, виступаючи основним драйвером трансформації органічної речовини, зміни кисневого режиму та біодоступності забруднювачів.

7. Встановлено, що вплив скидів зворотних вод проявляється переважно у трансформації біологічної структури водної екосистеми. Зокрема, чисельність фітопланктону зменшується з 3,07 млн до 0,552 млн кл./дм³, а видовий склад скорочується з 12 до 6 видів. Коефіцієнт подібності становить 0,44, що свідчить про середній рівень трансформації. Індекс сапробності зростає з 1,96 (β-мезосапробна зона) до 2,61 (β-α-мезосапробна зона), що вказує на посилення органічного навантаження та зміну трофічного статусу водного середовища.

8. Встановлено, що важкі метали формують потенційний екологічний ризик при загалом низькому рівні забруднення: середні значення коефіцієнта РС становлять 0,147-0,421 (І клас якості), однак для окремих елементів (Cd, Cu) зафіксовані епізодичні підвищення до 1,168, що відповідає переходу до ІІ класу якості. Це свідчить про необхідність цілеспрямованого контролю пріоритетних металів, особливо у рибогосподарських водах.

9. Інтегральна оцінка якості поверхневих вод р. Стир за показниками WQI, індексом органічного забруднення та індексами забруднення важкими металами засвідчила, що досліджувана ділянка характеризується загалом доброю якістю води без переходу до нижчого класу, однак із наявними локальними проявами антропогенного навантаження. Встановлено погіршення екологічного стану після скиду зворотних вод за найбільш чутливими компонентами (NO_3^- , Fe), а також просторову трансформацію органічного забруднення. Показано, що вплив важких металів у фонових умовах є незначним, проте у зоні скиду зростає екологічна небезпека за індексом HEI, що зумовлено їх адитивною дією.

10. Узагальнення отриманих результатів дозволило встановити, що вплив скидів зворотних вод РАЕС має переважно модифікуючий характер і проявляється у зміні інтенсивності природних процесів (біогеохімічних, біологічних), а не у різкому погіршенні гідрохімічного стану. Високий рівень узгодженості показників до та після скиду підтверджує наявність значного асиміляційного потенціалу р. Стир та ефективність процесів розбавлення і самоочищення.

11. Розроблено екосистемно-орієнтований підхід до управління впливом скидів, який базується на адаптивному регулюванні температурного режиму, просторово-часовому моніторингу, використанні інтегральних показників оцінки ризику та контролі пріоритетних забруднювачів. Запропонована концептуальна модель забезпечує перехід від статичного контролю до комплексного управління екологічним станом водної екосистеми та може бути використана для оптимізації режимів роботи систем охолодження АЕС.

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

1. ВП «Рівненська АЕС» (експлуатаційні та екологічні служби) рекомендується впровадити адаптивне регулювання режимів скиду зворотних охолоджувальних вод з урахуванням сезонної динаміки температури та гідрологічних умов р. Стир. Зокрема:

- у літньо-осінній період оптимізувати обсяги та температурні параметри скиду з метою зменшення теплового навантаження, а також посилити контроль за вмістом пріоритетних металів (Cu, Cd), які формують потенційний екологічний ризик;
- переглянути доцільність і режими дозування реагентів (H_2SO_4 , ОЕДФ) з урахуванням природної буферної здатності карбонатної системи води;
- впровадження локальних елементів біоре mediaції в зоні скиду та змішування зворотних вод із водами р. Стир шляхом встановлення фільтраційних біоінженерних систем або модульних природоорієнтованих фільтрів із сорбційними та біологічно активними матеріалами, здатними забезпечувати додаткове вилучення важких металів до їх надходження у водну екосистему.

2. Органам державного екологічного контролю та водного господарства (Держекоінспекція, Держводагентство) доцільно впровадити інтегровану систему просторово-часового моніторингу якості води у зоні впливу скидів РАЕС, яка передбачає використання не лише гранично допустимих концентрацій, а й інтегральних показників (ІЗВ, КІЗ, УЕІ, РС) та методів статистичного аналізу (РСА, СА) для оцінки екологічного стану. Особливу увагу слід приділяти фіксації епізодичних піків забруднення та оцінці біологічних індикаторів (структури фітопланктону, індексу сапробності), що дозволить своєчасно виявляти приховані екологічні зміни та підвищити ефективність управління водними ресурсами.

ДОДАТКИ

Додаток А. Формування та нормування скиду хімічних речовин АЕС

Таблиця А.1. Зведений перелік хімічних речовин, що застосовується на АЕС¹⁾

Зона застосування	Хімічна речовина	Застосування	Коментарі
Перший контур	Борна кислота (H_3BO_3)	Регулювання реактивності ядерного реактора	Використовується у всіх установках першого контуру та в системах безпеки, зберігаються як радіоактивні відходи
	Гідроксид літію (LiOH)	Контроль водневого показнику (рН) першого контуру	
	Аміак	Контроль радіолізу	
	Гідроксид калію (KOH)	Контроль рН першого контуру	
Допоміжні системи	Синтетичні поверхнево активні речовини (СПАР)	Прання та дезактивація обладнання	Використовується у всіх установках першого контуру та в системах безпеки, зберігаються як радіоактивні відходи
	Комплексоутворювачі	Періодичне очищення парогенераторів	
	Лимонна кислота	Дезактивація обладнання	
	Щавлева кислота	Періодичне очищення парогенераторів	
Другий контур	Гідразин (N_2H_4)	Контроль кисню у другому контурі	Небезпека для здоров'я, використовується на всіх АЕС, можливе потрапляння у навколишнє середовище з дебалансовими водами
	Карбогідразид	Контроль кисню у другому	
			Альтернатива N_2H_4

Зона застосування	Хімічна речовина	Застосування	Коментарі
		контурі	
	Аміак	Контроль pH у другому контурі	Утворюється під час розпаду гідразину, нормується у зворотній воді при скиді
	Перекис водню (H ₂ O ₂)	Обробка гідразину та інших систем	-
	Моноетаноламін	Альтернатива аміаку для контролю pH	
	Морфолін	Альтернатива аміаку для контролю pH	
Водопідготовка	Сірчана кислота (H ₂ SO ₄)	Дозується в охолоджуючу воду, застосовується при хімічному очищенні від накипу, регенерація іонообмінних фільтрів	Нейтралізується перед викидом з утворенням нейтральних солей, сульфати (SO ₄ ²⁻) нормуються у зворотній воді при скиді, основний внесок SO ₄ ²⁻ у скиді
	Гідроксид натрію (NaOH)	Регенерація аніонообмінних смол	Контроль за pH зворотній воді при скиді
	Натрію фосфат та 1-гідроксіетан-1,1-дифосфонова кислота(ОЕДФ)	Інгібітор корозії	Основний внесок неорганічних фосфатів (PO ₄ ³⁻) у викиди

