

**Національний університет біоресурсів
і природокористування України**

В.А. Копілевич, В.М. Галімова, Р.В.Лаврик

**Екологічна безпека та моніторинг якості
водних екосистем на вміст важких металів**

Навчальний посібник

Київ-2014

УДК 574

Затверджено на засіданні Вченої ради Природничо-гуманітарного інституту Національного Університету біоресурсів і природокористування України (протокол №4 від 21.12. 2014р.)

Рецензенти:

С.Д. Ісаєв, д-р хім. наук, проф.

Національний університет «Києво-Могилянська академія»;

П.Г.Нагорний, д-р хім. наук, проф.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Відповідальний редактор

М. Д. Гомеля, д.т.н., проф.

Викладено основні підходи щодо захисту водних об'єктів природного походження від шкідливих впливів та забруднень, які виникають у результаті господарської діяльності. Посібник містить систематизований матеріал по курсу екологічної безпеки та моніторингу якості води для підготовки фахівців в області екології та охорони навколишнього середовища із врахуванням вимог до охорони довкілля, раціонального природокористування, забезпечення умов екологічної безпеки та сталого розвитку. Розглянуто основні джерела забруднення довкілля та вплив важких металів на якість води, сучасні підходи щодо визначення рівня забруднень, нормування антропогенного навантаження на довкілля, розрахунків та розробки проектів гранично допустимих викидів та скидів.

Розглянуто теоретичні основи та аналітичні характеристики і можливості сучасного електрохімічного методу інверсійної хронопотенціометрії, на основі якого створено аналізатор солей важких металів «М-ХА1000-5». Приведено методологічне забезпечення по визначенню важких металів у воді за допомогою аналізатора «М-ХА1000-5». Як приклад, подано проведення екологічного моніторингу вмісту важких металів у поверхневих водах річок Закарпаття.

Для студентів вищих аграрних закладів освіти зі спеціальності «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»

Зміст

ВСТУП	7
РОЗДІЛ I. ДЕРЖАВНА СИСТЕМА ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	9
1.1. Державна система охорони навколишнього природного середовища (СОНПС)	10
1.2. Основні напрямки діяльності державної СОНПС	14
1.2.1. Спостереження, прогнозування, облік та інформування в галузі ОНПС	14
1.2.2. Проведення екологічної експертизи та екологічного аудиту	16
1.2.3. Стандартизація та нормування у галузі охорони навколишнього природного середовища	21
1.2.4. Контроль та нагляд у галузі охорони навколишнього природного середовища	23
1.2.5. Регулювання використання природних ресурсів	23
1.2.6. Створення економічного механізму забезпечення охорони навколишнього природного середовища	24
1.2.7. Проведення заходів по забезпеченню екологічної безпеки	28
РОЗДІЛ II. ВОДНІ РЕСУРСИ ПЛАНЕТИ. ВПЛИВ ГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА СТАН ГІДРОСФЕРИ	30
2.1. Водні ресурси планети	30
2.2. Водні ресурси України	33
2.3. Зміна кількості води на Землі	35
2.4. Колообіг води на планеті	37
2.5. Колообіг речовин, що містяться у воді	40
2.6. Класифікація суб'єктів водокористування	43
2.6.1. Водозабезпечення населення	45
2.6.2. Водозабезпечення промисловості	47
2.6.3. Водоспоживання сільським господарством	51
2.6.4. Водосховища	53
2.6.5. Сумарне водоспоживання	53
2.6.6. Використання водних ресурсів України	53
2.7. Якісні та кількісні зміни водних ресурсів під впливом господарської діяльності	57

2.7.1. Вплив промисловості на водні об'єкти	58
2.7.2. Вплив на водні об'єкти господарсько-побутових (комунальних) стічних вод	60
2.7.3. Урбанізація та її вплив на водні басейни	60
2.7.4. Вплив меліоративних заходів на водні об'єкти	62
2.7.5. Зміна якості води в водосховищах	64
2.7.6. Забруднення водойм на Україні.....	65
РОЗДІЛ III. ЗАХИСТ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ.....	67
3.1. Нормування якості води в залежності від категорії водного об'єкту	67
3.2. Інженерні методи захисту водойм	71
3.2.1. Очищення стічних вод у штучних умовах.....	71
3.2.2. Очищення у природних умовах	72
3.3. Фактори, що впливають на стан водного об'єкту.....	73
3.3.1. Процеси самоочищення природної води	73
3.3.2. Коливання стоку та запасу прісних вод	75
3.3.3. Зміни гідрохімічних характеристик води, формування якості води	76
3.3.4. Оцінка природної якості води в маловодний період	78
3.4. Оцінка впливу стічних вод на стан водного об'єкту	81
3.4.1. Розведення стічних вод	81
3.4.2. Трансформація забруднюючих речовин	83
3.5. Інтегральні показники оцінки якості води та забрудненості річок та водойм	84
3.5.1. Гідрологічні показники загального навантаження потоку консервативними речовинами. Абсолютний показник загального навантаження	84
3.5.2. Показник перевищення та неперевикнення забрудненості відносно норми	85
3.5.3. Показник відносного та гранично допустимого навантаження потоку забруднювачем.....	86
3.5.4. Показники просторового розподілу забруднення в річках та водоймах	87
3.6. Гранично допустимий скид забруднюючих речовин	88
3.6.1. Основні поняття та терміни.....	88

3.6.2. Методичні і організаційні основи встановлення ГДС речовин.....	90
3.6.3. Склад вихідних даних та розрахункових умов	94
3.6.4. Контроль за дотриманням встановлених обмежень на скид зворотних вод	96
3.6.5. Визначення характеристик потоку, необхідних для розрахунку розведення стічних вод.....	97
3.6.6. Визначення метеорологічних та гідравлічних характеристик водойми, необхідних для розрахунку розведення стічних вод.....	101
3.6.7. Розрахунок ГДС, визначення допустимої кількості стічних вод, що скидаються, встановлення необхідного ступеню їх очищення	103
РОЗДІЛ IV. МОНІТОРИНГ ЯКОСТІ ВОДИ НА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ.....	108
4.1 Фізико-хімічні методи для контролю вмісту важких металів у воді	109
4.2 Електрохімічні методи діагностики вмісту важких металів у водних об'єктах.....	111
4.3. Метод інверсійної хронопотенціометрії.	114
4.3.1. Теоретичні основи методу ІХП.....	115
4.3.2. Основне аналітичне рівняння методу ІХП	118
4.3.3. Електрохімічна інверсія металів при програмованих значеннях ЕРС розчинення.....	120
4.3.4. Діаграма режимів поляризації електродів у методі ІХП.....	121
4.4.Принцип та аналітичні можливості аналізатору «М-ХА-1000-5».....	122
4.3.3. Автоматична обробка хронопотенціограм	124
4.3.4. Визначення концентрації елементу по гістограмі	124
4.5. Підготовка вимірювального (індикаторного) електрода Еі....	128
4.6. Підготовка до роботи порівняльного електрода Еs	129
4.6.1. Очистка води.....	129
4.6.2. Очистка і підготовка розчинів соляної кислоти.....	130
4.6.3. Очистка і підготовка розчину аміаку	131
4.7. Підготовка стандартних розчинів металів та фонових електролітів	132

4.7.1. Приготування градувальних розчинів свинцю, міді, цинку та кадмію та інш.	132
4.7.2. СТРОКИ ЗБЕРІГАННЯ ГРАДУВАЛЬНИХ РОЗЧИНІВ.	133
4.7.3. Розрахунок кількості води, необхідної для аналізу	133
4.7.4. Підготовка проб води для визначення важких металів.....	134
4.7.5. Методики проведення вимірювань.....	135
4.7.6. Визначення свинцю	135
4.7.7. Визначення міді	137
4.7.8. Визначення цинку.....	137
4.7.11. Визначення кадмію.....	138
4.7.12. Розрахунок нормуючих коефіцієнтів	138
РОЗДІЛ V. ПРИКЛАД ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ РІЧОК ЗАКАРПАТТЯ	140
5.1. ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ РЕСУРСІВ ЗАКАРПАТТЯ	140
5.2. Оцінка та прогноз екологічного стану басейнів річок Тиса та Ріка	142
5.2.1. Оцінка якості води за результатами вимірювань вмісту важких металів на приладі М-ХА1000-5	142
5.2.2 Оцінка якості води за індексом забрудненості води.	146
ЛІТЕРАТУРА	157

ВСТУП

Життя та господарська діяльність нерозривно пов'язані з використанням природних ресурсів та зміною стану довкілля. Кінець XX та початок XXI століття ознаменувались не тільки визначними науково-технічними досягненнями, але і суттєвим погіршенням стану навколишнього природного середовища внаслідок забруднення атмосфери, природних вод, ґрунтів. При цьому відмічено виснаження сировинних та енергетичних ресурсів, збіднення флори і фауни. Негативні наслідки від антропогенного впливу на довкілля за останні десятиліття досягли таких грандіозних масштабів, що стали загрожувати здоров'ю та безпечному існуванню людства. Тому проблеми раціонального використання природних ресурсів, охорони навколишнього середовища, екологічної безпеки виробництв повсюди набули важливого значення.

Проблеми, пов'язані з екологічною безпекою господарської діяльності, із захистом навколишнього середовища від забруднення промисловими викидами, складні та різноманітні. В комплексі соціально-екологічних, політичних протиріч сьогодення особливе місце займають проблеми глобального масштабу, які впливають на основи існування цивілізації. Це стосується, в першу чергу, глобальних екологічних проблем.

Забезпечення екологічних пріоритетів стає більш важливим елементом соціального прогресу і сталого розвитку суспільства. Дані пріоритети поступово набирають характеру абсолютних цінностей. В умовах інтенсивного використання природних ресурсів, постійного зростання антропогенного тиску на довкілля спостерігається руйнування екологічних систем. Природа починає втрачати свою унікальну здатність до самовідновлення.

В зв'язку з цим, на перший план висувуються проблеми контролю якості довкілля, оцінки впливу на якість води об'єктів господарської діяльності на навколишнє середовище, нормування антропогенного впливу на природні об'єкти.

Тому, головним завданням цього курсу є створення і впровадження таких методів контролю та регулювання впливів

виробничих об'єктів на природні територіальні комплекси, які не допускають перевищення порогів стійкості екологічних систем, не викликають незворотних змін в природному середовищі, здатних призвести до його критичної деградації.

До найважливіших задач курсу можна віднести наступні:

- визначення основних джерел забруднення довкілля, спостереження, прогнозування в області охорони навколишнього середовища;
- нормування антропогенного впливу на природне середовище, оцінка шкідливого впливу виробничих об'єктів на довкілля;
- захист атмосфери від забруднення, розробка проектів гранично допустимих викидів;
- оцінка водних ресурсів планети та України, визначення впливу антропогенних факторів на водні ресурси;
- охорона водних об'єктів від забруднення, розробка гранично допустимого скиду;
- інженерні методи захисту водойм від забруднення.
- застосування сучасного аналітичного електрохімічного методу інверсійної хронопотенціометрії з використанням аналізатора «М-ХА1000-5» у системі моніторингу якості води на вміст важких металів.

РОЗДІЛ І. ДЕРЖАВНА СИСТЕМА ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Активний вплив людини на природу, інтенсивне використання суспільством природних ресурсів, процес, який прийнято називати науково-технічним прогресом по своїй суті є егоїстичним, оскільки в його основі лежить принцип „все для блага людини,.. При цьому навколишнє середовище опинилось під постійно зростаючим антропогенним навантаженням. На даний час антропогенні шкідливі впливи досягли вже такого рівня, що ставлять під сумнів існування самої людини. Така ситуація спонукала світову спільноту активізувати діяльність, спрямовану на захист навколишнього середовища.

Охорона навколишнього середовища – це комплекс (система) наукових, науково-технічних, адміністративних заходів, направлених на забезпечення раціонального використання природних ресурсів, на зменшення антропогенного тиску на навколишнє природне середовище та захист здоров'я людей і природного середовища від шкідливого впливу виробничої чи індивідуальної діяльності людей.

Сьогодні широко використовують термін «екологічна безпека».

Екологічна безпека – це:

-сукупність дій, станів та процесів, які прямо чи опосередковано не призводять до серйозних збитків (або загроз таких збитків), що завдаються природному середовищу, окремим людям і людству загалом;

-комплекс станів, явищ та дій, що забезпечують екологічний баланс на Землі та в будь-яких її регіонах на рівні, до якого фізично, соціально-економічно, технологічно та політично готове (або без серйозних збитків адаптуватися) людство.

