

В. Л. Безсонний

**ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ
ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ
ВОДОПОСТАЧАННЯ
В УМОВАХ УПРОВАДЖЕННЯ ПОЛОЖЕНЬ
ВОДНОЇ РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ ЄС**

Монографія

**Харків
ХНЕУ ім. С. Кузнеця
2023**

УДК 502.51:628.1(0.034)

Б39

Рецензенти: завідувачка кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти Харківського національного університету ім. В. Н. Каразіна, д-р геогр. наук, професор *А. Н. Некос*; завідувач кафедри екології та природозахисних технологій Сумського державного університету, д-р техн. наук, професор *Л. Д. Пляцук*; завідувач кафедри цивільної та промислової безпеки Національного авіаційного університету, канд. мед. наук, професор *Б. Д. Халмурадов*.

Рекомендовано до видання рішенням ученої ради Харківського національного економічного університету імені Семена Кузнеця.

Протокол № 9 від 20.12.2022 р.

Самостійне електронне текстове мережеве видання

Безсонний В. Л.

Б39 **Забезпечення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання в умовах упровадження положень Водної рамкової директиви ЄС [Електронний ресурс] : монографія / В. Л. Безсонний. – Харків : ХНЕУ ім. С. Кузнеця, 2023. – 114 с.**

ISBN 978-966-676-864-6

Розглянуто теоретичні та методичні аспекти забезпечення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання. Розроблено методичне забезпечення ефективної реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну. Науково обґрунтовано вибір та використання індикаторних показників екологічного стану поверхневих вод для прогнозування їхнього забруднення. Удосконалено математичну модель динаміки індикаторних показників екологічного стану поверхневих вод доповненням коригувальними коефіцієнтами, що дозволяє з високою точністю прогнозувати екологічний стан водотоків.

Рекомендовано для наукових, науково-педагогічних працівників, здобувачів освіти, працівників органів державної влади.

УДК 502.51:628.1(0.034)

© Безсонний В. Л., 2023

© Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця, 2023

ISBN 978-966-676-864-6

Зміст

Перелік умовних позначень, символів, одиниць, скорочень і термінів.....	6
Вступ	7
1. Огляд ефективності реалізації управління екологічною безпекою водних ресурсів у межах річкового басейну.....	9
1.1. Теоретико-методологічні засади управління екологічною безпекою річкового басейну з урахуванням Водної рамкової директиви Європейського Союзу	9
1.2. Світовий досвід підвищення екологічної безпеки водних об'єктів шляхом удосконалення організаційного механізму управління водними ресурсами для його запровадження в Україні	16
1.2.1. Закордонний досвід управління екологічною безпекою річкових басейнів	16
1.2.2. Управління екологічною безпекою річкових басейнів в Україні	20
1.3. Методичні підходи до визначення екологічних ризиків в умовах упровадження басейнового підходу	23
1.4. Огляд наявних моделей динаміки екологічного стану водних об'єктів	28
2. Методологія дослідження.....	39
2.1. Об'єкт і предмет дослідження	39
2.2. Електрохімічний метод визначення розчиненого кисню	40
2.3. Визначення біохімічного споживання кисню	41
2.4. Визначання розчинених фторид-, хлорид-, нітрит-, ортофосфат-, бромід-, нітрат- і сульфат-іонів, методом рідинної хроматографії.....	43
2.5. Оцінювання надійності результатів експериментів	44
3. Вплив на екологічну безпеку поверхневих джерел водопостачання комунального підприємства водовідведення	47
3.1. Оцінювання екологічного стану поверхневих вод у районі розміщення комунального підприємства водовідведення.....	47

3.2. Вплив скидання оброблених побутово-промислових стоків м. Ізюм на екологічний стан р. Сіверський Донець	49
3.3. Комплексне оцінювання впливу техногенного забруднення р. Сіверський Донець обробленими побутово-промисловими стоками м. Ізюм	54
3.4. Оцінювання екологічного ризику від впливу побутово-промислових стоків.....	59
4. Математичне моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання	67
4.1. Обґрунтування підходу до вибору індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод	67
4.2. Побудова математичної моделі динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод	74
4.3. Моделювання динаміки Індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання.....	78
5. Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання	82
5.1. Удосконалення методичного забезпечення формування мережі пунктів спостережень системи екологічного моніторингу поверхневих вод	82
5.1.1. Аналіз ефективності чинної системи моніторингу поверхневих вод	82
5.1.2. Система екологічного моніторингу поверхневих джерел водопостачання басейну р. Сіверський Донець.....	85
5.1.3. Удосконалення мережі спостережень системи екологічного моніторингу з урахуванням вимог Водної рамкової директиви ЄС	88
5.2. Удосконалення методичного забезпечення кризового моніторингу вод в умовах упровадження положень Водної рамкової директиви ЄС	92

5.2.1. Змінення показників екологічного стану поверхневих вод під час аварійних та несанкціонованих скидань забруднень	92
5.2.2. Заходи, пов'язані з оповіщенням про аварійні ситуації	93
5.2.3. Організація та зміст спостережень за екологічним станом поверхневих водних об'єктів	95
Висновки	101
Використана література	103

Перелік умовних позначень, символів, одиниць, скорочень і термінів

БСК – біохімічне споживання кисню;

БУВР – басейнове управління водних ресурсів;

ВКУ – Водний кодекс України;

ВРД ЄС – Водна рамкова директива Європейського Союзу;

ГДК – гранично допустима концентрація;

ДСанПіН – державні санітарні правила і норми;

Ж – уміст солей твердості у воді;

ЗР – забруднювальні речовини;

ІКВ ВКП – Ізюмське комунально-виробниче водопровідно-каналізаційне підприємство;

ІУВР – інтегроване управління водними ресурсами;

ІУРБ – інтегроване управління річковим басейном;

МОЗ – Міністерство охорони здоров'я України;

НПР – нормальний підпірний рівень;

ПАР – поверхнево-активні речовини;

РК – розчинений кисень;

рН – водневий показник;

ХСК – хімічне споживання кисню.

Вступ

Забезпечення екологічної безпеки на рівні басейнів річок набуло особливої актуальності, у зв'язку з упровадженням в Україні вимог Водної рамкової директиви Європейського Союзу (ЄС), посиленням вимог екологічної безпеки до джерел водопостачання та зростального впливу забруднювальних речовин на водні об'єкти. Відсутність чинних механізмів реалізації басейнового принципу управління, контролю за екологічним станом поверхневих джерел питного водопостачання та відповідальності за нього призводить до того, що найчастіше основні техногенно-небезпечні об'єкти, які обумовлюють екологічний стан поверхневого джерела води, розташовано на території одних областей, а виготовлення та споживання питної води із цього джерела відбувається на території інших, що ускладнює ефективне управління екологічною безпекою поверхневих джерел водопостачання. Особливо це характерно для малозабезпечених поверхневими водними ресурсами регіонів України, розташованих у басейні р. Сіверський Донець, водні об'єкти якого є головними джерелами водопостачання східних областей держави. Водночас основним споживачем води є Донецька область (понад 50 % річного об'єму), а Харківська й Луганська області споживають приблизно однаковий об'єму води на рік (до 50 % річного об'єму). Розв'язанню проблеми забезпечення екологічної безпеки на рівні річкового басейну й інтегрованому управлінню водними ресурсами присвячено дослідження таких науковців, як В. А. Сташук, І. О. Єременко, В. Г. Пряжинська, М. А. Хвесик, І. Л. Головинський та О. В. Яроцька.

Україна ратифікувала Водну рамкову директиву Європейського Союзу, узявши цим самим на себе зобов'язання щодо гармонізації водного законодавства, відповідно до європейського, але є ще не розв'язані питання: басейнові управління функціонують за басейново-адміністративним принципом, а не за басейновим, не досконале методичне забезпечення переходу до басейнового управління, функціонування системи екологічного моніторингу вод ускладнено непогодженими діями декількох суб'єктів екологічного моніторингу. В умовах упровадження положень Водної рамкової директиви все більшого значення набувають питання оперативного прогнозування впливу техногенних забруднень на поверхневі джерела водопостачання, що можливо з використанням індикаторних (сигнальних) показників стану екологічної безпеки водного об'єкта

й комплексного оцінювання екологічного стану водного об'єкта на їхній основі.

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

Метою цієї роботи є забезпечення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом удосконалення форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити такі завдання:

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

дослідити вплив техногенно небезпечних об'єктів на водне середовище й оцінити екологічний ризик від впливу комунального підприємства водоочищення на р. Сіверський Донець;

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

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

Теоретичні аспекти монографії ґрунтуються на системному підході до розв'язання проблеми оцінювання впливу забруднювальних речовин на поверхневі джерела водопостачання.

1. Огляд ефективності реалізації управління екологічною безпекою водних ресурсів у межах річкового басейну

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

Управління екологічною безпекою водних ресурсів розглядають як один із найважливіших чинників сталого розвитку суспільства й зараховують до пріоритетних напрямів національної політики України.

Сучасний незадовільний екологічний стан водних об'єктів показує, що проблеми у сфері охорони вод від техногенного забруднення та виснаження не тільки не є розв'язаними, а й значно загострилися, особливо останніми роками. Відсутність басейнового принципу управління та відповідальності за стан поверхневих вод, контролю за ним призводить до того, що найчастіше основні забруднювальні об'єкти промисловості, що впливають на екологічний стан поверхневих вод, розташовано на території одних областей, а споживання води із цього джерела відбувається на території інших. Очевидно, що адміністративно-територіальний принцип управління екологічною безпекою водних ресурсів не відповідає сучасним вимогам до безпечного водокористування та поліпшення екологічного стану поверхневих вод. Процеси управління екологічною безпекою поверхневих вод зазнали значного реформування та вдосконалення в усіх розвинених країнах світу.

Басейновий принцип управління водними ресурсами – це сучасний підхід до управління водними ресурсами, де основним суб'єктом управління є річковий басейн. Причому річковий басейн є системою з установленними екологічними, соціальними й економічними зв'язками. Цей підхід надає можливість передбачити наслідки людської діяльності для завчасного запобігання екологічним та техногенним катастрофам. Басейновий принцип управління водними ресурсами визначає передумови та напрями створення в Україні сучасного механізму використання, охорони та відтворення вод, який буде відповідати найбільш ефективній міжнародній

практиці й надасть змогу реалізувати стратегію державної політики, спрямованої на запобігання виснаженню водних ресурсів та досягнення й підтримання необхідної екологічного стану поверхневих вод для питного водопостачання [96].

Основна аргументація на користь управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну полягає у щораз більшій ролі водного чинника, що лімітує розвиток і розміщення виробництва. Саме водні об'єкти, по-перше, найчастіше є середовищем поширення забруднень і їхньої акумуляції, по-друге, у межах басейну замикаються кругообіги речовин, тобто реалізується більшість балансів. Із концепцією басейну пов'язано основні уявлення гідрології суші й інших наук, які вивчають водні ресурси. Річковий басейн – це частина земної поверхні й товщі ґрунтів, звідки відбувається стік вод в окрему річку або річкову систему [33].

На те, що басейновий принцип управління екологічною безпекою водних ресурсів полягає в тому, що основною одиницею управління є територія річкового басейну, зокрема, указують дослідження В. А. Сташука. Річковий басейн – єдина просторово-екологічна система, головним компонентом якої є річка. У басейні діє цілий комплекс чинників, які створюють його специфіку та визначають сукупно умови формування обсягу, режиму та екологічного стану водних ресурсів. Закономірності функціонування цієї системи, процесів, що відбуваються в ній, забезпечують її стійкість і динамічність розвитку [65].

Дослідники [58] наголошують, що басейновий принцип управління водними ресурсами дасть змогу здійснювати транскордонне співробітництво в галузі використання, охорони вод та відтворення водних ресурсів. Стануть можливими оцінювання екологічного стану річкового басейну, перевірка умов виконання дозволів на спецводокористування, раннє оповіщення водокористувачів у разі аварійних забруднень чи паводкових ситуацій.

Усвідомлення міжнародним співтовариством проблем, пов'язаних з обсягом та екологічним станом прісної води, привело до вироблення основ концепції ІУВР – інтегрованого управління водними ресурсами (англ. – IWRM, Integrated Water Resources Management) на початку 90-х рр. минулого століття на рівні Організації Об'єднаних Націй. Наразі принципи ІУВР застосовують у багатьох державах щодо їхніх внутрішніх водних шляхів і прибережних державах – щодо міжнародних водотоків. Водночас

питання ІУВР залишаються малодослідженими українською екологічною наукою. Указані обставини спонукають до подальших досліджень екологічних аспектів інтегрованого управління водними ресурсами міжнародних водотоків, зокрема питань сутності, принципів, актуальних проблем та перспектив реалізації ІУВР міжнародних водотоків [34].

Проблеми, що стосуються екологічного стану прісної води, достатньо давно стали предметом уваги міжнародного співтовариства. У ряді актів декларативного характеру, ухвалених на конференціях, нарадах, засіданнях ООН та її органів, було констатовано, що проблеми, пов'язані із забезпеченням екологічної безпеки водних ресурсів, значною мірою спричинено проблемами адміністративного управління. Водночас у багатьох державах використовують неефективний відомчий підхід до управління екологічною безпекою водних ресурсів [75], міжгалузеві зв'язки є слабкими [93], а співробітництво держав щодо управління міжнародними водотоками – переважно формальним.

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

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

ІУРБ ґрунтується на тому принципі, що природні екосистеми річкового басейну, включно із прилеглими водно-болотними угіддями та підземними водними системами, є джерелом прісної води. Тому управління річковими басейнами має включати підтримання функціонування природних екосистем як першочергову (головну) мету.

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

інтеграцію екологічних цілей: поєднання цілей щодо якості, екологічного стану та об'єму води для охорони дуже цінних водних екосистем і забезпечення загального доброго стану інших вод;

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

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

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

інтеграцію водного законодавства у спільну та послідовну базу;

інтеграцію всіх важливих управлінських та екологічних аспектів, які стосуються управління річковим басейном [37].

Основними принципами ІУВР, проголошеними в Дубліні та Ріо-де-Жанейро 1992 р. і розвиненими на наступних форумах, стали такі: 1) принцип визнання прісної води вичерпним і вразливим ресурсом, важливим для підтримання життя, розвитку та довкілля; 2) комплексний підхід до розвитку й управління водним господарством за участі користувачів, працівників планувальних організацій та осіб, які ухвалюють політичні рішення на всіх рівнях; 3) гендерний принцип: визнання того, що жінки відіграють центральну роль у забезпеченні, охороні водних ресурсів та управлінні ними; 4) визнання води економічним, а також соціальним товаром [34].

Ухвалена 2000 р. Водна рамкова директива ЄС є законодавчою базою для управління екологічною безпекою водних ресурсів у Європі (на членів ЄС покладено обов'язок упроваджувати це законодавство). Водна рамкова директива визначає основні принципи управління водними ресурсами та шляхи досягнення доброго екологічного стану поверхневих вод і безпечного стану річок та водойм. Одним із головних принципів, викладених у директиві, є інтегрована басейнова модель управління

водними ресурсами, що передбачає спільні дії всіх держав, розміщених у басейнах річок [16].

Відповідно до [16], упровадження інтегрованого підходу до управління екологічною безпекою водних ресурсів здійснюють шляхом розроблення плану управління річковим басейном, що є основним засобом підтримання й удосконалення обґрунтованого менеджменту водних ресурсів і передбачає активне залучення всіх зацікавлених сторін у цей процес.

На думку [77], в основі інтегрованого управління водними ресурсами є плани, у яких прописують порядок здійснення заходів з оптимізації структури використання водних ресурсів у галузях національної економіки й адміністративно-територіальних одиницях, усунення дефіциту водних ресурсів в окремих регіонах, забезпечення доступності для населення якісної питної води, мінімізації виявів шкідливої дії вод, удосконалення механізму державного управління використанням водних ресурсів тощо. Розуміння необхідності в розв'язанні водно-екологічних проблем шляхом упровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами мало своє відображення в Законі України «Про основні засади державної екологічної політики до 2020 року», яким визначено, що система державного управління в галузі охорони вод потребує невідкладного реформування в напрямі переходу до інтегрованого управління водними ресурсами.

На думку [22], відсутність інтегрованого управління водними ресурсами й неефективні методи водокористування викликають багато соціальних проблем. У Південному регіоні України склалася кризова ситуація з питним водопостачанням. У Болградському, Арцизькому, Тарутинському районах прісної води недостатньо, сільське населення використовує для господарчо-побутових потреб воду з підвищеним умістом солей. Міста Кілія та Вилкове для питного водопостачання використовують дунайську воду. У Болградському районі функціонує система водопостачання з оз. Ялпуг, мінералізація води у якому перевищує нормативи для питного водопостачання. Низька якість питної води, поганий стан або відсутність очисних споруд, відсутність каналізації в більшості населених пунктів регіону, а також низький рівень санітарної культури населення призводять до підвищення захворюваності на холеру та інші гострі інфекційні шлунково-кишкові захворювання, а також вірусний гепатит (вище, ніж у середньому в Одеській області).

Загальнодержавна цільова програма розвитку водного господарства й екологічного оздоровлення басейну Дніпра до 2020 р. [15] передбачає реалізацію державної політики, спрямованої на подальше вдосконалення та впровадження управління водними ресурсами за басейновим принципом, що є складовою інтегрованого управління.

Основним завданням басейнових управлінь водних ресурсів є забезпечення державного управління водними ресурсами, реалізація державної політики у сфері використання, збереження та відтворення поверхневих вод, забезпечення потреб населення й галузей економіки водними ресурсами, розв'язання водогосподарських та екологічних проблем на території басейну [17]. Для реального здійснення реформи системи управління екологічною безпекою в межах річкового басейну [27] уважають за потрібне серед першочергових заходів здобути інформацію про дійсний екологічний стан водних ресурсів, для цього потрібно дати екологічну оцінку поверхневих вод з урахуванням гідрохімічних, токсикологічних, бактеріологічних, радіологічних показників; установити диференційовану плату за використання водних ресурсів, залежно від водозабезпечення й екологічного стану поверхневих вод певного регіону. А для забезпечення ефективної роботи управлінь необхідно виконувати такі завдання: проводити безперервний екологічний моніторинг та дослідження стану водного середовища; погоджувати інтереси й дії суб'єктів управління водними ресурсами для поліпшення екологічного стану регіону; виконувати регулярне збирання, аналіз, обмін і поширення інформації про стан водних ресурсів та екосистем тощо.

У дослідженні [33] наголошено, що ситуація з управлінням екологічною безпекою водних ресурсів в Україні є досить складною. Підпорядкованість водогосподарських об'єктів багатьом відомствам, а також непогодженість функцій регулювання використання та охорони водних ресурсів, зосереджених у різних органах виконавчої влади, та контролю за ними ускладнюють і роблять неефективною систему управління екологічною безпекою водного господарства регіону. Крім того, зони діяльності нинішніх органів управління водними ресурсами не збігаються із природними межами водозбірних річкових басейнів, унаслідок чого поза увагою залишаються значні площі підзвітних басейнів. І навпаки, до сфери контролю басейнових органів уносять території, що не належать до відповідних басейнів. За таких умов є проблематичною організація заходів щодо

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

На думку [39], басейновий підхід до природокористування й управління екологічною безпекою ґрунтується на таких основних положеннях: відновлення природного механізму відтворення природних ресурсів має стратегічне значення для забезпечення сприятливих умов життєдіяльності населення; тривала стабільність і стійкість екосистеми річкового басейну має будуватися на основі визнання та врахування системної єдності та чинників єдиної соціально-еколого-економічної системи; управління природними ресурсами в басейні потребує гнучкої політики під час установа екологічних нормативів та обмежень у виробничо-господарській діяльності; відтворення й охорона природних ресурсів передбачають реалізацію профілактичних, організаційних, інженерно-технічних та контрольних-обмежувальних заходів.

Автори [2] зазначають, що позитивним досвідом для запозичення в регіоні Центральної Азії є апробована в ряді країн Європи модель управління екологічною безпекою водних ресурсів, ядром якої є річкові басейнові ради. Їх покликано створити платформу для діалогу та співробітництва між органами влади, водокористувачами, ученими та громадськістю. Саме цей орган розробляє напрями водної політики басейну й затверджує оперативні та стратегічні плани управління.

Дослідники [88] зазначають, що ІУВР – процес, який є одним із нових методів, що сприяє ефективному використанню води в інтересах сталого благополуччя суспільства та екологічної безпеки.

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

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

1.2.1. Закордонний досвід управління екологічною безпекою річкових басейнів

Проблемі вивчення світового досвіду управління екологічною безпекою річкових басейнів, структури, механізмів інтегрованого управління водними ресурсами присвячено дослідження багатьох учених, як-от: В. А. Сташук, І. О. Єременко, О. Ю. Судук [18; 19; 68]. Зокрема, у їхніх працях запропоновано перспективні напрями реформування системи управління екологічної безпеки водних ресурсів та вдосконалення механізмів регулювання водокористування.

У закордонних країнах є ряд концепцій управління екологічною безпекою річкових басейнів.

Найбільшого розвитку басейновий принцип управління екологічною безпекою набув у Франції, де створено та функціонує вискоелективна система управління водними ресурсами, визнана однією із кращих у світі. Завдяки впровадженню цієї системи, екологічний стан річок Франції значно поліпшився. У грудні 1964 року, згідно із законом про воду, усю територію Франції було розподілено між шістьма водними агентствами, відповідно до гідрологічних особливостей території [66; 79].

Кожне агентство організовано таким способом:

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

Кожне агентство має такі обов'язки:

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

Видатки та прибутки має бути збалансовано в межах усієї програми (бюджету).

У США концепцією екологічно безпечного розвитку водозбірного басейну загалом передбачено проєктування протипаводкових споруд з урахуванням усіх наявних або перспективних споруд у масштабі всього басейну. До того ж багатоцільові проєкти мають вирішувати як мінімум чотири завдання: судноплавство, контроль за повеннями, зрошення та вироблення електроенергії. Основою для впровадження цієї концепції став документ Білого дому № 308, який об'єднав 308 доповідей різних районів США. У результаті було створено програми розвитку басейнів р. Колумбії, Міссурі, верхнього Огайо та ряду інших річок. Разом із властивими концепції позитивними рисами, у ній є ряд недоліків: 1) не розв'язує всіх проблем природокористування, оскільки спочатку її було призначено для розв'язання інших завдань; 2) розв'язання проблем природокористування розглядають як важливий, але додатковий аспект, до того ж його здійснюють, насамперед, технічними засобами й тільки потім економічними та природоохоронними.

У Великій Британії управління екологічною безпекою водного господарства здійснюють на основі басейнового принципу, і воно має регіональний характер. 1974 р. було створено 10 регіональних органів з охорони вод, що поширюють свою компетенцію на найбільші річкові басейни. Управління водним господарством відають питаннями водопостачання, ліквідації відходів, перероблення стічних вод, запобігання забрудненню,

захисту від повені, рибальства, рекреації, збереження естетичних цінностей річки та ін. Вони мають значну самостійність і повністю відповідають за екологічний стан водних ресурсів на території басейну. Фінансове забезпечення діяльності управлінь відбувається шляхом «продажу» послуг водогосподарського призначення, частково за рахунок бюджету та інших джерел фінансування. Очолює ієрархію регіональних органів національна водна рада, що здійснює консультативні функції щодо уряду й регіональних органів і сприяє виробленню єдиної водогосподарської політики. Регіональні структури управління не є повністю автономними. Їхня система містить урядовий рівень, де розробляють питання загальної стратегії використання й охорони водних ресурсів. Ці питання спільно координують два міністерства: міністерство сільського господарства і міністерство доквілля. Особливості розвитку системи управління екологічною безпекою водних ресурсів у різних країнах наводять у [67].

У [66] зазначено, що басейновий підхід у територіальній організації управління екологічною безпекою є ефективним і його використовують багато країн, територією яких протікають річки з різним гідрологічним режимом. Здебільшого країни використовують централізований принцип управління екологічною безпекою водним господарством і управління здійснюють на двох, а багато на трьох рівнях – національному, регіональному, місцевому. Однак ефективність системи управління є різною в різних країнах, тому що як і принцип централізації, так і дво- і трирівневі управління не забезпечують однозначного підвищення ефективності управління. Використання Бразилією та Німеччиною принципу децентралізації управління дозволяє поєднувати в межах національної водної політики законодавчий, управлінський і гідротехнічний досвід регіонів цих країн. Підхід Фінляндії, Норвегії, Великої Британії, Франції та Канади до розуміння взаємозв'язку природних ресурсів веде до усвідомленого використання комплексного й екосистемного підходів в управлінні екологічною безпекою водних ресурсів, а також тягне за собою необхідність поєднати на державному рівні роботу у сфері природних ресурсів і сільського господарства.

Дослідники [67] зазначають, що протягом ХХ ст. еволюційно розвивалося п'ять самостійних концепцій організації екологічно безпечного водокористування на основі басейнового принципу: взаємозалежного використання водних і земельних ресурсів, комплексного розвитку водозбір-ного басейну на основі гідроенергетичного будівництва, комплексного

управління водними ресурсами басейну, комплексного використання й охорони природних ресурсів річкових басейнів, сталого розвитку річкових басейнів.

Аналіз форм оплати за водокористування в різних країнах наведено в роботі [64].

Серед країн колишнього СРСР Казахстан є піонером в організації та підтриманні процесу планування ІУВР на національному рівні. У період 2000 – 2003 рр. у республіці було створено певні умови, зокрема, ключову роль в управлінні екологічною безпекою водних ресурсів було законодавчо відведено Комітету водних ресурсів (КВР) Міністерства сільського господарства та восьми басейновим водогосподарським управлінням (БВУ), але для їхньої ефективної роботи потрібно значне підвищення організаційного потенціалу. До 2003 р. було сформовано нове водне законодавство. Однак для підвищення ступеня його впливу на ухвалення рішення необхідно було розробити пакет правових актів прямої дії [39].

Ініціювання процесу планування ІУВР у Казахстані відбувалося за кількома напрямками. Насамперед, на міжнародному рівні, де заслуга уряду Казахстану полягала в тому, що він погодився на Всесвітньому саміті з питань сталого розвитку у Йоганнесбурзі підготувати план упровадження принципів сталого управління та розвитку водних ресурсів до 2005 р.

Безпосереднє розроблення національного плану ІУВР здійснюють із червня 2004 року за підтримання проєкту ПРООН «Національний план ІУВР і водозбереження для Казахстану», уряду Норвегії, департаменту Великої Британії з міжнародного розвитку, а також методичної допомоги Глобального водного партнерства.

Досвід таких європейських країн, як Франція та Німеччина, свідчить про те, що в управлінні екологічною безпекою водних ресурсів суто ринкові інструменти розумно поєднують з адміністративними важелями: установлюють межі дії ринку; доступ на ринок регулюють антимонопольною політикою шляхом ліцензування та сертифікації; задають певні економічні параметри (види та ставки податків, фіксованих платежів у бюджет, податкові пільги, організаційна політика); визначають напрями й суми витрат бюджетних коштів, стратегію інноваційної політики. Однак економічний механізм екологічно безпечного водокористування ґрунтується

на реалізації принципу платності та покриття всіх витрат, пов'язаних з управлінням водними ресурсами, їхнім розвитком та охороною [2].

У дослідженні [66] зазначено, що використання певних інституціональних форм, поширених у деяких країнах Європи, є неможливими або ж неприйнятними для України. Наприклад, в українському законодавстві міститься пряма заборона на приватизацію об'єктів інженерної інфраструктури систем водопостачання та водовідведення. Максимально ефективним для України буде визначення на законному рівні механізму взаємодії між регулятором, власником систем водопостачання та водовідведення зі встановленням заходів на відновлення (модернізацію) та визначення цих коштів як складової тарифу.