Зона застосування	Хімічна речовина	Застосування	Коментарі
	Натрію нітрит (NaNO_2)	Інгібітор корозії	Широко не застосовується для АЕС
	Сульфат, хлорид заліза	Коагулянт для водопідготовки	Осаджується у вигляді гідроокису заліза, SO_4^{2-} , хлориди (Cl^-) проходять з додатковою водою
	Хлорид алюмінію	Коагулянт для водопідготовки	Використовується лише на деяких АЕС
	Поліакриламід	Флокулянт	Нормуються як СПАР у зворотній воді при скиді
Охолоджуюча вода	Хлор (Cl_2)	Обробка систем охолодження	Використовується для контролю біологічного забруднення в ОСО
	Бромід (Br^-)	Побічний продукт розкладу біоцидів	-
	Поліакрилова кислота	Диспергатор для градирень	Безперервні викиди
Продукти корозії	Cu	Корозія сплавів	Через розповсюдження залізо-мідь-цинкових сплавів для конструкційних матеріалів АЕС
	Zn	Корозія сплавів	
	Fe	Корозія сплавів	
Інші параметри	pH	Загальний параметр якості води та зворотних вод	Нормується у зворотній воді при скиді, може вплинути на вміст нітратів (NO_3^-), азоту амонійного (N-NH_3) та нітритів (NO_2^-)
	Хімічне споживання кисню (ХСК)		
	Біохімічне споживання кисню (БСК_5)		
	Завислі речовини		

Таблиця А.2. Значення ДК (Україна), ELV (ЄС), WQBEL (США) для забруднюючих речовини, скидання яких нормується на різних АЕС

Забруднюючи речовини, скидання яких нормується	Beaver Valley (США) ^{1), 2)}	Byron (США) ^{1), 2)}	Isar 2 (Німеччина) ¹⁾	Kozloduy NPP (Болгарія) ³⁾	Mochovce NPP (Словаччина) ⁴⁾	Рівненська АЕС (Україна) ⁵⁾
рН, од	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,5 – 9,0
N-NH ₃ , мг/дм ³	1,0	– ⁶⁾	– ⁶⁾	1,5	1,5	0,835
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	22,0	10,0	11,0	– ⁶⁾	15,0	44,5
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,1	0,1	– ⁶⁾	– ⁶⁾	2,0	0,103
БСК ₅ , мг/дм ³	контроль	60,0	– ⁶⁾	5,0	12,0	4,48
ХСК, мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	30,0	100	35,0	80,62
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	900	– ⁶⁾	690	418,48
Cl ⁻ , мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	122,5
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	1,0	– ⁶⁾	1,0	0,7
Завислі речовини, мг/дм ³	100	60,0	50,0	100	40,0	14,88
Нафтопродукти, мг/дм ³	– ⁶⁾	1,0	-	0,05	0,3	0,104
N ₂ H ₄ , мкг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	0,1	0,4	– ⁶⁾	– ⁶⁾
Cl ₂ , мг/дм ³	відсутність	відсутність	відсутність	відсутність	відсутність	– ⁶⁾
Розчинний кисень, мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	не менш 4,0
H ₃ BO ₃ , мг/дм ³	0,03	0,03	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾
Моноетаноламін, мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	0,16	– ⁶⁾	0,009
Морфолін, мг/дм ³	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	– ⁶⁾	0,028	– ⁶⁾

Забруднюючі речовини, скидання яких нормується	Beaver Valley (США) ^{1), 2)}	Byron (США) ^{1), 2)}	Isar 2 (Німеччина) ¹⁾	Kozloduy NPP (Болгарія) ³⁾	Mochovce NPP (Словаччина) ⁴⁾	Рівненська АЕС (Україна) ⁵⁾
Сu, мг/дм ³	0,05	0,05	0,50	— ⁶⁾	— ⁶⁾	0,303
Zn, мг/дм ³	1,0	1,0	— ⁶⁾	1,0	— ⁶⁾	0,022
Cr, мг/дм ³	0,1	0,1	— ⁶⁾	— ⁶⁾	0,01	— ⁶⁾
Cd, мг/дм ³	0,01	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾
Fe, мг/дм ³	2,0	2,0	2,0	— ⁶⁾	2,0	0,306
Mn, мг/дм ³	0,2	0,2	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾
Pb, мг/дм ³	0,01	0,01	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾
Ni, мг/дм ³	0,02	0,02	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾
ОЕДФ, мг/дм ³	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	— ⁶⁾	0,817
СПАР, мг/дм ³	0,05	0,05	— ⁶⁾	— ⁶⁾	0,100	0,034

Примітки:

¹⁾ – Newsome, L., Pacey, N., Beadle, I., Heaton, A. Chemical discharges from nuclear power stations: historical releases and implications for Best Available Technology. Report – SC090012/R1, 2011. URL: <https://www.gov.uk/> (дата звернення: 09.01.2024).

²⁾ – US Environmental Protection Agency and Endocrine Disruptor Screening Program (USEPA and EDSP). Universe of Chemicals. The United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2012. URL: <https://www.epa.gov/> (дата звернення: 09.01.2024).

³⁾ – Annex No. 2 to ar. 6 of REGULATION for conditions and order of EIA implementation (promulgated SG, issue 25 of 18/03/2003). URL: http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/Information%20about%20the%20EIA%20need%20assessment_EN.pdf (дата звернення: 09.01.2024).

⁴⁾ – Information about the EIA need assessment for Mochovce NPP Units 3 & 4. URL: https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/energie/kernenergie/verfahren/slowakei/uvp_emo_34/uve_emo34/uveemo34_engl.pdf (дата звернення: 09.01.2024).

⁵⁾ – Дозвіл на спецводокористування ВП Рівненської АЕС № 53/ПВ/49д-20, 2020. URL: <https://e-services.davr.gov.ua> (дата звернення: 09.01.2024).

⁶⁾ – не нормується.