Тобто, **екологічна безпека** характеризує відсутність дій, явищ або процесів, які прямо чи побічно завдають істотної шкоди навколишньому середовищу, населенню та матеріальним об'єктам. Екологічна безпека гарантується законодавчими актами держави.

Екологічна безпека – це сукупність певних властивостей навколишнього середовища і створюваних цілеспрямованою

діяльністю людини умов, за яких з урахуванням економічних, соціальних чинників і науково обґрунтованих допустимих навантажень на об'єкти біосфери утримуються на мінімально можливому рівні ризику антропогенний вплив на навколишнє середовище і негативні зміни, що відбуваються в ньому, забезпечується збереження здоров'я та життєдіяльності людей і виключаються віддалені наслідки цього впливу для сучасного та наступних поколінь. Першочерговими постають питання збереження генофонду людства, виживання, забезпечення права на життя і сприятливе природне середовище. З поняттям «екологічна безпека» пов'язане поняття «безпека в природокористуванні».

Безпека у природокористуванні – сукупність умов, що забезпечують мінімальний несприятливий вплив природи та технологічних процесів на здоров'я людей. Безпека в природокористуванні розглядається в межах усіх форм галузевого природокористування та у сфері прямого та опосередкованого впливу на людину (глобально, регіонально, локально).

Державній охороні і регулюванню використання на території України підлягають:

- навколишнє природне середовище як сукупність природних і природно-соціальних умов та процесів;
- природні ресурси, як залучені в господарчий обіг, так і ті, що не використовуються в народному господарстві в даний період (земля, надра, води, атмосферне повітря, ліс та інша рослинність, тваринний світ);
- ландшафти та інші природні комплекси;
- здоров'я та життя людей;
- особливій державній охороні підлягають території та об'єкти природно-заповідного фонду України.

1.1. Державна система охорони навколишнього природного середовища (СОНПС)

Забезпечити ефективний захист довкілля можливо лише при комплексному підході з використанням органів державної влади, громадських організацій і рухів. Оскільки для забезпечення ефективного захисту довкілля необхідне використання органів

державної влади, то структура системи охорони навколишнього природного середовища держави включає в себе ряд інститутів державного управління - точніше, підрозділи з охорони навколишнього середовища включені як підрозділи або комісії в органи державної влади України практично всіх рівнів.

Структура державної системи охорони навколишнього природного середовища України (ДСОНПСУ) представлена на рис. 1.1.

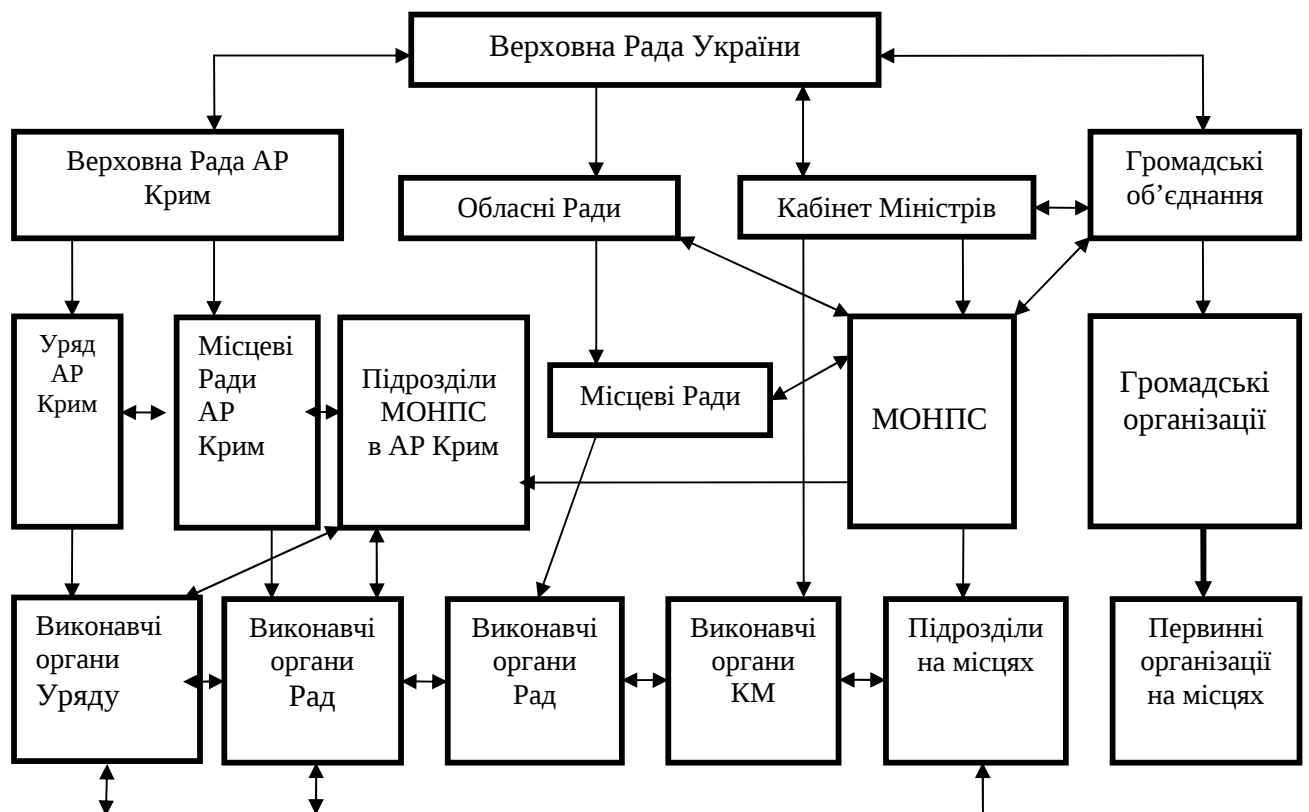


Рисунок 1.1 – Структура державної системи охорони навколишнього природного середовища України

Законодавчим органом влади в Україні є Верховна Рада. При Верховній Раді України є комісія з питань екології та охорони довкілля. До виключної компетенції Верховної Ради в галузі охорони навколишнього природного середовища (ОНПС) відноситься:

- визначення основних напрямків державної політики у галузі ОНПС;
- затвердження державних екологічних програм;
- визначення правових основ регулювання відносин у галузі ОНПС;
- визначення основних повноважень Рад народних депутатів;
- встановлення правового режиму зон надзвичайної екологічної ситуації, статусу потерпілих громадян та оголошення таких зон на території держави.

Верховна Рада АР Крим та обласні Ради забезпечують реалізацію екологічної політики України, екологічних прав та інтересів громадян на території Криму та України. Державне управління в галузі охорони навколишнього природного середовища здійснюється Кабінетом Міністрів України, Радами народних депутатів та їх виконавчими та розпорядчими органами.

Кабінет Міністрів України виконує наступні функції:

- забезпечує розробку загальнодержавних і регіональних екологічних програм;
- регламентує порядок визначення плати та її граничних розмірів за користування природними ресурсами;
- створює постановчі рішення про організацію територій і об'єктів природо-заповідного фонду;
- припиняє або забороняє діяльність підприємств та організацій, незалежно від форм власності й підпорядкування, у випадку порушення ними вимог екологічного законодавства;
- виконує інші управлінські функції в галузі охорони навколишнього середовища.

Спеціально уповноваженими державними органами управління в галузі охорони навколишнього природного середовища і використання природних ресурсів в державі є Міністерство охорони навколишнього природного середовища України, його органи на місцях та інші державні органи, до компетенції яких віднесені дані функції законодавством України та АР Крим. Управління в області охорони навколишнього середовища здійснює Кабінет Міністрів України через Міністерство охорони навколишнього природного середовища та його підрозділи на місцях, через місцеві органи самоврядування, в склад яких

входять екологічні підрозділи. Це стосується обласних рад, Верховної Ради Республіки Крим, районних та місцевих рад та їх виконавчих комітетів. Підрозділи охорони довкілля є в адміністрації президента.

У межах своїх повноважень Міністерство охорони навколишнього природного середовища організовує виконання актів законодавства України та здійснює систематичний контроль за їх реалізацією. Міністерство охорони навколишнього природного середовища узагальнює практику застосування законодавства з питань, що належать до його компетенції, розробляє і вносить на розгляд Президентові України, Кабінету Міністрів України пропозиції щодо вдосконалення законодавства.

З метою організації та здійснення державного контролю у сфері охорони навколишнього середовища в Міністерстві діє Державна екологічна інспекція. Основними завданнями органів Державної екологічної інспекції є здійснення державного контролю за:

- використанням і охороною земель, надр, поверхневих та підземних вод і джерел, атмосферного повітря, лісів та іншої рослинності, морського середовища і природних ресурсів внутрішніх морських вод, територіального моря, континентального шельфу тощо, територій і об'єктів природно-заповідного фонду, а також за дотриманням норм екологічної та радіаційної безпеки;
- дотриманням установлених лімітів використання природних ресурсів, нормативів викидів і скидів забруднюючих речовин у навколишнє природне середовище;
- дотриманням екологічних вимог у ході збереження, транспортування, використання, знищення і поховання (складування) хімічних засобів захисту рослин, виробничих, побутових та інших відходів;
- дотриманням екологічної безпеки в техногенній сфері;
- дотриманням екологічних вимог під час транспортування вантажів у пунктах пропуску через державний контроль.

До складу системи екологічного контролю входять різні види екологічного моніторингу, екологічна паспортизація об'єктів виробничої діяльності та екологічна експертиза. Громадське

управління природоохоронної діяльності здійснюють громадські організації, якщо така діяльність відображається в їх статуті. Рішення державних установ в області захисту довкілля є обов'язковими для виконання, рішення громадських організацій носять рекомендаційний характер.

Метою управління в галузі охорони навколишнього природного середовища є реалізація законодавства, контроль за додержанням вимог екологічної безпеки, забезпечення проведення ефективних та комплексних заходів щодо ОНПС, раціонального використання природних ресурсів, досягнення узгодженості дій державних і громадських органів в області ОНПС.

1.2. Основні напрямки діяльності державної СОНПС

До основних напрямів діяльності системи охорони навколишнього природного середовища відносять:

- спостереження, прогнозування, облік та інформування в галузі охорони навколишнього середовища;
- проведення екологічної експертизи та екологічного аудиту;
- контроль та нагляд в області охорони навколишнього середовища;
- нормування та стандартизація в області охорони довкілля;
- регулювання використання природних ресурсів держави;
- створення економічного механізму для забезпечення ефективного захисту навколишнього середовища;
- забезпечення захисту довкілля на промислових об'єктах і транспорті, тобто, проведення заходів по екологічній безпеці виробництва і транспорту.

1.2.1. Спостереження, прогнозування, облік та інформування в галузі ОНПС

Для спостереження за станом довкілля, прогнозування його змін та розробки обґрунтованих рекомендацій для прийняття ефективних управлінських рішень в Україні створена **система державного моніторингу навколишнього природного середовища (НПС)**.

Порядок здійснення державного моніторингу навколишнього природного середовища визначається Кабінетом Міністрів України.

Залежно від призначення здійснюється загальний (стандартний), оперативний (кризовий) та фоновий (науковий) моніторинг НПС.

Загальний (стандартний) моніторинг НПС – це оптимальні за кількістю параметрів спостереження на пунктах, об'єднаних в єдину інформаційно-технічну мережу, які дають змогу на основі оцінки і прогнозування стану НПС регулярно розробляти управлінські рішення на всіх рівнях.

Оперативний (кризовий) моніторинг НПС – це спостереження спеціальних показників на цільовій мережі пунктів у реальному масштабі часу за окремими об'єктами, джерелами підвищеного екологічного ризику в окремих регіонах, які визначено, як зони надзвичайної екологічної ситуації, а також у районах аварій із шкідливими екологічними наслідками з метою забезпечення оперативного реагування на кризові ситуації та прийняття рішень, щодо їх ліквідації, створення безпечних умов для населення.

Фоновий (науковий) моніторинг НПС – це спеціальні високоточні спостереження за всіма складовими НПС, а також за характером, складом, колообігом та міграцією забруднюючих речовин, за реакцією організмів на забруднення на рівні окремих популяцій, екосистем і біосфери в цілому. Він здійснюється у природних і біосферних заповідниках, на інших територіях, що охороняються, на біологічних станціях.