Дослідники [64] підкреслюють, що обов'язковою передумовою управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну підходу є наявна практика тісної взаємодії між різними державними інституціями. На жаль, в Україні зараз така практика є мало розвинутою. Основною причиною цього є суттєві відмінності структури державної влади в Україні та розвинених країнах. Основна відмінність полягає у відносній автономії територіальних громад від органів державної влади. Місцеве самоврядування має достатньо важелів і повноважень щоб вступати у співпрацю із самоврядуванням сусідніх громад, організаціями бізнесу та державними органами.

1.2.2. Управління екологічною безпекою річкових басейнів в Україні

Україна здійснює процес реформування системи управління екологічною безпекою річкових басейнів, метою якого є досягнення відповідності цієї системи розробкам, здійсненим у Європейському Союзі, зокрема в межах Водної рамкової директиви [16]. Хоча у Водному кодексі України задекларовано, що державне управління в галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів здійснюють за басейновим принципом, у сучасних умовах управління водогосподарським комплексом у басейнах річок характеризується наявністю складної системи галузевих, відомчих і місцевих функцій та структур державного управління, що мають переважно галузеву й адміністративно-територіальну (а не басейнову) орієнтацію, неефективний і незбалансований механізм регулювання водних відносин [17].

Перші створені басейнові управління водних ресурсів (Дніпровське, Сіверсько-Донецьке, Південно-Бузьке) не займалися питаннями управління річковими басейнами в тому розумінні, як це визначено ВРД ЄС, оскільки головну увагу вони приділяли питанням використання води, розвитку інфраструктури й моніторингу водних ресурсів у місцях забирання та скидання води.

Певні кроки щодо подолання цієї ситуації було здійснено впродовж останніх десяти років. Зокрема, ухвалення Закону «Про державну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу» [48] свідчило про те, що Україна взяла на себе зобов'язання дотримуватися принципів, викладених у Водній рамковій директиві.

У водному законодавстві України визначено лише принципи, відповідно до яких мають здійснювати управління екологічною безпекою водних ресурсів у контексті басейнів річок, але в ньому не вказано способи реалізації такого управління. Тому для забезпечення роботи басейнових управлінь щодо питань, пов'язаних із розробленням планів управління басейнами, було створено басейнові ради. До складу цих рад входять представники обласних рад та адміністрацій, представники відповідних державних органів на обласному рівні, представники водокористувачів, громадських організацій і наукових установ [54].

В ухваленому 21.12.2010 р. Верховною Радою України Законі «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» [54] зазначено, що «система державного управління в галузі охорони вод потребує невідкладного реформування в напрямі переходу до інтегрованого управління водними ресурсами». Серед основних завдань щодо поліпшення екологічної ситуації та підвищення рівня екологічної безпеки населення передбачено реформування системи державного управління в галузі охорони та раціонального використання вод шляхом упровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом [65].

Важливим кроком у розвитку законодавчої бази щодо управління екологічною безпекою річкових басейнів в Україні стало ухвалення Верховною Радою України Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управління водними ресурсами за басейновим принципом» [46]. Реалізація положень закону дозволить удосконалити законодавство України в питаннях впровадження інтегрованих підходів в управлінні екологічною

безпекою річкових басейнів, відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС.

Хоча в Україні законодавчо встановлено басейновий принцип управління екологічною безпекою, використанням, охороною та відтворенням водних ресурсів [17], але, як зазначає [2], за організаційною структурою, територіальними ознаками зон діяльності басейнових органів, розподілом компетенцій між водогосподарськими, природоохоронними та іншими органами й економічним механізмом регулювання водних відносин басейнове управління не можна вважати ефективним, воно потребує суттєвого методологічного та нормативного вдосконалення.

У дослідженні [95] зазначено, що стратегічна мета реформування управління екологічною безпекою водного господарства полягає в забезпеченні басейнової збалансованості розвитку водного господарства, охорони вод і відновлення водних ресурсів на основі погодженості правових засад та управлінських дій суб'єктів водокористування за басейновим принципом, спрямованих на збалансоване водозабезпечення населення й галузей економіки, упровадження перспективних технологічних нормативів використання водних ресурсів, запобігання шкідливій дії вод.

У дослідженні [99] зазначено, що, на перший погляд, басейновий принцип управління екологічною безпекою водних ресурсів в Україні вже діє, але, насправді, він ще на півдорозі: так звана реформа системи управління водними ресурсами захищає відомчі інтереси, має характер пристосування, її здійснюють без докорінних інституціональних змін тощо. Недосконалою є система фінансування річок: кошти, отримані від водокористувачів та забруднювачів на місцях, акумулюють у центрі, а назад до басейнових управлінь повертають мізерно мало, що зменшує їхні фінансові можливості.

Отже, як показує світовий досвід, управління екологічною безпекою річкових басейнів та інтегроване управління водними ресурсами є здатними забезпечити екологізацію всіх управлінських дій і заходів, що здійснюють у процесі використання водних ресурсів, запровадження механізму економічного стимулювання природоохоронної діяльності суб'єктів господарювання, ефективного планування стану водних ресурсів та зниження антропогенного тиску на них. У розвинених країнах досвід упровадження басейнового підходу налічує десятки, а подекуди, й сотні років. Україна здійснює процес реформування системи управління екологічною безпекою річкових басейнів, метою якого є досягнення відповідності цієї

системи розробкам, здійсненим у Європейському Союзі, зокрема в межах Водної рамкової директиви, але за організаційною структурою, територіальними ознаками зон діяльності басейнових органів, розподілом компетенцій між водогосподарськими, природоохоронними та іншими органами й економічним механізмом регулювання водних відносин управління екологічною безпекою на рівні басейну не можна вважати ефективним, воно потребує суттєвого методологічного та нормативного вдосконалення.

1.3. Методичні підходи до визначення екологічних ризиків в умовах упровадження басейнового підходу

На сьогодні концепцію оцінювання ризиків розглядають як головний механізм ухвалення управлінських рішень практично у всіх країнах світу як на державному або регіональному рівнях, так і на рівні окремого виробництва або іншого потенціального джерела забруднення довкілля.

Реалізуючи положення ВРД під час ідентифікації пріоритетних небезпечних речовин, слід брати до уваги принцип передбачливості, покладаючись, зокрема, на встановлення потенційно негативних наслідків впливу цього продукту та на наукове оцінювання ризику [16].

У статті 16 ВРД наголошено, що Європейський парламент та Рада мають ужити конкретних заходів проти забруднення води окремими речовинами-забрудниками або групами речовин-забрудників, які створюють значний ризик для водного середовища або через нього, включно з такими ризиками для вод, які використовують для забирання питної води.

Ризик як кількісну міру небезпеки вже широко застосовують у світовій практиці для обґрунтованого порівняння безпеки різних галузей економіки, типів робіт, аргументації соціальних переваг, оцінювання ймовірності реалізації тих чи тих небажаних наслідків та інших цілей.

В Україні термін «екологічний ризик» офіційно використовують із 1995 р. з ухваленням Верховною Радою Закону України «Про екологічну експертизу». У нашій країні, на відміну від більшості розвинених країн світу, немає не лише офіційно затвердженої методики обчислювання величини екологічного ризику, але навіть у визначення, що таке «екологічний ризик», укладають різні уявлення [19].

На сьогодні ряд термінів, що стосуються проблеми екологічних ризиків, не має однозначного тлумачення. Нормативна база проблем екологічної безпеки в широкому її розумінні в нашій країні ґрунтується на Конституції й законах України. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» [55] у ст. 1 – 3 визначає завдання законодавства у сфері забезпечення екологічної безпеки. Ст. 26 – 30 установлюють «обов'язковість екологічної експертизи», а ст. 31 – 33 – екологічні нормативи.

Водний кодекс України [17] у ст. 22 ставить перед екологічною експертизою завдання «... забезпечення екологічної безпеки ...», а ст. 33 – 38 установлюють нормативи екологічної безпеки водокористування.

Для ліквідації невідповідностей між законодавчими актами різних відомств 16 серпня 1999 року ухвалено постанову КМУ про схвалення Концепції адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу [50] і ратифікацію 1999 р. Конвенції про доступ до інформації, участі громадськості в процесі прийняття рішень і доступ до правосуддя з питань, які стосуються довкілля [57] (Оргуська конвенція). Для виконання Указу Президента України від 14.09.2000 р. № 1072 «Про програму інтеграції України в Європейський Союз» [56] уряд розробляє та впроваджує деталізовану програму наближення природоохоронного законодавства до законодавства ЄС.

У роботі [15] наведено таке визначення: «екологічний ризик являє собою ймовірність порушення стійкості екосистем, у тому числі і за рахунок можливої втрати генетичного різноманіття, та виникнення несприятливих ефектів для життєдіяльності суспільства (зокрема для здоров'я населення), внаслідок зміни стану довкілля під впливом антропогенних та природних чинників або як результат їх взаємодії».

Із цього визначення зрозуміло, що в узагальненому вигляді екологічний ризик зведено до двох типів:

ризик порушення стійкості екосистем у результаті реального й потенційного забруднення довкілля;

ризик для здоров'я населення, який є ймовірністю виникнення несприятливих для здоров'я ефектів.

Також це ймовірність здійснення небажаної для екосистеми події, яка завдасть їй збитку. Значення ймовірності оцінюють для певного часового інтервалу або декількох інтервалів (наприклад, 1 рік, 3 роки, 10 років

і т. ін.). Ці оцінки можна також розраховувати для певних сценаріїв господарського використання водних об'єктів у зоні впливу так званої «гарячої точки». Значення ймовірності лежить в інтервалі від 0 (ризик немає) до 1 (ризик здійснився).

У вузькому розумінні, екологічний ризик, на думку О. В. Яблокова, виявляють у втраті генетичної різноманітності, тобто зникненні популяції якого-небудь виду під впливом антропогенних чинників. Наприклад, у США для населення прийнято практику розрахунків екологічного ризику від забруднювальних речовин, що надходять трьома шляхами: із питною водою, їжею (забруднені токсикантами морепродукти та риба) та випадковому потраплянню під час активного або пасивного відпочинку на водних об'єктах.

Розподіл ризиків на екологічні та ризики загрози здоров'ю є умовними й неоднозначними. 1994 р. декілька міжнародних організацій – Програма ООН із довкілля (UNEP), Організація Об'єднаних Націй із промислового розвитку (UNIDO), Міжнародна агенція з атомної енергії (IAEA) та Всесвітня організація охорони здоров'я (WHO) – розробили рекомендації з оцінювання та управління ризиками, пов'язаними із загрозами здоров'ю людей і станом середовища існування в результаті впливу енергетичних та промислових комплексів.

У роботі [15] зазначено, що екологічні ризики орієнтовано на оцінювання результативного стану довкілля з визначенням ступеня негативного впливу процесів дестабілізації за характеристиками невідповідності нормативним показникам (ГДК, ГДС). Ризик оцінювання становить узагальнену інформацію про рівні та наслідки дії шкідливих і небезпечних чинників на природні об'єкти:

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

де P – ступінь невідповідності (відхилення) нормативним показникам;

C – концентрація полютанта, мг/м^3 ;

ГДК – гранично-допустима концентрація, мг/м^3 .

Процедура оцінювання ризику передбачає послідовну ідентифікацію небезпек, оцінювання ризику впливів та характеристику ризику.

Останнім часом усе більшого поширення набуває підхід до оцінювання ризику несприятливої події, що враховує не тільки ймовірність цієї події, але також і можливі наслідки [83]. Таке «двомірне» визначення ризику використовують під час його кількісного оцінювання – ризик може бути визначеним як добуток ймовірності події на міру очікуваних наслідків.

Якщо протягом періоду (найчастіше року) може виникнути декілька небезпечних подій, то показником ризику слугує сума збитків від усіх можливих подій:

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

де R – кількісна міра ризику (середній ризик), що обчислюють у тих самих показниках, що й збиток;

n – кількість можливих варіантів збитків під час настання несприятливої події, включно з нульовим збитком;

P_i – ймовірність настання несприятливої події (групи подій);

U_i – величина збитків у вартісному обчисленні:

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

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

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

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

Останнім десятиліттям широко використовують підхід до визначення величин змін екологічного стану водних об'єктів за методикою оцінювання екологічних ризиків, що виникають під час впливу джерел забруднення на водні об'єкти, розробленій 2004 р. на основі адаптації Загальних вказівок з оцінювання екологічних ризиків міністерства охорони довкілля Канади [83]. Було показано можливість її застосування в системі транс-кордонного моніторингу для екологічного прогнозування, розроблення заходів щодо охорони, збереження й поновлення ресурсів водних об'єктів. Під час використання методики місцеві та регіональні особливості

формування екологічного стану поверхневих вод ураховують за сумарним антропогенним навантаженням на водний об'єкт. Методика дозволяє розраховувати екологічні ризики за малими вибірками, що здебільшого заощаджує час, матеріали та засоби. Пропонують також перехід від критеріїв методики оцінювання ризиків (імовірності погіршення екологічного стану поверхневих вод) до критеріїв ВРД (імовірності зниження екологічного статусу водного об'єкта).

Офіційно затвердженим документом в Україні з визначення ризику є методика обчислення величини ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря [41]. 2009 р. в Україні розроблено зміни та доповнення до п. 2.45 ДБН А.2.2-1-2003 щодо оцінювання ризику впливу планованої діяльності на навколишнє середовище [49], де наведено методику обчислювання величини ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря, а для інших компонентів довкілля рекомендовано використовувати методику [41], у якій регламентовано оцінювання ризику для здоров'я населення від впливу хімічних речовин, що забруднюють довкілля, із метою здійснення соціально-гігієнічного моніторингу, оцінювання шкоди здоров'ю людини, визначення меж санітарно захисних зон та ін.

В інших державах використовують два основні підходи до оцінювання ризику для здоров'я населення: відповідно до наукового підходу Агентства з охорони довкілля США (EPA US) та методу оцінювання потенційного ризику здоров'ю населення, розробленого під керівництвом професора С. М. Новікова. Необхідно зауважити, що ці методи мають принципову відмінність: якщо американська методика дозволяє дійсно визначити небезпеку підвищення захворюваності населення онкологічними (канцерогенний ризик) або іншими хворобами, то методика оцінювання потенційного ризику показує рівень забруднення компонентів довкілля й розглядає негативні наслідки не в появі додаткових випадків захворювань, а як імовірність рефлексорних реакцій (відчуття роздратування, неприємного запаху тощо) чи ефектів психологічного дискомфорту, що також розцінюють як факт порушення здоров'я. Цей підхід застосовують за рівня забруднення об'єкта середовища існування до 10 – 15 ГДК.

У роботі [61] дано оцінку якості рекреаційних водних ресурсів на основі обчислення показника прийнятності потенційного ризику здоров'ю населення за рекреаційного водокористування та проранжовано адміністративні райони Харківської області за цією величиною.

У роботі [12] проаналізовано якісний стан р. Сіверський Донець у межах Харківської області та запропоновано визначення рівня небезпеки рекреаційного водокористування р. Сіверський Донець на основі американського наукового підходу до оцінювання ризику для здоров'я населення.

Автори дослідження [19] пропонують новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки, який ґрунтується на визначенні поняття «екологічний ризик для поверхневих вод» як імовірності небажаних наслідків для водних екосистем і їхніх компонентів, унаслідок дії антропогенних і природних чинників, зокрема, погіршення екологічного стану поверхневих вод. Під час визначення екологічного ризику за еталонну якість води взято екологічні нормативи якості поверхневих вод, що становлять науково обґрунтовані кількісні значення показників екологічного стану поверхневих вод (гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні, бактеріологічні, специфічних речовин), які відображають природний стан екосистеми водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності з поліпшення або збереження його екологічного благополуччя. Під час застосування нової методики [19] оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів пропонують екологічним нормативом брати верхню межу 3-ї категорії класифікації якості поверхневих вод [62], що відповідає II класу з добрим станом.

До особливостей цього методу оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів необхідно зарахувати ту обставину, що, відповідно до методики, до розрахунку додають тільки ті речовини, які перевищують екологічний норматив, що визначають як верхню межу 3-ї категорії класифікації якості поверхневих вод [62], яка, на думку авторів, дає змогу не згладжувати та прикрашувати наявний стан річок.

1.4. Огляд наявних моделей динаміки екологічного стану водних об'єктів

Теоретичні обґрунтування та практичні підходи до вирішення завдань управління екологічною безпекою природних вод досить детально описано в науковій літературі, розробленню й застосуванню методів

системного аналізу та математичного моделювання щодо водних об'єктів присвячено низку статей і монографій як у нашій країні, так і за її межами.

Зокрема у [71] наведено математичний опис процесу конвективно-дифузійного переносу та перетворення речовини, а також типізацію та схематизацію водних об'єктів і побудову моделей, визначено основні види детермінованих та імовірнісних моделей екологічного стану поверхневих вод водних об'єктів.

У [47] розглянуто застосування деяких уявлень і методів системного аналізу в системах управління якістю води, наведено математичні й обчислювальні методи моделювання технічних систем; застосування статистичних методів у завданнях контролю за забрудненням води.

Математичні моделі дозволяють спланувати стратегію управління екологічним станом води у джерелі й оцінити наслідки її реалізації [77].

Практично всі відомі методи математичного моделювання присвячено розгляду певного окремого завдання, що характеризує один з аспектів водокористування й управління екологічним станом вод, а математичної моделі, яку б могло бути покладено в основу управління екологічною безпекою водних ресурсів басейну загалом, на сьогодні не створено.

Усі відомі моделі можна розподілити на два класи – оптимізаційні та імітаційні. Перші призначено для визначення оптимальної стратегії господарювання та вибору оптимального плану водоохоронних заходів. Відповідні математичні моделі дозволяють обґрунтувати різні види платежів і нормативні документи. Вони сприяють виробленню раціональної стратегії з визначеними пріоритетами водоохоронної діяльності, точною адресністю фінансових укладень, певними нормативами й забезпеченням правових і контрольних функцій. Водночас розгляд ведуть у масштабах цілого регіону, наприклад, басейну річки або великої його частини. Обґрунтування регіональної стратегії засновано на спрощених моделях змінення екологічного стану поверхневих вод і методах оптимізації. За всієї ефективності оптимізаційних моделей для відбору й аналізу способів управління якістю води за їхньою допомогою не можливо точно прогнозувати всі наслідки, які можуть виникнути в результаті вибору будь-якої політики управління. Прикладом подібного роду моделювання можуть слугувати такі моделі лінійного програмування, як моделі управління якістю води або міжрегіональні моделі.

Імітаційні моделі використовують для здобування довгострокових (перспективних) прогнозів та оперативного управління водними ресурсами. За оперативного управління імітаційні моделі використовують для прогнозування безпосереднього впливу на стан водного середовища будь-якої події (аварійного скидання забруднювальних речовин тощо). Визначені результати використовують для вибору екстрених заходів, що забезпечують зниження або повне запобігання збитку від подібних випадків.

Під час побудови математичних моделей екологічного стану водного середовища необхідно оцінювати якість води за допомогою однієї або декількох числових величин, тобто здійснити формалізацію параметра «екологічний стан води». Екологічний стан природних вод характеризується сукупністю фізичних, хімічних і біологічних показників, що визначають ступінь придатності води для конкретних видів водокористування й охорони довкілля, що відповідають вимогам [20]. Він характеризується складом і кількістю розчинених та зважених у воді речовин, умістом біомаси й мікроорганізмів, температурою та іншими фізичними характеристиками. Дійсна кількість компонентів екосистеми може бути нескінченно великою, можна виділяти десятки й сотні різних параметрів. Тому індивідуальний облік у моделі кожної з них є неможливим і марним. Залежно від характеру завдання та на основі наявних результатів дослідження екосистеми, більшою частиною компонентів нехтують. Зазвичай, реальні методи використовують кілька найпростіших параметрів: розчинений кисень, біологічне споживання кисню, концентрацію домішок тощо.

Вибір базових моделей екологічного стану води визначено потребами вирішуваних завдань аналізу фактичного стану та прогнозування тенденцій до змінення екологічного стану водних ресурсів під час змінення водогосподарчої політики й аварійних ситуацій. Розроблені моделі екологічного стану ресурсів прийнятні для використання в завданнях з управління якістю води у водних об'єктах, тому що прогноз екологічного стану в остаточному підсумку призначено для оцінювання впливу водоохоронних заходів. У цей час є досить великий клас моделей екологічного стану поверхневих вод, починаючи з перших класичних моделей Стритера та Фелпса [47], що запропонували формули для розрахунку динаміки біохімічної потреби кисню (БПК) і розчиненого кисню (РК), і закінчуючи сучасними програмними розрахунковими комплексами, що детально

моделюють основні гідрологічні та гідрохімічні процеси [6; 69]. Найбільш відомі в цей час такі моделі екологічного стану поверхневих вод:

імовірнісна модель для стохастичних навантажень консервативних забруднювачів;

модель Стритера – Фелпса для потоку розчиненого кисню та БПК;

спрощені моделі зважених речовин;

моделі мікрозабруднювачів, що враховують абсорбцію та інші процеси.

Однією з найважливіших характеристик екологічного стану води є концентрація розчиненого в ній кисню – необхідного елемента для забезпечення життєдіяльності водотоку або водойми. У класичній моделі Стритера – Фелпса розглянуто систему, що складається з води та розчинених у ній кисню та органічних речовин. У цій моделі концентрацію розчиненого кисню та органічних відходів взаємопов'язано. Розкладання відходів відбувається під впливом бактерій, що викликають біохімічну реакцію з використанням розчиненого у воді кисню.

Швидкість розкладання органічних речовин описано таким рівнянням:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L, \quad (1.4)$$

де $L(t)$ – концентрація органічної речовини, мг/м³;

t – час, с;

k_1 – коефіцієнт розкладання органічної речовини, 1/с.

Позначмо D – дефіцит кисню, тобто $D = q - q_0$, де q – реальна концентрація кисню у воді, q_0 – рівноважна концентрація кисню, що має місце, якщо немає забруднення.

Динаміку дефіциту кисню описано звичайним диференціальним рівнянням такого виду:

$$\frac{dD}{dt} = k_1L - k_2D, \quad (1.5)$$

де k_1 – коефіцієнт аерації, 1/с.

Рівняння (1.4) та (1.5) було аналітично розв'язано Фелпсом і Стритером для ділянки річки, і на сьогодні його широко використовують у розрахунках [6; 47; 88].

У роботі [6] запропоновано у процес самоочищення, описаний за допомогою рівнянь (1.4) та (1.5), додавати самоочищення за допомогою біофільтра шляхом додавання складової $-kL$ у (1.4):

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L - kL, \quad (1.6)$$

де k – константа швидкості вилучення органічних забруднень, $1/c$, що обраховують за допомогою такої формули:

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

Тут k_{20} – константа швидкості біохімічних процесів у стічній воді за температури 20°C ;

T – температура стічної води, $^\circ\text{C}$.

Для визначення коефіцієнта k_1 використовують такі формули:

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

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

де α , β – постійні коефіцієнти [84].

Отже, модифікацію моделі самоочищення Стритера – Фелпса з додаванням біофільтра описано системою звичайних диференціальних рівнянь (1.5), (1.6) із відповідними початковими умовами:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1L - kL, \quad \frac{dD}{dt} = k_1L - k_2D; \quad (1.10)$$

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

Модифікація побудованої моделі (1.10), (1.11) для двомірного випадку полягає в додаванні до системи (1.10) оператора дифузії

$\Delta = \lambda \left(\frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} \right)$ і конвективного члена $\left(U \frac{\partial}{\partial x} + V \frac{\partial}{\partial y} \right)$, у результаті чого модель набуває виду системи диференціальних рівнянь у часткових похідних:

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

із відповідними початковими:

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

та граничними умовами:

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

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

де $U > 0$, $V = 0$ – компоненти вектора швидкості течії річки, м/с.

Розв'язки задач (1.12) – (1.15) обчислюють у межах $\bar{Q} = \bar{G} \times [0, T]$, $\bar{G} = \{(x,y) | 0 \leq x \leq L_x, \text{ « } 0 \leq y \leq L_y \}$.

У роботі [82] використовують модифікацію моделі розчиненого кисню – біологічної потреби кисню в наближенні кінетики першого порядку.

У разі нехтування повздовжньою дисперсією домішки для випадку неусталеного руху води та нестационарних кінетичних процесів рівняння моделі РК – БПК має такий вигляд:

$$\frac{\partial(C \cdot w)}{\partial t} = \frac{\partial(C \cdot Q)}{\partial x} - (K_1 + K_3) \cdot C \cdot w + G;$$

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

де $C(x,t)$ – концентрація біохімічної потреби в кисні, г/м³;

t – час, с;

Q – витрата води, $\text{м}^3/\text{с}$;

x – повздожня координата вздовж русла, м ;

K_1 – коефіцієнт біохімічного розпаду біохімічної потреби в кисні, с^{-1} ;

K_3 – коефіцієнт фізичного видалення біохімічної потреби в кисні, с^{-1} ;

w – площа поперечного перерізу водотоку, м^2 ;

G – шляхове навантаження на одиницю довжини водотоку, $\text{г}/\text{м}\cdot\text{с}$;

$D(x,t)$ – дефіцит кисню, $\text{г}/\text{м}^3$;

K_2 – коефіцієнт реаерації, с^{-1} ;

J – густина кисневого потоку, обумовленого фотосинтезом та поглинанням донними відкладами, $\text{г}/\text{м}^2\cdot\text{с}$;

B – ширина вільної поверхні водотоку, м .

Дефіцит кисню $D(x,t)$ визначають як:

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

де O_{2s} – гранична рівноважна концентрація кисню у воді, $\text{г}/\text{м}^3$;

O_2 – уміст кисню у воді, $\text{г}/\text{м}^3$.

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

Математичне моделювання масопереносу забруднювальних речовин у річкових системах часто супроводжено труднощами, обумовленими просторово-часовою неоднорідністю досліджуваного процесу. Для моделювання екологічного стану води на окремій ділянці річки найбільш широко використовують систему рівнянь турбулентної дифузії, що дозволяє розрахувати концентрацію домішок із будь-якою точністю [84; 86; 89].

Гідродинамічна модель ґрунтується на рівняннях нестационарної течії Сен-Венана для опису річкової системи й течій, що мають такий вигляд:

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

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\frac{aQ^2}{A} \right)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{gQ|Q|}{K_C^2 AR} = 0 \quad (\text{рівняння кількості руху}). \quad (1.19)$$

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

Модель конвективної дифузії та пов'язаних наносів ґрунтується на розв'язанні одновимірного рівняння збереження маси розчиненої або зваженої речовини. Рівняння адвекції-дисперсії розв'язують із використанням неявної кінцево-різнісної схеми [23]. Рівняння має такий вигляд:

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

де A – площа поперечного перерізу;

C – концентрація;

t – час;

x – просторова координата;

D – коефіцієнт дисперсії;

k – лінійний коефіцієнт розпаду;

$C_{\text{пр.}}$ – концентрація припливу;

q – бічний приплив.

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

Задачу розв'язують за таких припущень:

речовина є рівномірно розподіленою по поперечному перерізу потоку, приплив негайно поширюється по площі перерізу;

речовина є консервативною або підпорядковується закону реакцій першого порядку;

діє лінійний закон дифузії;

на зовнішніх межах може бути задано відкриті та закриті граничні умови:

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0; \quad \frac{\partial C}{\partial x} = 0. \quad (1.21)$$

Коефіцієнт дисперсії визначають як функцію швидкості потоку:

$$D = fVd, \quad (1.22)$$

де D – коефіцієнт дисперсії;

f – чинник дисперсії;

V – швидкість потоку;
 d – безрозмірний показник.