Додаток Б. Значення екологічних нормативів

Таблиця Б.1. Значення (ГДКр)¹⁾, (ГДКГ)²⁾, (ГДКп)³⁾

Показник	ГДКр	ГДКГ	ГДКп
pH, од	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Ca ²⁺ , мг/дм ³	180	200	(25 – 75) ⁷⁾
Mg ²⁺ , мг/дм ³	50	50	(10 – 50) ⁷⁾
Загальна жорсткість, ммоль/дм ³	— ⁹⁾	— ⁹⁾	(1,5 – 7,0) ⁷⁾
Загальна/часткова лужність, ммоль/дм ³	— ⁹⁾	— ⁹⁾	(0,5 – 6,5) ⁷⁾
Cl ⁻ , мг/дм ³	300	350	250
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	100	500	250
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	не менше 4,0 в будь-який період року в пробі, відібраній до 12-ї години дня		— ⁹⁾
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	3,0 ⁴⁾	3,0	— ⁹⁾
ХСК, мгО/дм ³	50,0 ⁴⁾	30,0	— ⁹⁾
K ⁺ , мг/дм ³	10,0	-	(2 – 20) ⁷⁾
Na ⁺ , мг/дм ³	120	200	200 (2 – 20) ⁷⁾
Мінералізація (сухий залишок), мг/дм ³	1000	1000	1000 (200 – 500) ⁷⁾
Завислі речовини, мг/дм ³	25,0 ⁴⁾	не повинен збільшуватись більш ніж на 0,75	— ⁹⁾
СПАР, мг/дм ³	0,1 ⁵⁾	— ⁹⁾	0,5
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,05 ⁵⁾	— ⁹⁾	0,1
N-NH ₃ , мг/дм ³	0,5	2,0	0,5
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,08	3,3	0,5
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	40,0	45,0	50,0
Cu, мг/дм ³	0,001 κ	1,0	1,0

Показник	ГДКр	ГДКг	ГДКп
	фонові якості ⁸⁾		
Zn, мг/дм ³	0,01 (Zn ²⁺)	1,0	1,0
Fe, мг/дм ³ (загальне)	0,10	0,30	0,20
Cd, мг/дм ³	0,005 (Cd ²⁺)	0,001	0,001
Cr, мг/дм ³ (Cr ⁶⁺)	0,001	0,05	0,05
Pb, мг/дм ³	0,10 (Pb ²⁺)	0,03	0,01
Mn, мг/дм ³	0,05 (Mn ²⁺)	0,1	0,05
Ni, мг/дм ³	0,01 (Ni ²⁺)	0,1	0,02
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	2,14 ⁵⁾	3,5	3,5
ОЕДФ, мг/дм ³	0,9	5,0 ⁶⁾	— ⁹⁾
ТОС, мгС/дм ³	— ⁹⁾	— ⁹⁾	8,0
H ₃ BO ₃ , мг/дм ³	0,1	0,5	0,5
Моноетаноламін, мг/дм ³	0,01	0,5	— ⁹⁾

Таблиця Б.2. Цілі щодо якості річкових вод після скидання хімічних речовин згідно зі законодавством європейських країн

Показник	Франція ¹⁾	Швейцарія ²⁾	Португалія ³⁾	Іспанія ¹⁰⁾	Україна ^{1), 2)}
рН, од	6,0 – 9,0	без змін	5,0 – 9,0	5,5 – 9,0	6,5 – 8,5 ^{1), 2)}
Cl ⁻ , мг/дм ³	100	100	250	200	— ⁹⁾
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	— ⁹⁾	— ⁹⁾	250	250	— ⁹⁾
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	≥ 9 для 50 % місячних та ≥ 7 для 100 % результатів	без змін	— ⁹⁾	— ⁹⁾	не менше 4,0 в будь-який період року в пробі, відібраній до 12-ї години дня
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	3,0	2,0 – 4,0	5,0	7,0	— ⁹⁾

Показник	Франція ¹⁾	Швейцарія ²⁾	Португалія ³⁾	Іспанія ¹⁰⁾	Україна ^{1), 2)}
ХСК, мгО/дм ³	30	— ⁹⁾	— ⁹⁾	30	— ⁹⁾
Завислі речовини, мг/дм ³	25	20	— ⁹⁾	25	не повинен збільшуватись більш ніж на 0,75
N-NH ₃ , мг/дм ³	1,0	0,2	1,0	— ⁹⁾	— ⁹⁾
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	10,0	5,6	5,0	50,0	— ⁹⁾
Cu, мг/дм ³	0,04	0,005	0,1	0,005	0,001 к фоновій якості ⁸⁾
Zn, мг/дм ³	0,3	0,02	0,5	0,02	— ⁹⁾
Fe, мг/дм ³ (загальне)	5,0	1,0	— ⁹⁾	2,0	— ⁹⁾
Cd, мг/дм ³	0,09	0,0002	0,01	0,005	— ⁹⁾
Cr, мг/дм ³ (Cr ⁶⁺)	— ⁹⁾	0,002	0,05	0,05	— ⁹⁾
Pb, мг/дм ³	0,01	0,01	0,05	0,05	— ⁹⁾
Ni, мг/дм ³	0,012	0,01	0,05	0,05	— ⁹⁾
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	— ⁹⁾	— ⁹⁾	1,0	0,4	— ⁹⁾
ТОС, мгС/дм ³	7,0	1,0 – 4,0	— ⁹⁾	— ⁹⁾	— ⁹⁾

Примітки:

¹⁾ – Рыбогосподарські нормативи гранично допустимих концентрацій (ГДКр) застосовуються в Україні для регулювання рівнів забруднюючих речовин у водних об'єктах, що мають рыбогосподарське значення згідно з Водним кодексом України 1995, № 24, ст.189 (<https://zakon.rada.gov.ua/>). Встановлені згідно з Наказу від 31.08.2017 № 473 Про затвердження Переліку галузевих стандартів і прирівняних до них інших нормативних документів колишнього СРСР, які будуть використовуватися у гідрометеорологічній діяльності до 01.01.2025 (Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Главрибвод Минрибхоза СРСР, 1990 <https://online.budstandart.com/>);