Система державного моніторингу створюється на трьох рівнях:

- локальному – на території окремих об'єктів (підприємств, міст, ділянок ландшафтів);
- регіональному – у межах адміністративно-територіальних одиниць, на територіях економічних і природних регіонів;
- національному – на території країни в цілому.

Організацію короткострокового та довгострокового прогнозування змін навколишнього природного середовища проводять спеціально уповноважені державні органи разом з відповідними науковими установами. Для обліку кількісних, якісних та інших характеристик природних ресурсів, обсягу,

характеру та режиму їх використання ведуться *державні кадастри* природних ресурсів.

Державному обліку підлягають об'єкти, що шкідливо впливають або можуть впливати на стан довкілля, види та кількість шкідливих речовин, що потрапляють у навколишнє природне середовище, види і розміри шкідливих фізичних впливів на навколишнє природне середовище.

Первинний облік у галузі ОНПС проводять і безоплатно подають інформацію державним органам підприємства, установи та організації.

Інформування про стан навколишнього природного середовища забезпечується Міністерством охорони навколишнього природного середовища та іншими спеціально уповноваженими органами, які готують щорічно подання до Верховної Ради України про стан навколишнього природного середовища в Україні, а також забезпечують заінтересовані державні і громадські органи, підприємства, установи, організації та громадян інформацією про стан навколишнього природного середовища.

1.2.2. Проведення екологічної експертизи та екологічного аудиту

Екологічна експертиза – це вид науково-практичної діяльності спеціально уповноважених державних органів та об'єднань громадян, що ґрунтується на міжгалузевому дослідженні, аналізі та оцінці передпроектних, проектних та інших матеріалів чи об'єктів, реалізація і дія яких може негативно впливати або впливає на стан навколишнього природного середовища та здоров'я людей і спрямована на встановлення відповідності запланованої чи здійснюваної діяльності нормам і вимогам законодавства про охорону навколишнього природного середовища.

Мета екологічної експертизи:

- попередження і прогнозування негативного впливу антропогенної діяльності на стан навколишнього природного середовища та здоров'я людей;
- оцінка ступеню екологічної небезпеки господарської діяльності і екологічної ситуації на окремих об'єктах і територіях.

Основними завданнями екологічної експертизи є:

- 1) визначення ступеню екологічного ризику і безпеки запланованої чи здійснюваної діяльності;
- 2) організація комплексної, науково обґрунтованої оцінки об'єктів екологічної експертизи;
- 3) встановлення відповідності об'єктів експертизи вимогам екологічного законодавства, будівельним нормам і правилам;
- 4) оцінка впливу діяльності об'єктів екологічної експертизи на стан навколишнього природного середовища і якість природних ресурсів;
- 5) оцінка ефективності, повноти, обґрунтованості та достатності заходів щодо охорони навколишнього природного середовища;
- 6) підготовка об'єктивних, всебічно обґрунтованих висновків екологічної експертизи.

Основними принципами екологічної експертизи є:

- 1) гарантування безпечного для життя та здоров'я людей навколишнього природного середовища;
- 2) збалансованість екологічних, економічних, медико-біологічних і соціальних інтересів та врахування громадської думки;
- 3) наукова обґрунтованість, незалежність, об'єктивність, комплексність, варіантність, превентивність, гласність;
- 4) екологічна безпека, територіально-галузева і економічна доцільність реалізації об'єктів екологічної експертизи, запланованої чи здійснюваної діяльності;
- 5) державне регулювання;
- 6) законність.

Об'єктами експертизи є:

- проекти схем розвитку і розміщення продуктивних сил, розвитку галузей народного господарства;
- генеральні плани населених пунктів, схеми районного планування та інша передпланова і передпроектна документація;
- техніко-економічні обґрунтування і розрахунки, проекти на будівництво, реконструкцію підприємств та об'єктів, які можуть негативно впливати на довкілля;
- проекти нормативно-технічних та інструктивно-методичних актів та документів, які регламентують господарську діяльність;

- документація на створення нової техніки та технології;
- нові матеріали, речовини, продукція, господарські рішення, системи та об'єкти;
- екологічно небезпечні діючі об'єкти та комплекси, в тому числі військового та оборонного призначення.

В Україні здійснюється державна, громадська, відомча та змішана екологічні експертизи.

Державна екологічна експертиза організується і проводиться еколого-експертними підрозділами, спеціалізованими установами, організаціями або спеціально створюваними комісіями спеціально уповноваженого центрального органу виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів, його органів на місцях із залученням інших органів державної виконавчої влади. До проведення державної екологічної експертизи можуть у встановленому порядку залучатися фахівці інших установ, організацій і підприємств, а також експерти міжнародних організацій.

Здійснення державної екологічної експертизи є обов'язковим для видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку. Перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, встановлюється Кабінетом Міністрів України за поданням спеціально уповноваженого центрального органу виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів і спеціально уповноваженого центрального органу виконавчої влади з питань охорони здоров'я.

Проведення додаткових державних екологічних експертиз здійснюється за ініціативою зацікавлених осіб на підставі договору про надання еколого-експертних послуг або за рішеннями Кабінету Міністрів України, Уряду Автономної Республіки Крим, місцевих Рад народних депутатів чи їх виконавчих комітетів.

В документації на об'єкти державної екологічної експертизи повинні передбачатися:

- 1) комплексна еколого-економічна оцінка впливу запланованої чи здійснюваної діяльності на стан навколишнього природного середовища, використання і відтворення природних ресурсів, оформлена у вигляді окремого тому (книги, розділу) документації і заяви про екологічні наслідки діяльності;

- 2) обґрунтування впровадження сучасних, досконалих нематеріалі- і неенергоємних, мало- і безвідходних технологічних процесів;
- 3) забезпечення комплексної переробки, утилізації і ефективного використання відходів виробництва;
- 4) заходи щодо економії водних ресурсів, забезпечення ефективного очищення всіх видів стічних вод, а також їх використання для технічних потреб без скидання цих вод у природні водотоки і водойми;
- 5) дієвість і досконалість передбачуваних заходів щодо охорони атмосферного повітря від забруднення;
- 6) забезпечення збереження, охорони і відтворення об'єктів рослинного і тваринного світу та природно-заповідного фонду;
- 7) забезпечення захисту населення і навколишнього природного середовища від шкідливого впливу антропогенних фізичних, хімічних та біологічних факторів.

Документація, що подається на об'єкти державної екологічної експертизи, повинна бути у встановленому порядку погоджена із зацікавленими органами та містити оцінку можливих соціальних наслідків.

Висновки державної екологічної експертизи є обов'язковими для виконання.

Громадська екологічна експертиза може здійснюватися в будь-якій сфері діяльності, що потребує екологічного обґрунтування, за ініціативою громадських організацій чи інших громадських формувань.

Громадська екологічна експертиза може здійснюватись одночасно з державною екологічною експертизою шляхом створення на добровільних засадах тимчасових або постійних еколого-експертних колективів громадських організацій чи інших громадських формувань.

Висновки громадської екологічної експертизи мають рекомендаційний характер і можуть бути враховані при проведенні державної екологічної експертизи, а також при прийнятті рішень щодо подальшої реалізації об'єкта екологічної експертизи.

Ефективним інструментом поводження з забрудненнями навколишнього природного середовища є екологічний аудит, мета

якого – визначення можливих альтернативних варіантів зниження кількості відходів і рекомендації з вибору найбільш оптимального.

Екологічний аудит - це вид професійної підприємницької діяльності, зміст якої складає документально оформлений системний незалежний процес оцінювання об'єкта екологічного аудиту для встановлення відповідності визначених видів діяльності, заходів, умов, системи управління навколишнім природним середовищем та інформації з цих питань вимогам законодавства України про охорону навколишнього природного середовища та іншим критеріям екологічного аудиту.

Об'єктами екологічного аудиту є:

- підприємства, установи та організації, їх філії та представництва чи об'єднання, окремі виробництва, інші господарські об'єкти;
- системи управління навколишнім природним середовищем;
- інші об'єкти, передбачені законом.

Основними цілями екологічного аудиту є:

- надання інформації про екологічні аспекти діяльності підприємства у відповідності до встановлених стандартів, нормативів, вимог;
- надання рекомендацій для подальшого покращення в організації системи екологічного управління.

Основні функції екологічного аудиту:

- 1) Визначити відповідність діяльності підприємства вимогам екологічного законодавства, а також екологічної політики, яку воно задекларувало;
- 2) Встановити ефективність системи екологічного управління організації та напрями для її вдосконалення;
- 3) Надати інформаційне забезпечення для прийняття управлінських рішень;
- 4) Забезпечити захист персоналу підприємства, населення та навколишнього природного середовища від шкідливих впливів;
- 5) Проаналізувати можливість виникнення аварійних ситуацій;
- 6) Визначити реальний вплив господарчої діяльності підприємства на навколишнє природне середовище.

Екологічний аудит в Україні може бути двох форм: добровільним чи обов'язковим.

Добровільний екологічний аудит здійснюється стосовно будь-яких об'єктів екологічного аудиту на замовлення зацікавленого суб'єкта за згодою керівника чи власника об'єкта екологічного аудиту.

Обов'язковий екологічний аудит здійснюється на замовлення заінтересованих органів виконавчої влади або органів місцевого самоврядування щодо об'єктів або видів діяльності, які становлять підвищену екологічну небезпеку, відповідно до переліку, що затверджується Кабінетом Міністрів України, у таких випадках:

- банкрутство;
- приватизація, передача в концесію об'єктів державної та комунальної власності;
- передача або придбання в державну чи комунальну власність;
- передача у довгострокову оренду об'єктів державної або комунальної власності;
- створення на основі об'єктів державної та комунальної власності спільних підприємств;
- екологічне страхування об'єктів;
- завершення дії угоди про розподіл продукції відповідно до закону;
- в інших випадках, передбачених законом.

Екологічний аудит поділяється на внутрішній та зовнішній. Внутрішній екологічний аудит об'єкта проводиться на замовлення його власника чи органу, уповноваженого на управління ним, для власних потреб. Зовнішній екологічний аудит проводиться на замовлення інших заінтересованих суб'єктів.

Результатом є аудиторський звіт, аудиторський висновок, що надається керівництву для прийняття ними управлінських рішень щодо поліпшення існуючої ситуації і зниження імовірності виникнення інших негативних ситуацій.

1.2.3. Стандартизація та нормування у галузі охорони навколишнього природного середовища

Екологічна стандартизація і нормування проводяться з метою встановлення комплексу обов'язкових норм, правил, вимог щодо охорони навколишнього природного середовища, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки.

Саме на ці стандарти повинні орієнтуватися підприємства-забруднювачі у своїй природоохоронній діяльності. Недотримання стандартів призводить до юридичної відповідальності.

Екологічні стандарти. Державні стандарти у галузі охорони навколишнього природного середовища є обов'язковими для виконання і визначають поняття і терміни, режим використання й охорони природних ресурсів, методи контролю за станом навколишнього природного середовища, вимоги щодо запобігання забрудненню навколишнього природного середовища, інші питання, пов'язані з охороною навколишнього природного середовища та використанням природних ресурсів.

Під **екологічним нормативом** розуміють:

- обов'язкові обмеження структури і функції екосистеми будь-якого ієрархічного рівня – від елементарного біогеоценозу до біосфери загалом, а також усіх екологічних компонентів, що враховуються під час господарської діяльності;
- ступінь максимально припустимого втручання людини в екосистеми, що гарантує збереження екосистеми бажаної структури та динамічних якостей. Указані границі визначають, як бажані для людини, стан екосистеми через їхню соціально-біологічну витривалість і господарські міркування;
- величина антропогенного навантаження, розрахована на основі екологічних регламентів, має тимчасовий характер, обумовлений рівнем розвитку науки, технології та економіки.

Система екологічних нормативів включає:

- нормативи екологічної безпеки (гранично допустимі концентрації забруднюючих речовин та гранично допустимі рівні акустичного, радіаційного, електромагнітного та іншого шкідливого впливу на навколишнє природне середовище, гранично допустимий вміст шкідливих речовин у продуктах харчування);
- гранично допустимі викиди та скиди у навколишнє природне середовище забруднюючих хімічних речовин, рівні шкідливого впливу фізичних та біологічних факторів.