Одиниця вимірювання f залежить від вибору показника d .

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

Серед спрощених методів розрахунку поширення забруднювальних речовин переважають аналітичні й евристичні. Аналітичні методи ґрунтуються на теоретичних залежностях поширення речовин для разового скидання стічних вод. Математичні моделі будують з урахуванням тих або тих припущень, а інколи евристичних міркувань, які не дозволяють беззастережно поширити їх на всі умови річок і водойм.

Спрощені методи розрахунку застосовують у тих випадках, коли застосування чисельних методів розв'язання рівняння турбулентної дифузії стикається із труднощами, наприклад, у зв'язку з терміновістю поставленого завдання. Методи дозволяють обчислювати відстань до створу із заданим ступенем розбавлення або значення максимальної концентрації забруднювальної речовини на заданій відстані від місця випуску стічних вод.

Експрес-метод Державного гідрологічного інституту, запропонований М. А. Бесцінною [71]. Кратність розбавлення, залежно від відстані до місця стоку, визначають як:

$$\frac{1}{n(x)} = \frac{C_{\phi}}{C_{st}} + \eta(x), \quad (1.23)$$

де C_{ϕ} – фонові концентрація;

C_{st} – концентрація стічних вод;

$\eta(x)$ – емпіричний коефіцієнт нерівномірності розподілу домішок в розрахунковому створі:

$$\eta(x) = \frac{0,14 \cdot Q_{st} \cdot \sqrt{\frac{N}{H}} \cdot B}{x \cdot (Q_{\phi} - Q_{st}) \cdot \phi}, \quad (1.24)$$

де N – характеристичне число, $N = MK_c / g$;

M – параметр залежний від величини K_c $M = \begin{cases} 0,7 & K_c, K_c < 60 \\ 48 & K_c \geq 60 \end{cases}$,

K – коефіцієнт Шезі;

g – прискорення вільного падіння;

$\tilde{H} = H/B$, де H та B – відповідно, глибина та ширина русла;

Q_φ й Q_{st} – витрата води вище від скидання та витрата стічних вод, відповідно;

φ – коефіцієнт звивистості русла, $\varphi = l_f/l_0$;

l_f – довжина ділянки, виміряна за фарватером;

l_0 – довжина тієї самої ділянки по прямій.

Тоді, з огляду на наведені раніше формули:

$$C_{kj} = \frac{C_{0i} \cdot q_0}{Q + q_0}, \quad (1.25)$$

де C_{0i} , C_{ki} – середні концентрації речовини, відповідно, на початку та в кінці ділянки.

Оцінювання зниження концентрації забруднювальних речовин за їхнього поширення річкою ґрунтується на здатності річки до самоочищення (природне зниження по довжині річки загальної маси забруднювальних речовин, що містяться в ній):

$$m_i = Q \cdot (C_{i0} - C_{ik}) \cdot T, \quad (1.26)$$

де m_i – самоочищення річкової води від i -ї речовини на ділянці за період T ;

Q – середня витрата води на ділянці.

Метод Талліннського політехнічного інституту, розроблений Л. Л. Паалем і В. А. Сууркаском [71] ґрунтується на аналітичному розв'язуванні рівняння турбулентної дифузії щодо найпростішого випадку. Визначено такі розрахункові формули для обчислення максимальної концентрації забруднювальних неконсервативних (у загальному випадку)

речовин у будь-якому заданому створі, якщо випуск стічних вод міститься на відстані b від берега:

$$C_{\max} = C_{\phi} \frac{C_{st} \cdot Q_{st}}{H \cdot \sqrt{\pi \cdot v \cdot D_y^* \cdot x}} \times \frac{1}{\varphi \cdot (\xi_1 \cdot \sqrt{2}) - \varphi \cdot (\xi_2 \cdot \sqrt{2})} e^{-k \frac{x}{v}}, \quad (1.27)$$

де

$$\xi_1 = \frac{-b \cdot \sqrt{v}}{2 \cdot \sqrt{D_y^* \cdot x}} \quad \xi_2 = \frac{(b - B) \cdot \sqrt{v}}{2 \cdot \sqrt{D_y^* \cdot x}}, \quad (1.28)$$

де D_y^* – коефіцієнт дисперсії в поперечному напрямку.

В умовах невеликих річок D_y^* пропонують визначати за такою формулою:

$$D_y^* = \frac{41.6 \cdot R \cdot u}{\sqrt{Re}}, \quad (1.29)$$

де R – гідравлічний радіус;

u – динамічна швидкість потоку:

$$u_* = \frac{v \cdot \sqrt{g}}{K_c}; \quad (1.30)$$

Re – число Рейнольдса, обумовлене як:

$$Re = R \cdot v / K_v, \quad (1.31)$$

де K_v – кінематичний коефіцієнт в'язкості потоку.

Для річок із великою шириною ($B > 100$) коефіцієнт поперечної дисперсії рекомендують обчислювати за такою формулою:

$$D_y^* = \frac{H \cdot v}{3524} \left(\frac{B}{H} \right)^{1,378}. \quad (1.32)$$

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

2. Методологія дослідження

2.1. Об'єкт і предмет дослідження

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

Водні ресурси є головним об'єктом природокористування. Питання охорони й очищення водних ресурсів посідає провідне місце у програмах економічного, екологічного та соціального розвитку всіх країн світу. Людство щорічно витрачає на 3 000 км³ води більше, і потреба в ній зростає щорічно на 3,1 %. Глобальною екологічною проблемою сучасності стає забруднення та виснаження водних ресурсів. Інтенсивна техногенна діяльність людини призвела до катастрофічних змін в усіх компонентах біосфери, особливо в гідросфері. Це сприяло погіршенню якості природних поверхневих та підземних вод.

В усіх річкових басейнах України спостерігають суттєве зниження якості води. Технології підготовки води для населення в Україні розраховано на доведення природної води до якості питної лише в разі, коли джерело водопостачання відповідає першій категорії, тобто вода є чистою. На сьогодні практично жодного поверхневого водного об'єкта в регіоні дослідження за ступенем забруднення води, екологічним станом і санітарнохімічними й мікробіологічними показниками не можна зарахувати до першої категорії.

Екологічний стан поверхневих вод характеризується цілою низкою показників, але в умовах необхідності в ухваленні рішень в екстремальних або напружених умовах дуже важливим є оперативне оцінювання ситуації, яке можливе тільки за умови оцінювання одного-двох індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану водойми чи водотоку, що загалом характеризують цей стан.

Предмет дослідження – це процеси управління екологічною безпекою водних ресурсів. На сьогодні в усіх розвинених країнах світу управління екологічною безпекою водних ресурсів здійснюють на підставі інтегрального підходу за басейновим принципом. Останніми роками цей підхід упроваджують і в нашій державі. Передбачено розподіл території

країни на басейни відповідних річок, підпорядковані басейновим управлінням водних ресурсів. В умовах упровадження басейнового підходу є актуальним завдання оптимізації мережі моніторингу поверхневих вод, що не можливе без індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану, що дозволяють здійснити оцінювання та прогноз екологічного стану оперативно і з мінімальними витратами. У ході досліджень визначено індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану поверхневих вод і проведено дослідження їхньої динаміки з використанням удосконаленої двокомпонентної моделі взаємодії розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню.

2.2. Електрохімічний метод визначення розчиненого кисню

Електрохімічне визначення розчиненого кисню у воді здійснюють за допомогою гальванічного електрода. У разі полярографічного датчика катод виконано із золота, а анод – зі срібла. Систему замкнено в ланцюг усередині самого приладу, у якому на датчик подають постійний струм напругою 0,8 В, що поляризує обидва електрода.

Електроліт, що міститься під мембраною, дозволяє електричному сигналу проходити від катода до анода. Далі цей сигнал іде до амперметра. Полярографічний датчик працює за принципом визначення варіацій електричного струму, що виникають через зміну парціального тиску кисню, тоді як потенціал залишається постійним – 0,8 В. Чим більше молекул кисню проходить через мембрану та відновлюється на катоді, тим вищий струм визначає датчик. Зі зниженням концентрації кисню падає й напруга.

Хімічно цей принцип описують як окиснення срібла під час відновлення кисню на золотому катоді: електрохімічна мембрана становить напівпровідниковий матеріал, що натягнуто на чутливий елемент і відділяє його від довкілля, одночасно пропускаючи всередину датчика розчинені гази.

У гальванічному датчику катод зазвичай виготовлено зі срібла, а анод із цинку. Анод може бути зроблено і з іншого матеріалу, наприклад свинцю. Цей датчик також виконано у вигляді замкненого ланцюга,

але, на відміну від полярографічного, для його роботи не потрібен постійний струм. У такого роду датчика електроди є настільки різними за складом, що поляризують один одного та відновлюють молекули кисню без наявності напруги.

Два типи стандартних мембран становлять таке: мембрану, що натягають на датчик та утримують ущільнювальним кільцем, а також кришку з уже натягнутою мембраною, яку накручують на датчик.

Електрохімічні методи визначення розчиненого у воді кисню також є світовими стандартами [82] і мають вищу експресність, порівняно з титрометричним визначенням. Саме з їхньою появою стало можливим докладно вивчати просторово-часові поля розчиненого кисню. Однак у цих методів є й недоліки: якість вимірювань буде залежати від ступеня циркуляції води навколо датчика та її перемішування. Проба води має бути постійно перемішаною. У разі виникнення застійних умов показання будуть суттєво заниженими [85; 87].

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

2.3. Визначення біохімічного споживання кисню

Кількість кисню, витраченого за певний проміжок часу у процесі аеробного біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в досліджуваній воді, називають *біохімічним споживанням кисню*.

Визначення здійснюють у початковій або відповідно розведеної пробі за різницею між умістом кисню до та після інкубації за стандартних умов. Стандартною було визнано тривалість часу інкубації п'ять діб за температури 20 °C без доступу повітря та світла. Споживання кисню, що визначають за цих умов, називають п'ятидобовим біохімічним споживанням кисню – БСК₅.

Крім цих основних умов, що визначають сутність біохімічного споживання кисню, хід визначення обмежено такими правилами, дотримання яких необхідно для здобування зрівняних результатів. Насамперед необхідно дотримання умов, за яких під час визначення кількість кисню відповідає споживанню. Це залежить від ступеня розведення проб із високим біохімічним споживанням кисню, від застосування однієї й тієї

самої розчинювальної води та від способу оброблення води перед аналізом.

Уміст кисню в аналізованій початковій чи розведеній пробі має залишатися протягом усього інкубаційного часу таким, щоб було забезпечено якісні умови для перебігу аеробних біохімічних процесів. Цих умов буде дотримано, якщо проба, що аналізують, або суміш проби та води, що розчиняє, буде насиченою перед початком визначення киснем повітря і якщо під час інкубаційного періоду відбудеться зниження концентрації кисню на 2 мг/дм^3 і більше, але так, щоб залишена концентрація кисню через п'ять днів становила не менше ніж 3 мг/дм^3 .

Під час аналізу проб, що обробляють без розведення, обмеження мінімального споживання кисню є недопустимим, оскільки проби із БСК₅, нижчі за 2 мг/дм^3 , будуть мати низьке споживання. Друга умова, що стосується залишкової концентрації кисню після п'яти днів інкубації (не менше ніж 3 мг/дм^3), має бути дотриманою.

Проба має бути на початку дослідження насиченою киснем (приблизно $6,8 \text{ мг/дм}^3$ за $20 \text{ }^\circ\text{C}$). Наведені умови забезпечують для нерозчинених проб величину визначення БПК₅ від 0 мг/дм^3 до 6 мг/дм^3 .

Проби з більшими величинами БПК₅ аналізують після розведення водою в такому співвідношенні, щоб було дотримано наведених раніше оптимальних умов (на початку визначення – насичення киснем, мінімальне споживання 2 мг/дм^3 , залишкова концентрація 3 мг/дм^3). Розведення проби виконують на підставі ймовірної величини БПК₅. Для приблизного розрахунку потрібного розведення можна використовувати величину окиснюваності та БСК₅ для цього типу води. Проби, для яких не можна приблизно розрахувати величину БСК₅, розводять двократно й більше. Результати, здобуті під час аналізу проб із різним розведенням, не мають бути однаковими. Найбільш правильним вважають результат того визначення, за якого було використано приблизно 50 % кисню, що був наявним із початку.

Для розведення проби застосовують штучно приготовану розведену воду, котра містить мінеральні поживні речовини в кількості, що забезпечує нормальний перебіг аеробних біохімічних процесів. Тільки в особливих випадках застосовують розведення води із додаванням господарсько-побутової стічної або річкової води. Домішку вибирають з урахуванням характеру проби, що аналізують, та мети визначення. Під час аналізу

вод, склад яких такий самий як і у господарсько-побутових стічних вод, чи вод, що очищають разом із господарсько-побутовими водами, для домішки застосовують господарсько-побутову стічну воду. Під час аналізу стічних вод, що скидають до річки, беруть для домішки стічну воду, узятую на декілька сотень метрів нижче від скидання аналізованої стічної води, оскільки вона містить адаптовані організми, котрі розкладають речовини, що містяться в досліджуваній стічній воді.

П'ятидобове біохімічне споживання кисню в мг/дм^3 нерозведених проб (x), проб, розведених водою (y), розраховують за такими формулами:

$$x = a - b; \quad (2.1)$$

$$y = \frac{a - b - c(1 - R)}{R}, \quad (2.2)$$

де a – концентрація кисню на початку визначення, мг/дм^3 ;

b – концентрація кисню через п'ять діб, мг/дм^3 ;

c – концентрація кисню в розведеній воді або в розведеній воді з додаванням посіву (результат холостого дослідження), мг/дм^3 ;

R – розведення.

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

Для відбирання проб використовують нові або ретельно вимиті тefлонову або поліетиленову посудини. Щоб уникнути ризику забруднення проби, не можна використовувати для миття лабораторного посуду сильні мінеральні кислоти або лужні мийні розчини [81].

Після доставлення проби в лабораторію її фільтрують через мембранний фільтр (із розміром отворів 0,45 $\mu\text{м}$), щоб уникнути абсорбування аніонів твердими частинками або конверсією аніонів культурою бактерій, які зростають. Треба уникати забруднювання проби мембраною (наприклад, фільтрують пробу та викидають першу порцію фільтрату).

Стабілізують пробу, охолодивши її до температури від 4 до 6 $^{\circ}\text{C}$ або заморожують до закінчення аналізування. У разі, коли потрібно визначити нітрити, посудину із пробною заповнюють повністю.

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

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

Перш ніж увести пробу в аналізатор її фільтрують повторно через мембранний фільтр (із розміром отворів 0,45 мкм), щоб видалити будь-яку наявну речовину. Потрібно пам'ятати про можливий ризик випадання будь-якого осаду, що містить аналізовану речовину. Якщо, окрім того, проба містить органічні сполуки, як-от гумінові кислоти, використовують попередню колонку для захисту аналітичної розподільчої колонки.

2.5. Оцінювання надійності результатів експериментів

Результати експериментів обробляли, відповідно до рекомендацій Міжнародного союзу чистої та прикладної хімії (IUPAC), за методами визначення й формі позначення помилок і відхилень, визначених під час масових аналітичних досліджень. Водночас, використали такі формули:

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_i + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (2.3)$$

де x – результати окремого визначення;

n – загальна кількість повторних визначень;

i – поточний номер повторного визначення.

Дисперсія окремого результату така:

$$S^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}, \quad (2.4)$$

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

Стандартне відхилення окремого результату таке:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}. \quad (2.5)$$

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

$$S_x = \frac{S}{\sqrt{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n \cdot (n - 1)}}. \quad (2.6)$$

Точність визначення середнього результату така:

$$E_\alpha = t_\gamma \cdot S_x, \quad (2.7)$$

де t_γ – коефіцієнт Стюдента;

γ – коефіцієнт надійності.

Відносна похибка середнього результату:

$$\delta = \frac{E_\gamma}{\bar{x}} \cdot 100. \quad (2.8)$$

Відтворюваність дослідів перевіряли за критерієм Кохрена:

$$G = \frac{S_{\max}^2}{\sum_{i=1}^N (S_i^2)_{(0,05;f_N;f_x)}}, \quad (2.9)$$

де $G_{(0,05;f_N;f_x)}$ – табличне значення критерію Кохрена за 5 %-го рівня значущості;

S_{\max}^2 – найбільша дисперсія дослідів;

N – кількість повторних дослідів;

$f_N = N$ – кількість незалежних оцінок;

$f_x = n - 1$ – кількість ступенів свободи кожної оцінки.

Процес вважають відтвореним, якщо виконано нерівність (2.9) і будь-яке значення Кохрена, обчислене розрахунковим шляхом за даними експериментів, менше за його табличне значення.

Водночас дисперсію відтворюваності (помилку дослідів) визначають за такою формулою:

$$S_Y^2 = \frac{\sum_1^N S_X^2}{N}. \quad (2.10)$$

Із нею пов'язана кількість ступенів свободи $f_N = N(n - 1)$.

Оцінку дисперсій середнього значення розраховують за такою формулою:

$$S_y^2 = \frac{S_y^2}{n}. \quad (2.11)$$

На підставі повного факторного експерименту розраховують коефіцієнти регресії за такими формулами:

$$b_0 = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N y_j; \quad (2.12)$$

$$b_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N x_{ji} y_j; \quad (2.13)$$

$$b_{lm} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N x_{ji} x_{jm} y_j, \quad (\text{де } l \neq m). \quad (2.14)$$

Для встановлення значущості коефіцієнтів необхідно, насамперед, розрахувати оцінку дисперсії, із якої їх визначають:

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

Слід зазначити, що за допомогою повного факторного експерименту всі коефіцієнти визначають з однаковою похибкою.

Прийнято вважати, що коефіцієнт регресії є значущим, якщо виконано таку умову:

$$|b| \geq S_b t_\gamma, \quad (2.16)$$

де t_γ – коефіцієнт Стюдента.

Визначивши рівняння регресії, необхідно перевірити його адекватність. Установлення адекватності – це визначення похибки апроксимації.

Для встановлення адекватності необхідно розрахувати експериментальне значення критерію Фішера – F_p і порівняти його з теоретичним F_T , що приймають за необхідної довірчої імовірності $P = 0,95$.

3. Вплив на екологічну безпеку поверхневих джерел водопостачання комунального підприємства водовідведення

Сіверський Донець є найбільшою річкою та найважливішим джерелом прісної води Сходу України. Басейн річки розміщено на територіях Харківської, Донецької й Луганської областей України та становить урбанізований регіон із високим рівнем розвитку промисловості й сільського господарства. Структуру водокористування, що склалася в басейні р. Сіверський Донець, подано всіма видами водокористування, зокрема з великою кількістю споживання води та екологічно небезпечними виробництвами.

Ізюмське комунально-виробниче водопровідно-каналізаційне підприємство, відповідно до критеріїв, за якими оцінюють ступінь екологічного ризику від упровадження господарської діяльності у сфері використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів, належить до суб'єктів господарювання з високим ступенем ризику [51]. Ці критерії встановлюють, із метою оцінювання господарської діяльності, пов'язаної із забезпеченням надійності водопостачання, безпеки для життя та здоров'я населення, запобіганням виникненню загрози довкіллю, на їхній основі визначають ступінь екологічного ризику – високий, середній та незначний.

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

3.1. Оцінювання екологічного стану поверхневих вод у районі розміщення комунального підприємства водовідведення

Проблемі екологічного стану р. Сіверський Донець присвячено ряд досліджень, зокрема, відповідно до результатів дослідження [68] стан води у верхній частині річки в межах Харківської області оцінюють

як «добрий» для визначення екологічного стану та «досить чистий» для визначення ступеня чистоти; придатною для використання, із метою водозабезпечення для питних потреб є тільки ділянка р. Сіверського Дінця у верхній течії (орієнтовно вище ніж 850 км) за умов застосування інтенсивних методів очищення води.

Дослідження впливу великих міст регіону на формування кисневого режиму води в басейні Сіверського Дінця показали спроможність екосистеми басейну до самоочищення. На окремих ділянках процеси самоочищення є уповільненими. Уміст кисню у створі нижче за м. Харків є нижчим на 30 %, унаслідок потужного техногенного навантаження [78].

Дослідниками [25] зазначено, що вода, що виходить із Белгородської області (за даними прикордонного створу с. Стара Таволжанка Белгородської області) останніми роками незмінно характеризується «як помірно забруднена»: уміст міді становить 2,83 ГДК, нітритів – 1,75 ГДК, загального заліза – 1,78 ГДК, фосфору – 1,39 ГДК, а значення БСК₅ – 1,2 ГДК.

У роботі [12] визначено рівень небезпеки рекреаційного водокористування р. Сіверський Донець у межах Харківської області на основі американського наукового підходу до оцінювання ризику для здоров'я населення, яким передбачено розрахунок окремо канцерогенного й неканцерогенного ризиків для здоров'я населення. На підставі цього зазначено, що ранжування постів спостереження за якісним станом річки в межах Харківської області за величиною індексу небезпеки показало термінову необхідність в упровадженні природоохоронних заходів у районі розташування м. Ізюм, с. Хорошеве, с. Есхар та м. Харків.

Автори [98], відповідно до розробленої ними нової методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних екосистем, визначили перелік річок басейну р. Сіверський Донець у Харківській області, які потребують негайного впровадження природоохоронних заходів на основі аналізу джерел їхнього забруднення.

Дослідниками [40] показано, що для північної частини басейну (р. Сіверський Донець на ділянці від с. Огірцеве до м. Ізюм та р. Уди, Лопань, Вовча, Оскіл) у формуванні хімічного складу поверхневих вод домінують природні чинники. Фізико-географічні умови басейну та гідрологічний режим річок визначають як сезонну, так і багаторічну динаміку загальної мінералізації й окремих елементів хімічного складу поверхневих

вод. Установлено, що у формуванні хімічного складу поверхневих вод центральної та південної частини басейну (р. Сіверський Донець на ділянці від м. Ізюм до с. Кружилівка, лівобережних приток – р. Червона, Борова та правобережних приток – річки Сухий Торець, Казенний Торець, Лугань, Бахмут, Мокра Плотва, Біленька) значну роль відіграють техногенні чинники.

Задля виявлення небажаних тенденцій погіршення складу води р. Сіверський Донець було відібрано проби вище і нижче від м. Ізюм. Наведені дані свідчать, що вода р. Сіверський Донець, відповідно до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо екологічного стану поверхневих вод і правила вибирання» [21], вище та нижче від м. Ізюм за п'ятьма показниками належить до 4-го класу (посередня, обмежено придатна, небажана якість води) [75].

За даними спостережень за якістю води р. Сіверський Донець вище і нижче від м. Ізюм, склад води поступово й постійно погіршується за цілою низкою показників. Так, за показниками твердості та сульфатів спостерігають сталу тенденцію до зростання за середньорічними показниками. Аналогічну тенденцію спостерігають і для вмісту фосфатів.

Якщо взяти до уваги, що саме нижче від м. Ізюм розміщено основних споживачів питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець, то це становить чималу загрозу населенню Донецької, Харківської та Луганської областей через уживання неякісної питної води.

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

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

Вплив скидання в р. Сіверський Донець з очисних споруд ІКВ ВКП перероблених побутово-промислових стічних вод переважно визначає

екологічний стан річки, воду якої використовують як джерело питного водопостачання багатьох населених пунктів Харківської, Донецької та Луганської областей [4; 76].

Було відібрано контрольні проби стічної води та води р. Сіверський Донець вище й нижче від скидання. Привертає на себе увагу той факт, що скидання з очисних споруд стічної води в р. Сіверський Донець погіршує за дев'ятьма показниками якість річкової води, за двома показниками – не змінює, а за чотирма – дещо поліпшує.

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

На рис. 3.1 показано змінення вмісту фосфатів у стічній воді ІКВ ВКП за 2012 – 2014 рр.

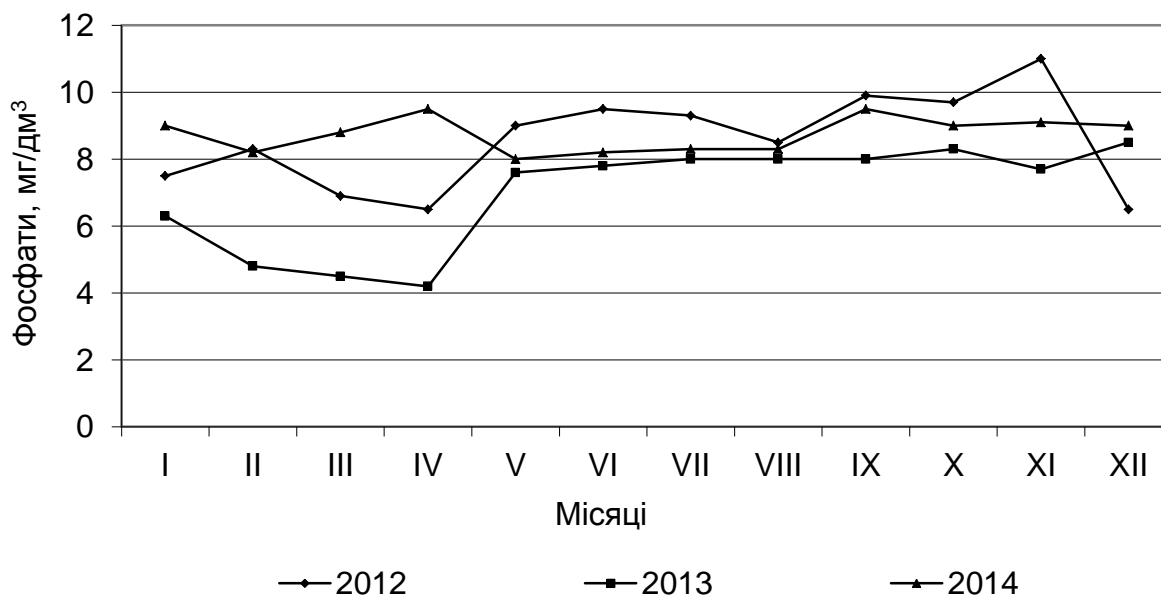


Рис. 3.1. Сезонні коливання вмісту фосфатів у стічній воді Ізюмського комунального виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства за 2012 – 2014 рр.

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

На рис. 3.2 показано змінення вмісту нітратів у воді р. Сіверський Донець після скидання стічної води з ІКВ ВКП за 2012 – 2014 рр.