- ²⁾ – Гранично допустимі концентрації в Україні для водойм, що використовуються в господарсько-побутових, оздоровчих, рекреаційних і спортивних цілях (ГДКг), встановлюються для забезпечення безпеки людей. Також регулює екологічну якість води для водних об'єктів в межах населених пунктів. Зазначені згідно з Гігієнічними нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, побутових та інших потреб населення: Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 721 від 02 травня 2022 року (<https://zakon.rada.gov.ua/>);
- ³⁾ – В Україні гранично допустимі концентрації забруднюючих речовин для питного водопостачання (ГДКп) регламентуються Гігієнічними вимогами до води питної, призначеної для споживання людиною ДСанПіН 2.2.4-171-10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України 18 лютого 2022 року № 341 (<https://zakon.rada.gov.ua/>). При визначенні можливості використання певної водойми для питного водопостачання враховують, наскільки якість її води відповідає встановленим гігієнічним нормам, включаючи ГДКп. Така оцінка передусім вимагає врахування методів водопідготовки, які необхідно впровадити для приведення якості води до стандартів, встановлених для питної води. Для того щоб вода водойми могла бути використана як джерело питного водопостачання, вона має відповідати критеріям фізіологічної повноцінності мінерального складу. Це означає, що вода повинна мати збалансований вміст життєво необхідних мінералів та мікроелементів (Показники фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води);
- ⁴⁾ – Для природних прісних вод згідно з Нормативи екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства, щодо гранично допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню (БСК-5), хімічного споживання кисню (ХСК), завислих речовин та амонійного азоту) Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України 30.07.2012 № 471 (<https://zakon.rada.gov.ua/>);
- ⁵⁾ – згідно з Методичними рекомендаціями з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України 05 березня 2021 року № 173 (<https://zakon.rada.gov.ua/>);
- ⁶⁾ – для натрієвої солі за ДСанПіН 2.2.4-171-10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України 18 лютого 2022 року № 341 (<https://zakon.rada.gov.ua/>);
- ⁷⁾ – зазначені показники фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води за ДСанПіН 2.2.4-171-10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України 18 лютого 2022 року № 341 (<https://zakon.rada.gov.ua/>);
- ⁸⁾ – фонову концентрацію речовини для оцінки фактичного складу зворотних вод рекомендується обчислювати як середньо арифметичне значення даних ряду спостережень за попередній та поточний роки із виключенням можливих нехарактерних даних;
- ⁹⁾ – не нормується;
- ¹⁰⁾ – згідно з Gomes, J. S. L. C. Water treatments in semi-closed cooling circuits and their impact on the quality of effluents discharged by CERN, 2008. URL: <https://cds.cern.ch/record/1150124> (дата звернення: 09.01.2024);
- ¹¹⁾ – згідно з Décret 91-1283 du 19 décembre 1991 and the SEQ-EAU national water quality evaluation system. Green quality class, 2003. URL: https://mdgs.un.org/unsd/envAccounting/ceea/archive/Water/Oudin_Seq-eau.PDF (дата звернення: 09.01.2024);
- ¹²⁾ – згідно з Swiss Ordonnance sur le déversement des eaux usées, as per OEaux 814.201, October 1998. URL: <https://canplast.ch/wp-content/uploads/2018/03/canplast-OEaux-814.201-ordonnance-sur-la-protection-des-eaux-FR.pdf> (дата звернення: 09.01.2024);
- ¹³⁾ – згідно з Portuguese Decreto-Lei n. 236/98 (1998), replacing Decreto-Lei n. 74/90, 1990. URL: <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC024403/> (дата звернення: 09.01.2024).

Додаток В. Характеристика методів вимірювання показників якості води, що використані у дослідженні

Показник	ДВ ¹⁾	δ , % (Δ)	Метод вимірювання	ЗВ
pH, од	1 – 10	($\Delta = \pm 0,1$ од.)	MBV 081/12-0317-06 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань водневого показника (pH) електрометричним методом	Іономір pH-метр S220 Mettler Toledo
Ca ²⁺ , мг/дм ³	10 – 150	10 – 50: $\delta = \pm 10$ %; 50 – 150: $\delta = \pm 5$ %	MBV 081/12-0006-01 Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію титриметричним методом. Перерахунок загальної жорсткості за Ca ²⁺ , Mg ²⁺ відповідно до ДСТУ ISO 6059:2003 Якість води. Визначення сумарного вмісту кальцію та магнію. Титриметричний метод із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти	Бюретка, ваги лабораторні
Mg ²⁺ , мг/дм ³	10 – 150	$\delta = \pm 5$ %		
Загальна жорсткість, ммоль/дм ³	-	-		
Лужність, ммоль/дм ³	-	-	ISO 9963-1:2007 Якість води. Визначення лужності. Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності	
Cl ⁻ , мг/дм ³	7 – 1500	$\delta = \pm 20$ %	MBV 081/12-0653-09. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів титриметричним методом	
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	50 – 500	$\delta = \pm 9$ %	MBV 081/12-0177-05 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів титриметричним методом	
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	1,0 – 14	0,5 – 2,0: $\delta = \pm 20$ %; понад 2,0: $\delta = \pm 10$ %	MBV 081/12-0008-01 Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером	

Показник	ДВ ¹⁾	δ, % (Δ)	Метод вимірювання	ЗВ
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	0,5 – 15	0.5 - 2: δ = ± (90 - 27) %; 2 - 5: δ = ± (27 - 11) %; 5 - 15 %: δ = ± (11 - 5) %	КНД 211.1.4.024-95 Метод визначення біохімічного споживання кисню через п діб (БСК) у природних та стічних водах	
ХСК, мгО/дм ³	5 – 100	5 - 10: δ = ± (65 - 34) %; 10 - 30: δ = ± (34 - 14) %; 30 - 100: δ = ± (14 - 9) %	КНД 211.1.4.021- 95 Метод визначення хімічного споживання кисню (ХСК) у поверхневих та стічних водах	
Н ₃ ВО ₃ , мг/дм ³	1 – 30	δ = ± 20 %	ММ-И.0.03.015-09 Методика виконання вимірювань масової концентрації борної кислоти (від 1 мг/дм ³ до 30 мг/дм ³) у технологічних середовищах АЕС титриметричним методом	
К ⁺ , мг/дм ³	0,1 – 100	-	ДСТУ ISO 9964-3:2015. Визначення вмісту натрію та калію методом атомно- емісійної спектроскопії з полум'яним збудженням	Полум'я-фотометр ПАЖ-2 чи BWB ХР
Na ⁺ , мг/дм ³	1,0 – 200			
Мінералізація (сухий залишок), мг/дм ³	50 – 10000	δ = ±5 %	МВВ № 081/12-0109-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика визначення масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом	Ваги лабораторні, сушильна шафа
Завислі речовини, мг/дм ³	5 – 5000	5 – 50: δ = ± 20 %; 50 – 5000: δ = ± 10 %	КНД 211.1.4.039-95 Методика гравіметричного визначення завислих (суспендованих) речовин в природних і стічних водах	
СПАР, мг/дм ³	0,025 – 2,0	0,025 – 0,1: δ = ±50 %; 0,1 – 1,0: δ = ±30 %; 1,0 – 2,0: δ =	МВВ 12-4555 Методика виконання вимірювань масової концентрації аніонних поверхнево-активних речовин в пробах природної, питної та стічної води	Аналізатор рідини Флюорат-02