Законодавством України можуть встановлюватися й інші екологічні нормативи, які повинні відповідати вимогам охорони навколишнього природного середовища.

1.2.4. Контроль та нагляд у галузі охорони навколишнього природного середовища

Завдання контролю у галузі охорони навколишнього природного середовища полягають у забезпеченні вимог законодавства про охорону навколишнього природного середовища всіма державними органами, підприємствами, установами та організаціями, незалежно від форм власності і підпорядкування, а також громадянами.

В Україні здійснюється державний, громадський та прокурорський контроль.

Державний контроль у галузі охорони навколишнього природного середовища здійснюється Радами народних депутатів, їх виконавчими і розпорядчими органами, Міністерством охорони навколишнього природного середовища України, його органами на місцях та іншими спеціально уповноваженими державними органами.

Громадський контроль у галузі охорони навколишнього природного середовища здійснюється громадськими інспекторами охорони навколишнього природного середовища згідно з Положенням, яке затверджується Міністерством охорони навколишнього природного середовища України.

Прокурорський нагляд за додержанням законодавства про охорону навколишнього природного середовища здійснює Генеральний прокурор України та підпорядковані йому органи прокуратури.

1.2.5. Регулювання використання природних ресурсів

Природні ресурси на Україні використовуються в порядку загального та спеціального використання.

Ресурси загального використання надаються безоплатно громадянам для задоволення своїх життєвих потреб, без закріплення цих ресурсів за окремими особами.

Природні ресурси спеціального використання надаються громадянам, підприємствам, установам, організаціям у володіння, користування або оренду на підставі дозволів у встановленому порядку за плату для здійснення виробничої та іншої діяльності.

Природні ресурси поділяються на загально-державні та ресурси місцевого значення.

До природних ресурсів загальнодержавного значення належать:

- територіальні та внутрішні морські води;
- природні ресурси континентального шельфу та виключної (морської) зони;
- атмосферне повітря;
- підземні води;
- поверхневі води, що знаходяться або використовуються на території більш як однієї області;
- лісові ресурси державного значення;
- природні ресурси в межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду загальнодержавного значення;
- дикі тварини, що перебувають у стані природної волі, а також інші об'єкти тваринного світу у межах територіальних і внутрішніх морських вод, водойм, розташованих на території більш ніж однієї області, державних мисливських угідь, лісів державного значення, а також види тварин і рослин, занесені до Червоної книги України;
- корисні копалини, за винятком загальнопоширених.

До природних ресурсів місцевого значення належать ресурси не віднесені законодавством України до природних ресурсів загальнодержавного значення.

1.2.6. Створення економічного механізму забезпечення охорони навколишнього природного середовища

Економічний механізм охорони навколишнього природного середовища - це комплекс різних фінансово-вартісних важелів, які тісно пов'язані між собою і стимулюють підприємства і галузі з метою проведення природоохоронних заходів.

Метою створення механізму захисту навколишнього природного середовища є оздоровлення екологічної ситуації у країні з мінімальними витратами матеріальних, фінансових і трудових ресурсів на основі забезпечення максимально

сприятливих умов для природоохоронної діяльності підприємств та галузей.

Економічні заходи забезпечення ОНПС передбачають:

- взаємозв'язок усієї управлінської, науково-технічної та господарської діяльності підприємств, установ та організацій з національним використанням природних ресурсів та ефективністю заходів по охороні навколишнього природного середовища на основі економічних важелів;
- визначення джерел фінансування заходів щодо охорони навколишнього природного середовища;
- встановлення лімітів використання природних ресурсів, викидів і скидів забруднюючих речовин у навколишнє природне середовище та на утворення і розміщення відходів;
- встановлення нормативів збору і розмірів збору за використання природних ресурсів, викиди та скиди забруднюючих речовин у навколишнє природне середовище, утворення та розміщення відходів та інші види шкідливого впливу;
- надання підприємствам, установам, організаціям, громадянам податкових, кредитних та інших пільг при впровадженні ними маловідходних, енерго- і ресурсозберігаючих технологій та нетрадиційних видів енергії, здійсненні інших ефективних заходів щодо охорони навколишнього природного середовища;
- відшкодування в установленому порядку збитків, завданих порушенням законодавства про охорону навколишнього природного середовища.

В Україні фінансування заходів щодо охорони навколишнього природного середовища здійснюється за рахунок державного бюджету України, місцевих бюджетів, коштів підприємств, установ та організацій, позабюджетних фондів охорони навколишнього природного середовища, добровільних внесків.

Юридична основа платежів закладена Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» (1991р.).

Збір за спеціальне використання природних ресурсів встановлюється на основі нормативів зборів за ресурси та лімітів їх використання.

Нормативи збору за використання природних ресурсів визначаються з урахуванням їх: розповсюдженості; якості; можливості відтворення; доступності; комплексності; продуктивності; місцезнаходження; можливості переробки, знешкодження і утилізації відходів та ін.

Нормативи збору за використання природних ресурсів, а також порядок їх стягнення встановлюються Кабінетом Міністрів України. Ліміти використання природних ресурсів встановлюються в порядку, що визначається Верховною Радою Автономної Республіки Крим, обласними, міськими Радами, крім випадків, коли, природні ресурси мають загальнодержавне значення. Ліміти використання природних ресурсів загальнодержавного значення встановлюються в порядку, що визначається Кабінетом Міністрів України.

Збір за забруднення навколишнього природного середовища встановлюється на основі лімітів викидів та скидів забруднюючих речовин в навколишнє природне середовище і розміщення відходів.

Порядок встановлення нормативів збору і стягнення зборів за забруднення навколишнього природного середовища встановлюється Кабінетом Міністрів України.

Збори за використання природних ресурсів в межах встановлених лімітів відносяться на витрати виробництва, а за понадлімітне використання та зниження їх якості стягуються з прибутку, що залишається у розпорядженні підприємств, установ, організацій чи громадян.

Збір за погіршення якості природних ресурсів у результаті володіння і користування встановлюється на основі нормативів, розроблених Кабінетом Міністрів України, за рахунок прибутку підприємств, установ, організацій та громадян.

Платежі за використання природних ресурсів, забруднення навколишнього природного середовища, погіршення якості природних ресурсів розподіляються між республіканськими та місцевими бюджетами та направляються на відновлення природних ресурсів і охорону навколишнього природного середовища.

Таким чином, існує розгалужена нормативна база. Однак, як свідчить подальший аналіз, вона виявляється недостатньо дієвою

відносно створення організаційно-економічного механізму регулювання природокористування, охорони, збереження і відтворення природних ресурсів. Сучасний рівень платежів і зборів за користування природними ресурсами не забезпечує адекватного відображення реальних втрат суспільства і не створює достатньої фінансової бази для природоохоронної діяльності.

Основні недоліки вітчизняного економічного механізму екологічного управління полягають в тому, що він, по-перше, не в змозі зацікавити товаровиробників у проведенні природоохоронних заходів за рахунок власних коштів; по-друге, не кореспондується іншими економічними показниками і важелями господарської діяльності; по-третє, недостатньо оперативно й ефективно реагує на динаміку економічних і екологічних процесів у державі.

Слід зазначити, що складність утворення економічного механізму націоналізації природокористування в Україні полягає ще й у відсутності соціально-економічних умов для впровадження класичних, відпрацьованих схем такого механізму, властивого іншим державам. Тому для української економіки перехідного етапу необхідно мати механізм економічної адаптації природоохоронних цілей суспільства до його реальних можливостей, а отже - край потрібна система якісно нових, гнучких економічних регуляторів оздоровлення природного середовища.

В Україні повинно здійснюватись стимулювання раціонального використання природних ресурсів, охорони навколишнього природного середовища шляхом:

- надання пільг при оподаткуванні підприємств в разі реалізації ними заходів щодо раціонального використання природних ресурсів та охорони навколишнього природного середовища, при переході на маловідходні і ресурсо- і енергозберігаючі технології, організації і впровадженні очисного обладнання і устаткування для утилізації та знешкодження відходів, а також приладів контролю за станом навколишнього природного середовища та ін.;
- надання на пільгових умовах коротко- та довгострокових позичок для реалізації природоохоронних заходів;
- встановлення підвищених норм амортизації основних виробничих природоохоронних фондів;

- звільнення від оподаткування фондів охорони навколишнього природного середовища;
- передачі частини коштів позабюджетних фондів охорони навколишнього природного середовища на договірних умовах на підприємства на заходи по охороні навколишнього природного середовища.

1.2.7. Проведення заходів по забезпеченню екологічної безпеки

При проектуванні, розміщенні, будівництві, введенні в дію нових та реконструкції діючих підприємств, споруд та інших об'єктів, удосконаленні існуючих і впровадженні нових технологічних процесів та устаткування, а також при експлуатації цих об'єктів повинні бути забезпечені екологічна безпека людей, раціональне використання природних ресурсів, додержання нормативів шкідливих впливів на навколишнє природне середовище. При цьому повинні передбачатись вловлювання, утилізація, знешкодження шкідливих речовин і відходів, або їх повна ліквідація, виконання інших вимог щодо охорони навколишнього природного середовища і здоров'я людей.

Підприємства, установи, організації, діяльність яких пов'язана із шкідливим впливом на навколишнє природне середовище, незалежно від часу їх введення у дію, повинні бути обладнані спорудами, пристроями для очищення викидів та скидів, а також приладами контролю за кількістю та складом забруднюючих речовин і за характеристиками шкідливих факторів.

Проекти господарської та іншої діяльності повинні мати матеріали оцінки її впливу на навколишнє природне середовище і здоров'я людей.

Оцінка здійснюється з урахуванням:

- вимог законодавства про охорону навколишнього природного середовища;
- екологічної ємності даної території;
- стану навколишнього природного середовища у місці, де планується розміщення об'єктів;
- екологічних прогнозів;
- перспектив соціально-економічного розвитку регіону;

- потужності та видів сукупного впливу шкідливих факторів і об'єктів на навколишнє природне середовище.

Підприємства і організації, які розміщують, проектують, реконструюють, впроваджують, вводять у дію споруди та інші об'єкти подають в спеціальну заяву Міністерство охорони навколишнього природного середовища України та його органи на місцях.

Забороняється введення в дію підприємств, споруд та інших об'єктів, на яких не забезпечено в повному обсязі додержання всіх екологічних вимог і виконання заходів, передбачених у проектах на будівництво та реконструкцію (розширення, технічне переоснащення).

З метою охорони навколишнього природного середовища від забруднення виробничими, побутовими та іншими відходами підприємства та організації повинні вживати ефективних заходів щодо зменшення обсягів утворення і по знешкодженню, переробці, безпечному складуванню або захороненню виробничих, побутових та інших відходів.

Складування, зберігання або розміщення відходів дозволяється лише при наявності спеціального дозволу на визначених (місцевими Радами народних депутатів) місцях в межах встановлених (ними) лімітів з додержанням санітарних та екологічних норм.

Підприємства, які здійснюють проектування, виробництво, експлуатацію та обслуговування транспортних засобів зобов'язані розробляти і здійснювати комплекс заходів щодо зниження токсичності та знешкодження шкідливих речовин, що містяться у викидах і скидах транспортних засобів, переходу на менш токсичні види енергії й пального, додержання режиму експлуатації транспортних засобів та інші заходи.

Виробництво та експлуатація транспортних засобів, у викидах яких вміст забруднюючих речовин перевищує встановлені нормативи, не допускається.

Вимоги екологічної безпеки повною мірою поширюються на військові та оборонні об'єкти, а також органи внутрішніх справ та державної безпеки.

РОЗДІЛ II. ВОДНІ РЕСУРСИ ПЛАНЕТИ. ВПЛИВ ГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА СТАН ГІДРОСФЕРИ

2.1. Водні ресурси планети

Водні ресурси в широкому розумінні – це всі природні води Землі, що містяться в усіх водних об'єктах планети (океани, моря, ріки, озера, льодовики, болота, водосховища, водні запаси літосфери). Водні ресурси в більш вузькому розумінні – це природні води, які використовуються для господарських потреб сьогодні та будуть використовуватися в майбутньому. В такому трактуванні водні ресурси не тільки природні, але й соціально-історичні. Найбільш цінними водними ресурсами є запаси прісної води. Ресурси природної води складаються із статичних (або вікових) запасів води та із безперервно відновлюваних водних ресурсів.