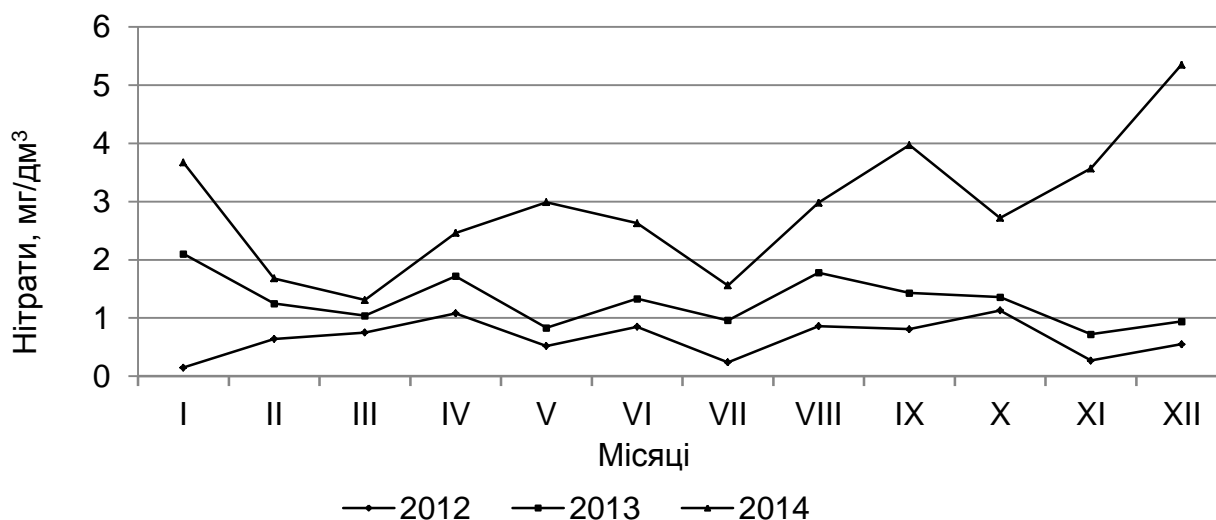


Рис. 3.2. Сезонні змінення вмісту нітратів (мг/дм³) у воді р. Сіверський Донець після скидання стічної води з ІКВ ВКП за 2012 – 2014 рр.

Задля виявлення реального впливу скидання з очисних споруд м. Ізюм на якість води р. Сіверський Донець досліджували різницю вмісту нітратів у річковій воді нижче та вище від скидання за середньорічними значеннями. До 2010 р. спостерігали зниження вмісту нітратів у річковій воді, що свідчило про ефективну роботу очисних споруд міста з очищення промислово-побутової стічної води. Починаючи із 2010 р. і донині спостерігають чітку тенденцію до постійного підвищення вмісту нітратів у річковій воді, унаслідок скидання не достатньо очищеної води з очисних споруд міста, що суттєво погіршує якість води р. Сіверський Донець – джерела питного водопостачання.

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

Аналогічну тенденцію спостерігають щодо забруднення фосфатами річкової води стічними водами ІКВ ВКП (рис. 3.3). Така тенденція, безумовно, свідчить про те, що очисні споруди ІКВ ВКП вичерпали практично в повному обсязі свої технологічні можливості й на фоні постійного зростання використання населенням різноманітних мийних засобів та іншої побутової хімії не в змозі забезпечити потрібне очищення за показниками азоту та фосфору, що призводить до суттєвого погіршення екологічного стану р. Сіверський Донець.

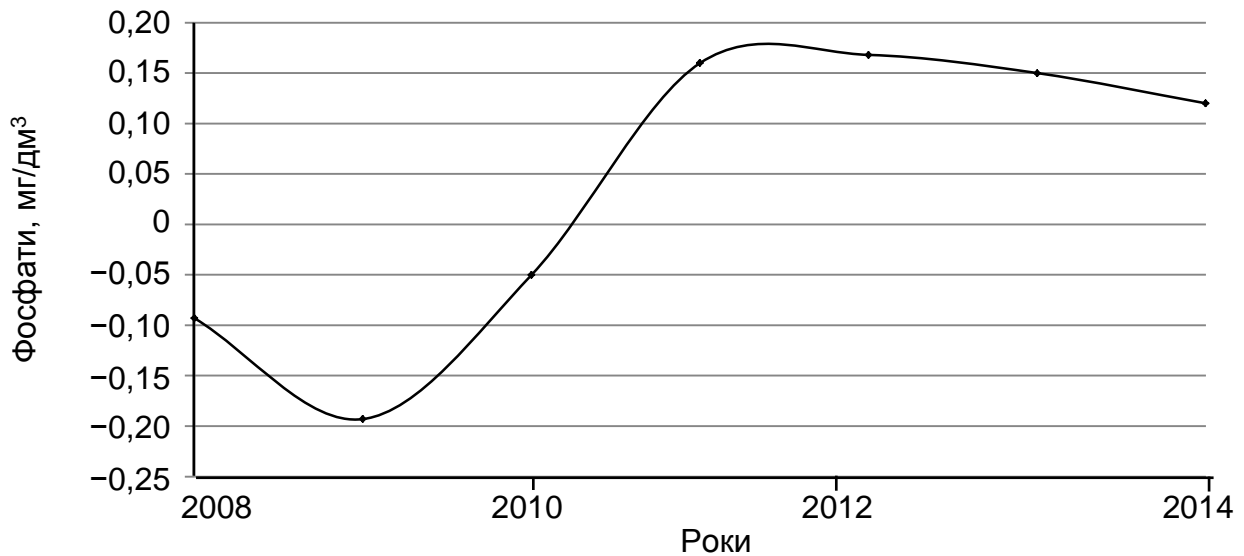


Рис. 3.3. Змінення різниці вмісту фосфатів у річковій воді нижче і вище від скидання стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 рр.

Додатковим свідченням цього є змінення різниці поверхнево-активних речовин у річковій воді нижче та вище від скидання стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями (рис. 3.4) та змінення різниці біологічного споживання кисню (БСК₅) у річковій воді нижче та вище від скидання стічної води (рис. 3.5).

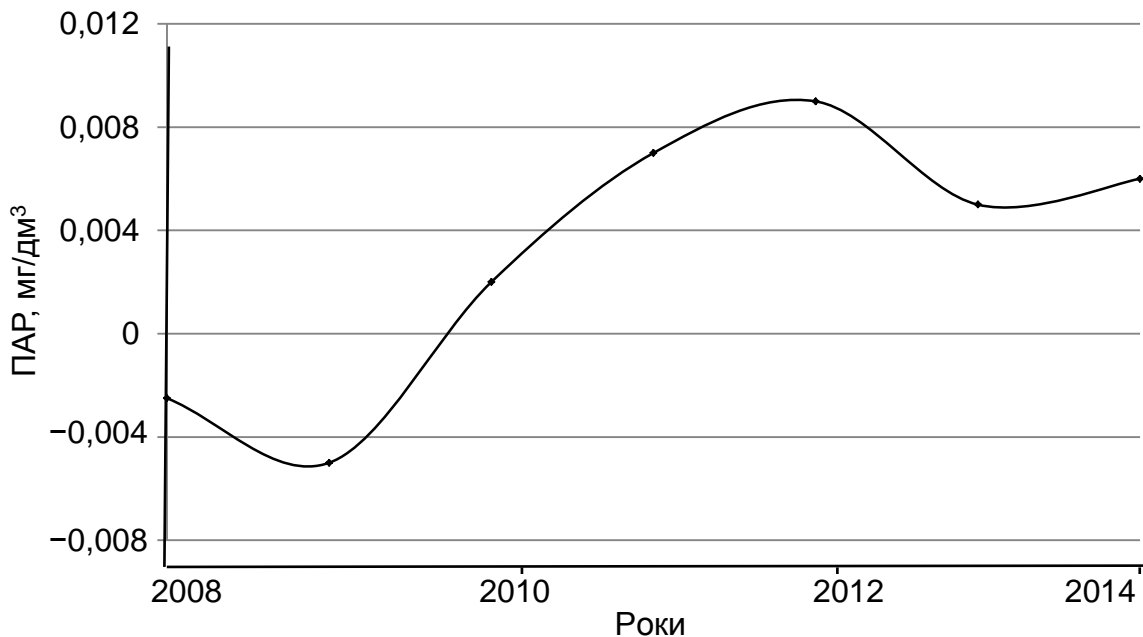


Рис. 3.4. Змінення різниці поверхнево-активних речовин (ПАР) у річковій воді нижче та вище від скидання стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 рр.

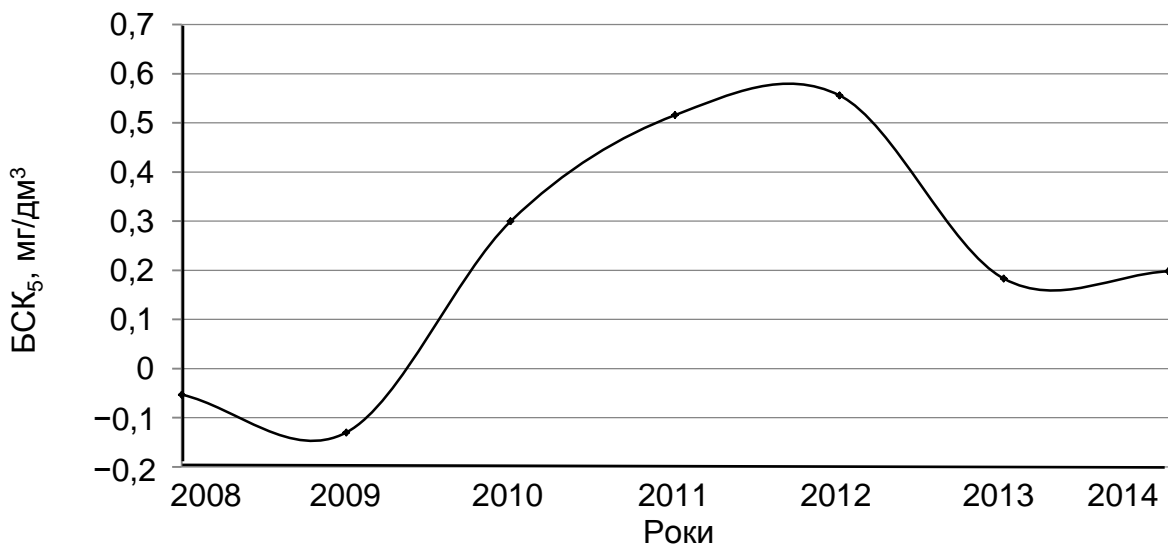


Рис. 3.5. Зміння різниці БСК₅ у річковій воді нижче та вище від скидання стічної води з ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 рр.

Відповідно до нормативних вимог, величина ХСК не має перебільшувати 15 – 30 мг/дм³. Про ступінь забруднення води можна судити за показниками ХСК, наприклад, дуже чисті водойми та водотоки мають ХСК 1 – 2 мг/дм³, помірно чисті – 3 мг/дм³, середньої забрудненості – 4 мг/дм³, забруднені – до 15 мг/дм³.

Цей показник у стічній воді ІКВ ВКП суттєво змінився починаючи із 2010 р., унаслідок вичерпання технологічних резервів очисних споруд (рис. 3.6).

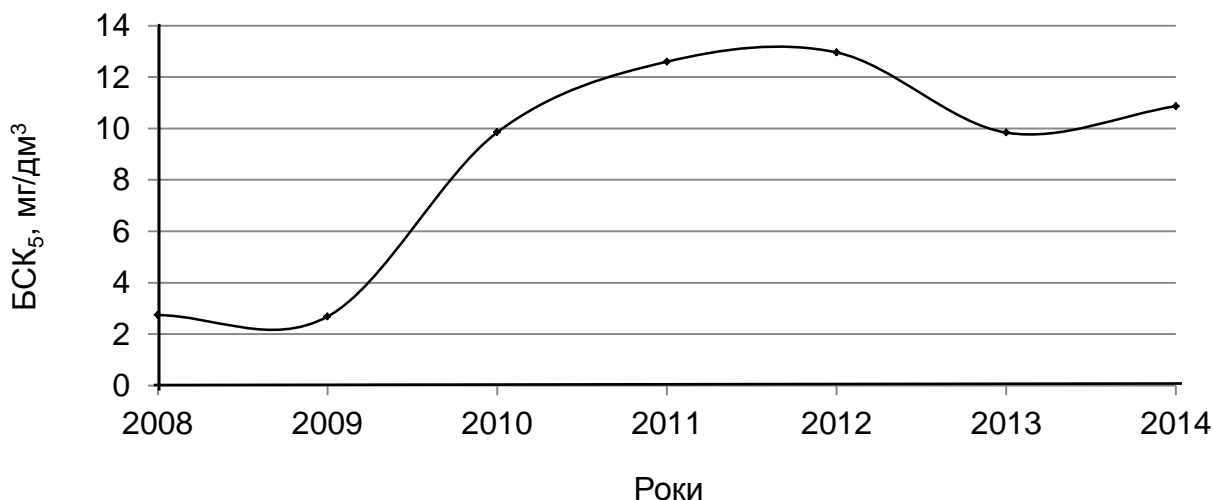


Рис. 3.6. БСК₅ у стічній воді з очисних споруд ІКВ ВКП за середньорічними значеннями за 2008 – 2014 рр.

Зазвичай, упродовж 5 діб за нормальних умов відбувається окиснювання ~70 % легкоокиснюваних органічних речовин; практично повного окиснення ($BCK_{\text{повн.}}$ або BCK_{20}) досягають протягом 20 діб. Установлено, що чим більше у воді міститься органічних речовин, тим більше потрібно кисню для їхнього окиснення, тобто тим вищий показник біохімічного споживання кисню. Наявність речовин, які гальмують біохімічні процеси, знижує його.

Природні води мають невисокі показники BCK_5 (зазвичай їхнє BCK_5 не перевищує 0,5 – 2 мг/дм³). Більш високі показники BCK_5 указують на забруднення природних вод. Для джерел централізованого господарсько-питного водопостачання [66] і водних об'єктів, які використовують у рибогосподарських цілях, $BCK_{\text{повн.}}$ не має перевищувати 3 мг/дм³. Спостерігають сезонне коливання значень BCK_5 із виявленим впливом стічної води ІКВ ВКП, який полягає в підвищенні значень BCK_5 після скидання стічних вод. Відповідно до ДСТУ 4808:2007 [21], вода р. Сіверський Донець належить до 3-го класу якості (задовільна, прийнятна якість води), а вплив стічної води переводить її до 4-го класу (посередня, обмежено придатна, не бажана якість води). На динаміку показників розчиненого кисню також впливає стічна вода ІКВ ВКП, знижуючи вміст розчиненого кисню у воді р. Сіверський Донець після місця скидання. Підвищення рівня розчиненого кисню у воді річки в місці скидання пояснюють загальним зниженням рівня кисню в річці через наявність льодового покриву та його руйнуванням у місці скидання стічних вод, що сприяє більшій аерації води.

3.3. Комплексне оцінювання впливу техногенного забруднення р. Сіверський Донець обробленими побутово-промисловими стоками м. Ізюм

Методи комплексного оцінювання забруднення поверхневих вод, що є на сьогодні, принципово розподіляють на дві групи: до першої належать методи, що дозволяють оцінювати якість води за сукупністю гідрохімічних, гідрофізичних, гідробіологічних, мікробіологічних показників; до другої – методи, пов'язані з розрахунком комплексних індексів забрудненості води.

До найбільш поширених належить комбінаторний індекс забрудненості води, рекомендований нині до використання [23], який дозволяє дати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин.

За допомогою комбінаторного індексу забрудненості води оцінюють ступінь її забрудненості за комплексом забруднювальних речовин. Індекс може бути розраховано для будь-якого створу або пункту спостереження за станом поверхневих вод, для ділянки або водного об'єкта загалом. Інформативність і репрезентативність індексу за наявності достатнього обсягу інформації є високою.

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

Розрахунок значення комбінаторного індексу забрудненості та відносне оцінювання екологічного стану поверхневих вод виконували у два етапи: спочатку за кожною окремою досліджуваною речовиною й показником екологічного стану поверхневих вод, потім розглядали одночасно весь комплекс забруднювальних речовин та виводили результативну оцінку.

За кожною речовиною за розрахунковий період часу для вибраного об'єкта дослідження визначено такі характеристики:

1) повторюваність випадків забрудненості α_{ij} , тобто частота виявлення концентрацій, що перевищують ГДК:

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

де n'_{ij} – кількість результатів хімічного аналізу за і-ю речовиною у j-му створі за період часу, що розглядають, у яких їхній уміст чи значення перевищують відповідні ГДК;

n_{ij} – загальна кількість результатів хімічного аналізу за період часу, що розглядають, за і-ю речовиною у j-му створі.

За значеннями повторюваності визначають характер забруднення води за стійкістю забруднення, відповідно до табл. 3.1.

Класифікація води водних об'єктів за значеннями повторюваності випадків забрудненості

Повторюваність, %	Характеристика забрудненості води	Частинний оцінний бал за повторюваністю, $S_{\alpha ij}$	Частка частинного оцінного бала, що припадає на 1 % повторюваності
[1* ; 10)	Одинична	[1; 2)	0,11
[10; 30)	Нестійка	[2; 3)	0,05
[30; 50)	Характерна	[3; 4)	0,05
[50; 100)	Стійка	4	–

* За значень повторюваності, меншої ніж одиниця, беруть $S_{\alpha ij} = 0$.

Примітка. Інтервали позначено таким способом: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла дужка показує, що число, яке стоїть при ній, до інтервалу не входить; квадратна дужка – значення входить.

2) середнє значення кратності перевищення ГДК $\bar{\beta}'_{ij}$, розраховане тільки за результатами аналізу проб, де таке перевищення спостерігають. Результати аналізу проб, у яких концентрація забруднювальної речовини була нижчою за ГДК, до розрахунку не брали. Розрахунок виконували за такою формулою:

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

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

C_{ifj} – концентрація i -ї речовини у f -му результаті хімічного аналізу для j -го створу, мг/дм³.

Значення кратності порушення нормативу для розчиненого у воді кисню обчислювали за такою формулою:

$$\beta_{O_2fi} = \frac{\text{ГДК}_{O_2}}{C_{O_2fi}}. \quad (3.3)$$

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

Класифікація води водних об'єктів за кратністю перевищення ГДК

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

Примітка. Інтервали позначено таким способом: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла дужка показує, що число, яке стоїть при ній, до інтервалу не входить; квадратна дужка – значення входить. Для розчиненого у воді кисню використовують такі умовні градації кратності рівня забрудненості: (1; 1,5] – низький; (1,5; 2] – середній; (2; 3] – високий; (3; ∞] – екстремально високий. Якщо концентрація розчиненого у воді кисню у пробі дорівнює 0, для розрахунку умовно беруть її такою, що дорівнює 0,01 мг/дм³.

За значеннями середньої кратності перевищення ГДК $\bar{\beta}_{ij}$ та даними табл. 3.2 розраховували частинний оцінний бал за кратністю перевищення $S_{\beta ij}$. Визначення балів виконували з використанням лінійної інтерполяції;

3) узагальнений оцінний бал S_{ij} за кожною речовиною розраховували як добуток частинних оцінних балів за повторюваністю випадків забруднення та середньої кратності перевищення ГДК:

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

де $S_{\alpha ij}$ – частинний оціночний бал за повторюваністю випадків забруднення i -ї речовиною у j -му створі за період часу, що розглядають;

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

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

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

Далі визначають комбінаторний індекс забрудненості води за такою формулою:

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

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

N_i – кількість речовин, що враховують в оцінці;

w_i – вагові коефіцієнти, що враховують значущість i -ї речовини, у цьому розрахунку $w_i = 1 / N$.

За даними багаторічних спостережень, проведених упродовж 2010 – 2014 рр. досліджено сезонні зміни КІЗВ для трьох пунктів спостережень: місце скидання стічних вод ІКВ ВКП, 1 000 м вище та 500 м нижче від місця скидання. Як видно з наведених графіків (рис. 3.7), стічні води ІКВ ВКП погіршують стан води р. Сіверський Донець, оскільки значення КІЗВ за 500 м нижче від скидання більшими за значення КІЗВ вище від місця скидання.

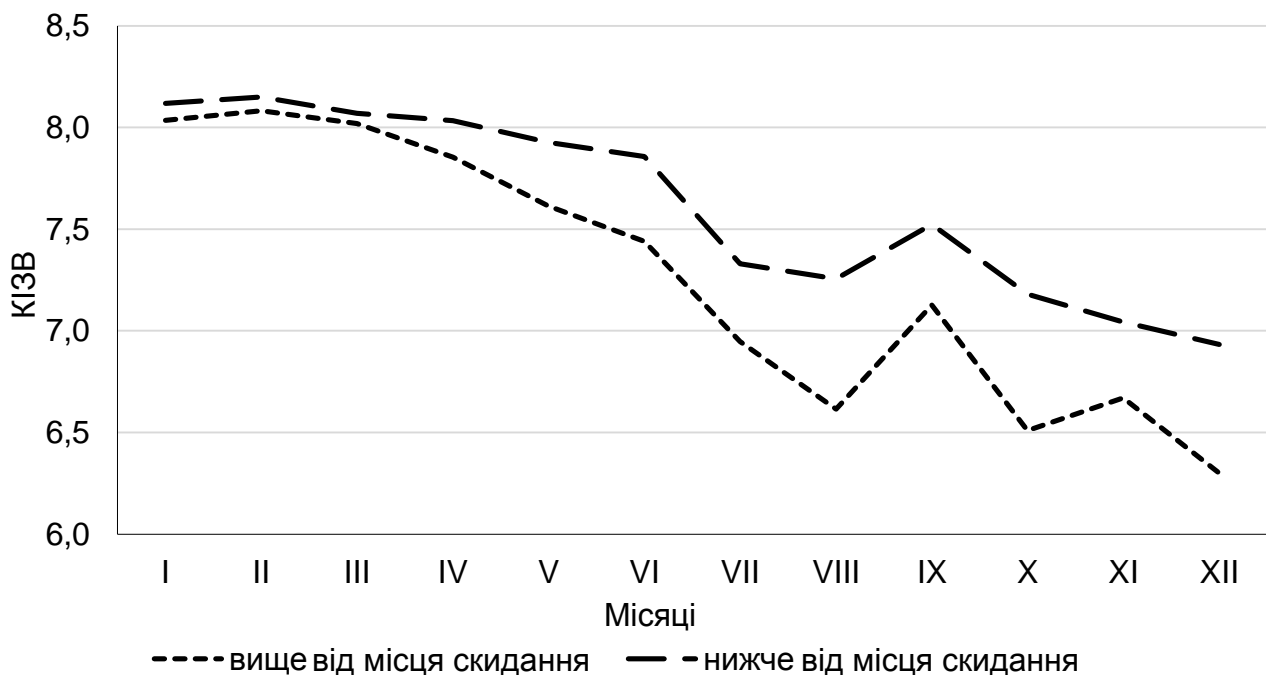


Рис. 3.7. Сезонна середньорічна динаміка КІЗВ вище та нижче від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП

Дослідження щорічної сезонної динаміки різниці значень КІЗВ за 500 м нижче та 1 000 м вище від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП показує, що спостерігають постійну позитивну різницю значень, окрім окремих випадків, де, відповідно до вихідної інформації, відбулося розчинення стічними водами ІКВ ВКП більш забрудненої річкової води.

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

Наявність взаємозв'язку між КІЗВ та БПК показано далі (п. 4) під час обґрунтування індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод.

3.4. Оцінювання екологічного ризику від впливу побутово-промислових стоків

Забезпечення екологічної безпеки передбачає попередню оцінювання величини екологічного ризику, пов'язаного з техногенним об'єктом щодо людини та довкілля [11].

Як зазначалося раніше, під час визначення екологічного ризику за еталонну якість води взято екологічні нормативи якості поверхневих вод, що становлять науково обґрунтовані кількісні значення показників (гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних, специфічних речовин), які відображають природний стан екосистеми водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності з поліпшення або збереження його екологічного благополуччя.

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

- 1) нормативи екологічної безпеки водокористування;
- 2) екологічний норматив екологічного стану поверхневих вод масивів поверхневих та підземних вод;
- 3) нормативи гранично допустимого скидання забруднювальних речовин;

4) галузеві технологічні нормативи утворення речовин, що скидають у водні об'єкти;

5) технологічні нормативи використання води.

Законодавством України може бути встановлено та інші нормативи в галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів.

Під час застосування методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів у роботі [19] із посиланням на [62] запропоновано як екологічний норматив брати верхню межу 3-ї категорії класифікації якості поверхневих вод, відповідно до ДСТУ 4808:2007 [21]. Під час оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів окремо обчислюють екологічний ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води, та екологічний ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води. Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінювання ризику за показником забарвленості, водневим показником, запахом і присмаком та іншим показником, що нормують, відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води.

Згідно з [19], ризик за показником забарвленості визначають, відповідно до такого рівняння:

$$P_{\text{rob}} = -3,33 + 0,067(\text{Ц} - \Phi_{\text{он}} + 20), \quad (3.6)$$

де P_{rob} – пов'язаний з імовірністю (ризиком), відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу;

Ц – забарвленість води, у градусах забарвленості;

$\Phi_{\text{он}}$ – природна забарвленість води, визначена за даними багаторічних спостережень і характерна для цього сезону, у градусах забарвленості.

Для визначення ризику за водневим показником використовують такі рівняння:

$$P_{\text{rob}} = 4 - \text{pH} \quad \text{за } \text{pH} \leq 7; \quad (3.7)$$

$$P_{\text{rob}} = -11 + \text{pH} \quad \text{за } \text{pH} > 7.$$

Під час оцінювання ризику за показником природного запаху та присмаку використовують таку формулу:

$$P_{\text{rob}} = -1 + 3,32 \cdot \lg(\text{бали} / 2,5). \quad (3.8)$$

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

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

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

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

Сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів визначають за правилом множення ймовірностей, де множниками є не величини ризику, а значення, що характеризують імовірність його відсутності [19]:

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

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

ER_1, \dots, ER_n – екологічний ризик кожної забруднювальної речовини.

Під час трактування визначених величин екологічного ризику пропонують користуватися ранговою шкалою (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Залежність якості поверхневих вод від величини екологічного ризику

Класи екологічного стану поверхневих вод	Характеристика водних ресурсів	Значення екологічного ризику
1	2	3
I Відмінний	Водні об'єкти у природному стані звичайно є оліготрофними, вода – прозорою чи з невеликою кількістю гумусу. Водні об'єкти є придатними для всіх видів використання	< 0,1
II Гарний	Водні об'єкти є близькими до природного стану чи слабко евтрофованими. Вода є придатною для всіх видів використання	0,1 – 0,19

1	2	3
III Задовільний	Водні об'єкти будуть під слабким впливом стічних вод, площинних джерел забруднення чи інших видів впливу. Якість звичайно задовольняє вимоги більшості видів водокористування	0,2 – 0,59
IV Незадовільний	Вода водних об'єктів є значно забрудненою в результаті надходження стічних вод, поверхневого стоку, а також під впливом інших чинників. Водні об'єкти є придатними тільки для тих видів використання, у яких менш жорсткі вимоги до екологічного стану поверхневих вод	0,6 – 0,89
V Поганий	Водні об'єкти є сильно забрудненими стічними водами, поверхневим стоком чи в результаті впливу інших чинників	0,9 – 1,0

У роботі [38] із посиланням на [19] запропоновано ризик для водного об'єкта визначати за такою формулою:

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

де $P = \sum n_i / N$;

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

C_i – концентрація i -ї забруднювальної речовини, яка перевищує ГДК (забруднювальні речовини, які не перевищують ГДК, у ф-лу (3.11) не підставляють), мг/м³;

N – загальна кількість забруднювальних речовин, що аналізують.

Аналогічний підхід до розрахунку ризику з використанням відношення кількості спостережень із перевищенням нормативу до загальної кількості спостережень описано в роботі [91], де запропоновано визначити екологічний ризик порушення стану водних екосистем для кожного i -го забруднювача у j -му діапазоні спостереження за такою формулою:

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

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

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

Імовірність порушення екологічного стандарту визначають за такою формулою:

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

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

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

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

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

Для першої методики оцінювання ризиків [199], як видно із ф-ли (3.10) значення ER_i мають бути в інтервалі (0 ... 1), інакше вираз не буде мати значення, про що свідчать розрахунки (варіант 1 у табл. 3.4), виконано безпосередньо за ф-лою (3.10), визначені на підставі даних спостережень за 2011 – 2014 рр. Тобто, методику не розраховано на значення показників, що в декілька разів, а в деяких випадках навіть на порядок перевищують норматив.