Показник	ДВ ¹⁾	δ , % (Δ)	Метод вимірювання	ЗВ
		± 20 %	флуориметричним методом	Спектрофотометр ULAB S102 чи UNIKO 1201
Нафто-продукти, мг/дм ³	0,005 – 50,0	0,005 – 0,02: $\delta = \pm 65$ %; 0,02 – 0,5: $\delta = \pm 40$ %; 0,5 – 50,0: $\delta = \pm 25$ %	МБВ 081/12-0230-05 Методика виконання вимірювань масової концентрації нафтопродуктів в пробах природної, питної та стічної води флуориметричним методом	
N-NH ₃ , мг/дм ³	0,1 – 50,0	0,1 – 0,5: $\delta = \pm 20$ %; 0,5 – 50: $\delta = \pm 9$ %	МБВ 081/12-0106-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній-іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера	
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,05 – 1,0	$\delta = \pm 50$ %	КНД 211.1.4.023-95 Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Гріса в поверхневих та очищених стічних водах.	
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	0,5 – 100	$\delta = \pm 25$ %	МБВ 081/12-0651-09 Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нітрат-іонів фотоколориметричним методом	
N ₂ H ₄ , мкг/дм ³	від 0,25	$\delta = \pm 55$ %	171-57-М-ХЦ Методика виконання вимірювань масової концентрації гідразин-гідрату	
Cu, мг/дм ³	0,02 – 1,0	$\delta = \pm 21$ %	ММ-И.0.03.020-11 Методика выполнения измерений массовой концентрации меди в поверхностных, подземных, технологических и сточных водах АЭС фотоколориметрическим методом	
Zn, мг/дм ³	0,005 – 2,0	0,005 – 1,0: $\delta = \pm 25$ %; 1,0 – 2,0: $\delta = \pm 15$ %	МБВ № 081/12-0173-05 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації цинку фотоколориметричним методом	
Fe, мг/дм ³	0,05 – 4,0	0,05 – 1,0: $\delta = \pm 20$ %; 1,0 – 4,0: $\delta =$	МБВ №081/12-0175-05 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань	

Показник	ДВ ¹⁾	δ, % (Δ)	Метод вимірювання	ЗВ
		±10 %	масової концентрації заліза загального фотоколориметричним методом з роданідом	
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	0,05 – 100	0,05 – 0,50: δ = ±15 %; 0,5 – 100: δ = ±10 %	МВВ 081/12-0005-01 Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчинених ортофосфатів фотометричним методом»	
ОЕДФ, мг/дм ³	0,06 – 4,0	δ = ±18 %	МВВ 081/12-0878-13 Води зворотні, поверхневі. Методика виконання вимірювань масової концентрації оксіетилідендифосфенової кислоти (ОЕДФК) фотоколориметричним методом	
ТІС, ТОС, мгС/дм ³	0,3 – 100	0.3 - 10: δ = ± 10 %; більше 10: δ = ± 5 %	ДСТУ EN 1484:2003 Дослідження води. Настанови щодо визначення загального та розчиненого органічного вуглецю	Аналізатор вуглецю Elementar liquiTOC II
ВМ (Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd) ²⁾ , мкг/дм ³	2,0 (Fe); 3,0 (Zn); 1,0 (Mn); 3,0 (Cu); 3,0 (Pb); 3,0 (Ni); 1,0 (Cr); 1,0 (Cd) ³⁾	δ = ±30 % (Fe); δ = ± 30 % (Zn); δ = ± 45 % (Mn); δ = ± 25 % (Cu); δ = ±15 % (Pb); δ = ± 15 % (Ni); δ = ± 40 % (Cr); δ = ± 35 % (Cd)	ДСТУ EN ISO 11885:2019 Якість води. Визначення вибраних елементів методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-OES)	Атомно-емісійний спектрометр з індуктивно зв'язаною плазмою ICAP 7400 Duo
K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , мг/дм ³	0,1 – 20 (K ⁺); 0,02 – 20 (Na ⁺); 0,01 – 50	-	EN ISO 14911:2022 Якість води. Визначення розчиненого Li ⁺ , Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mn ²⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Sr ²⁺ і Ba ²⁺ за допомогою іонної хроматографії. Метод для води та стічних вод	Іонний хроматограф Dionex ICS-2000, колонка

Показник	ДВ ¹⁾	δ, % (Δ)	Метод вимірювання	ЗВ
	(Ca ²⁺ , Mg ²⁺)			IonPac CS18
Моно- етаноламін, мг/дм ³	0,005 – 5,00	δ = ± (30 - 15) %	171-18-М-ХЦ Методика виконання вимірювань масової концентрації моноетаноламіну (2-аміноетанолу) методом іонної хроматографії в технологічних водах АЕС	
Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	0,1 – 50 (Cl ⁻); 0,1 – 100 (SO ₄ ²⁻)	-	ДСТУ EN ISO 10304-1:2022 Якість води. Визначення розчинених аніонів методом рідинної іонної хроматографії. Частина 1: Визначення броміду, хлориду, фтору, нітрату, нітриту, фосфату та сульфату	Іонний хроматограф Dionex ICS-1500, колонка IonPac AS18

Примітки:

¹⁾ – ДВ – діапазон вимірювання; δ (Δ) – межі відносної (абсолютної) похибки; ЗВ – засоби вимірювань;

²⁾ – використано аналітичні лінії (нм): Zn (213,857), Cd (226,502), Pb (220,353), Cu (324,754), Ni (231,604), Mn (257,610), Fe (259,940), Cr (267,716);

³⁾ – нижня межа вимірювання за методикою виконання вимірювань.

Додаток Г. Значення екологічних нормативів

Таблиця Г.1. Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші за відповідними категоріями¹⁾

Класи ²⁾	I	II		III		IV	V
Категорії ²⁾	1	2	3	4	5	6	7
Індекс сольового складу води І1							
Сума іонів, мг/дм ³	≤500	501–750	751–1000	1001–1250	1251–1500	1501–2000	>2000
Cl ⁻ , мг/дм ³	≤20	21–30	31–75	76–150	151–200	201–300	>300
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	≤50	51–75	76–100	101–150	151–200	201–300	>300
Індекс трофо-сапробіологічних показників І2							
Завислі речовини	< 5	5–10	11–20	21–30	31–50	51–100	>100
pH, од	6,9–7,0 7,1–7,5	6,7–6,8 7,6–7,9	6,5–6,6 8,0–8,1	6,3–6,4 8,2–8,3	6,1–6,2 8,4–8,5	5,9–6,0 8,6–8,7	<5,9 >8,0
N-NH ₃ , мг/дм ³	< 0,10	0,10–0,20	0,21–0,30	0,31–0,50	0,51–1,00	1,01–2,5	>2,5
NO ₂ ⁻ , мгN/дм ³	< 0,002	0,002–0,005	0,006–0,010	0,011–0,020	0,021–0,050	0,051–0,10	> 0,10
NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³	< 0,20	0,20–0,30	0,31–0,50	0,51–0,70	0,71–1,00	1,01–2,50	> 2,50
PO ₄ ³⁻ , мгP/дм ³	< 0,015	0,015–0,030	0,031–0,050	0,051–0,100	0,101–0,200	0,201–0,300	> 0,30
РК, мг/дм ³	> 8,0	7,6–8,0	7,1–7,5	6,1–7,0	5,1–6,0	4,0–5,0	< 4,0
ХСК, мг/дм ³	< 9	9–15	16–25	26–30	31–40	41–60	> 60
БСК ₅ , мг/дм ³	< 1,0	1,0–1,6	1,7–2,1	2,2–4,0	4,1–7,0	7,1–12,0	> 12,0
Індекс специфічних речовин токсичної дії І3							
Cd, мкг/дм ³	< 0,1	0,1	0,2	0,3–0,5	0,6–1,5	1,6–5,0	> 5,0
Cu, мкг/дм ³	< 1	1	2	3–10	11–25	26–50	> 50
Zn, мкг/дм ³	< 10	10–15	16–20	21–50	51–100	101–200	> 200