Статичні (вікові) запаси прісних вод представлені частиною водних ресурсів об'ємів озер, льодовиків, підземних вод, що не піддаються щорічним змінам. Їх вимірюють в одиницях об'єму.

Відновлювані водні ресурси – це ті води, які щорічно відновлюються в процесі колообігу води на Землі. Їх вимірюють в одиницях стоку ($\text{м}^3/\text{с}$, $\text{м}^3/\text{рік}$, $\text{км}^3/\text{рік}$).

Відновлювані водні ресурси часто оцінюють за допомогою рівняння водного балансу. Так, в цілому, для суші атмосферні опади, материковий стік та випаровування складають відповідно 119, 47 та 72 тис. км^3 води в рік. Материковий стік і складає відновлювані водні ресурси Землі (47 тис. км^3). Частіше, проте, відновлюваними водними ресурсами вважають лише частину материкового стоку, який представляється стоком річок (41,7 тис. км^3 води в рік, або 35% атмосферних опадів на планеті (від 119 тис. км^3)). Стік води в річках – дійсно щорічно відновлюваний природний ресурс, який можна (до певних меж) брати для господарського використання. В протилежність йому статичні (вікові) запаси води в озерах, льодовиках, водоносних горизонтах неможна забрати на господарські потреби без нанесення шкоди або даному водному об'єкту, або зв'язаних з ним річкам.

Загальний об'єм води в водних об'єктах на Землі складає приблизно 1390 млн. км³, при цьому на частку світового океану припадає 96,3% (приблизно 1338 млн. км³). Основні дані по кількості води на Землі приведені в табл. 2.1.

Із водних об'єктів суші найбільша кількість води зосереджена в льодовиках – 25,8 млн. км³ (1,86% від загально об'єму води на Землі). Із цієї кількості води на частку льодовиків Антарктиди, Гренландії та островів Арктики припадає відповідно 89.8, 9.7, 0.3 %. На гірські льодовики залишається всього 0,2 %. Льодовики вкривають біля 16 млн. км² суші, з них 14 млн. км² припадає на Антарктиду.

Значно складніше зробити оцінку вмісту води в земній корі (літосфері). Частина підземних вод, яка представлена капілярними та гравітаційними водами, що знаходяться на глибинах під поверхнею суші до мінус 2 км та приймають участь в колообігу води в природі, повинна бути віднесеною до гідросфери. Ця частина оцінюється гідрологами в 23,4 млн. км³ або 1,68% загального об'єму води на Землі. Деякі дослідники приводять дещо більші цифри – 60 млн. км³, 86,4 млн. км³. До води, що знаходиться в літосфері, відносять також підземний лід із зон багаторічної (вічної) мерзлоти об'ємом 300 тис. км³ (0,022 % від загального об'єму води).

Певний об'єм води знаходиться у живих організмах біосфери. Вважається, що маса живої речовини на Землі $1,4 \cdot 10^{12}$ т. Якщо врахувати, що вміст води в живих організмах в середньому складає 80%, то маса води в організмах дорівнює $1,12 \cdot 10^{12}$ т, а об'єм "біологічної води" складає 1,12 тис. км³.

В атмосфері в середньому постійно знаходиться біля 13 тис. км³ вологи у вигляді атмосферної вологи, крапель води, кристалів льоду. При цьому 90% води знаходиться в самому нижньому шарі атмосфери (0-5 км). Об'єм атмосферної вологи міг би дати шар води на поверхні Землі в 25 мм.

Важливе значення має оцінка кількості на Землі прісної води – дуже важливого для людства природного ресурсу. Всього на Землі 36,7 млн. км³ прісних вод (2,64 % від загального об'єму води). Головні акумулятори прісної води – льодовики, прісні підземні води, підземний лід в зоні вічної мерзлоти, прісні озера. Із загальної

кількості прісних вод на Землі на тверду фазу (лід) припадає 71%, на рідку – 29%.

Таблиця 2.1. Запаси води на Землі

Види природних вод	Площа		Об'єм, тис.км ³	Частка в світових запасах, %		Середній період умовного відновлення запасів води
	млн. км ²	% площі суші		Від загал. запасів води	Від запасів прісної води	
Вода на поверхні літосфери						
Світовий океан	361	--	1338000	96.4	--	2650 років
Льодовики та постійний шар снігу	16,	11	25800	1,86	70,3	9700 років
Озера в тому числі прісні	2,1	1,4	176	0,013	--	17 років
	1,2	0,8	91	0,007	0,25	--
Водосховища	0,4	0,3	6	0,0004	0,016	52 дні
Вода в ріках	--	--	2	0,0002	0,005	19 днів
Вода в болотах	2,7	1,8	11	0,0008	0,03	5 років
Вода в верхній частині літосфери						
Підземні води в тому числі прісні	--	--	23400	1,68	--	1400 років
	--	--	10530	0,76	28,7	---
Підземний лід, зони багаторічної мерзлоти	2,1	14	300	0,022	0,82	10000 років
Вода в атмосфері та організмах						
Вода в атмосфері	--	--	13	0,001	0,04	8 днів
Вода в організмах	--	--	1	0,0001	0,003	Кілька годин
Загальні запаси води						
Загальні запаси води в тому числі прісної	--	--	1388000	100	--	--
	--	--	36700	2,64	100	--

Запаси прісних вод всіх континентів, за винятком Антарктиди, складають 16 млн. км³. Вони зосереджені насамперед в верхньому шарі земної кори, в великих озерах та льодовиках. Розподілені водні ресурси між континентами нерівномірно. Найбільшими статичними (віковими) ресурсами прісних вод володіють Північна Америка та Азія, дещо меншими запасами характеризуються Південна Америка та Африка. Найменше статичних (вікових) ресурсів води в Європі та Австралії.

Відновлювані водні ресурси – стік річок – також розподілені нерівномірно. Найбільшу величину стоку має Азія (30% стоку всіх рік планети) та Південна Америка (26%), найменшу – Європа (7%) та Австралія з Океанією (5%). Найкраще забезпечене водою населення (в перерахунку на одного мешканця) Південної Америки та на островах Океанії, найгірше – населення Європи та Азії (тут зосереджено 77% населення планети і лише 37% стоку рік).

Із держав світу найкраще забезпечені водними ресурсами Бразилія (9230 км³ води в рік), Росія (4500 км³ води в рік), США (2850 км³ води в рік), Китай (2600 км³ води в рік).

2.2. Водні ресурси України

Відновлювані водні ресурси України оцінюють в середній рік в 83,5 км³, в посушливий в 48,8 км³. Усього на території України розташовано 11 річкових басейнів, в яких понад 71 тис. річок та струмків загальною довжиною 248 тис. км. Водні ресурси складають 209 км³, четверта частина яких припадає на підземні води. Питоме забезпечення водними ресурсами характеризує водозабезпечення на 1 км² і на 1 особу. Так, питома водозабезпеченість водними ресурсами в Україні найнижча в СНД і складає всього 1 тис. м³/особу на рік. По запасам водних ресурсів у розрахунку на одиницю площі й одного жителя Україна займає останні місця в Європі.

Даний показник пов'язаний з реальними витратами води і свідчить про раціональне чи нераціональне використання води. У розрахунку на одного жителя України витрати води складають біля 90 м³. На одного жителя міста на побутові потреби витрачається приблизно 289 літрів на добу. Найбільша кількість рік припадає на

басейн Дніпра – 27,7%, Дунаю – 26,3%, Дністра – 23,7%, Південного Бугу – 9,3%.

Найбільша частина водних ресурсів України зосереджена в басейні Дніпра. Водні ресурси басейну Дніпра становлять близько 80% водних ресурсів України.

Дніпро є третьою на європейському континенті річкою після Дунаю та Волги за площею басейну (509 тис. км²) та четвертою за довжиною (2200 км). У верхній течії Дніпро перетинає територію Росії та Білорусії, на які припадає відповідно 19% та 23% площі його басейну. В Україні Дніпро протікає своєю середньою та нижньою течією з площею басейну 291,4 тис. км². Середній багаторічний об'єм стоку Дніпра в гирлі становить 53 км³. В маловодні роки стік Дніпра зменшується до 43,5 км³, а в надто маловодні – до 30 км³. Із середньорічного об'єму стоку Дніпра 32% формується на території Росії, близько 31% - на території Білорусії. Стік, що формується на території України, в середній за водністю рік становить 19,7 км³ (37,2%), а в маловодний рік може зменшуватись до 12 км³.

Природні ресурси підземних вод у басейні Дніпра в межах України становлять 12,8 км³, з яких 4,7 км³ гідравлічно не зв'язані з поверхневими водами. Істотне значення в системі водопостачання мають також водосховища та ставки на притоках Дніпра. В басейні Дніпра нараховується 15380 притоків різного порядку, загальна довжина яких 67156 км, збудовано 504 водосховища із загальною площею водного дзеркала 767 км² та об'ємом 2,2 км³, 12570 ставків на малих річках сумарною площею 1086 км² та повним об'ємом 1,54 км³. На Дніпрі створено каскад із систем водосховищ загальною площею 6950 км² та повним об'ємом акумульованої води – 43,8 км³. Будівництво водосховищ порушило екологічну рівновагу, докорінно змінило умови водообміну. Порівняно з природними умовами він уповільнився у 14-30 разів.

Розподіл водних ресурсів на території басейну дуже нерівномірний. Найбільш забезпечена водними ресурсами верхня частина басейну, де в середній за водністю рік на 1 км² площі припадає 219 тис. м³/рік води. В басейні Десни та Прип'яті питомі

водні ресурси становлять 110-115 тис. м³/рік, а в нижній частині басейну водозабезпеченість зменшується до 36 тис. м³/рік на 1 км².

Дніпро забезпечує водою не тільки водоспоживачів у межах його басейну. Він є головним, а подекуди, і єдиним джерелом водопостачання великих промислових центрів півдня і південного сходу України. Каналами Дніпро-Донбас, Північнокримським та Каховським щорічно перекидається 5-6 км³ стоку за межі басейну. В цілому Дніпро забезпечує водою 2/3 території України, в тому числі близько 30 млн. чоловік, 50 великих міст і промислових центрів, близько 10 тис. підприємств, 2,2 тис. сільських і понад 1 тис. комунальних господарств, 50 великих зрошувальних систем і 4 атомні станції.

2.3. Зміна кількості води на Землі

За всю історію Землі, на думку геологів, у результаті дегазації мантиї виділялось у середньому не більше 0.5-1 км³ води на рік. Вважають, що і тепер із надр Землі поступає приблизно стільки ж води. З метеоритами та космічним пилом на Землю поступає біля 0,5 км³ води, тобто, в порівнянні з повним об'ємом води на планеті, мізерна кількість. Приблизно стільки ж розсіюється із Землі води в космічний простір. Вважають також, що певна кількість води витрачається в процесі фотосинтезу: рослини розкладають приблизно 225 км³ води на рік.

Таким чином, об'єм втрат та додаткового поповнення води дуже невеликі. Тому можна вважати, що протягом достатньо великого, з геологічної точки зору, періоду часу (млн. років) кількість води на земній кулі залишалась практично незмінною.

Проте очевидно, що з часом періодично відбувається перерозподіл води в самій гідросфері, причому головними елементами такої змінної системи є Світовий океан та льодовики. В міжльодовиковий період тануть льодовики та збільшує свій об'єм Світовий океан, в льодовикові періоди відбувається зворотній процес – волога у вигляді льоду збирається в льодовиках, зменшуючи об'єм Світового океану.

За останні **18 тис. років** рівень Світового океану підвищився на 100 м, що відповідає приросту об'єму води в Світовому океані на

велику величину – 37.5 млн. км³, або на 2.8 %. За останні **5-6 тис. років** рівень Світового океану стабілізувався при невеликій тенденції до підвищення. Стабілізувався також і об'єм води в водних об'єктах суші. Проте більш детальні дослідження свідчать про те, що незначний перерозподіл води між водними об'єктами все ж відбувається.

В минулому столітті (1900-1975 р.р.) відбулися зміни, представлені у табл. 2.2.

Таблиця 2.2. Зміна об'єму водних об'єктів на Землі за 1900-1975 рр.