Якщо до розрахунку за ф-лою (3.10) увести додаткові умови, що унеможливають визначення значення ризику меншим за нуль, або більшим за одиницю, то ситуація не стає кращою (варіант 2 у табл. 3.4), оскільки значення ризику стають такими, що дорівнюють 1 в усіх випадках.

Результати розрахунків показників ризику

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

Очевидно, що дані розрахунки суперечать результатам спостережень за динамікою показників екологічного стану поверхневих вод як у місці скидання, так і за 500 м вище та нижче від місця скидання (підрозд. 3.2), та динамікою КІЗВ (п. 3.3).

У документі [97] запропоновано методику оцінювання ризику впливу планованої діяльності на природне середовище. Визначення показників техногенного ризику (ризик впливу об'єкта чи планованої діяльності на компоненти довкілля) здійснюють для об'єктів, на яких такі ризики можуть бути реально наявними, за такою формулою:

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

де R – ризик для компонента довкілля, безрозмірний;

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

D – величина, яку розраховують за такою формулою:

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

де I – індекс забруднення компонента довкілля, безрозмірний, визначають як $0,2 \cdot IЗВ$ (індекс забруднення води).

Замість індексу ІЗВ (у зв'язку із втратою чинності нормативного документа для його розрахунку), пропонують використовувати індекс КІЗВ, розрахований у п. 3.2.1.

Оцінювання рівня ризику здійснюють, відповідно до табл. 3.5.

Таблиця 3.5

Класифікація рівнів ризику планованої діяльності на природне середовище

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

Результати розрахунку ризику від впливу ІКВ ВКП на р. Сіверський Донець наведено в табл. 3.6 та на графіках (рис. 3.8).

Таблиця 3.6

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

Місяці	Міся скидання	Визначення	Вище від місць скидання	Визначення	Нижче від місць скидання	Визначення
I	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,49 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,55 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
II	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,53 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,57 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
III	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,48 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,52 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
IV	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,38 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,49 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
V	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,23 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,42 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
VI	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,13 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$1,38 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
VII	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$8,87 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний	$1,08 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
VIII	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$7,47 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний	$1,04 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
IX	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$9,72 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний	$1,18 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний
X	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$7,07 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний	$9,98 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний
XI	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$7,70 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний	$9,32 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний
XII	$4,99 \cdot 10^{-6}$	Неприйнятний	$6,32 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний	$8,81 \cdot 10^{-7}$	Прийнятний

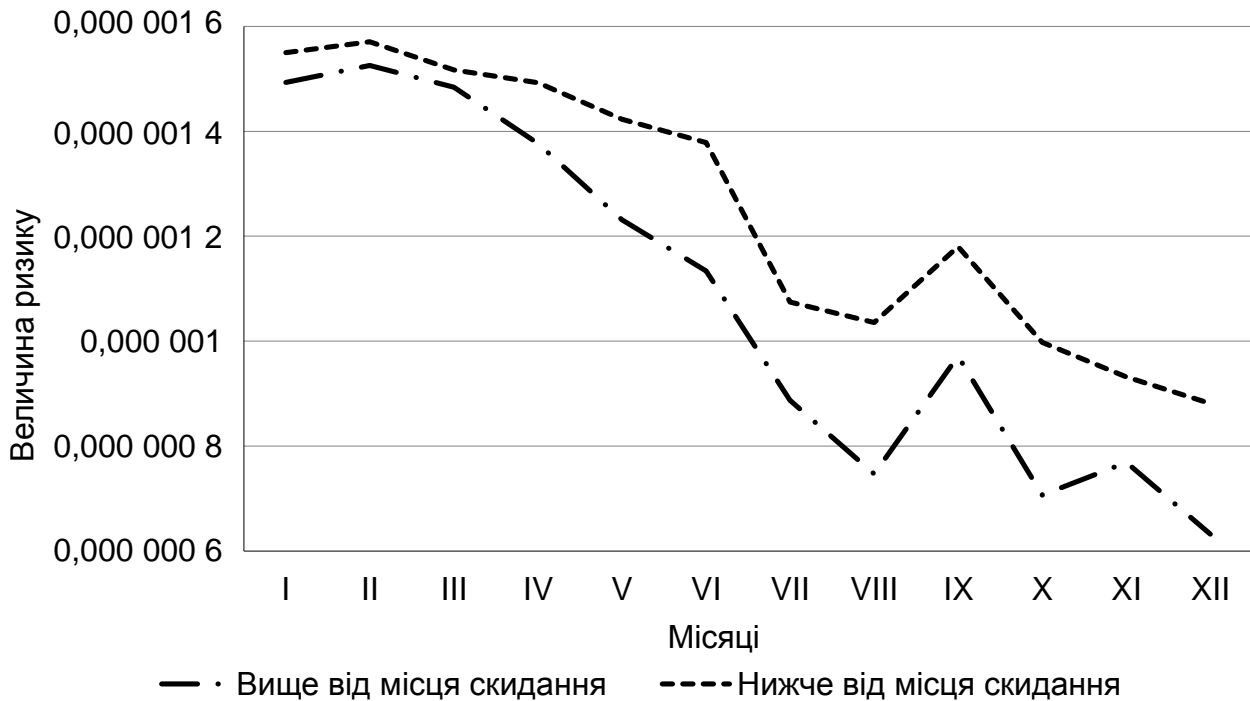


Рис. 3.8. Сезонна середньорічна динаміка екологічного ризику вище та нижче від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП

Як видно з наведеної табл. 3.6, вплив стічних вод ІКВ ВКП підвищує значення величин екологічного ризику для р. Сіверський Донець, зокрема для липня – вересня із прийняттого до неприйняттого. Але ця методика не дає коректного числового значення для величин ризику, що перевищують значення $4,99 \cdot 10^{-6}$.

Із наведеного розрахунку є очевидним, що значення екологічного ризику цілком залежить від індексу забруднення води, який, своєю чергою, залежить від перевищення ГДК окремих забруднювачів.

Наведені результати свідчать про неможливість використання методик оцінювання ризику за гідрохімічними показниками, запропонованими в [86].

Показник ризику не дає об'єктивної характеристики небезпеки від впливу небезпечних об'єктів господарювання на водні ресурси. Відповідно, показник ризику не можна вважати за коректний показник, що характеризує екологічний стан водотоку та вплив на нього промислового підприємства, зокрема не можна оцінити достовірно ступінь екологічного ризику від впливу стічних вод ІКВ ВКП на стан р. Сіверський Донець.

Оцінювання ризику за методикою [97] цілком залежить від значень індексу забруднення вод, і його обчислюють шляхом математичних операцій з індексом та певними константами. Неоднозначність підходів і критеріїв до розрахунків показників екологічного ризику для водних об'єктів на підставі гідрохімічних показників показує необхідність у виборі індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод, який би характеризував стан води загалом, не залежав від великої кількості показників та не потребував складних багатоступневих розрахунків задля забезпечення оперативного управління водними ресурсами.

4. Математичне моделювання динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання

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

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

Відомі два основні підходи до оцінювання якості довкілля, зокрема водних об'єктів: гігієнічний і екологічний. Їхня принципова відмінність полягає в тому, що метою гігієнічної регламентації є захист здоров'я населення, а метою екологічного нормування – збереження середовища життя з умовою дотримання стійкості природних екосистем. Ця принципова

відмінність унеможлиблює застосування методології гігієнічної регламентації в екологічному нормуванні. Як екологічне, так і санітарно-гігієнічне нормування ґрунтуються на знанні ефектів, що спричиняють різноманітні впливи на живі організми. Однак науково обґрунтований гігієнічний норматив можна застосовуватися повсюдно, тому що адаптаційні можливості окремих індивідуумів можуть бути різними, залежно від соціально-економічних та інших чинників, але загалом захисні властивості організму людини є практично однаковими. Екосистеми мають унікальні властивості з абіотичними й біотичними характеристиками, різною стійкістю до антропогенного навантаження, тому екологічні нормативи мають розробляти територіально диференційовано з урахуванням адаптаційних резервів на основі зв'язку між станом біоти в екосистемах і станом довкілля [26].

На сьогодні в Україні та інших країнах світу розроблено досить велику кількість критеріїв комплексного оцінювання екологічного стану поверхневих прісних вод. Одні класифікації ґрунтуються на оцінці бактеріологічних та фізико-хімічних показників, в основу інших покладено гідробіологічну оцінку забрудненості вод. Кожен із критеріїв дає змогу здобувати важливу інформацію, а в разі їхнього застосування разом – оцінювати водне середовище з екологічних позицій.

Оцінювання екологічного стану поверхневих вод за хімічними показниками вважають досить трудомістким завданням, оскільки воно ґрунтується на порівнянні середніх концентрацій, які спостерігають у пунктах контролю за якістю вод, зі встановленими нормами гранично допустимих концентрацій (ГДК) для кожної речовини. Більшість із запропонованих сьогодні комплексних показників визначено шляхом об'єднання та узагальнення численних часткових показників в один інтегровальний, який дає змогу характеризувати різні становища водних об'єктів [80].

Нині є ряд спроб [35] характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (індексу забрудненості I_3), який дорівнює середньому арифметичному відношенню:

$$I_3 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \text{ для речовин зі значенням } C_i / ГДК_i > 1, \quad (4.1)$$

де n – кількість речовин;

C_i – фактична концентрація i -го хімічного показника, мг/м³;

ГДК _{i} – гранично допустима концентрація i -го хімічного компонента, мг/м³.

Головна небезпека полягає у вияві синергізму, коли наявність однієї речовини посилює токсичність іншої або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої є значно вищою, ніж початкові (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот). У [1] запропоновано визначати комплексний екологічний індекс стану річкових екосистем, залежно від значення різних параметрів:

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

де $C_{i\text{факт.}}$ – фактична концентрація i -го гідрохімічного або трофосапробіологічного чинника, мг/м³;

$C_{i\text{норм.}}$ – нормативна концентрація i -го гідрохімічного чинника, мг/м³.

Крім того, оцінювання якісного стану природних вод здійснюють за комплексними показниками: індексом забрудненості вод (ІЗВ) та коефіцієнтом забрудненості (КЗ). Порівняння цих двох комплексних показників щодо ранжирування створів показало перевагу КЗ. Для використання в системі Мінекоресурсів затверджено [29] методику розрахунку КЗ природних вод. КЗ – є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно за низкою показників якості вод, які багаторазово виміряно в кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів. Крім того, використовують екологічне оцінювання якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Вона дозволяє здійснити порівняльне оцінювання екологічного стану поверхневих вод різних водних об'єктів (незалежно від умісту різних забруднювальних речовин), виявити тенденцію до її якості за роками, спростити та значно поліпшити форму подання інформації, зокрема у вигляді мап.

Проблема вибору показників, що використовують для оцінювання екологічного стану поверхневих вод, докладно висвітлено в [45]. Те, що запропоновано із цієї проблеми, автори розподіляють на три групи:

використання всіх показників, для яких встановлено ГДК;

застосування невеликої кількості нормованих показників;

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

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

Пропозиції другої групи відображено в дослідженнях та нормативних документах [28]. Загалом коло обов'язкових показників обмежено в межах від 10 до 25.

Показники третьої групи ґрунтуються не тільки на необхідності в оцінюванні, але й на прогнозуванні змінення екологічного стану поверхневих вод. Водночас до уваги беруть такі показники, змінення концентрації яких через фізичні, хімічні й біологічні причини автоматично впливає на значення інших показників.

Комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховують згідно з [53], дозволяє дати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин, який було використано в п. 3.2.1.

Моніторинг якості вод басейну Сіверського Дінця здійснюють за більш ніж 30 гідрохімічними показниками. Результати спостереження дозволяють лише констатувати, що якість води на сьогодні відповідає нормативним вимогам, тобто перевищень ГДК немає [72]. У цьому разі комплексне оцінювання екологічного стану поверхневих вод за гідрохімічними показниками здійснити неможливо. А також неможливо судити про зміни, що відбуваються у воді під впливом антропогенних чинників. Тому параметри третьої групи, що не мали в літературі достатнього висвітлення, заслуговують на увагу та вивчення [47].

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

Значною мірою життєдіяльність водних організмів визначено вмістом розчиненого кисню у воді. Наприклад, мінімальний уміст РК, що забезпечує нормальний розвиток риби, становить близько 5 мг/дм^3 . Зниження його до 2 мг/дм^3 викликає масову загибель риби. Неприятливо позначено на їхньому стані й перенасичення (вищою ніж 120 %) води киснем. Слід зазначити, що під час оцінювання екологічного благополуччя водного середовища відносний уміст кисню рідко беруть до уваги. Однак перенасичення води киснем виникає, зазвичай, за концентрацій, далеких від критичних, наприклад, 11 мг/дм^3 за температури води $15 \text{ }^\circ\text{C}$ або 10 мг/дм^3 за температури води $22 \text{ }^\circ\text{C}$.

Концентрація кисню у воді залежить від її фізичних характеристик (температури й солоності), а також біохімічних чинників (фотосинтезу та споживання кисню під час аеробного окиснення органічних речовин). Інтенсивність фотосинтезу залежить від освітленості й температури, а окиснення – від кількості органіки, мікроорганізмів і, знову ж, від температури. Крім розглянутих механізмів, змінення концентрації кисню у воді може відбуватися під впливом гідродинамічних чинників – перенесення (адвекції) течіями, вертикального хвильового перемішування та ін.

Надходження кисню у водний об'єкт обмежено його розчинністю у воді. За певної температури води й тиску у воді може розчинитися точно певна кількість кисню.

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

Критерієм, що характеризує сумарний уміст у воді органічних речовин, є показник біохімічного споживання кисню, що виявляє кількість кисню (мг), необхідну для біохімічного окиснення органічних речовин, що втримуються у воді, за певний проміжок часу. Нормованим показником [66] є БСК₅ – кількість кисню, витрачена за п'ять діб у процесі біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в аналізованій воді. Розраховують БСК₅ (мгО/л) як різницю у вмісті кисню в момент узяття проби та через 5 діб.

Тому є всі підстави вибрати показники кисню у водотоці, а саме БСК₅ та пов'язаний із ним показник розчиненого кисню як індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану поверхневих вод. Для підтвердження цього допущення перевіримо наявність кореляційного зв'язку між показниками КІЗВ, розрахованого в п. 3.2.1 та БСК₅.

Здійснімо порівняння за трьома пунктами спостережень – місце скидання стічних вод ІКВ ВКП, вище та нижче від місця скидання.

На графіках (рис. 4.1) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК₅ та КІЗВ у місці скидання стічних вод ІКВ ВКП. Коефіцієнт кореляції між указаними значеннями становить 0,57.

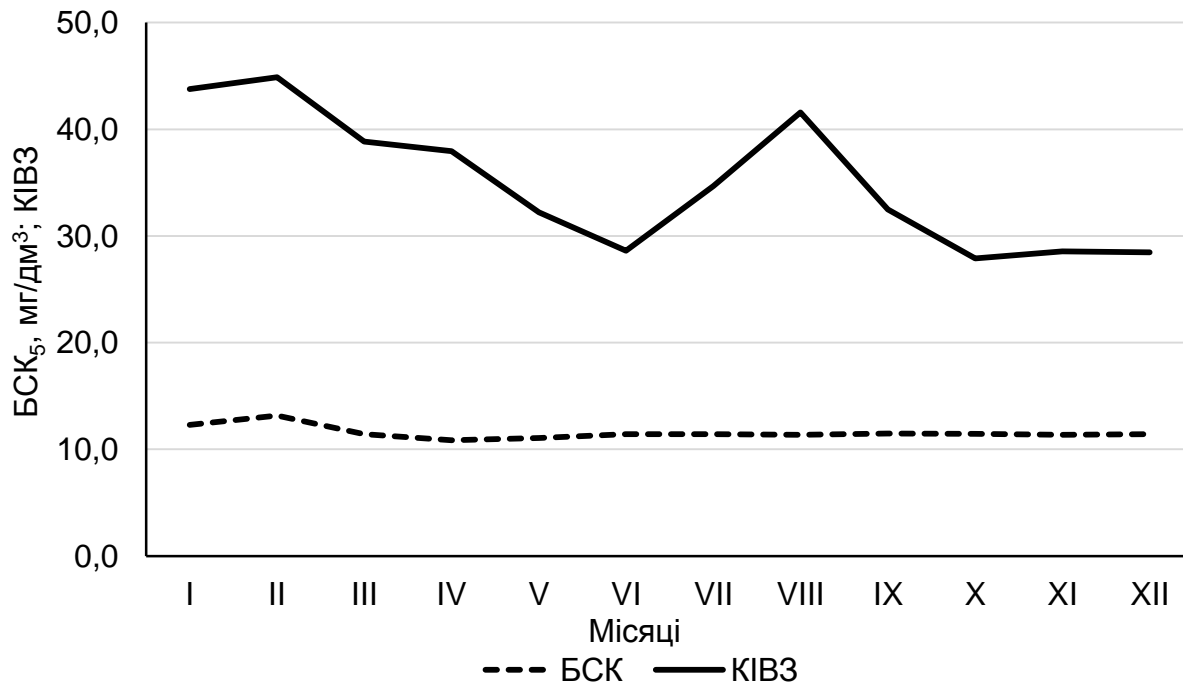


Рис. 4.1. **Сезонна динаміка середньорічних показників БСК₅ та КІВЗ у місці скидання стічних вод ІКВ ВКП**

На графіках (рис. 4.2) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК₅ та КІВЗ вище від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП. Коефіцієнт кореляції між указаними значеннями становить 0,98.

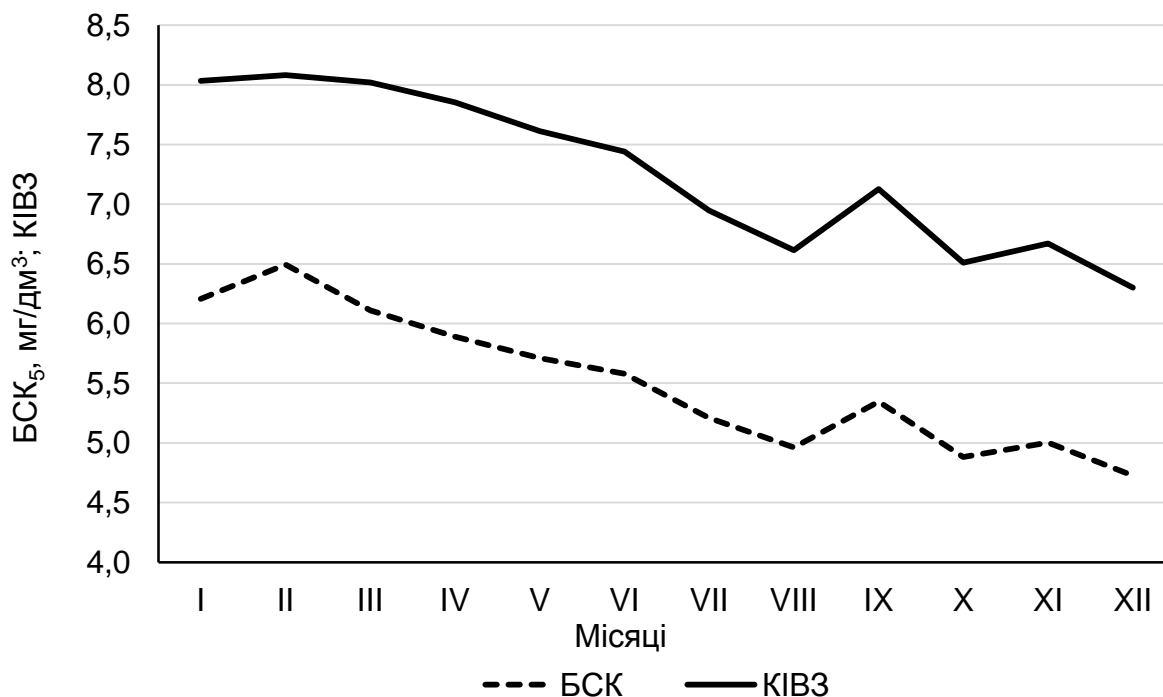


Рис. 4.2. **Сезонна динаміка середньорічних показників БСК₅ та КІВЗ вище від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП**

На графіках (рис. 4.3) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК₅ та КІВЗ нижче від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП. Коефіцієнт кореляції між указаними значеннями становить 0,94.

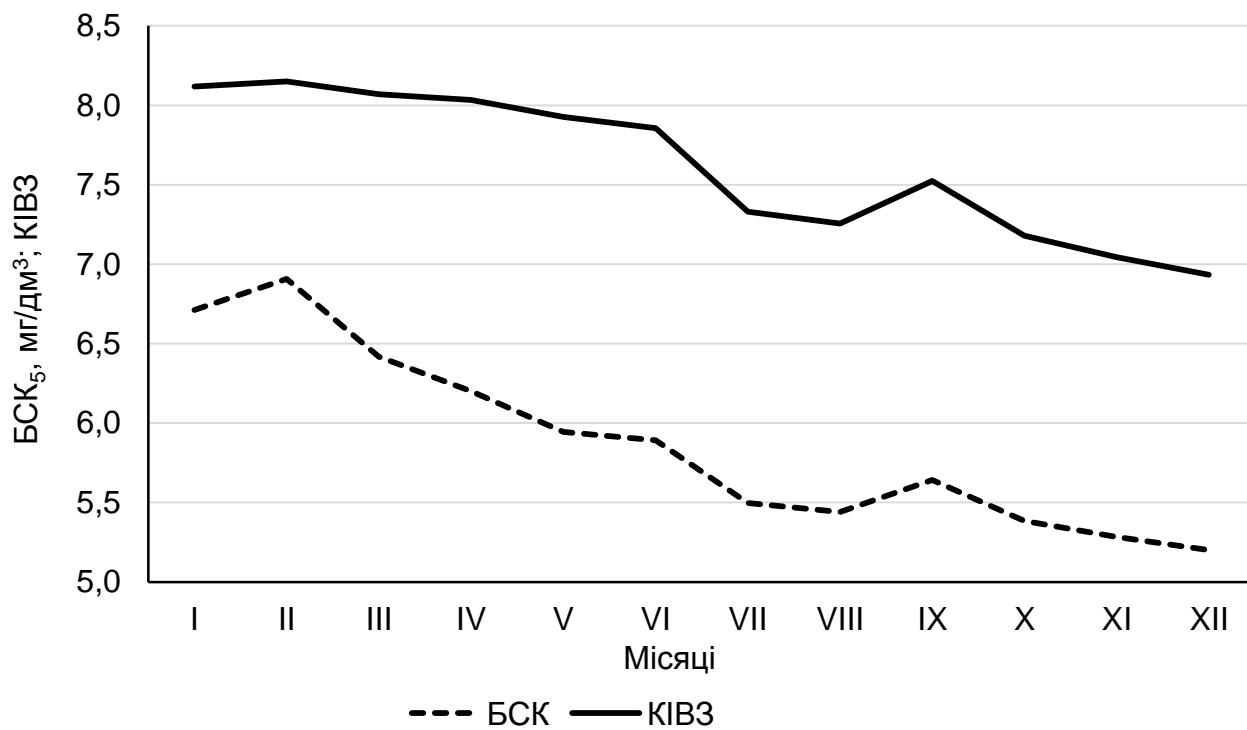


Рис. 4.3. Сезонна динаміка середньорічних показників БСК₅ та КІВЗ нижче від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП

Аналізуючи сезонну динаміку показників БСК₅ та КІВЗ та зв'язок цих величин між собою, слід зазначити, що вирішальне значення на формування КІВЗ нижче від джерела забруднення – ІКВ ВКП – відіграє саме показник БСК₅, що й підтверджено коефіцієнтами кореляції. Безпосередньо в місці скидання стічних вод за умови перевищення значень ГДК декількома забруднювальними речовинами формування КІВЗ відбувається різною мірою.

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

Отже, кисневі показники відіграють важливу роль в екології водного об'єкта. Із ними пов'язано асимілювальну здатність вод, тобто здатність води до розкладання органічної речовини. Тому вміст розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у воді становить великий інтерес не тільки з погляду розвитку життя, але й як індикаторний (сигнальний) показник екологічного стану водного середовища. Зв'язок, що є між величиною КІВЗ і величиною БСК₅, робить показник БСК₅ важливим для індикаторного оцінювання забруднення вод різними органічними речовинами. Тому як індикаторні (сигнальні) показники для характеристики стану водотоку та здійснення оперативного моніторингу, вибрано показники кисневої характеристики.

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

Один із більш відомих критеріїв забруднення відходами – біохімічне споживання кисню (БСК₅) – є основною причиною зменшення РК у річці й, відповідно, погіршення екологічного стану поверхневих вод. Через важливість взаємодії між РК та БСК₅ стало звичайним вести мову про РК – БСК моделі [87]. Взаємодія між РК і БСК – досить складний процес, що залежить від великої кількості чинників. Якщо не всі вони, то частина з них можуть виявитися істотними для будь-якої заданої річкової системи. У [45] надано досить коротку й разом з тим повну картину тих процесів, які вважають визначальними у РК – БСК взаємодії. Внутрішню структуру моделі взаємодії РК і БСК визначено множиною $\{S_1\}$ функцій споживання РК і множиною $\{S_2\}$ функцій виробництва (споживання) БСК. Аргументами кожної функції, що входять до $\{S_1\}$ і $\{S_2\}$ є РК і БСК, а також їхні похідні та чинники зовнішнього середовища – функції сторонніх джерел і стоків РК і БСК.

Неможливо розглянути всі моделі, які було запропоновано для опису РК – БСК взаємодії, оскільки опубліковано занадто багато робіт, присвячених цьому питанню. Однак очевидно, що вирішальний вплив на всю еволюцію моделей РК і БСК мало класичне дослідження Стритера

та Фелпса [92]. Ці автори припустили, що баланс між концентраціями РК і БСК залежить тільки від двох процесів: реаерації потоку та споживання РК під час окиснення (або розпаду) БСК, тобто:

$$\{S_1\} = \{-k_1x_1\}; \quad (4.3)$$

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

де k_1 – константа швидкості розпаду БСК₅ (коефіцієнт мінералізації), 1/с;

x_1 – концентрація БСК₅, мг/дм³;

k_2 – константа швидкості реаерації для РК, 1/с;

C_s – концентрація насичення РК, мг/дм³;

x_2 – концентрація РК, мг/дм³.

Задля подальшого спрощення моделі Стритер і Фелпс припустили стаціонарність (незмінність у часі) водного потоку, стаціонарність функцій S_1 і S_2 (потоків БСК і РК) для всіх точок річки та рівномірність розподілу x_1 , x_2 за перерізом потоку. У цьому разі $x_1 = x_1(z, t)$, $x_2 = x_2(z, t)$, де z – відстань від джерела скидання вздовж русла річки; t – час, а незалежні змінні z і t пов'язано одна з одною простим співвідношенням: $z = ut$ (тут u – швидкість течії). Відповідно, модель Стритера та Фелпса зведено до системи звичайних диференціальних рівнянь і набирає такого вигляду:

$$\begin{cases} u \frac{dx_1}{dz} = -k_1x_1, \\ \frac{dx_2}{dt} = u \frac{dx_2}{dz} = k_2(C_s - x_2) - k_1x_1. \end{cases} \quad (4.4)$$

Розв'язок цієї системи рівнянь має такий вигляд:

$$\begin{cases} x_1 = x_{1,0}e^{-k_1z/u} + C_1, \\ x_2 = x_{2,0}e^{-k_2z/u} + C_s \left(1 - e^{-k_2z/u}\right) + \frac{k_1}{k_2 - k_1} x_{1,0} \left(e^{-k_2z/u} - e^{-k_1z/u}\right) + C_2, \end{cases} \quad (4.5)$$

де $x_{1,0}$, $x_{2,0}$ – концентрації, відповідно, БСК₅ і РК у початковій точці, мг/м³;

C_1 , C_2 – коригувальні коефіцієнти, уведені для підвищення точності прогнозу.

$$C_1 = f(\text{GM}); \quad (4.6)$$

$$C_2 = f(\text{COD} / \text{BOD}), \quad (4.7)$$

де $f(\text{GM})$ – функція загального солевмісту;

$f(\text{COD/BOD})$ – функція, що визначає відношення ХСК до БСК₅.