Класи ²⁾	I	II		III		IV	V
Категорії ²⁾	1	2	3	4	5	6	7
Pb, мкг/дм ³	< 2	2–5	6–10	11–20	21–50	51–100	> 100
Cr, мкг/дм ³	< 2	2–3	4–5	6–10	11–25	26–50	> 50
Ni, мкг/дм ³	< 1	1–5	6–10	11–20	21–50	51–100	> 100
Fe, мкг/дм ³	< 50	50–75	76–100	101–500	501–1000	1001–2500	> 2500
Mn, мкг/дм ³	< 10	10–25	26–50	51–100	101–500	501–1250	> 1250
Нафто- продукти, мкг/дм ³	< 10	10–25	26–50	51–100	101–200	201–300	> 300
СПАР, мкг/дм ³	0	< 10	10–20	21–50	51–100	101–250	> 250

Таблиця Г.2. Класифікація якості вод залежно від значення індексу забруднення води (ІЗВ)³⁾

Опис якості води	Значення ІЗВ	Клас якості води
Дуже чисті	до 0,20	I
Чисті	0,21-1,00	II
Помірно забруднені	1,01-2,00	III
Забруднені	2,01-4,00	IV
Брудні	4,01-6,00	V
Дуже брудні	6,01-10,0	VI
Надзвичайно брудні	>10,0	VII

Таблиця Г.3. Оціночні бали⁴⁾ для розрахунку повторюваності Р та кратності К

Значення, %	Характеристика	Виражені умовно	Оціночні бали
Р			
0 ÷ 10	одинична	a	1
10 ÷ 30	нестійка	b	2
30 ÷ 50	стійка	c	3
50 ÷ 100	характерна	d	4
К			
0 ÷ 2	низький	a1	1
2 ÷ 10	середній	b1	2
10 ÷ 50	високий	c1	3
50 ÷ 100	дуже високий	d1	4

Таблиця Г.4. Оціночні бали⁴⁾ для розрахунку узагальнених оціночних балів Іі

Характеристика	Іі		Якість води
	Форма	Бал	
Одинична забрудненість низького рівня	a × a1	1	слабо забруднена
Одинична забрудненість середнього рівня	a × b1	2	забруднена
Одинична забрудненість високого рівня	a × c1	3	брудна
Одинична забрудненість дуже високого рівня	a × d1	4	брудна
Нестійка забрудненість низького рівня	b × a1	2	забруднена
Нестійка забрудненість середнього рівня	b × b1	4	брудна
Нестійка забрудненість високого рівня	b × c1	6	дуже брудна
Нестійка забрудненість дуже високого рівня	b × d1	8	дуже брудна
Стойка забрудненість низького рівня	c × a1	3	брудна
Стойка забрудненість середнього рівня	c × b1	6	дуже брудна

Характеристика	Іі		Якість води
	Форма	Бал	
Стійка забрудненість високого рівня	c × c1	9	дуже брудна
Стійка забрудненість дуже високого рівня	c × d1	12	неприпустимо брудна
Характерна забрудненість низького рівня	d × a1	4	брудна
Характерна забрудненість середнього рівня	d × b1	8	дуже брудна
Характерна забрудненість високого рівня	d × c1	12	неприпустимо брудна
Характерна забрудненість дуже високого рівня	d × d1	16	неприпустимо брудна

Таблиця Г.5. Класифікація якості води водних об'єктів за значенням КІЗ⁵⁾

Клас	Характеристика	без ЛПЗ	1 ЛПЗ	2 ЛПЗ	3 ЛПЗ	4 ЛПЗ	5 ЛПЗ
I	Слабо забруднена	1	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5
II	Забруднена	1 – 2	0,9 – 1,8	0,8 – 1,6	0,7 – 1,4	0,6 – 1,2	0,5 – 1,0
III	Брудна	2 – 4	1,8 – 3,6	1,6 – 3,2	1,4 – 2,8	1,2 – 2,4	1,0 – 2,0
III а		2 – 3	1,8 – 2,7	1,6 – 2,4	1,4 – 2,1	1,2 – 1,8	1,0 – 1,5
III б		3 – 4	2,7 – 3,6	2,4 – 3,2	2,1 – 2,8	1,8 – 2,4	1,5 – 2,0
IV а	Дуже брудна	4 – 6	3,6 – 5,4	3,2 – 4,8	2,8 – 4,2	2,4 – 3,6	2,0 – 3,0
IV б		6 – 8	5,4 – 7,2	4,8 – 6,4	4,2 – 5,6	3,6 – 4,8	3,0 – 4,0
IV в		8–10	7,2 – 9,0	6,4 – 8,0	5,6 – 7,0	4,8 – 6,0	4,0 – 5,0
IV г		10–11	9 – 9,9	8,0 – 8,8	7,0 – 7,7	6,0 – 6,6	5,0 – 5,5

Таблиця Г.6. Інтегральна оцінка ступеня забрудненості водного середовища за коефіцієнтом забрудненості χ ⁶⁾

χ	Оцінка ступеня забрудненості
До 1,00	Нешкідлива (чиста)
1 – 1,99	Мала
2 – 2,99	Припустима
3 – 3,99	Істотна
4 – 5,00	Інтенсивна
Більш 5,00	Катастрофічна

Таблиця Г.7. Вага показників w_i для розрахунку WQI⁷⁾

Показник	w_i	Показник	w_i
pH	3	Ca^{2+}	2
Мінералізація (сухий залишок)	5	Mg^{2+}	2
Загальна жорсткість	3	NO_3^-	5
Лужність	2	SO_4^{2-}	3
Cl^-	3	Fe	2
Na^+	3	K^+	2

Примітки:

- 1) – відповідно до Екологічної основи управління водними ресурсами : навч. посіб. / А.І. Томільцева, А.В. Яцик, В.Б. Мокін та ін. – К. : Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. – 200 с;
- 2) – класифікація оцінки якості поверхневих вод за екологічним станом по класам і категоріям якості є наступною: I клас, 1 категорія - відмінні; II клас – добрі, дві категорії: 2 – дуже добрі, 3 – добрі; III клас – задовільні, дві категорії: 4 – задовільні, 5 – середні; IV клас з однією категорією: 6 – погані; V клас з однією категорією: 7 – дуже погані. За ступенем чистоти (забрудненості) поверхневі води класифікуються на наступні: I клас з однією категорією: 1 – дуже чисті; II клас – чисті, з двома категоріями: 2 – чисті і 3 – досить чисті; III клас – забруднені, з двома категоріями: 4 – слабо забруднені і 5 – помірно забруднені; IV клас з однією категорією: 6 – брудні; V клас з однією категорією: 7 – дуже брудні.
- 3) – відповідно до Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям – М., 1986. – 28 с
- 4) – відповідно до Юрасов, С. М., Кур'янова, С. О., & Юрасов, М. С. (2009). Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. Український гідрометеорологічний журнал, (5), 42-53 URL: <http://uhmj.odeku.edu.ua/wp-content/uploads/2016/08/5-Yurasov-Kurianova.pdf> (дата звернення: 05.01.2025).