Водні об'єкти	Зміна об'єму води			
	Загальна, тис. км ³	км ³ /рік	В перерахунку на зміну рівня Світового океану	
			загальна, см	мм/рік
Озера	-4.79	-63	1.29	0.17
Підземні води	-10.34	-136	2.89	0.38
Льодовики Антарктиди	-23.94	-315	6.61	0.87
Льодовики Гренландії	-6.23	-82	1.75	0.23
Льодовики Арктичних островів	-0.91	-12	0.23	0.03
Гірські льодовики	-0.23	-3	0.08	0.01
Водосховища	5.24	69	-1.44	-0.19
Світовий океан	41.1	542	11.4	1.5

Материкові запаси води скоротилися на 46.4 тис. км³, відповідно збільшився об'єм води в Світовому океані. Це призвело до підвищення його рівня на 11.4 см, або на 1.5 мм/рік.

2.4. Колообіг води на планеті

Колообіг води на Землі – основна особливість гідросфери та природних умов планети в цілому. Колообіг води створює основний механізм перерозподілу на Землі речовини та енергії, об'єднує в єдине ціле не тільки водні об'єкти, але й різні частини планети .

В колообігу води на земній кулі виявляється єдність поверхневих вод Землі та їх зв'язок з атмосферою, літосферою, біосферою. Фізичною причиною колообігу води на планеті є сонячна енергія та сила тяжіння. Сонячна енергія - це причина нагрівання та випаровування води. Нерівномірний розподіл по Землі сонячної енергії призводить до нерівномірного розподілу атмосферного тиску, що викликає виникнення повітряних потоків – вітрів, що переносять водяну пару та створюють вітрові течії над океанами. Нерівномірний розподіл сонячної енергії призводить також до нерівномірного розподілу густини води та виникнення течій.

Сила тяжіння призводить до випадання сконденсованої в атмосфері вологи у вигляді опадів, а також примушує стікати всі поверхневі води та підземні води спочатку до рік, а в кінцевому рахунку до океану. Природно, що стікання води під дією сили тяжіння пояснюється нахилом поверхні Землі та шарів в земній корі. Рівняння водного балансу наведені у табл. 2.3.

Таблиця 2.3. Рівняння водного балансу

Об'єкт	Рівняння	Примітки
Земна куля	$Z=X$	X – опади, Z – випаровування
Світовий океан	$X_{ок}+Y+W=Z_{ок}$	Y – поверхневий стік, W – підземний стік
Суша	$X_c=Y+W+Z_c$	Z_c – випаровування на суші
Суша в області зовнішнього стоку	$X_c'=Y+W+Z_c'$	$Z_c'+Z_c''=Z$ $X'+X_c''=X_c$
Суша в області внутрішнього стоку	$X_c''=Z_c''$	

У глобальному колообігу води виділяють дві ланки:

-океанічна ланка, що є багаторазово повторювальним циклом: випаровування з поверхні океану, конденсація в океан, перенесення води течіями, випаровування і т.д.

-материкова ланка, що представляє собою багаторазово повторювальний цикл: випаровування з поверхні суші, перенесення пари, опади на поверхню суші, поверхневий та підземний стік, випаровування і т.д.

Обидві ланки пов'язані між собою перенесенням водяної пари з океану на сушу, та навпаки – поверхневим та підземним стоком з суші в океан.

З океану щорічно випаровується 505 тис. км³, повертається в океан у вигляді опадів 458 тис. км³, 47 тис. км³ складають води, які переносяться з океану у вигляді водяної пари. Таким чином, в океанічній ланці задіяно 458 тис. км³ води щорічно.

На поверхні суші щорічно випадає 119 тис. км³ опадів. Вони складаються із 47 тис. км³ вологи, що випаровується з океану, та 72 тис. км³ вологи, що випаровується на суші. З цих 72 тис. км³ води 30 тис. км³ (42 %) припадає на транспірацію рослинним покриттям.

Водообмін між сушею та океаном складає 47 тис. км³ води на рік. Материковий стік складається з поверхневого стоку ($Y=44.7$ тис. км³) та підземного ($W=2.2$ тис. км³). $Y+W=47$ тис. км³ на рік. Поверхневий стік складається із стоку рік та льодовикового стоку.

Реальна схема колообігу води на Землі в дійсності більш складна. По-перше, перенесення вологи з океану на сушу в розмірі 47 тис. км³ в рік є результирующим перенесенням вологи через границю суша-океан. Насправді, по даних аерологічних вимірювань встановлено, що повне перенесення вологи з океану на сушу 101 тис. км³, а з суші в океан – 54 тис. км³ на рік (19 тис. км³ – вода, що випаровувалась, а 35 тис. км³ – океанська волога, що пройшла транзитом над материком).

Крім того, суша поділяється на 2 області – область зовнішнього стоку, звідки вода поступає в світовий океан, та область внутрішнього стоку, звідки вода не поступає в світовий океан. На частку областей зовнішнього стоку припадає 80 % площі суші, на частку внутрішнього стоку – 20 %.

Повний водорозділ Землі поділяє сушу на 2 схили:
-зі стоком рік в Атлантичний та Північний Льодовитий океани (60 % суші);

-зі стоком рік в Тихий та Індійський океан (40 %).

Головний водорозділ проходить по Південній та Північній Америці (гори по Андах, гори до Берингового проливу, по східному нагір'ю Азії, а потім вздовж східної межі Африки та її південної частини).

До басейну Північного Льодовитого океану відноситься 15 % всієї площі суші, Атлантичного – 34 %, Тихого – 17 %, Індійського – 14 %.

До найбільш великих областей внутрішнього стоку (безстічні області) відносяться:

- в Європі – водозбірний басейн Каспійського моря;
- в Азії – велика Туранська низина, що включає водозбірні басейни Аральського моря та озеро Балхаш, пустелі Алашань, Гобі, частина Аравійського півострова та інші райони;
- в Африці – пустелі Сахара, Лівійська, Калахарі, водозбори озер Чад, Рудольф та ін.;
- в Північній Америці – пустелі Великого Басейну та ін.;
- в Південній Америці – водозбори озер Тітікака-Поопо, напівпустельне плато Патагонії та ін.;
- в Австралії – західна та центральна частини материка (більше 50 % всієї території).

В областях зовнішнього стоку щороку випадає 110 тис. км³ опадів, а випаровується – 63 тис. км³. Різниця (47 тис. км³) і складає материковий стік в океан.

В областях внутрішнього стоку випадає в загальному випадку 9 тис. км³ опадів, які повністю випаровуються.

Всі великі річки світу дренують області зовнішнього стоку. Але і в областях внутрішнього стоку є досить великі річки: Волга, Амудар'я, Сирдар'я. На частку Волги припадає ¼ всього стоку річок із області внутрішнього стоку.

Опади на будь-якій ділянці суші складаються із "зовнішніх" та "внутрішніх".

Для ділянки суші:

$$C=A-X+Z \quad (2.1)$$

$$C=(A-X_A)+(Z-X_Z) \quad (2.2)$$

$$C=A-(Y+W) \quad (2.3)$$

Рівняння тотожні, де

C – кількість пари, яка виноситься за межі ділянки,

A – кількість пари, яка приноситься на ділянку ззовні,

X_A – опади за рахунок зовнішньої пари,

X_Z – опади за рахунок внутрішньої пари,

Z – випаровування на ділянці,

Y – поверхневий стік води,

W – підземний стік води.

Рівняння балансу для ділянки суші:

$$X=Z+Y+W \quad (2.4)$$

Важливою характеристикою внутрішньоматерикового водообороту служить відношення зовнішніх та внутрішніх (місцевих) опадів X_A/X_Z , або відношення всіх опадів до зовнішніх опадів X/X_A . Останню величину називають коефіцієнтом водообороту:

$$K_B=X/X_A=(X_A+X_Z)/X_A=1+X_Z/X_A \quad (2.5)$$

2.5. Колообіг речовин, що містяться у воді

Колообіг солей. З поверхні океану при викиді хвилюванням та фізичному випаровуванні щорічно виноситься в середньому 5,0 млрд. т солей, а повертається 4,5 млрд. т з опадами та пилом. Різниця в 0,5 млрд. т – це солі, що виносяться в атмосферу з океану на сушу. Значно більше солей поступає щорічно із суші в океан (4,53 млрд. т). Остання величина складається із солей, що поступають зі стоком річок (3,1 млрд. т), льодовиками (0,03 млрд. тонн) та підземними водами (1,2 млрд. т), а також при розчиненні мулу, що виноситься річками (0,2 млрд. т). Основне джерело солей – розчинення гірських порід поверхневими та підземними водами.

Розрахунок перенесення солей на земній кулі проведено з урахуванням їх середньої концентрації в атмосферних опадах та льодовикових водах – 8-10 мг/л, в річних та підземних водах 75 та 545 мг/л відповідно. Накопичення солей в безстічних областях не враховується. Таким чином, на планеті проходить направлений процес перенесення солей з суші в світовий океан в розмірі $4.53-0.5=4.03$ млрд. т/рік.

Загальна кількість солей, розчинених в водах світового океану дорівнює $46.5 \cdot 10^{15}$ тонн. При об'ємі води в океані 1338 млн. км³ це дає середню солоність води близько 35 ‰ (проміль, г/кг). В обміні солями океану з атмосферою та сушею приймають участь не більше 4 млрд. т/рік солей. Це не може вплинути суттєво на зміну запасу солей в океані та солоність води. Навіть при тривалому надходженні солей із суші в океан більша частина солей, що приноситься, висаджується на дні океану.

Колообіг наносів. Наноси – це тверді, в основному мінеральні частинки, що містяться в водних об'єктах, які надходять в воду в результаті ерозії земної поверхні та вимивання із ґрунту і переносяться водою у змуленому стані.

Колообіг наносів на земній кулі може проявлятися лише в геологічному масштабі часу, коли в різних районах планети змінюється характер ерозійно-аккумулятивного циклу: ерозія осадових порід на материку (змивання наносів в океан та формування шарів відкладень на дні океану), тектонічне підняття шарів морських відкладень та перетворення їх в сушу (ерозія цих відкладень) і т.д. В кожний конкретний момент часу можна говорити лише про направлене перенесення наносів з суші в світовий океан.

Основним переносником продуктів ерозії на поверхні суші служить стік талих та дощових вод по схилах, стік вод в нижчих ланках руслової сітки річкових басейнів. Протягом року стік змулених наносів річок при середній каламутності води 0.375 кг/м³ складає 15.7 млрд. тонн, що дає змив з поверхні суші в середньому 150 т/км² або 0.1 мм/рік.

Фактична ерозія поверхні суші на кілька порядків перевищує величину ерозії, що розрахована по стоку наносів річок у

замикаючих її створах. Перевищення фактичної ерозії над розрахованою по стоку наносів пояснюється тим, що величезні маси ґрунту, які змиваються площинним та струмковим стоком, накопичуються у підніжжя схилів, великі об'єми наносів відкладаються в гирлах та на конусах виносу ярів, струмків, річних приток, на річних поймах тощо. Різниця між сумарним об'ємом ерозії та стоком наносів річок збільшується з ростом площі басейну.

У сумарному стоці річок 90-95 % наносів припадає на змулені речовини та 5-10 % на крупнодисперсні частинки, що переміщуються водою (тягнені наноси).

У світовому океані постійно знаходиться приблизно 1370 млрд. тонн змулених речовин. Це наноси, що поступили з річок, але не встигли осісти, продукти розмиву берегів та змулення хвилями ґрунтів дна в прибережній зоні, змулені речовини органічного походження.

Колообіг газів. Серед газів, які приймають участь у колообігу речовин у природі, найбільше значення мають кисень та диоксид вуглецю. Баланс цих газів у природних водах визначається співвідношенням процесів продукування кисню (та поглинання CO_2) при фотосинтезі, споживання кисню (та виділення CO_2) при окисненні органічних речовин, диханні організмів.

В атмосфері міститься $1.184 \cdot 10^{15}$ тонн кисню, а в океані його $7.5 \cdot 10^{12}$ тонн, тобто майже в 160 раз менше. Кисень в океан поступає насамперед в результаті фотосинтезу фітопланктоном (154 млрд. т/рік), а також з дощовими та річковими водами (3.6 млрд. т/рік) та при поглинанні з атмосфери (54.8 млрд. т/рік). Основними споживачами кисню є біохімічні процеси в океані. На ці процеси витрачається 151 млрд. т O_2 /рік. В атмосферу виділяється в рік 61.4 млрд. тонн кисню. В результаті океан віддає в атмосферу:

$$61.4 - 54.8 = 6.6 \text{ млрд. т } \text{O}_2/\text{рік}$$

На суші в результаті фотосинтезу щорічно продукується кисню майже стільки ж, як і в океані (приблизно 150 млрд. т O_2 /рік). Частина кисню над сушею витрачається на біохімічні процеси (ця величина точно не встановлена, але вона значно менше в порівнянні з біохімічним споживанням кисню в океані, зоомаса в перерахунку

на суху речовину в океані складає близько 6 млрд. тонн, а на суші 0,5 млрд. т).