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

Множники $x_{1,0}$ та $x_{2,0}$ – у рівняннях (4.5) визначають експериментально, коефіцієнти k_1 та k_2 є невідомими.

Коефіцієнти мінералізації k_1 та реаерації k_2 може бути знайдено експериментально за такими формулами:

$$k_1 = t^{-1} \cdot \ln \frac{x_{1,0}}{x_1}; \quad (4.8)$$

$$k_2 = \frac{x_{1,0} \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t}}{x_2}. \quad (4.9)$$

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив установити, що коригувальний коефіцієнт C_1 (4.6) залежить від загального солевмісту у воді за таким законом:

$$C_1 = -0,0002c_1^2 + 0,2685c_1 - 79,681, \quad (4.10)$$

де C_1 – $\Delta\text{БСК}_5$ (різниця БСК₅ вище та нижче від місця скидання стічних вод), мг/м³;

c_1 – загальний солевміст, мг/м³.

Графік функції (4.10) наведено на рис. 4.4. Із графіка видно, що за підвищення загального солевмісту величина $\Delta\text{БСК}_5$ також зростає.

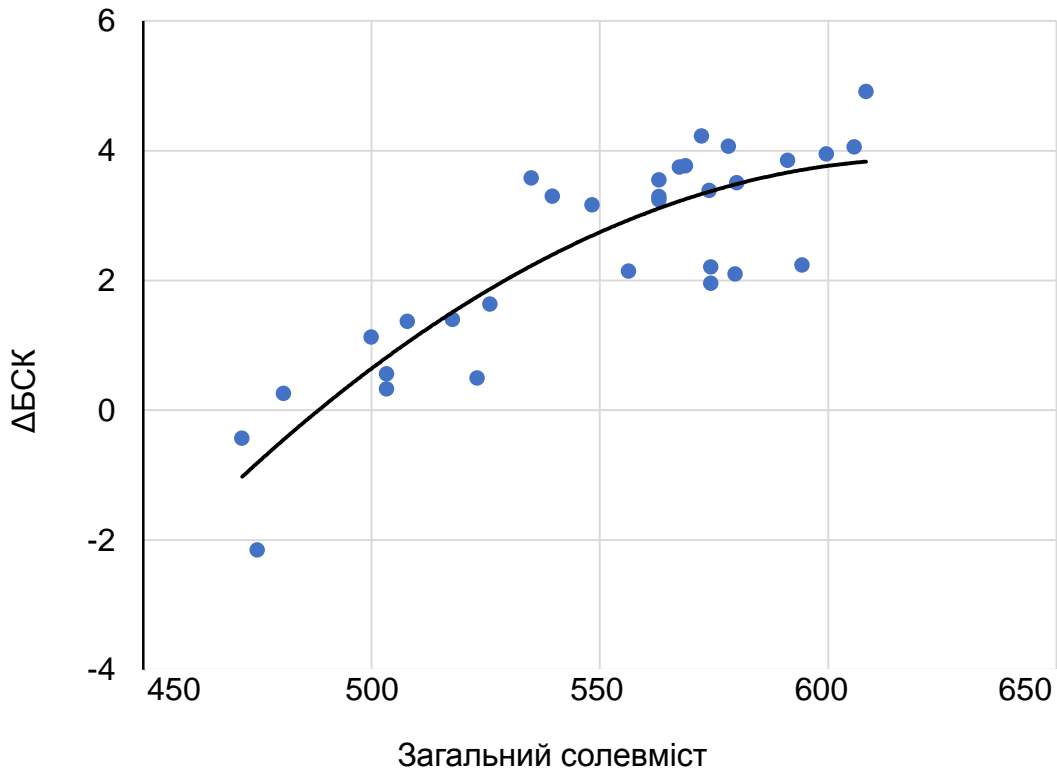


Рис. 4.4. Взаємозалежність між значеннями різниць фактичних та змодельованих значень БСК₅ (ΔБСК₅) і відповідними значеннями загального солевмісту (мг/дм³)

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

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив установити, що коригувальний коефіцієнт C_2 (4.7) залежить від ХСК/БСК₅ у такому вигляді:

$$C_2 = -0,5542c_2^2 - 0,6164c_2 + 2,8915, \quad (4.11)$$

де C_2 – ΔРК (різниця РК вище та нижче від місця скидання стічних вод), мг/м³;

c_2 – відношення ХСК/БСК₅.

Графік функції (4.11) зображено на рис. 4.5. Із графіка видно, що за збільшення величини відношення ХСК / БСК₅ зменшується величина ΔРК.

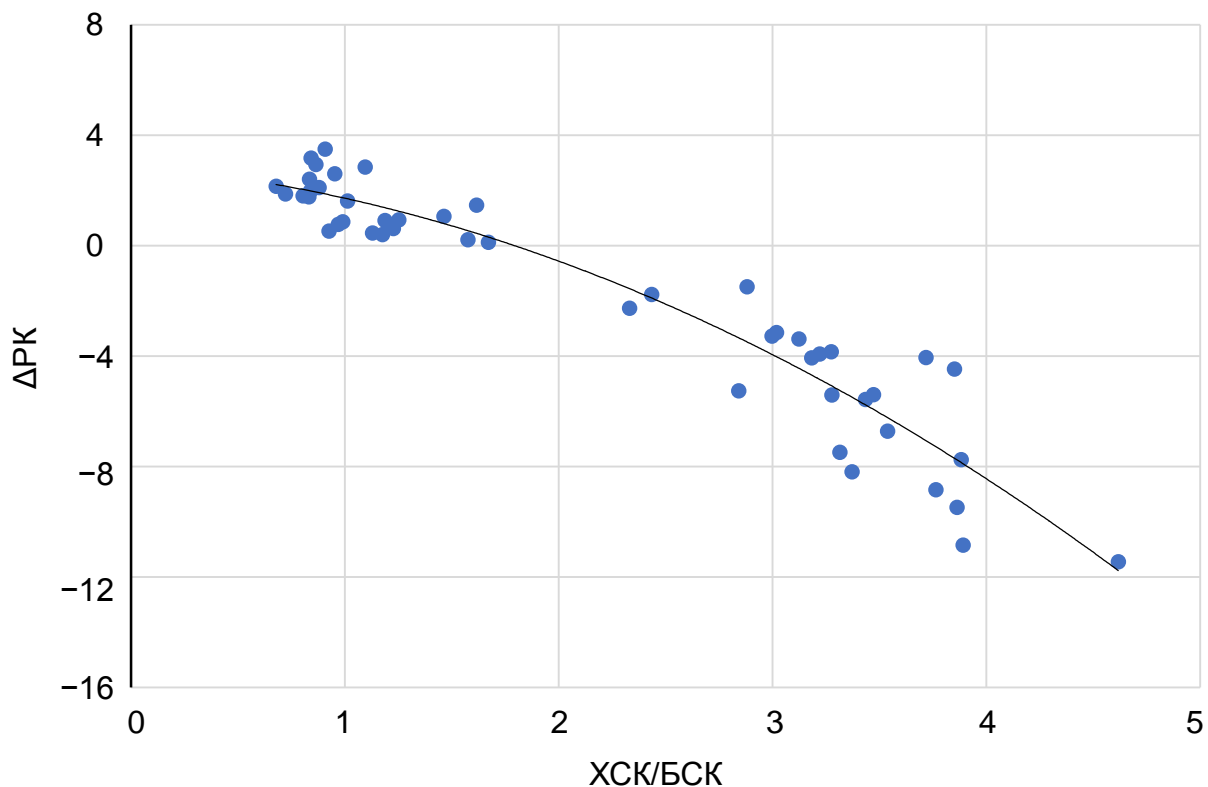


Рис. 4.5. Взаємозалежність між значеннями різниць фактичних та змодельованих значень розчиненого кисню (ΔPK) і відповідними значеннями відношення $XSK / БСК_5$ (mg/dm^3)

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

Отже, маючи фактичні дані спостережень за екологічним станом водного об'єкта, виникає можливість обрахувати параметри моделі індикаторних (сигнальних) показників (РК – БСК), залежно від значень показників загального солемісту та відношення $XSK / БСК_5$.

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

4.3. Моделювання динаміки Індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих джерел водопостачання

Вихідними даними для розрахунку є результати аналізів екологічного стану води р. Сіверський Донець. Місця відбирання проб: 1) місце

скидання стічних вод у р. Сіверський Донець; 2) р. Сіверський Донець вище від скидання; 3) р. Сіверський Донець нижче від скидання.

Ураховуючи вплив температурного режиму, залежно від пори року, на розчинність кисню у воді вбачають доцільним розрахунок параметрів моделі для кожного місяця окремо. Отже, вихідними даними для розрахунку коефіцієнтів k_1 та k_2 є усереднені середньомісячні багаторічні значення відповідних показників за період 2010 – 2014 рр. Дані 2014 р. буде використано для перевірки адекватності побудованої моделі.

У табл. 4.1 наведено розраховані значення коефіцієнтів k_1 та k_2 .

Таблиця 4.1

Розраховані значення коефіцієнтів k_1 та k_2

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

Перевірку адекватності розрахованої моделі динаміки БСК₅ та розчиненого кисню показано на відповідних графіках (рис. 4.6 і 4.7), де зображено криві середньорічних значень показників БСК₅ та дефіциту розчиненого кисню за 2014 р., значення, змодельовані за класичною моделлю Стритера – Фелпса, та значення, обчислені з використанням у моделі коригувальних коефіцієнтів.

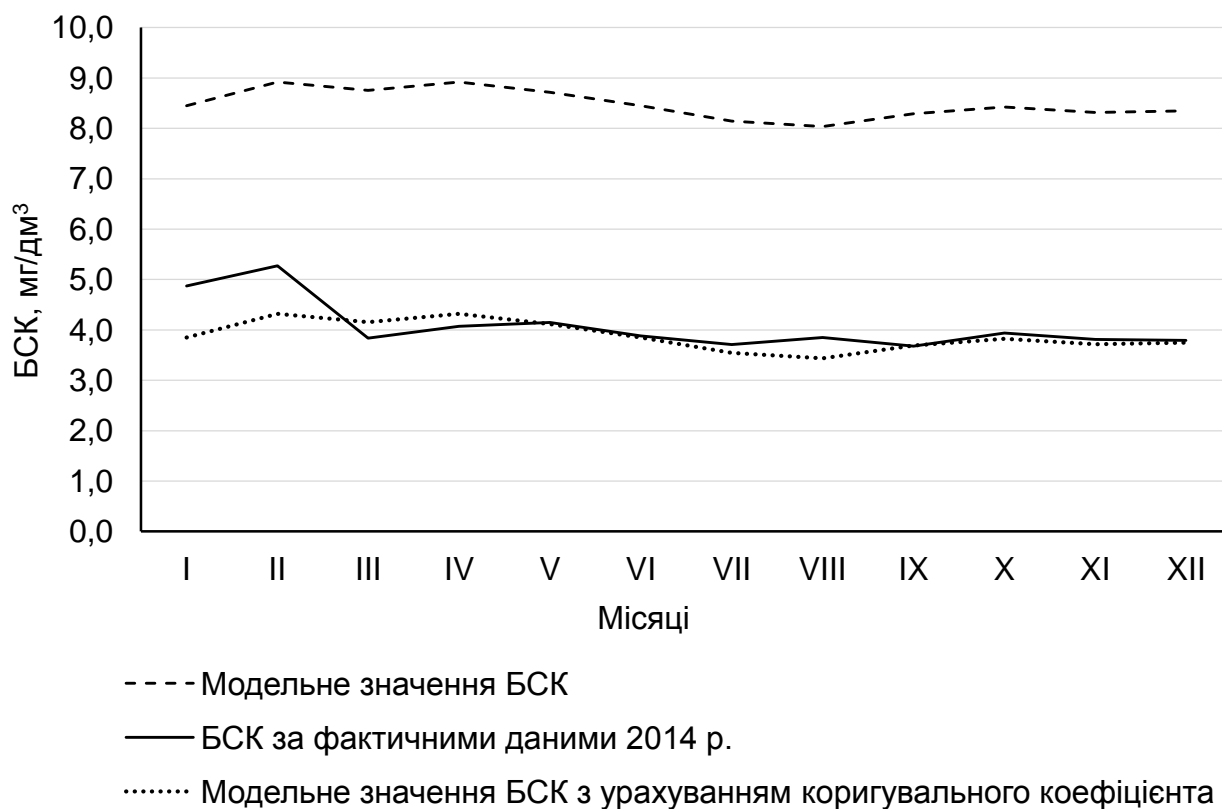


Рис. 4.6. Динаміка змодельованих та фактичних (2014 р.) значень БСК₅ нижче від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП

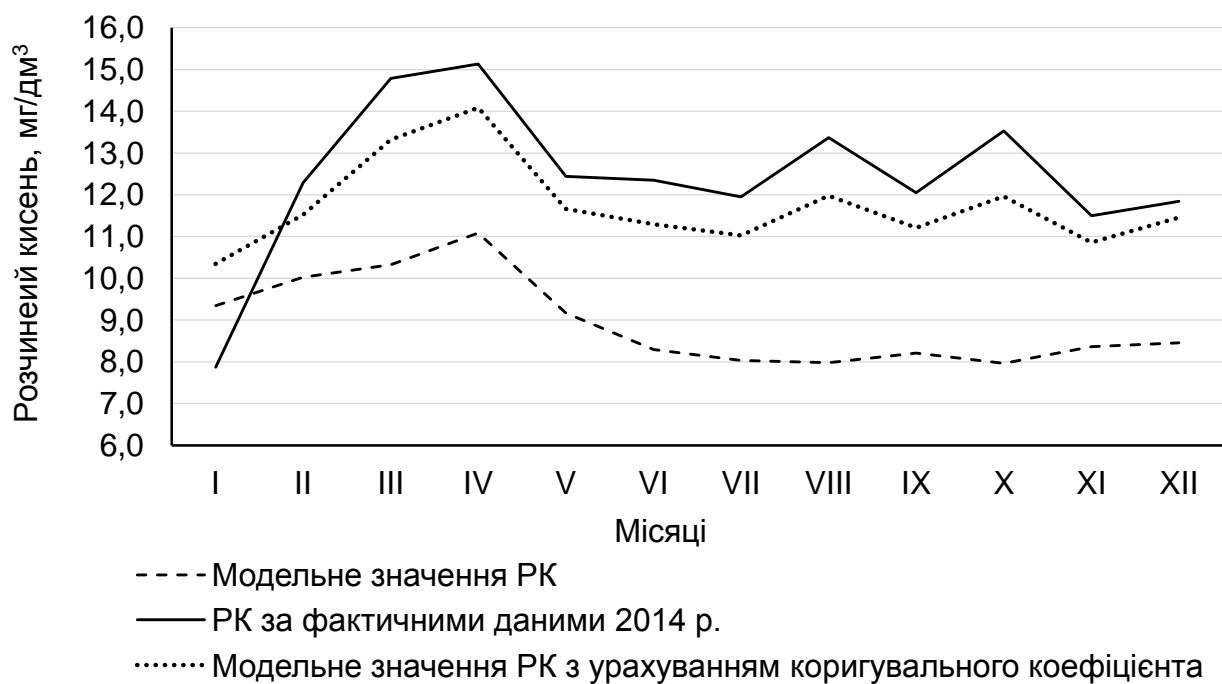


Рис. 4.7. Динаміка змодельованих та фактичних (2014 р.) значень розчиненого кисню нижче від місця скидання стічних вод ІКВ ВКП

Коефіцієнт кореляції між модельним значенням БСК₅ та фактичним становить 0,74 (див. рис. 4.6).

Між фактичним значенням та модельним із використанням у моделі коригувального коефіцієнта – 0,85, що можна вважати прийнятним, з огляду на результати інших дослідників [92], які вказують на те, що на всі моделі, запропоновані для опису взаємодії РК та БСК₅, впливає факт неточності задавання всіх параметрів цієї моделі, визначених з експерименту (величина похибки може досягати 40 %).

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

Для обчислень використовували вже усереднені за місяць дані хімічних аналізів.

Перевагами використання цієї моделі є точність та можливість оперативного опрацювання даних моніторингу поверхневих джерел водопостачання. Використана модель дає змогу виконувати розрахунки без застосування спеціальних комп'ютерних програм.

Основне призначення визначеної моделі – прогноз показників БСК₅ та розчиненого кисню за результатами оперативного моніторингу задля оперативного ухвалення управлінських рішень. Модель можна вважати адекватною для прогнозування та використовувати під час здійснення поточних спостережень за відповідними показниками (оперативного моніторингу), оскільки коефіцієнт кореляції між фактичними та змодельованими значеннями є досить високим (0,85 для БСК₅ та 0,88 для розчиненого кисню).

Отже, на підставі ретроспективних даних спостережень 2010 – 2014 рр. за показниками БСК₅ та розчиненого кисню р. Сіверський Донець біля м. Ізюм розраховано параметри k_1 (коефіцієнт біохімічного окиснення органічних речовин) та k_2 (коефіцієнт реаерації) моделі Стритера – Фелпса для річки. Ураховуючи значення температури на розчинність кисню та швидкість біохімічних процесів розрахунок параметрів k_1 і k_2 виконано для кожного місяця року. Коефіцієнт кореляції між змодельованими значенням біохімічного споживання кисню та фактичними становить 0,85, розчиненого кисню – 0,88, що можна вважати прийнятним для таких досліджень.

5. Підвищення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання

5.1. Удосконалення методичного забезпечення формування мережі пунктів спостережень системи екологічного моніторингу поверхневих вод

5.1.1. Аналіз ефективності чинної системи моніторингу поверхневих вод

В Україні останнім часом надають досить значну увагу проблемі вдосконалення моніторингу стану довкілля та моніторингу транскордонного забруднення водних об'єктів.

Моніторинг якості поверхневих вод є складовою частиною державної системи моніторингу довкілля і його здійснюють у системі Державного агентства водних ресурсів України, згідно зі ст. 16 Водного кодексу України [63], постанов Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 р. № 815 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» [53] та від 30.03.1998 р. № 391 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» [52], а також «Положення про Державне агентство водних ресурсів України», затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.2014 р. № 393 [43].

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

Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод [53];

Рекомендації щодо співставлення даних моніторингу вод (РД 211.1.8.103-2002) [60];

Методичні вказівки щодо проведення інвентаризації лабораторій аналітичного контролю (РД 211.0.7.104-02) [14];

Методичні вказівки та вимоги щодо оснащення типових пунктів оперативного контролю води (РД 211.1.7.105-02) [59];

Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів) (КНД 211.1.1.106-2003) [29].

Слід зазначити, що «Єдине міжвідомче керівництво ...» скасовано розпорядженням Кабінету Міністрів України від 10 березня 2017 року № 166-р як таке, що втратило актуальність та встановлює регуляторні бар'єри.

Відповідно до [53], державний моніторинг вод здійснюють, із метою забезпечення збирання, опрацювання, збереження й аналізу інформації про стан вод, прогнозування його змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для ухвалення рішень у галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів.

До об'єктів державного моніторингу вод належать:

поверхневі води;

природні водойми (озера), водотоки (річки, струмки);

штучні водойми (водосховища, ставки), канали та інші водні об'єкти;

підземні води та джерела;

внутрішні морські води та територіальне море;

виключна (морська) економічна зона України;

джерела забруднення вод, включно зі зворотними водами, аварійними скиданнями рідких продуктів і відходів;

надходження шкідливих речовин із донних відкладень (вторинне забруднення) та інші джерела забруднення, щодо яких можуть здійснюватися спостереження.

Відповідно до призначення державний моніторинг вод розподіляють на:

фоновий моніторинг, що здійснюють на водних об'єктах у місцях мінімального опосередненого антропогенного навантаження;

загальний моніторинг, що складається з моніторингу на державній мережі пунктів спостережень, антропогенного впливу на водні об'єкти, водних об'єктів у місцях їхнього використання та спеціальних видів моніторингу;

кризовий моніторинг, що здійснюють у зонах підвищеного ризику та зонах впливу аварій і надзвичайних ситуацій.

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

Результатом здійснення державного моніторингу вод є така інформація, зокрема:

первинна інформація (дані спостережень), яку здобувають суб'єкти державного моніторингу вод, унаслідок спостережень;

узагальнені дані, що стосуються певного проміжку часу або певної території;

індекси й комплексні показники, визначені, унаслідок узагальнення за параметрами;

оцінки стану вод та джерел негативного впливу на нього;

прогнози стану вод і його змінення;

науково обґрунтовані рекомендації, необхідні для ухвалення рішень.

Для здійснення державного моніторингу вод суб'єктами державного моніторингу вод розробляють національні, регіональні, відомчі та локальні програми моніторингу вод, яких визначають мережі пунктів, показники й режими спостережень для водних об'єктів та джерел забруднення вод, регламенти передавання, опрацювання та використання інформації.

Водночас чинна система моніторингу ще не повністю відповідає міжнародним вимогам. Моніторинг довкілля є важливим інструментом ефективного управління якістю природного середовища, своєчасного запобігання шкідливому впливу забруднювачів, а також широкого інформування громадськості про стан і тенденції до змінення довкілля. Крім того, сучасну нормативну базу оцінювання якості поверхневих вод недостатньо інтегровано з нормативною базою передових європейських країн, а в Україні впродовж останніх років, відповідно до постанов уряду, здійснюють гармонізацію національних природоохоронних нормативних документів із відповідними нормативними документами високорозвинених країн Європи та світу [30].

Після ухвалення Європейським Союзом Водної рамкової директиви (WFD) 2000 р. у країнах ЄС розпочали поетапне розроблення та впровадження її положень. В Україні, як і в більшості країн пострадянського простору, система моніторингу водних об'єктів залишилася незмінною із часів СРСР. У багатьох своїх аспектах вона не лише не відповідає вимогам WFD, але й є мало показовою [3; 5; 9].

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

Наявну мережу контрольних створів підрозділів екологічних та водогосподарських служб формували з урахуванням багаторічних процесів змінення структури господарської діяльності й тенденцій до змінення якості природних вод.

Основними недоліками наявної системи моніторингу поверхневих вод є такі:

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

неможливість оперативної реєстрації аварійних забруднень водою чи водотоків через відсутність систем безперервного контролю за якісними характеристиками вод;

відсутність систем передавання й оперативного опрацювання даних на базі сучасних засобів зв'язку та комп'ютерної техніки;

недостатній облік транскордонного переносу забруднень між регіонами, об'єднаними територіями річкових басейнів;

відсутність ефективного обліку надходження забруднень із поверхневим стоком.

5.1.2. Система екологічного моніторингу поверхневих джерел водопостачання басейну р. Сіверський Донець

Державний моніторинг поверхневих вод є складовою частиною державної системи моніторингу довкілля, що здійснюють у системі Державного агентства водних ресурсів України, згідно зі ст. 16 Водного кодексу

України, постановами Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 р. № 758 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» та від 30.03.1998 р. № 391 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу доквілля», а також Положенням про Державне агентство водних ресурсів України, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.2014 р. № 393.

Із II півріччя 2020 року державний моніторинг поверхневих вод у суббасейні р. Сіверський Донець (район басейну р. Дон) у межах Харківської, Донецької та Луганської областей здійснюють за новою програмою державного моніторингу, відповідно до наказу Сіверсько-Донецького БУВР від 25.06.2020 р. № 127 «Про впровадження Порядку здійснення державного моніторингу вод».

Державний моніторинг поверхневих вод складається з діагностичного, операційного та дослідного моніторингу, що здійснюють за біологічними, фізико-хімічними, хімічними та гідроморфологічними показниками, із метою встановлення екологічного стану масивів поверхневих вод.

Здійснення діагностичного моніторингу масивів поверхневих вод є одним із найважливіших етапів розроблення Плану управління річковим басейном (ПУРБ). Упровадження європейських стандартів з управління водними ресурсами шляхом реалізації ПУРБ має на меті досягнення якісного екологічного стану водних об'єктів.

Із 1 липня 2020 року діагностичний моніторинг поверхневих вод у суббасейні Сіверського Дінця здійснюють на 61 масиві поверхневих вод (що становить 8,7 % від загальної кількості масивів та 11 % від масивів на підконтрольній території), у 72 пунктах моніторингу:

Харківська область – 34 пункти моніторингу;

Донецька область – 27 пунктів моніторингу;

Луганська область – 11 пунктів моніторингу.

За новою програмою державний моніторинг поверхневих вод у суббасейні Сіверського Дінця здійснюють на 37 річках: Сіверський Донець, Вовча, Уди, Лопань, Харків, Муром, Рогань, Тетлега, Хотомля, Немишля, Мож, Княжна, Балаклійка, Чепель, Берека, Ізюмець, Оскіл, Купянка, Нітріус, Казенний Торець, Кривий Торець, Сухий Торець, Залізна, Бичок, Біленька, Маячка, Бахмутка, Мокра Плотва, Жеребець, Красна, Хоріна, Борова, Хвильова Плотва, Верхня Біленька, Айдар, Євсуг, Деркул.

Діагностичний моніторинг поверхневих вод у суббасейні Сіверського Дінця здійснюють за 70 показниками, із яких:

фізико-хімічних показників – 12 (у місцях поверхневих питних водозаборів);

пріоритетних речовин – 37 (забруднювальних речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих вод);

специфічних басейнових речовин – 10;

додаткових показників – 11 (для транскордонних і питних пунктів моніторингу).

Результати діагностичного моніторингу стануть підґрунтям для оцінювання екологічного стану масивів поверхневих вод, на основі якого буде розроблено програму заходів для досягнення якісного екологічного стану водних об'єктів.

Ведення державного моніторингу поверхневих вод у зоні діяльності Сіверсько-Донецького БУВР здійснює лабораторія моніторингу вод Східного регіону.

Дані досліджень лабораторії моніторингу вод Східного регіону за Програмою державного моніторингу вод у суббасейні Сіверського Дінця є доступними для всіх на онлайн-ресурсі Держводагентства «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України».

Дані автоматизованих постів контролю за якісним станом р. Сіверський Донець вище та в місці питного водозабору в канал Сіверський Донець – Донбас є доступними для перегляду в режимі онлайн на сайті Департаменту екології та природних ресурсів Донецької облдержадміністрації.

Сіверсько-Донецьке басейнове управління водних ресурсів є суб'єктом регіональної системи моніторингу довкілля, у межах якої забезпечують надання до департаментів екології та природних ресурсів Харківської, Донецької та Луганської облдержадміністрацій інформації, згідно із затвердженими регламентами до Угод про спільну діяльність між суб'єктами регіональної системи моніторингу довкілля.

Діагностичний моніторинг поверхневих вод як один із найважливіших етапів розроблення Плану управління річковим басейном у басейні Сіверського Дінця розпочато вперше серед річкових басейнів України за новим законодавством та європейськими вимогами.