- 5) – класифікація якості води виконується у залежності від значення КІЗ і кількості лімітуючих показників забруднення (ЛПЗ), до ЛПЗ води відносять будь-який показник, по якому значення P_i дорівнює 12 чи 16.
- 6) – відповідно до Юрасов С.М. Методи оцінки якості природних вод: Конспект лекцій. Одеса: Екологія, 2011. 92 с. URL: http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/487/1/UrasovS%D0%9C_Ocinka_yacosty_vod_KL_2011.pdf (дата звернення: 05.01.2025), для розрахунку прийняті показники забрудненості з відповідною ранговою послідовністю (i): БСК₅ (i = 1); N-NH₃ (i = 2); нафтопродукти (i = 3); O₂ (i = 4), ранги іншим показникам встановлюють експертно або за співвідношенням $N_i / C_{i,d}$.
- 7) – відповідно до Al-Aboodi, A.H., Abbas, S.A. & Ibrahim, H.T. Effect of Hartha and Najibia power plants on water quality indices of Shatt Al-Arab River, south of Iraq. Appl Water Sci, 2018, 8, 64 <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0703-0>.

Додаток Д. Екологічна оцінка якості води р. Стир в контрольних точках до (S1) та за (S4) скиду зворотних вод за КІЗ та ПКІЗ

Таблиця Д.1 Екологічна оцінка якості води р. Стир в контрольних точках до (S1) та за (S4) скиду зворотних вод за КІЗ та ПКІЗ за ГДКр

Показник	Pi		Бали		Ki		Бали		Ii		ЛПЗ		Характеристика	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
Ca ²⁺	0	0	1	1	0,56	0,55	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Mg ²⁺	0	0	1	1	0,44	0,50	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Cl ⁻	0	0	1	1	0,05	0,05	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
SO ₄ ²⁻	0	0	1	1	0,41	0,43	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
PK	0	0	1	1	0,38	0,39	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
БСК ₅	0,38	0,41	3	3	0,87	0,93	1	1	4	4	0	0	брудна	
ХСК	0,67	0,72	4	4	0,68	0,72	1	1	3	3	0	0	брудна	
K ⁺	0	0	1	1	0,51	0,51	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Na ⁺	0	0	1	1	0,18	0,19	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
M, C3	0	0	1	1	0,39	0,41	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
ЗР	0	0	1	1	0,34	0,34	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
СПАР	0	0	1	1	0,09	0,13	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
НП	0	0	1	1	0,72	0,64	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
N-NH ₃	0,45	0,42	3	3	1,20	1,22	1	1	3	3	0	0	брудна	
NO ₂ ⁻	0,65	0,65	4	4	1,13	1,13	1	1	4	4	0	0	брудна	
NO ₃ ⁻	0	0	1	1	0,13	0,52	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Cu	1,0	1,0	4	4	3,51	4,52	2	2	8	8	0	0	дуже брудна	
Zn	0	0	1	1	0,30	0,30	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Fe	1,0	1,0	4	4	2,85	2,90	2	2	8	8	0	0	дуже брудна	
Cd	0	0	1	1	0,20	0,20	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Cr	1,0	1,0	4	4	1,00	1,00	1	1	4	4	0	0	брудна	
Pb	0	0	1	1	0,01	0,01	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Mn	0	0	1	1	0,24	0,25	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Ni	0	0	1	1	0,30	0,30	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
PO ₄ ³⁻	0	0	1	1	0,14	0,14	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
ОЕДФ	0	0	1	1	0	0,3	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
H ₃ BO ₃	0	0	1	1	0,50	0,50	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
ME	0	0	1	1	0,5	0,5	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	

Показник	Pi		Бали		Ki		Бали		Ii		ЛПЗ		Характеристика	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
До скиду: показників = 28; KIЗ = 39; PKIЗ = 1,6; 0 ЛПЗ (клас II, «забруднена»)														
Після скиду: показників = 28; KIЗ = 39; PKIЗ = 1,6; 0 ЛПЗ (клас II, «забруднена»)														

Таблиця Д.2 Екологічна оцінка якості води р. Стир в контрольних точках до (S1) та за (S4) скиду зворотних вод за KIЗ та PKIЗ за ГДКГ

Показник	Pi		Бали		Ki		Бали		Ii		ЛПЗ		Характеристика	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
Ca ²⁺	0	0	1	1	0,56	0,55	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Mg ²⁺	0	0	1	1	0,44	0,50	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Cl ⁻	0	0	1	1	0,04	0,05	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
SO ₄ ²⁻	0	0	1	1	0,08	0,43	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
PK	0	0	1	1	0,38	0,39	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
БСК ₅	0,38	0,41	3	3	0,87	0,93	1	1	3	3	0	0	брудна	
ХСК	0,74	0,78	4	4	1,12	1,20	1	1	4	4	0	0	брудна	
Na ⁺	0	0	1	1	0,11	0,12	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
M, CЗ	0	0	1	1	0,39	0,41	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
N-NH ₃	0	0	1	1	0,30	0,32	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
NO ₂ ⁻	0	0	1	1	0,03	0,03	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
NO ₃ ⁻	0	0	1	1	0,11	0,47	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Cu	1,0	1,0	4	4	3,51	4,52	2	2	8	8	0	0	дуже брудна	
Zn	0	0	1	1	0,00	0,00	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Fe	0,45	0,38	3	3	0,95	0,95	1	1	3	3	0	0	брудна	
Cd	0,12	0,12	2	2	1,00	1,00	1	1	2	2	0	0	забруднена	
Cr	0	0	1	1	0,02	0,02	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Pb	0	0	1	1	0,03	0,03	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Mn	0	0	1	1	0,48	0,50	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Ni	0	0	1	1	0,03	0,03	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
PO ₄ ³⁻	0	0	1	1	0,09	0,09	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
ОЕДФ	0	0	1	1	0	0,02	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
H ₃ BO ₃	0	0	1	1	0,50	0,50	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
ME	0	0	1	1	0,5	0,5	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	

Показник	Pi		Бали		Ki		Бали		Ii		ЛПЗ		Характеристика	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
До скиду: показників = 25; KIЗ = 39; PKIЗ = 1,96; 0 ЛПЗ (клас II, «забруднена»)														
Після скиду: показників = 25; KIЗ = 39; PKIЗ = 1,96; 0 ЛПЗ (клас II, «забруднена»)														