Споживання кисню на спалювання палива складало в усьому світі в 1980 році приблизно 25 млрд. т/рік, а в 2000 році – приблизно 57 млрд. т/рік. Таким чином, загальний баланс кисню на планеті позитивний, а основне джерело поповнення кисню – фотосинтез.

На відміну від кисню, диоксид вуглецю частково взаємодіє в воді з карбонатами, утворюючи вугільну кислоту та включаючись в карбонатну систему.

Диоксид вуглецю поступає в водні об'єкти при окисленні органічної речовини (дихання водних організмів, різні види біохімічного розпаду та окислення органічної речовини), при підводних вулканічних виверженнях, з річковим стоком. Кількість диоксиду вуглецю зменшується у воді насамперед за рахунок фотосинтезу. Диоксид вуглецю витрачається також на розчинення карбонатів, хімічне вивітрювання мінералів.

Змінюється вміст диоксиду вуглецю також внаслідок взаємодії водних об'єктів та атмосфери. І атмосфера, і гідросфера взаємно регулюють вміст диоксиду вуглецю в повітрі та воді. Вважають також, що океан служить велетенським планетарним "насосом" для перекачування диоксиду вуглецю: він поглинає його у високих широтах, де в зв'язку з низькою температурою води суттєво зростає розчинність газів, та віддає в атмосферу в низьких широтах.

Кількість диоксиду вуглецю протягом історії Землі постійно знижувалась, в той час коли вміст кисню збільшувався. Зменшення концентрації диоксиду вуглецю супроводжувалось пониженням температури. При зниженні концентрації диоксиду вуглецю з 0,06 до 0,03 % температура понизилась на 2,5 °С. В даний період спостерігається певне коливання концентрації диоксиду вуглецю в атмосфері, що супроводжується коливанням температури на поверхні Землі.

2.6. Класифікація суб'єктів водокористування

Під водозабором розуміють кількість води, яка забрана з будь-якого джерела і транспортована до місця використання.

Споживання свіжої води - використання для задоволення потреб у воді всіх видів вод (поверхневих, підземних, шахтних, пластових, морських тощо), забраних або одержаних із водозаборів, що належать підприємствам, а також комунальних водопроводів та інших водогосподарських систем. До складу водоспоживання не включаються обсяги оборотного та послідовного (повторного) використання вод за винятком води, що надійшла на компенсування втрат, а також колекторно-дренажні стоки.

По мірі свого розвитку людство споживає все більше води. Вода використовується для забезпечення:

- населення питною водою,
- комунальних потреб,
- промислового виробництва,
- виробництва тепла та електроенергії,
- для обслуговування транспорту,
- для ведення рибного господарства,
- відпочинку тощо.

Якщо взяти загальний запас води, що складає 1 млрд. 390 млн. км³, то можна сказати, що вода відноситься до невичерпних ресурсів Землі. Проте, водні ресурси розподілені дуже нерівномірно. Основна маса води зосереджена у Світовому океані.

Основна маса прісної води зосереджена в льодовиках Антарктиди, Гренландії, Арктичних островів. В Антарктиді зосереджено приблизно 25 млн. км³ льодовиків. Це приблизно 70% всіх запасів прісної води. Близько 30% прісної води зосереджено в підземних водах (≈ 10 млн. км³), більшість із них практично недоступні.

Запаси прісних вод річок, озер, боліт, об'єм яких складає 0,3% від об'єму прісної води, розподілені нерівномірно. В басейнах найбільш повноводних річок Сибіру і Амазонки води мало доступні. Тому можна сказати, що вода вичерпна локально і якісно внаслідок нерівномірного розподілу і невідповідності якості до існуючих вимог через значне забруднення антропогенного характеру. Тому проблема забезпечення чистою водою стоїть досить гостро для більшості країн світу. Це ставить певні вимоги до забезпечення подачі води необхідної якості.

Зараз перед всім світом основним питанням є проблема забезпечення людства чистою водою, так як наявні ресурси прісної води в багатьох регіонах є недостатніми для задоволення потреб населення Землі, що швидко зростає, промисловості, яка інтенсивно розвивається, для сільського господарства.

Система захисту водойм від забруднення контролює всіх суб'єктів підприємницької діяльності, які використовують воду.

Всі підприємства, установи, організації по відношенню до води поділяються на водокористувачів і водоспоживачів.

Водоспоживачі – це ті суб'єкти, які забирають воду із водойм, транспортують її, використовують, а потім скидають у каналізацію і у водойму.

Водокористувачі - це ті суб'єкти, які використовують воду безпосередньо у водних об'єктах. Наприклад, як середовище для ведення рибного господарства, для роботи водного транспорту, гідроелектростанцій, відпочинку тощо.

Як правило, і водоспоживачі, і водокористувачі негативно впливають на природні водні об'єкти. В найбільшій мірі на кількісні і якісні характеристики водних об'єктів впливають водоспоживачі. Водокористувачі змінюють тільки якість води. До найбільших галузей водоспоживання відносять:

- 1) водозабезпечення населення,
- 2) водозабезпечення промисловості,
- 3) споживання води сільським господарством.

Використання води в залежності від сфери споживання можна поділити на господарсько-питне, комунальне, промислове, сільськогосподарське, транспортне тощо. Для забезпечення водою водоспоживачів використовуються комплекси гідротехнічних споруд – системи водопостачання.

2.6.1. Водозабезпечення населення

Водозабезпечення населення пов'язано з використанням води для пиття та комунально-побутових потреб. До останніх відноситься система централізованого водопостачання для забезпечення нормальної роботи підприємств побутового обслуговування, поливки вулиць, зелених насаджень,

протипожежних заходів та інше. Загальний об'єм води, що витрачається для потреб населення, розраховується питомим водоспоживанням та чисельністю населення. Питоме водоспоживання розраховується як добова витрата води в літрах на одного жителя. Значення питомої витрати води змінюється в широких інтервалах: від 200-600 л/добу на одного жителя для міст, до 100-200 л/добу на жителя в сільській місцевості, а при відсутності водопроводу 30-50 л/добу. Таким чином, зростання споживання води пов'язано як із збільшенням населення, так із підвищенням благоустрою населених пунктів (табл. 2.4).

Таблиця 2.4. Норми господарсько-питного водоспоживання в населених пунктах

Ступінь благоустрою приміщень	Норма водоспоживання на жителя, л/добу		Коефіцієнт нерівномірності	
	Середня	Максимальна	$K_{доб}$	K_r
Водопровід, централізоване теплове забезпечення	275-400	300-420	1,09-1,05	1,25-1,20
Водопровід, каналізація, ванни з газовими колонками	180-230	200-250	1,11-1,09	1,3-1,25
Водопровід, каналізація	125-150	140-170	1,13-1,12	1,50-1,140
Без водопроводу	30-50	40-60	1,33-1,20	2,00-1,80

Загальну витрату води для забезпечення господарсько-питних потреб населення (л/с) можна визначити за формулою:

$$Q = \frac{N \cdot q_n \cdot K_e \cdot K_{доб}}{86,4 \cdot 10^3}, \text{ л/с} \quad (2.6)$$

де: N – чисельність населення на перспективу;

q_n – середньодобова норма водоспоживання, л;

K_r – коефіцієнт годинної нерівномірності;
 $K_{доб}$ – коефіцієнт добової нерівномірності.

Для кількісної характеристики використання водних ресурсів важливо знати не тільки загальний об'єм забору води, але й безповоротне водоспоживання.

Безповоротне водоспоживання - це кількість води (у відсотках від об'єму водоподачі), яка не повертається назад у джерело.

При використанні води населенням, більша частина води повертається у вигляді стічних вод у гідрографічну мережу, решта – безповоротне споживання води.

В США, Росії даний показник складає 10-20% від об'єму водозабору, в країнах Західної Європи – 5-10%.

2.6.2. Водозабезпечення промисловості

Промисловість відносять до найкрупніших споживачів води і за об'ємом забраної води поступається лише сільському господарству. Об'єм різко зростає по мірі розвитку продуктивних сил. На початку 20 століття в промисловості використовувалось 30 км³/рік, в 1970 р. - 510 км³/рік, в 2000 р. - 1900 км³/рік .

Об'єм використаної промисловістю води залежить від:

- 1) виду виробництва;
- 2) типу продукції;
- 3) водоемності продукції;
- 4) географічного положення виробництва;
- 5) кліматичних умов;
- 6) технології водопідготовки і очищення води;
- 7) технології використання води;
- 8) технічного рівня і культури виробництва;
- 9) правових норм.

На сьогоднішній день на промислових підприємствах використовують такі системи водокористування:

Прямоточні системи. При прямоточній системі водозабезпечення промислового підприємства вода із джерела водопостачання подається до окремих об'єктів виробничого

комплексу, використовується в процесі виробництва продукції, потім по каналізаційних лініях поступає на очисні споруди, після чого скидається у водойму (рис. 2.1).

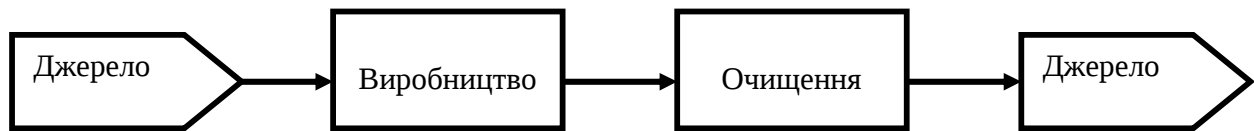


Рисунок 2.1 – Прямоточна система водозабезпечення

Послідовні системи. Вода спочатку використовується на виробництві, де потрібна більш висока якість води. Після використання води на даному виробництві якість її погіршується і вона направляється (інколи після часткового очищення) на інші виробництва, де потрібна вода невисокої якості (рис. 2.2).

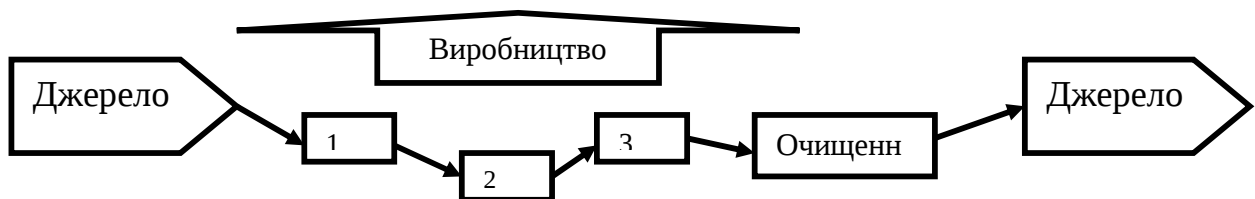


Рисунок 2.2 – Послідовна система водозабезпечення

Водоциркуляційні системи. Вода використовується багаторазово, тобто після використання на підприємствах вода охолоджується або очищується і використовується повторно (рис. 2.3).