5.1.3. Удосконалення мережі спостережень системи екологічного моніторингу з урахуванням вимог Водної рамкової директиви ЄС

ВРД – це системний документ, що погоджено вирішує низку завдань з управління водними ресурсами для забезпечення якісного екологічного стану кожного водного об'єкта, досягнення якого заплановано до 2015 р. Об'єктом спрямованих дій ВРД є всі поверхневі, підземні, перехідні та прибережні води (до 1 морської милі від берегової лінії, а для оцінювання хімічного стану – до 12 морських миль) у межах кожного річкового басейну. Основною структурною одиницею щодо якої встановлюють екологічні цілі та виконують звітування, є «водний об'єкт» (water body). Водний об'єкт становить цілісну субодиницю річкового басейну і його розглядають як інструмент упровадження ВРД.

У ст. 8 ВРД сформульовано завдання з організації моніторингу вод, де основна мета – виконувати погоджений і всебічний огляд кожного річкового басейну для оцінювання його екологічного та хімічного стану [16]. Основні вимоги до організації моніторингу вод уміщено в окремому додатку до ВРД. На відміну від чинної в Україні системи моніторингу водних ресурсів, у ВРД застосовано принцип багаторівневого моніторингу, що істотно різниться за цілями та містить контрольний (surveillance), робочий (operational) та дослідницький (investigative) моніторинги. Головною метою *контрольного моніторингу* є визначення довгострокових змін якості водних об'єктів, *робочий моніторинг* застосовують для об'єктів з екологічним станом, відмінним від категорії якісного стану, а *дослідницький моніторинг*, коли потрібно з'ясувати причини забруднення або в разі виникнення аварійної ситуації.

Поліпшення роботи системи моніторингу на басейновому рівні мають здійснювати шляхом організації та координації робіт із питань підготовки регіональних і басейнових програм моніторингу.

Для раціонального використання дорогого устаткування на басейновому рівні пропонують розподіл завдань аналітичного контролю на чотири рівні (рис. 5.1).

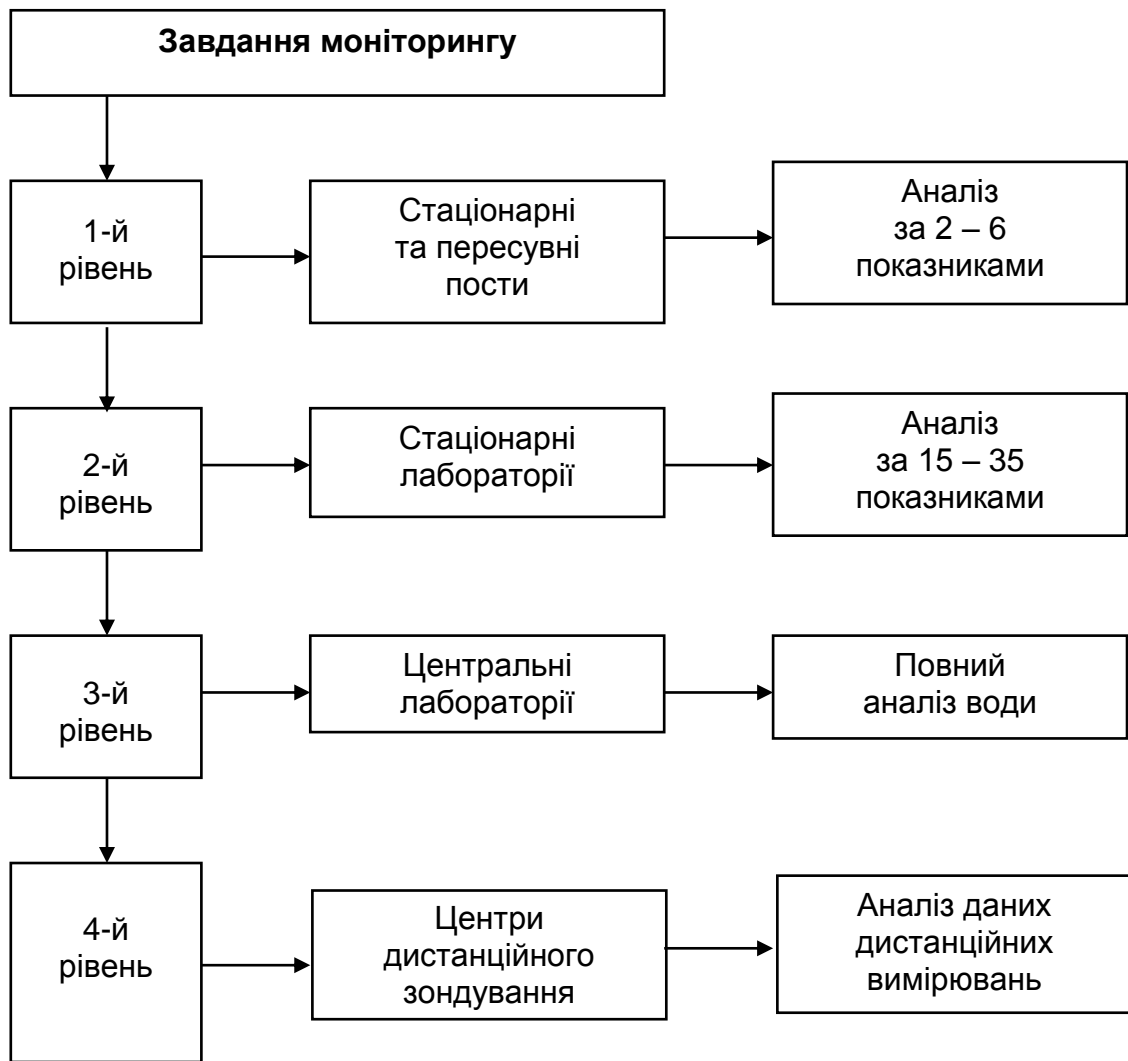


Рис. 5.1. Схема рівнів аналітичного контролю за системою екологічного моніторингу в межах басейну

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

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

Третій рівень: центральні лабораторії аналітичного контролю, що роблять повний аналіз проб води. Кількість аналізованих показників

визначено санітарними службами та службами екологічного контролю. Основними завданнями лабораторії є такі: визначення широкого спектра фізико-хімічних параметрів якості середовищ із високою точністю, ідентифікація забруднень, перевірка якості здійснення аналізів поверхневих вод і стоків іншими лабораторіями, зокрема лабораторіями на промислових підприємствах.

Четвертий рівень: центри приймання та опрацювання інформації дистанційного зондування. До завдання функціонування центрів входять здобування даних дистанційних вимірювань і знімачь, виконання дешифрування, надання інформації користувачам у необхідній формі.

Формування екологічно виправданої й економічно ефективної мережі пунктів спостережень моніторингу поверхневих вод є актуальним завданням в умовах переходу до інтегрованого управління водними ресурсами та впровадження положень Водної рамкової директиви Європейського Союзу.

Еколого-економічний критерій такого управління визначають як мінімум небажаних відхилень складу та властивостей річкової води від нормативних вимог або як максимально можлива стабілізація екологічного стану поверхневих вод.

Відповідно до чинної в Україні нормативної бази [29; 53], пункти спостережень за забрудненням поверхневих вод розподіляють на чотири категорії, залежно від певних умов їхнього розташування, кількості населення в містах, розташованих на контрольованих річках, особливостей ведення рибного господарства, наявності скидання зворотних вод із десятикратним перевищенням ГДК за одним чи декількома показниками.

ВРД [16] передбачає, що обов'язковий контроль мають здійснювати в пунктах, що відповідають таким критеріям:

величина водного стоку є значною в межах району річкового басейну, включно з точками на великих річках із площею водозбору більше ніж 2 500 км²;

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

місця перетину державного кордону;

гирлових ділянок річок і під час транскордонного перетину для визначання хімічного стоку полютантів та інших хімічних речовин.

Крім того, важливим чинником, що впливає на якість та запаси води у водному об'єкті є об'єми забору та скидань. Пропонують під час визначення категорії пункту спостереження враховувати об'єми води, що споживають

та скидають водоспоживачі, для чого необхідно визначити кількість водокористувачів, розташованих на досліджуваному водотоці.

Після визначення кількості водокористувачів і джерел забруднень поверхневих вод їх групують за відрізками (ділянками водотоків, що лежать між вузлами розрахункової гідрографічної схеми) водотоків, до яких їх прив'язано. Вихідну групу водокористувачів-забруднювачів на кожному відрізьку заміняють забруднювачем-еквівалентом (з. е.).

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

Розгляд властивостей з. е. показує, що його характеристики споживання води та скидання стічних вод для лінійно розташованих водокористувачів-забруднювачів визначають такими співвідношеннями:

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

$$W_{з. е.}' = \max_{1 \leq k \leq n} (W_k' - \sum_{i=k+1}^n W_i''); \quad (5.2)$$

$$W_{з. е.}'' = \sum_{i=k+1}^n W_i'', \quad (5.3)$$

де $W_{з. е.}$ – водоспоживання з. е.;

n – кількість розглянутих водокористувачів-забруднювачів;

$W_{з. е.}''$ – безповоротні втрати з. е.;

$W_{з. е.}'$ – скидання з. е.

Так визначають найбільш значущих водокористувачів-забруднювачів щодо впливу на водний об'єкт.

Найважливішим моментом під час розроблення системи моніторингу є формування мережі пунктів спостережень. Чинними нормативними документами [29; 53] передбачено, що один створ на водотоках установлюють (якщо немає організованого скидання зворотних вод) у гирлах забруднених приток, на незабруднених ділянках водотоків, передгребельних ділянках річок, ділянках річок, що замикають, у місцях перетину державного кордону. Якщо є організоване скидання зворотних вод, на водотоках установлюють два створи або більше. Один із них розташовують вище від джерела забруднення (поза впливом зворотних вод, що контролюють), інші – нижче від джерела (або групи джерел) забруднення. Склад води

у пробі, відібраній у створі вище від джерела забруднення, характеризує фонове значення показників складу та властивостей води водотоку.

Водною рамковою директивою ЄС передбачено, що програма моніторингу має надавати можливість порівнювати екологічний стан із референтними умовами, а не тільки відображати ступінь впливу окремих речовин, тому вбачають за доцільне надалі, під час упровадження положень ВРД у практику моніторингу вод, побудови мережі пунктів спостережень обмежитися тільки одним створом нижче від джерела забруднення, оскільки для кожної водойми та водотоку будуть значення показників умісту хімічних речовин та інших характеристик води за референтних (фонових) умов.

5.2. Удосконалення методичного забезпечення кризового моніторингу вод в умовах упровадження положень Водної рамкової директиви ЄС

5.2.1. Змінення показників екологічного стану поверхневих вод під час аварійних та несанкціонованих скидань забруднень

Під дією забруднювальних речовин відбувається порушення природної рівноваги багатокomпонентної системи, якою є природні води. Водний об'єкт «мобілізує сили», що протидіють порушенню природних умов та прагнуть повернути всю систему в початковий стан. Оцінювання напряму та інтенсивності процесу самоочищення потребує наявності інформації про кількісні характеристики: параметри водного об'єкта, властивості, сполуки й режими надходження стічних вод.

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

Процес розподілу стічних вод у водоймах і водотоках містить три зони ділянки перемішування: *I* – струменеву (інерційну) зону початкового змішування; *II* – зону вирівнювання концентрацій (у ній відбувається трирозмірна дифузія забруднювальної речовини, а за малої глибини – дворозмірна); *III* – зону повного змішування (у ній відбувається так звана

поздовжня дифузія забруднювальної речовини). Отже, домішки, що потрапили в ту або ту частину річкового потоку, захоплюються течією й під впливом турбулентного перемішування поширюються в суміжні струмені потоку. Водночас відбувається розведення домішок; у міру віддалення від місця надходження домішки в потік їхня концентрація поступово знижується та за наявності самоочищення наближається до фонової.

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

Самоочищення здійснюється під впливом біологічних процесів шляхом окиснювання розчинених і зважених у воді речовин розчиненим у ній киснем. Цей процес є результатом життєдіяльності цілого комплексу водних організмів. Зміну концентрації органічних зважених речовин (або їх БСК₅) визначено двома процесами: осадженням і мінералізацією. Нетоксичні речовини є для мікробів гарним живильним середовищем і процес окиснювання за аеробних умов відбувається швидко. Токсичні речовини знижують швидкість процесу окиснювання.

Під час скидання у водотік специфічних сполук стаціонарна (фонова) кількість бактерій є малою, тому вводять додаткову кількість органічної речовини (їжі або бактерій). Швидкість біохімічного окиснювання цієї речовини спочатку є невеликою, однак бактерії розмножуються, а разом з експонціальним зростанням їхньої кількості йде й експонціальне підвищення швидкості окиснюваної сторонньої органічної речовини та біохімічного споживання кисню. Коли їжі для бактерій стає мало, вони гинуть. Під час зменшення кількості бактерій падає й швидкість окиснювання.

На початковій ділянці низьку швидкість окиснювання визначено малою концентрацією бактерій. У точці А спостерігають максимум концентрації, потім вона починає зменшуватися шляхом зниження концентрації бактерій і наближається до граничного значення БСК₅, що дорівнює 200 мг/дм³.

Теоретичний опис процесу, що приводить до змінення значення БСК₅, наведено в роботах [90].

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

Під час розв'язання питання щодо оповіщення про аварійну ситуацію, що вже трапилася, на водному об'єкті рекомендовано зважати на таке.

Передбачають, що у всіх випадках у разі візуальної або аналітичної реєстрації на водному об'єкті ознак аварії або наявності інформації про

потенційно можливу аварійну ситуацію, офіційні й неофіційні особи мають у максимально короткий строк, скориставшись наявними засобами зв'язку, довести інформацію про зазначені ситуації до відома кожної з організацій, що здійснюють спостереження за станом водних об'єктів: басейнового управління, територіальних підрозділів ДСНС, приймальні органів місцевої виконавчої влади та самоврядування (рис. 5.2).

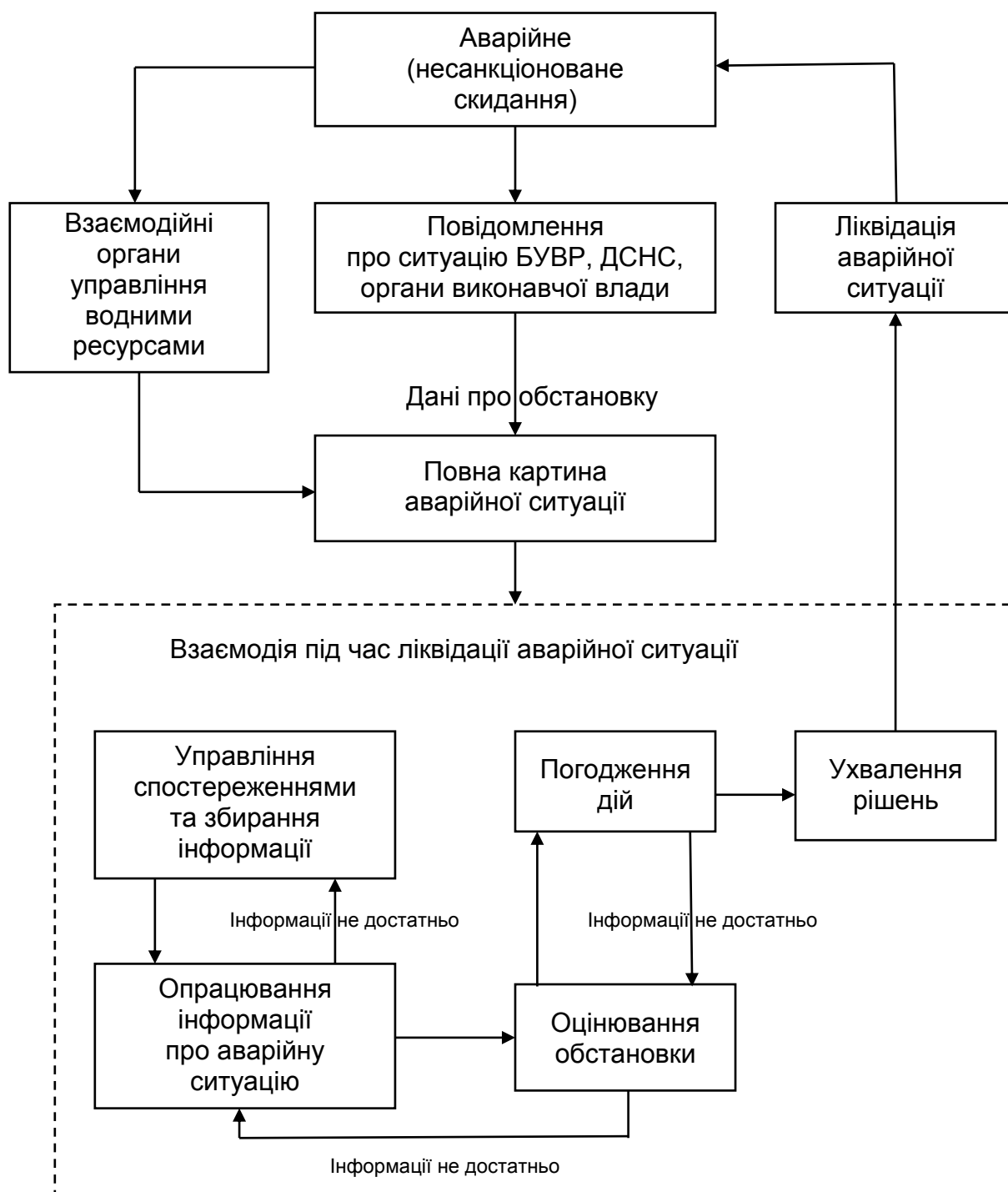


Рис. 5.2. Схема реагування на аварійну ситуацію на водному об'єкті

Кожна з перелічених організацій самостійно або разом з організацією або підприємством – винуватцем аварії мають ужити негайних заходів щодо організації перевірки ситуації (це стосується, насамперед, повідомлень, що надійшли від сторонніх організацій і громадян), щодо контролю за цією ситуацією на водному об'єкті та її ліквідації.

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

У разі, якщо подія, що відбулася, пов'язана з можливістю загибелі або загибеллю людей, усю здобуту інформацію негайно передають у територіальні органи ДСНС. Якщо масштаби аварійної ситуації надзвичайно великі та безпосередньо або опосередковано загрожують здоров'ю населення на певній території, повідомлення про небезпечну ситуацію з максимальною оперативністю доводять до відома урядових органів.

Для післяаварійного періоду варто передбачати проведення спостережень на водних об'єктах, із метою оцінювання можливих наслідків минулої аварії.

Передусім, це стосується оцінювання можливого отруєння й ушкодження водних екосистем, а також імовірності вторинного забруднення водного об'єкта. За результатами такого обстеження має бути встановлено або скориговано строки та зміст поточних або додаткових спостережень на водному об'єкті [7].

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

Для спостереження за екологічним станом поверхневих вод і його змінням у разі аварійної ситуації рекомендовано розглядати дві групи речовин або показників хімічного складу води. Одну з них використовують як індикатор поширення фронту забруднених вод. Речовини або показники хімічного складу води цієї групи мусять мати високу рухливість у водному об'єкті, відносну стійкість, простоту визначення, зокрема в польових умовах. До таких індикаторів можна зарахувати також речовини

або показники, що однозначно реагують на різке змінення складу води та їх легко визначають у польових умовах (непрямі показники). Як індикатори може бути використано такі речовини й показники: рН, розчинений кисень, електропровідність та ряд інших речовин, залежно від конкретної ситуації, для яких є як кількісні, так і напівкількісні (тестові) методи.

До другої групи належать речовини з найбільш імовірних ЗР, які могли надійти у водний об'єкт у результаті аварії та які становлять безпосередню небезпеку для водної екосистеми та людини. Орієнтовним переліком найбільш імовірних ЗР у стічних водах різних підприємств можуть бути показники складу та властивостей води, наведені в [21]. Для визначення речовин цієї групи використовують як прості, так і складні хімічні та фізико-хімічні методи. Їхнє визначення можна здійснювати в лабораторних умовах. У ряді випадків речовини, обумовлені в першій групі (індикатори), можна розглядати і як ЗР другої групи.

Якщо немає конкретних відомостей про ЗР, що характеризують аварійну ситуацію, у перших контрольних створах водного об'єкта нижче від аварійного скидання варто здійснити визначення як найбільш широкого кола показників (включно з показниками першої та другої групи), які можуть дозволити в остаточному підсумку встановити й контролювати стан забруднення водного об'єкта.

Під час розслідування аварій, пов'язаних із розливом нафтопродуктів, іноді важливо встановлення винуватця аварії. Для цих цілей варто використати експрес-методику ідентифікації джерела нафтового забруднення.

Оцінювання аварійної ситуації ускладнено під час аварій, пов'язаних із надходженням неочищених стічних вод, особливо змішаних, де є невідома суміш цілого ряду забруднювальних речовин, які потрібно виявити протягом обмеженого часу [44]. Для виявлення й обмеження цього спектра речовин, вибору речовин-індикаторів і високотоксичних речовин, небезпечних для екосистеми та людини, необхідно проведення оперативних досліджень у польових умовах. Для цього має бути залучено різноманітні методи визначення якісного складу ЗР, починаючи з органолептичних та тестових методів і далі експресних інструментальних методів (потенціометричних, фотометричних та ін.). Для проведення таких досліджень рекомендовано використати пересувну лабораторію, обладнану переносними приладами, комплектами реактивів, холодильними камерами (сумками-холодильниками) та ін.

За наявності малогабаритного портативного хроматографа ХПМ-2, ХПМ-4 або ін. із полум'яно-іонізаційним детектором і дозатором рівноважного пару можна виявити зі спектра забруднювальних сполук: аліфатичних, ароматичних та хлоровмісних вуглеводнів і т. ін., а також кількісно визначити вміст метану у воді й донних відкладеннях, що може бути індикатором забруднення поверхневих вод органічними речовинами й за допомогою якого можна виявити й оконтурити зону забруднених вод.

За потреби для остаточної ідентифікації речовин, що викликали аварію на водному об'єкті, у стаціонарній лабораторії на підставі попередніх досліджень у польових умовах здійснюють визначення передбачуваних сполук за допомогою атомно-абсорбційної спектрофотометрії, атомно-емісійної спектроскопії, високоефективної газової й рідинної хроматографії, капілярного електрофорезу та інших методів, а також розшифрування складу органічних речовин за допомогою хроматомаспектрометрії.

У табл. 5.1 як приклад подано вибір показників-індикаторів, а також основних ЗР і показників хімічного складу води для аварійних ситуацій, у яких ЗР приблизно відомі й у разі невідомого спектра забруднення. Як показники-індикатори в польових умовах необхідно використовувати найбільш інформативні для конкретної ситуації показники хімічного складу води для аварійних ситуацій, у яких ЗР приблизно відомі й у разі невідомого спектра забруднення.

Таблиця 5.1

Приклади вибору ЗР і хімічних показників-індикаторів для різного виду аварійних ситуацій

Види аварійних ситуацій	Показники-індикатори	Основні ЗР і показники хімічного складу води
1	2	3
Скидання неочищених стічних вод нафтопереробних виробництв	pH, кисень, окиснюваль-но-відновний потенціал, амонійний азот, (метан)	Нафтопродукти, ароматичні вуглеводні, ПАВ, феноли, метанол, формальдегід
Скидання неочищених господарсько-побутових стічних вод	pH, кисень, окиснюваль-но-відновний потенціал, амонійний азот, нітрити, натрій, хлориди, (метан)	Сірководень і сульфідиди, аліфатичні й ароматичні вуглеводні, ЛХВ, СПАР, феноли, перманганатна окиснюваність, БПК ₅

1	2	3
Скидання неочищених стічних вод змішаного складу (спільно побутові й промислові)	Органолептичні показники, рН, окиснювально-відновний потенціал, електропровідність, кисень, натрій, калій, фториди, хлориди, сульфідиди, нітрити, нітрати, (метан, ЛАВ, ЛХВ)	Нафтопродукти, ароматичні та хлорозаміщені вуглеводні, феноли, хлорфеноли, ХСК, БСК ₅ , перманганатна окиснюваність, сульфідиди, ціанідиди, мідь, залізо, нікель, ртуть та інші метали щодо ситуації

Примітка. У дужках зазначено показник, визначення якого можливо за наявності спеціального устаткування.

Визначення змісту спостережень має бути обумовлено, насамперед, режимом скидання у водний об'єкт ЗР, їхньою кількістю та властивостями. Результати проведених спостережень мають дозволяти не тільки оцінити стан водного об'єкта у створах контролю в аварійний період, але й дати експертні прогностичні оцінки про можливе змінення стану водних об'єктів нижче за течією в інших контрольних створах, де очікують проходження зони забруднених вод. Оскільки практично всі аварійні скидання можуть мати судовий розгляд, усі результати спостережень має бути запротокольовано.

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

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

термін початку аварійного скидання (рік, місяць, день, година, хвилини);

термін закінчення аварійного скидання, якщо таке мало місце (рік, місяць, день, година, хвилини);

тривалість аварійного скидання (години);

орієнтовна витрата аварійного скидання стічних вод. У разі змінень у період аварійного скидання витрати води, що становлять понад 20 %,

роблять повторне вимірювання або експертне оцінювання з фіксацією часу вимірювання;

концентрації всіх основних ЗР для розглянутої аварійної ситуації, а також значення рН, Eh, БСК5, ХСК, уміст розчиненого кисню, зважених речовин та інших характерних для розглянутого аварійного скидання оперативно обумовлених фізико-хімічних показників складу та властивостей води.

У разі, якщо немає інформації про основні ЗР, для контролю за аварійним скиданням стічних вод рекомендовано використати показники, наведені у ДСТУ 4808:2007.

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

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

Якщо стічні води містять велику кількість зважених речовин, щодо істотно перевищують їхній уміст у річковій воді, то варто додатково визначати вміст цих речовин у стічній воді й контрольних створах.

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

термін прибуття фронтальної частини зони забруднених вод у контрольний створ (рік, місяць, день, година, хвилини);

термін прибуття хвостової частини зони забруднених вод у контрольний створ, якщо таке має місце (рік, місяць, день, година, хвилини);

тривалість проходження зони забруднених вод через контрольний створ (годин);

орієнтовна витрата забруднених річкових вод у період проходження зони забруднених вод через контрольний створ. У разі змінень витрати води, що становлять понад 20 %, роблять повторне вимірювання або експертне оцінювання;

концентрації основних ЗР у зоні забруднених річкових вод; вимірювання вмісту основних ЗР у контрольних створах виконують із такою періодичністю, щоб у межах часу проходження цієї зони було здійснено не менш п'яти зніманий;

токсичність річкової води.

У контрольних створах спостереження, розташованих за 1 км вище від створів питних водозаборів або великого населеного пункту, відбір проб води здійснюють з урахуванням очікуваного часу проходження зони забруднених вод: спочатку проходження зони через кожні 1 – 3 год, потім, залежно від сформованої ситуації (насамперед від довжини зони), більш рідко до гарантованого проходження всієї зони забруднених вод і можливих її «слідових» виявів на рівні концентрацій забруднення.

Для евтрофних ділянок водного об'єкта в контрольних створах у зоні забруднених вод додатково визначають (розраховують) уміст аміаку, виконують експрес-оцінювання екологічного стану поверхневих вод за станом фітопланктону.

Якщо до основних ЗР увійшли метали або пестициди, то вкрай бажано в контрольних створах визначити вміст у воді зважених речовин і вмісту ЗР у розчиненій формі й у сорбованому на суспензіях стані.

Крім переліченого, у доаварійний (до появи зони забруднених вод) і аварійний періоди в контрольних створах потрібно здобуття такої додаткової інформації, що офіційно реєструють:

за даними найближчої метеостанції фіксують переважний напрямок і середні значення швидкості вітру; наявність або відсутність опадів, їхні кількісні показники (інтенсивність і тривалість);

для евтрофованих водних об'єктів обов'язково визначають кількісні характеристики розвитку фітопланктону у фоновому створі вище від аварійного скидання й у контрольних створах до аварійної ситуації (фонові умови), а також у контрольних створах у період проходження зони забруднених вод.