Таблиця Д.3 Екологічна оцінка якості води р. Стир в контрольних точках до (S1) та за (S4) скиду зворотних вод за KIЗ та PKIЗ за ГДКп

Показник	Pi		Бали		Ki		Бали		Ii		ЛПЗ		Характеристика	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
Cl ⁻	0	0	1	1	0,06	0,06	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
SO ₄ ²⁻	0	0	1	1	0,17	0,17	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Na ⁺	0	0	1	1	0,11	0,12	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
M, CЗ	0	0	1	1	0,39	0,41	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
СПАР	0	0	1	1	0,02	0,03	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
НП	0	0	1	1	0,36	0,32	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
N-NH ₃	0,45	0,42	3	3	1,20	1,30	1	1	3	3	0	0	брудна	
NO ₂ ⁻	0	0	1	1	0,18	0,18	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
NO ₃ ⁻	0	0	1	1	0,11	0,41	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Cu	1,0	1,0	4	4	3,51	4,52	2	2	8	8	0	0	дуже брудна	
Zn	0	0	1	1	0,00	0,00	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Fe	0,83	0,65	4	4	1,43	1,43	1	1	4	4	0	0	брудна	
Cd	0,12	0,12	2	2	1,00	1,00	1	1	2	2	0	0	забруднена	
Cr	0	0	1	1	0,02	0,02	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Pb	0	0	1	1	0,10	0,10	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Mn	0	0	1	1	0,24	0,25	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
Ni	0	0	1	1	0,15	0,15	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
PO ₄ ³⁻	0	0	1	1	0,09	0,09	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
ТОС	0,15	0,15	2	2	0,93	0,95	1	1	2	2	0	0	забруднена	
H ₃ BO ₃	0	0	1	1	0,30	0,30	1	1	1	1	0	0	слабо забруднена	
До скиду: показників = 20; КІЗ = 34; ПКІЗ = 1,7; 0 ЛПЗ (клас II, «забруднена»)														
Після скиду: показників = 20; КІЗ = 34; ПКІЗ = 1,7; 0 ЛПЗ (клас II, «забруднена»)														

Додаток Ж

АП «Національна атомна енергогенеруюча компанія «Енергоатом»
Філія «ВП «РІВНЕНСЬКА АТОМНА ЕЛЕКТРОСТАНЦІЯ»



АКТ

про впровадження/використання результатів дисертаційної роботи у виробництво

Даним актом стверджується, що результати досліджень проведених аспірантом Національного університету водного господарства та природокористування ННІАЗ, спеціальності «Екологія» П. М. Кузнецовим, а саме:

Застосування варіабельності фосфонатної стабілізаційної обробки охолоджуючої води оборотних систем охолодження для оптимізації використання реагентів та усунення необґрунтованого надлишку дозування оксидилідендифосфорової кислоти (ОЕДФК).

В частині:

- виявлення превалюючих факторів до застосування варіабельного дозування реагентів для підтримання водно-хімічного режиму (ВХР) оборотної системи охолодження (ОСО) філії «ВП «РАЕС».
- реалізації дослідно-промислової апробації моделі варіабельного дозування ОЕДФК для обробки ОСО філії «ВП «РАЕС».
- проведення науково-технічного обґрунтування методу розрахунку необхідної концентрації ОЕДФК в циркуляційній воді в залежності від карбонатної твердості циркуляційної води (Жк)ц.в.
- проведення порівняльного аналізу дотримання екологічних норм ОЕДФК в зворотних водах ОСО ВП РАЕС та скиду у водний об'єкт (р. Стир).

Режим варіабельного дозування ОЕДФК для обробки добавленої води ОСО відображений в експлуатаційній документації ВП РАЕС. Впроваджений режим, зі зменшенням дозування, дозволив зменшити скид ОЕДФК у водний об'єкт з продувними водами та вміст ОЕДФК в охолоджуючій та зворотній воді. Запроваджений режим не призвів до погіршення показників якості контролю накипоутворення ВХР та стану теплообмінних поверхонь споживачів ОСО.

Проект, підготовлений за результатами дослідження «Оптимізація фосфонатної корекційної обробки охолоджуючої води циркуляційної системи технічного водопостачання Рівненської АЕС за критерієм варіабельності» здобув перемогу у номінації «Прикладна розробка» галузевого конкурсу «Атомні інноватори»-2023.

Т.в.о. начальника ХЦ

Д. В. Губський

Начальник відділу головного технолога

В. Г. Батурін

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

Цим Актом засвідчується, що результати наукових досліджень, проведених аспірантом Національного університету водного господарства та природокористування, ННІАЗ, спеціальності «Екологія», Кузнецовим Павлом Миколайовичем (науковий керівник д.б.н., проф. Бедункова О. О.), впроваджені у практичну діяльність компанії ТОВ НВО «Ecosoft», виробника систем очищення води.

Впроваджено результати досліджень у частині використання та оцінювання водних скидів зворотної води внаслідок застосування інгібіторів та реагентів виробництва ТОВ НВО «Ecosoft», а саме: дисперсантів на основі поліакрилатів (ACUMER-1000); біоцидів 2,2-дибромо-3-нітрилопропіонамід (ECOCIDE DB20 RO); гіпохлориту натрію.

В частині:

- проведення комплексної оцінки впливу застосування інгібіторів, дисперсантів та біоцидів на якість зворотних та промислових вод систем технічного водопостачання;
- дослідження процесів формування водних скидів унаслідок застосування реагентної обробки та визначення відповідності показників екологічним нормативам;
- проведення дослідної експлуатації інгібіторів та біоцидів для обробки систем технічного водопостачання;
- розроблення та апробації методології оцінювання водних скидів зворотної води при використанні реагентів виробництва ТОВ НВО «Ecosoft»;
- участі у впровадженні оптимізованих режимів реагентної обробки з метою зменшення екологічного навантаження на водні об'єкти.

Зокрема, роботи, проведені у 2020–2025 рр. в межах дослідної експлуатації інгібіторів, дисперсантів та біоцидів для обробки систем технічного водопостачання філії «ВП „Рівненська АЕС“», показали успішні результати.

Отримані науково-практичні результати та розроблена методологія дозволили:

- здійснити обґрунтоване впровадження даних реагентів у промислову експлуатацію;
- забезпечити контроль та оцінювання складу і якості зворотних вод та водних скидів;
- підвищити рівень екологічної безпеки при експлуатації систем технічного водопостачання;
- зменшити потенційний вплив реагентної обробки на водні об'єкти.

Впровадження підтверджує практичну значущість отриманих результатів та доцільність використання розробленої методології у виробничій діяльності підприємств енергетичного та водогосподарського сектору.

Директор ТОВ «НВО «ЕКОСОФТ»



Валерій СЕРКОВ