Спостереження у фоновому створі та стічних водах здійснюють протягом усього періоду аварійного скидання; у контрольних створах нижче від аварійного скидання – протягом усього періоду фіксації у воді концентрацій на рівні, що перевищує сильне забруднення. У разі виходу забруднених річкових вод на заплаву, затоплення населених пунктів або за наявності на річкових ділянках рукавів у момент закінчення спостережень уносять відповідні корективи, що враховують можливе запізнювання появи в основному руслі ріки високих концентрацій ЗР. У разі аварійного скидання ЗР на заплаву або крижану поверхню водного об'єкта строки спостереження переносять на період можливого безпосереднього контакту скинутих ЗР з основним руслом водного об'єкта.

Висновки

У монографії досліджено актуальні науково-практичні завдання забезпечення екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання шляхом розроблення методичного забезпечення ефективної реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою на рівні річкового басейну.

Структуровано сучасні погляди й теоретико-методологічних засади управління екологічною безпекою поверхневих джерел водокористування з урахуванням Водної рамкової директиви Європейського Союзу та наявний світовий досвід розроблення екологічного моніторингу й обґрунтування оцінок екологічного ризику.

Проведено дослідження впливу комунального підприємства ІКВ ВКП на р. Сіверський Донець. Установлено, що починаючи із 2010 р. і донині спостерігають чітку тенденцію до постійного підвищення вмісту нітратів та фосфатів у воді р. Сіверський Донець. унаслідок скидання недоочищеної води з очисних споруд цього підприємства, що суттєво погіршує якість питної води, виготовленої з води р. Сіверський Донець.

Удосконалено методику оцінювання техногенного ризику з використанням комплексного індексу забруднення вод. Установлено, що стічні води ІКВ ВКП збільшують значення величини ризику від «прийняттого» до «неприйняттого». Недолік цього підходу полягає у прямій залежності значень величини ризику від значень комплексного індексу, що підтверджує необхідність у виборі індикаторних (сигнальних) показників забруднення водного об'єкта, які б характеризували стан води загалом, не залежали від великої кількості показників та не потребували складних багатоступенених розрахунків задля забезпечення оперативного управління водними ресурсами.

Комплексним оцінюванням впливу техногенного забруднення на водне середовище встановлено та науково обґрунтовано вибір та використання індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод для прогнозування впливу забруднення на водне середовище. Доведено на підставі зіставлення результатів моделювання динаміки змінення біохімічного споживання кисню та концентрації розчиненого кисню у воді з показниками комплексного оцінювання, що концентрація розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у водному об'єкті з достатньо високою достовірністю може бути застосовано як індикаторні показники

екологічного стану водного середовища, які можна використовувати як первісну (сигнальну) оцінку в системі екологічного моніторингу вод.

Удосконалено математичну модель динаміки індикаторних (сигнальних) показників екологічного стану поверхневих вод (двокомпонентна модель Стритера – Фелпса) шляхом доповнення коригувальними коефіцієнтами, що дозволяє з високою точністю прогнозувати екологічні умови водного об'єкта та оцінювати вплив техногенно-небезпечних об'єктів на поверхневі води задля потреб екологічного моніторингу й оптимального управління екологічною безпекою басейну річки.

Теоретично обґрунтовано й експериментально підтверджено можливість довгострокового прогнозування екологічного стану водного об'єкта на основі спостереження за динамікою змінення показників БСК₅, розчиненого кисню із застосуванням модифікованої двокомпонентної моделі Стритера – Фелпса з урахуванням коригувальних коефіцієнтів.

Удосконалено методичні підходи до формування системи екологічного моніторингу басейну, зокрема за умов впливу несанкціонованого й аварійного скидання стічних вод техногенно-небезпечних об'єктів, із метою оптимального управління екологічною безпекою басейну.

Використана література

1. Барановський В. А. Україна. Екологічні проблеми природних вод / А. В. Барановський, В. Г. Бардов, С. Т. Омельчук. – Київ : Центр екоосвіти та інформації, 2000. – 16 с.
2. Безсонний В. Л. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами / В. Л. Безсонний, О. В. Третьяков // Водокористування: технології, споруди, менеджмент : робоча програма та тези доповідей Третьої міжнародної конференції. – Київ : КНУБА, 2016. – С. 10.
3. Безсонний В. Л. Використання методу інформаційної надлишковості для забезпечення достовірності результатів моніторингу надзвичайних ситуацій / В. Л. Безсонний // Проблеми надзвичайних ситуацій : збірник наукових праць УЦЗ України. – Харків : УЦЗУ, 2008. – Вип. 8. – С. 32–38.
4. Безсонний В. Л. Вплив стічних вод на поверхневі джерела водопостачання (на прикладі р. Сіверський Донець) / В. Л. Безсонний // Proceedings of the 5 th International Scientific and Technical Conference «Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects» (26 – 27 October 2017, National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»). – Kyiv : Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», 2017. – Р. 59–61.
5. Безсонний В. Л. Ідентифікація джерел іонізуючого випромінювання в системах радіаційного моніторингу / В. Л. Безсонний // Проблеми надзвичайних ситуацій : збірник наукових праць УЦЗ України. – Харків : УЦЗУ, 2006. – Вип. 5. – С. 34–39.
6. Безсонний В. Л. Моделювання кисневого режиму поверхневих джерел питного водопостачання / В. Л. Безсонний, О. В. Третьяков, Б. Д. Халмуратов : збірник наукових праць Шостого Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2017). – Вінниця : ВНТУ, 2017. – С. 88.
7. Безсонний В. Л. Моніторинг поверхневих джерел питного водопостачання у випадку аварійної ситуації / В. Л. Безсонний, Р. В. Пономаренко // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : збірник матеріалів IV Науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України (Київ, 6 – 7 листопада 2017 р.). – Київ : Інститут гідробіології НАН України, 2017. – С. 11–12.

8. Безсонний В. Л. Необхідність методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів / В. Л. Безсонний, О. В. Третьяков // Якість та безпека життя і діяльності людини: стандарти, орієнтири та перспективи : збірник тез доповідей Всеукраїнської конференції. – Миколаїв : Вид-во Чорноморського державного університету імені Петра Могили, 2015. – С. 44–45.

9. Безсонний В. Л. План створення системи екологічного моніторингу в зоні антропогенних впливів від об'єктів підвищеної небезпеки / В. Л. Безсонний // Проблеми надзвичайних ситуацій : збірник наукових праць УЦЗ України. – Харків : УЦЗУ, 2006. – Вип. 4. – С. 75–84.

10. Безсонний В. Л. Принципи проектування системи екологічного моніторингу / В. Л. Безсонний, В. А. Андронов, Ю. В. Буц // Актуальні проблеми пожежної профілактики : матеріали наук.-практ. конференції. – Харків : АЦЗУ, 2006. – С. 12–14.

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

12. Бєлан С. В. Визначення екологічної небезпеки водокористування басейну р. Сіверський Донець у Харківській області / С. В. Бєлан, О. В. Рибалова, О. В. Козловська // Вісник ХНАДУ. – 2013. – Вип. 60. – С. 128–132.

13. Буц Ю. В. Деякі аспекти сумарного забруднення важкими металами ґрунтів північно-східного регіону України / Ю. В. Буц, О. В. Крайнюков, В. Л. Безсонний // Проблеми надзвичайних ситуацій : збірник наукових праць УЦЗ України. – Харків : УЦЗУ, 2006. – Вип. 5. – С. 51–54.

14. Варламов Є. М. Методичні вказівки щодо проведення інвентаризації лабораторій аналітичного контролю / Є. М. Варламов, В. А. Квасов, А. М. Яковенко ; РД 211.0.7.104-02 / Мінекоресурсів України. – Київ, 2002. – 20 с.

15. Васенко О. Г. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / О. Г. Васенко, О. В. Рибалова, О. В. Поддашкін // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : збірник наукових праць УкрНДІЕП. – Харків, 2010. – Вип. XXXII. – С. 75–90.

16. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення : Вид. офіційне. – Київ : Твій формат, 2006. – 240 с.
17. Водний кодекс України // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 1995. – № 24. – ст. 189.
18. Гернет Н. Д. ГІС-технології в системах радіаційного моніторингу / Н. Д. Гернет, В. Л. Безсонний, М. М. Пеліхатий // Системи обробки інформації. – Харків : ХВУ, 2003. – Вип. 6. – С. 211–216.
19. Дем'янова О. О. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області / О. О. Дем'янова, О. В. Рибалова // Східно-європейський журнал передових технологій. – 2013. – № 1/6. – С. 45–49.
20. ДСанПіН2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною // Офіційний вісник України. – 2010. – № 51. – Ст. 1717. – С. 99.
21. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо екологічного стану поверхневих вод і правила вибирання. – Київ : Держспоживстандарт України. – 2007. – 36 с.
22. Дьяков О. А. Басейновий підхід до управління водними ресурсами у південних регіонах України / О. А. Дьяков // Стратегічні пріоритети. – № 2 (11). – 2009. – С. 225–230.
23. Жук В. М. Інтегральна оцінка сучасного якісного стану р. Сіверський Донець у межах Харківської області / В. М. Жук, Г. В. Коробкова // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2015. – № 1–2. – С. 103–109.
24. Загальнодержавна програма «Питна вода України» на 2006 – 2020 роки // Відомості Верховної Ради України. – 2005. – № 15. – С. 243–255.
25. Задніпровський В. В. Проблеми і динаміка екологічного стану басейну р. Сіверський Донець на Харківщині / В. В. Задніпровський, Н. В. Максименко // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 252. – С. 150–153.
26. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища : монографія / О. Г. Васенко, О. В. Рибалова, С. Р. Артем'єв та ін. – Харків : НУГЗУ, 2015. – 419 с.

27. Камінська Т. В. Особливості управління водними ресурсами за басейновим принципом / Т. В. Камінська // Вісник національного інституту водного господарства і природокористування. – 2011. – № 3 (55). – С. 115–122. – Серія «Економіка».

28. Керівний нормативний документ. Екологічна оцінювання якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика. КНД 211.1.4.010-94. – Київ : Основа, 1994. – 37 с.

29. Керівний нормативний документ. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). КНД 211.1.1.106-2003. Мінекоресурсів України. – Київ, [Б. в.] – 2002. – 64 с.

30. Клименко М. О. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрями у природоохоронній діяльності / М. О. Клименко, О. М. Клименко, А. М. Петрук // Вісник Полтавської державної аграрної академії. – 2013. – № 3. – С. 22–27.

31. Клименко О. М. Екологічна оцінювання екологічного стану поверхневих вод озера Білого Рівненської області / О. М. Клименко, А. М. Петрук // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – Рівне, 2011. – Вип. № 2 (54) (с/г науки). – С. 103–111.

32. Кобеньок Г. В. Збереження біорізноманіття, створення екомережі та інтегроване управління річковими басейнами : посібник для вчителів і громадських природоохоронних організацій / Г. В. Кобеньок, О. П. Закорко, Г. Б. Марушевський. – Київ : Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2008. – 200 с.

33. Костюк О. О. Особливості басейнового принципу управління водними ресурсами / О. О. Костюк // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. Географічні науки. – 2012. – № 18. – С. 17–22.

34. Кулько А. В. Інтегроване управління водними ресурсами міжнародних водотоків: проблеми та перспективи механізмів міжнародно-правової регламентації / А. В. Кулько // Наукові записки Інституту законодавства Верховної Ради України. – 2013. – № 4. – С. 107–112.

35. Лосєв М. Ю. Оцінка якості поверхневих вод басейну річки Салгир / М. Ю. Лосєв, І. В. Мілька // Системи обробки інформації. – 2011. – № 3 (93). – С. 199–202.

36. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [Текст] / В. Д. Романенко [та ін.] ; ред. В. Я. Шевчук. – Київ : Символ-Т, 1998. – 28 с.

37. Методичні рекомендації з питань інтегрованого управління водними ресурсами, збереження водно-болотного різноманіття, створення екомережі та органічного землеробства. – Київ : Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2011. – 120 с.

38. Мітрясова О. П. Оцінка екологічного стану поверхневих водних ресурсів Миколаївської області / О. П. Мітрясова, А. М. Селіванова // Наукові праці [Чорноморського державного університету імені Петра Могили комплексу «Києво-Могилянська академія»]. – 2014. – Т. 232. – Вип. 220. – С. 92–96. – Серія : Екологія.

39. Наукові основи басейнового управління природними ресурсами (на прикладі річки Гнила Липа) : монографія / М. М. Приходько та ін. ; за ред. М. М. Приходька. – Івано-Франківськ : ІФНТУНГ, 2006. – 270 с.

40. Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець / О. О. Ухань, В. І. Осадчий, Н. М. Осадча, А. П. Манченко // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 262–279.

41. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря : методичні рекомендації / О. П. Яворовський, М. В. Вертеленко, В. В. Збанацький та ін. – Київ : МОЗ України, 2007. – 39 с.

42. Плотнікова О. К. Моніторинг навколишнього середовища / О. К. Плотнікова. – Одеса : Наука і техніка, 2005. – 104 с.

43. Положення про Державне агентство водних ресурсів України : затв. постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.2014 р. № 393 // Офіційний вісник України. – 2014. – № 71. – Ст. 1995. – С. 34.

44. Положення щодо розробки планів локалізації та ліквідації аварійних ситуацій і аварій : затв. наказом Комітету по нагляду за охороною праці України від 17.06.1999 р. № 112 // Офіційний вісник України. – 1999. – № 27. – Ст. 1360 – С. 295.

45. Принципи моделювання та прогнозування в екології : підручник / В. В. Богобоящий, К. Р. Курбанов, П. Б. Палій, В. М. Шмандій. – Київ : Центр навчальної літератури, 2004. – 216 с.

46. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управління водними ресурсами за басейновим принципом : Закон України № 1641-VIII від 04.10.2016 р. // Відомості Верховної Ради України. – 2016. – № 46. – Ст. 780. – С. 5.

47. Прогнозування кисневого режиму річки Сіверський Донець методами математичного моделювання / В. Л. Безсонний, О. В. Третьяков, А. М. Кравчук, Ю. Ф. Стаценко // Будівництво, матеріалознавство, машинобудування : зб. наук. пр. ; ДВНЗ «Придніпр. держ. академія буд-ва і архітектури». – Дніпро, 2016. – Вип. 93. – С. 113–119. – Серія: Безпека життєдіяльності.

48. Про державну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу : Закон України № 1629-IV від 18.03.2004 р. // Відомості Верховної Ради України. – 2004. – № 29. – Ст. 367.

49. Проектування [Текст] ; Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд. ДБН А.2.2-1-2003 / розроб. В. Г. Чуніхін [та ін.] ; Державний комітет України з будівництва та архітектури. – Київ : Держбуд України, 2004. – 23 с. – (Державні будівельні норми України).

50. Про затвердження Концепції адаптації законодавства України до законодавства Європейського союзу : постанова КМУ від 16 серпня 1999 року № 1496 // Офіційний вісник України. – 1999. – № 33. – С. 168.

51. Про затвердження критеріїв розподілу суб'єктів господарювання за ступенем ризику їх господарської діяльності для навколишнього природного середовища та періодичності здійснення заходів державного нагляду (контролю) : станом на 19.03.2008 р // Офіційний вісник України. – Київ, 2008. – № 23. – Ст. 686. – С. 45.

52. Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля : постанова Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 р. № 391 // Офіційний вісник України. – Київ, 1998. – № 13. – С. 91.

53. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод : постанова Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 р. № 758 // Офіційний вісник України. – Київ, 2018. – № 76. – Ст. 2537. – С. 84.

54. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року : Закон України № 2818-VI від 21.12.2010 р. // Відомості Верховної Ради України. – 2011. – № 26. – Ст. 218. – С. 1284.

55. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України № 1264-XII від 25.06.1991 р. // Відомості Верховної Ради України. – 1991 р. – № 41. – Ст. 546.

56. Про програму інтеграції України в Європейський союз : Указ Президента України № 1072 від 14.09.2000 р. // Офіційний вісник України. – 2000. – № 39. – Ст. 1648. – С. 2.

57. Про ратифікацію Конвенції про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля : Закон України № 832-XIV від 06.07.1999 р. // Відомості Верховної Ради України. – 1999 – № 34. – С. 296.

58. Пшеюк О. О. Басейновий принцип управління як один з чинників ефективного використання водних ресурсів / О. О. Пшеюк // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – 2009. – Вип. 1 (45). – С. 247–257.

59. РД 211.1.7.105-02. Методичні вказівки та вимоги щодо оснащення типових пунктів оперативного контролю води / Є. М. Варламов, В. А. Квасов, Г. М. Катриченко, Л. Л. Юрченко. – Київ : Мінприроди, 2002. – 12 с.

60. РД 211.1.8.103-2002. Рекомендації щодо співставлення даних моніторингу вод / [В. П. Білогуров, А. В. Чорна, О. О. Калініченко та ін.]. – Київ : Мінприроди, 2002. – 20 с.

61. Рибалова О. В. Оцінка екологічного стану басейну р. Сіверський Донець в межах Харківської області / О. В. Рибалова, О. В. Бригада, О. В. Ільїнський та ін. // The journal is registered and published in Hungary. The scientific heritage. – 2020. – № 49. – С. 27–32.

62. Рибалова О. В. Прогноз екологічного стану річки Уди з урахування кліматичних змін в Харківській області / О. В. Рибалова, О. В. Бригада, В. С. Тесленко // Вісник Харк. нац. авт.-дорожн. ун-ту. – 2018. – № 81. – С. 86–94.

63. Система очищення і автоматизованого контролю екологічного стану малих річок і озер північного сходу України / А. І. Божко, В. П. Титар, Н. Д. Гернет, В. Л. Безсонний // Сучасні проблеми гуманізації та гармонізації управління : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., м. Харків, 1 – 9 листопада 2000 року / Харк. нац. ун-т ім. В. Н. Каразіна. – Харків : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2000. – С. 190.

64. Сташук А. В. Міжнародний досвід басейнового підходу та перспективи його застосування в Україні / А. В. Сташук, І. О. Єременко // Проблеми раціонального використання соціально-економічного та природно-ресурсного потенціалу регіону: фінансова політика та інвестиції : збірник наукових праць. – Київ : СЕУ; Рівне : НУВГП, 2011. – Вип. XVII, № 2. – С. 345–352.

65. Сташук В. А. Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами / В. А. Сташук // Дніпропетровськ : ВАТ Вид-во «Зоря». – 2006. – 480 с.

66. Струкова В. В. Управління водними монополіями в країнах Європейського Союзу: досвід для України / В. В. Струкова // Теорія та практика державного управління. – 2014 – Вип. 4 (47). – С. 1–10.

67. Судук О. Ю. Вітчизняний та зарубіжний досвід розвитку системи управління водогосподарським комплексом / О. Ю. Судук // Вісник соціально-економічних досліджень : зб. наук. праць. – Одеса : Одеський національний економічний університет. – 2015. – Вип. 1, № 56. – С. 268–275.

68. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження) / А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, А. В. Колісник та ін. – Харків : ВПП «Контраст», 2011. – 340 с.

69. Трансформація інституціонального механізму природокористування в умовах глобалізації: екологічні імперативи та системні суперечності : монографія // З. В. Герасимчук, І. М. Вахович, В. А. Голян, А. О. Олексюк. – Луцьк : Надстир'я, 2006. – 228 с.

70. Третьяков О. В. Науково обґрунтовані рекомендації з реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами поверхневих джерел питного водопостачання / О. В. Третьяков, В. Л. Безсонний, Б. Д. Халмуратов // Інноваційні аерокосмічні технології в екологічному моніторингу : матеріали науково-технічної конференції, 24–25 квітня 2018 року, м. Київ, 2018. – Київ : Державна екологічна академії післядипломної освіти та управління, 2018. – С. 26.

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

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

73. Третьяков О. В. Оцінювання екологічного стану річки Сіверський Донець (в межах Ізюмського району Харківської області) / О. В. Третьяков, В. Л. Безсонний // Проблеми екологічної безпеки : матеріали XIII Міжнародної науково-практичної конференції, 6 – 8 жовтня 2015 року. – Кременчук : КрНУ, 2015. – С. 82.

74. Третьяков О. В. Оцінювання екологічного стану Червонооскільського водосховища та річки Оскіл / О. В. Третьяков, В. Л. Безсонний // Європейський досвід і перспективи : матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи». м Львів, 4 – 6 листопада 2015 року. – Львів : ЛДУ БЖД, 2015. – С. 168–170.

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

76. Третьяков О. В. Підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих джерел питного водопостачання Харківського регіону / О. В. Третьяков, В. Л. Безсонний // Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика : збірник наукових праць XV міжнар. наук.-практ.конф. 19 – 20 травня 2016 р. – Київ : «Темпо», 2016. – С. 268–271.

77. Удосконалення інтегрованого управління водними ресурсами України за басейновим принципом / М. І. Ромащенко, Ю. О. Михайлов, С. М. Лютницький, Ю. Ю. Дантенко // Меліорація і водне господарство. – 2011. – Вип. 99. – С. 169–178.

78. Ухань О. О. Характеристика кисневого режиму поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець / О. О. Ухань, Н. М. Осадча // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2010. – Вип. 259. – С. 199–216.

79. Хвесик М. А. Продуктивність водоресурсних джерел України: теорія і практика / М. А. Хвесик, І. Л. Головинський, О. В. Яроцька. – Київ : НАН України, Рада по вивченню продукт. сил України. – Київ : РВПС України НАН України, 2007. – 411 с.

80. Хільчевський В. К. Порівняльна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра / В. К. Хільчевський, В. В. Маринич, В. М. Савицький. – Луцьк : РВ ЛДТУ, 2002. – С. 167–169.

81. Якість води. Визначання розчинених фторид-, хлорид-, нітрит-, ортофосфат-, бромід-, нітрат- і сульфат-іонів, методом рідинної хроматографії [Текст]. – Київ : Держспоживстандарт України, 2004. – Ч. 1 : ДСТУ ISO 10304-1:2003 ; Метод для слабкозабруднених вод (ISO 10304-1:1992, IDT) / пер. і наук.-техн. ред. П. Хоружий [та ін.]. – [Б. м.] : [б. в.], 2004. – IV, 14 с. – (Національний стандарт України).

82. Якість води. Визначання розчиненого кисню. Йодометричний метод (ISO 5813:1983, IDT) [Текст] / пер. і наук.-техн. ред. С. Олійнічук [та ін.]. – [Чинний від. 01.01.2006 р.]. – Київ : Держспоживстандарт України, 2005. – 8 с. – (Національний стандарт України).

83. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance / Canadian Council of Ministers of the Environment. The National Contaminated Sites Remediation Program. – S. I. : s.n., 1996. – 41 p.

84. Brown L. C. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS : Documentation and user manual / L. C. Brown, T. O. Barnwell. – Athens : US-EPA Environmental Research Laboratory, 1987. – 350 p.

85. Carrit D. E. Comparison and evaluation of currently employed modifications of the Winkler method for determining dissolved oxygen in seawater : A NASCO report / D. E. Carrit, J. H. Carpenter // Journal of Marketing Research, 1966. – Vol. 24, No. 3. – P. 286–313.

86. Chapra S. C. Surface Water Quality Modelling / S. C. Chapra. – New York : McGraw-Hill, 1997. – 280 p.

87. Culberson C. H. Dissolved oxygen / C. H. Culberson // WOCE operations manual. Vol. 3. The operational programme. Sect. 3.1. WOCE hydrographic programme. Pt. 3.1.3. WHP operations and methods. – Woods Hole, Mass. : WOCE, 1994. – P. 100–110.

88. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir (Дослідження динаміки та моделювання кисневого режиму Червонооскільського водосховища) / V. Bezsonnyi, O. Tretyakov, B. Khalmuradov, R. Ponomarenko // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2017. – No. 5/10 (89). – P. 32–38.

89. Jorgensen S. E. Fundamentals of Ecological Modelling / S. E. Jorgensen, G. Bendoricchio. – 3rd ed. – Amsterdam : Elsevier, 2001. – 400 p.

90. Models for water quality management / ed. A. K. Biswat. – S. I. : Mc Graw Hill, 1981. – 348 p.

91. Rybalova O. Development of a procedure for assessing the environmental risk of the surface water status deterioration / O. Rybalova, S. Artemiev // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2017. – No. 5/10 (89). – p. 67–76.

92. Streeter H. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River / H. Streeter, E. Phelps // Public Health Service, Bulletin. – 1925. – No. 146. – 38 p.

93. The United Nations World Water Development Report: Managing Water Under Uncertainty and Risk. – S. I. : UNESCO, 2012. – 380 p.

94. Безсонний В. Л. Система моніторингу поверхневих вод в умовах впровадження басейнового підходу до управління водними ресурсами [Електронний ресурс] / В. Л. Безсонний, О. В. Третьяков, Б. Д. Халмурадов // Другі Сумські наукові географічні читання : збірник матеріалів Всеукраїнської наукової конференції, м. Суми, 10 – 12 листопада 2017 року. – Режим доступу: https://pgf.sspu.edu.ua/images/2020/geografichni_chitannya_2017_9d86d.pdf.

95. Вострікова Н. В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні // [Електронний ресурс]. Державне будівництво. – 2014. – № 1. – Режим доступу : <http://www.kbuara.kharkov.ua/e-book/db/index.html>.

96. Жук В. М. Впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами. Актуальні проблеми розвитку управлінських систем: досвід, тенденції, перспективи [Електронний ресурс] / В. М. Жук // Електронне наукове видання Харківського регіонального інституту державного управління Національної академії державного управління при Президентові України. – Режим доступу : <http://www.kbuara.kharkov.ua/e-book/conf/2013-2/doc/1/06.pdf>.

97. Проект змін та доповнень до ДБН А.2.2-1-2003 «Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд», призначених до п. 2.45 цього ДБН «Оцінювання ризику планованої діяльності щодо природного, соціального і техногенного середовища» [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://mlp.net.ua/images/stories/zip/Final_Release.zip.

98. Рибалова О. В. Оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну р. Сіверський Донець в Харківській області [Електронний ресурс] / О. В. Рибалова, О. В. Козловська, Г. В. Коробкова. – Режим доступу : http://www.rusnauka.com/7_NITSB_2014/Ecologia/6_161747.doc.htm.

99. Стадник М. Є. Реформування системи управління водними ресурсами в Україні [Електронний ресурс] / М. Є. Стадник // Режим доступу : <http://essuir.sumdu.edu.ua/bitstream/123456789/11417/1/Stadnik.pdf>.

100. Integrated Risk Information System (IRIS) : [Electronic resource] / U. S. Environmental Protection Agency (EPA). – Access mode : <http://www.epa.gov/iris>.

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

Безсонний Віталій Леонідович

**ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ
ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ
ВОДОПОСТАЧАННЯ
В УМОВАХ ВПРОВАДЖЕННЯ ПОЛОЖЕНЬ
ВОДНОЇ РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ ЄС**

Монографія

Самостійне електронне текстове мережеве видання

Відповідальний за видання *О. Ю. Давидова*

Відповідальний редактор *О. С. Вяткіна*

Редактор *О. Г. Доценко*

Коректор *О. Г. Доценко*

План 2023 р. Поз. № 4-ЕНВ. Обсяг 114 с.

Видавець і виготовлювач – ХНЕУ ім. С. Кузнеця, 61166, м. Харків, просп. Науки, 9-А

*Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до Державного реєстру
ДК № 4853 від 20.02.2015 р.*