Для покращення якості води в таких системах використовується часткова її заміна, тому до 8 % води від загального об'єму системи скидається щодоби у водойму. Даний процес називається продувка. Свіжа природна вода подається в об'ємах ($V_{\text{ПД}}$), які дозволяють компенсувати втрату води в системі за рахунок продувки ($V_{\text{ПР}}$), крапельного виносу ($V_{\text{К.В.}}$), випаровування ($V_{\text{В}}$) та інших втрат ($V_{\text{І}}$).

$$V_{\text{ПД}} = V_{\text{ПР}} + V_{\text{В}} + V_{\text{К.В.}} + V_{\text{І}} \quad (2.7)$$

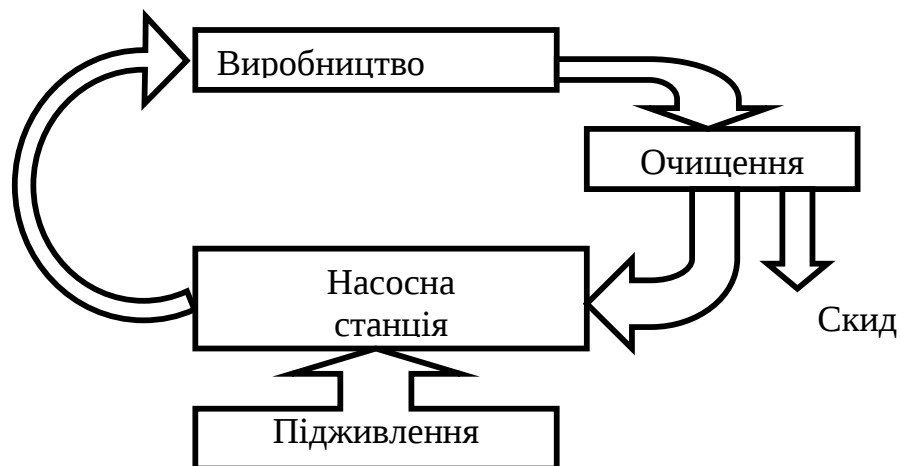


Рисунок 2.3 – Водоциркуляційна система

Замкнуті системи. У замкнутих системах водокористування передбачається повне повернення відпрацьованої води на повторне використання після відповідного кондиціонування (рис. 2.4). Це дозволяє уникнути скиду зворотних вод у водойми. Забір природної води проводиться лише для компенсації втрат води на виробництві, очисних спорудах та при охолодженні (випаровування та виніс крапель в градирнях або бризкальних басейнах).

$$V_{\text{під}} = V_B + V_{\text{к.в.}} + V_I. \quad (2.8)$$

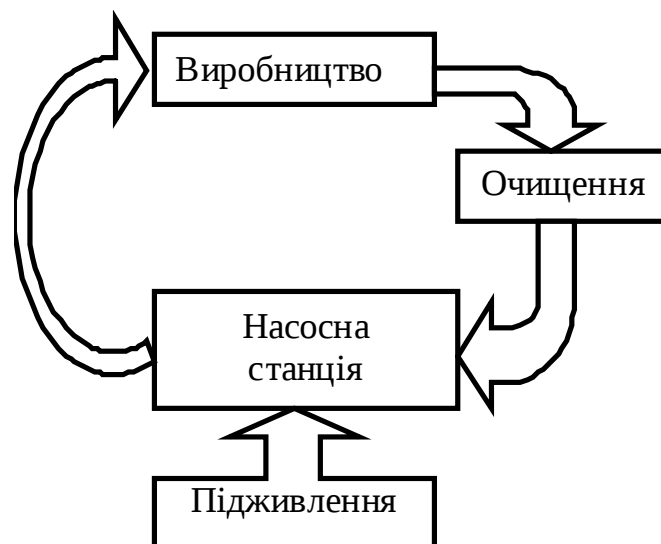


Рисунок 2.4 – Замкнута система водозабезпечення

Особливістю роботи замкнутих систем є те, що в них використовують воду високого ступеня очищення і використовують локальні очисні споруди, які дозволяють ефективно очищувати воду перед її повторним використанням.

При прямоточній системі водопостачання витрачається багато води, проте безповоротне водоспоживання незначне. У водоциркуляційній системі відпрацьована вода використовується багаторазово, регенеруючись після кожного виробничого циклу. Витрата свіжої води, в цьому випадку, невелика та визначається витратою води, необхідною для поповнення безповоротного водоспоживання в процесі виробництва та регенерації, а також періодичною заміною води в оборотній системі. При переході від прямоточної системи до водоциркуляційної системи можна економити до 70% свіжої води.

Водоциркуляційні системи в порівнянні з прямоточними за однакових об'ємів систем характеризуються:

- вищою ефективністю використання води,
- більшим безповоротним водоспоживанням,
- меншими об'ємами стічних вод.

Замкнуті системи характеризуються найвищим рівнем безповоротного водоспоживання.

Водні ресурси України використовуються дуже нераціонально: близько 50% питної води витрачається на технологічні потреби, хоча близько 90% їх (потреб) можна задовольняти за рахунок повторного використання води в системах промислового і комунального водопостачання.

У промислово розвинутих країнах досить серйозно займаються проблемою економії води. Наприклад, у країнах-членах ОЕСР споживання водних ресурсів на одиницю промислової продукції знизилось. Якщо раніше в целюлозо-паперовій промисловості на виробництво 1 т целюлози використовувалось приблизно 180 м³ води, то в останні роки цей показник знизився і складає менше ніж 70 м³. При замкнутих системах водоспоживання і за наявності кваліфікованого персоналу використання води може знизитись до 20-30 м³ на 1 т целюлози.

Для оцінки об'ємів промислового водоспоживання використовується поняття "водоємність виробництва".

Водоємність виробництва – це кількість води (м^3), яка необхідна на виробництво 1 т готової продукції. Водоємність виробництва змінюється в широких межах, і в першу чергу це залежить від виду виробництва і типу продукції, $\text{м}^3/\text{т}$:

видобування та збагачення руди – 2-4;

виробництво прокату – 10-15;

виробництво чавуну – 40-50;

виробництво целюлози – 400-500;

виробництво віскозного шовку – 1000-1100;

виробництво хімічного волокна – 2000-3000.

Головним водоспоживачем у промисловості виступає теплоенергетика, яка потребує великої кількості води для охолодження агрегатів. Іще більшу кількість води споживають атомні електростанції (у 1,5-2 рази більше в порівнянні з тепловими станціями).

XX ст. характеризувалося все зростаючим об'ємом використання води промисловістю. Так, у 1900 р. у всьому світі для потреб промисловості використовувалось 30 км^3 води, в 1950 р. уже 190 км^3 , в 1970 р. – 510 км^3 , а в 2000 р. – 1900 км^3 води. Це пояснюється як швидкими темпами росту промислового виробництва, так і появою нових, надзвичайно водоємних виробництв, таких як: целюлозо-паперова та нафтохімічна промисловість, теплоенергетика, на долю яких сьогодні припадає 80-90% всього промислового водозабору. Проте частка безповоротного водоспоживання в промисловості невелика і складає 5-10% від об'єму водозабору, а в теплоенергетиці вона ще менша – 0,5-2%.

2.6.3. Водоспоживання сільським господарством

Сільське господарство сьогодні є одним з основних споживачів води. Це пов'язано в першу чергу із збільшенням площ зрошуваних земель. Частина зрошувальних земель дещо більше 15%, частина сільськогосподарської продукції, отриманої з цих земель, складає приблизно 50 % у вартісних показниках.

Площа зрошувальних земель постійно зростає: якщо на початку ХХ ст. вона складала 40 млн. га, в 1970 – 235 млн. га (тобто збільшилась в 6 разів), а в 2000 р. – 420 млн. га (збільшилась в 10,5 разів).

Сумарні витрати води на зрошення залежать від:

- площі зрошуваних земель;
- питомого водоспоживання;
- кількості зворотньої води.

Питоме водоспоживання виражають у (м^3) води, що витрачається на зрошення 1 га землі.

Питоме водоспоживання та кількість зворотних вод залежить від:

- фізико-географічних умов району,
- виду культур,
- технічного стану системи зрошення,
- способу поливу.

Для нашої країни прийняті межі норм зрошення (табл. 2.5). Кількість зворотних вод визначається у відсотках від водозабору.

Таблиця 2.5. Норми зрошення

Культура	Зрошувальна система, $\text{м}^3/\text{га}$
Бавовник	5000-8000
Цукровий буряк	2500-6000
Зернові	1500-3500
Багаторічні трави	2000-8000
Рис	8000-15000

Безповоротні витрати води при зрошенні (за рахунок випаровування) досягають величезних значень. Згідно даних вони знаходяться в межах 20-60% від водозабору.

Сумарне водоспоживання сільським господарством у світі постійно зростає: на початку ХХ ст. використовувалось $350 \text{ км}^3/\text{рік}$, у 1970 р. – $1900 \text{ км}^3/\text{рік}$, у 2000 р. - $3400 \text{ км}^3/\text{рік}$.

2.6.4. Водосховища

Створення водосховищ призводить до корінного перетворення розподілу стоку річок в часі, до збільшення водних ресурсів регіонів в лімітуючі періоди та маловодні роки. Разом з тим, у результаті затоплення великих територій водосховища значно збільшують випаровування з поверхні води, що призводить до зменшення сумарних водних ресурсів регіонів. У такому разі водосховища відносяться до споживачів води.

Додаткові втрати води на випаровування в результаті створення водосховищ розраховуються по різниці значень випаровування з водного дзеркала водосховища та тієї ж території до затоплення.

Водоспоживання водосховищами для земної кулі в цілому оцінювалось на 1970 рік у 70 км^3 , а у 2000 році – до 240 км^3 .

2.6.5. Сумарне водоспоживання

Головним джерелом водозабезпечення потреб людства в основному є відновлювані водні ресурси, тобто стік річок. Дані по стоку річок та водоспоживанню приведені у табл. 2.6.

Таблиця 2.6. Сумарний стік річок та водоспоживання

Континент	Сумарний стік річок за рік, км^3	Водоспоживання, % від стоку			
		1970 рік		2000 рік	
		повне	безповоротне	повне	безповоротне
Євразія, Європа	3210	10,0	3.1	23,0	7,5
Євразія, Азія	14410	10,4	7.6	22,7	13,9
Північна Америка	8200	6,6	2.0	15,8	3,4
Південна Америка	11760	0,6	0.4	2,6	1,1
Африка	4570	2,8	2.2	5,5	3,3
Австралія+Океанія	2390	1,0	0.5	2,5	1,2
Вся Земля	44540	5,8*	3.4*	13,0*	6,7*

* - середнє значення

2.6.6. Використання водних ресурсів України

Загальний стік усіх річок за рік коливається в межах 70–80 $\text{км}^3/\text{рік}$. 70% всього стоку припадає на Дніпро, який є джерелом водопостачання для 70% населення та забезпечення водою

промисловості. Максимальний об'єм води забирався у 1990 році і досягав 35,6 км³.

У зв'язку з вичерпанням водних ресурсів на багатьох річках у басейні Сіверського Дінця, Південного Бугу, річок Приазов'я та Криму склалася надзвичайно напружена водогосподарська ситуація, не дивлячись на різке зменшення водозабору. Водозабір в Україні скоротився з 35,6 км³ води у 1990 році до 21,1 км³ води у 1997 році, а далі до 14,694 км³ води у 2004 році. У подальшому об'єми забору води повільно збільшувались (табл. 2.7).

У 2006 році із природних водних об'єктів було забрано 15,3 км³, що на 1,6% (0,2 км³) води більше порівняно з 2005 роком. Майже 15% (2,3 км³) води втрачено при транспортуванні (табл. 4.7). В 1996 році дані втрати води склали 2,2 км³, в 1998 році – 2,12 км³. Крім того, щорічно використовується в середньому близько 1 км³ морської води. Основними водокористувачами в країні є 15 тисяч підприємств, установ та організацій, якими спожито в 2006 році 10,2 км³ води, що на 0,1 км³ (на 0,6%) більше порівняно з 2005 роком, та втричі менше – з 1990 роком.

На виробничі потреби підприємств у 2006 році припало 56% (5,8 км³) всієї використаної води, на побутово-питні потреби – 22% (2,3 км³), зрошення – 12% (1,2 км³) та сільське водопостачання – 2,4% (0,2 км³). Незначне зростання обсягів використання води відбулося за рахунок збільшення її витрат на виробничі потреби (на 1,3%, або на 0,077 км³). У той же час, зменшилися витрати води на побутово-питні потреби (порівняно з 2005 роком на 0,1 км³), сільськогосподарські потреби (на 0,002 км³, або на 0,8% порівняно з 2005 роком), на зрошення (на 0,005 км³, або на 0,4%). Порівняно із 1990 роком обсяги води, що направлені на сільськогосподарські потреби, зменшились у 6,9 разів, на зрошення – у 5,9 разів, на виробничі та побутово-питні – відповідно у 2,8 та 2,0 рази.

Потреби промисловості задовільнялися також шляхом залучення води у водоциркуляційні та повторно-послідовні системи, частка яких у загальному обсязі використання води на виробництво зростає з 81% у 1990 році до 89% у 2006 році (табл. 2.7). За рахунок цього протягом 2006 року зекономлено 47,7 км³ свіжої води.

Таблиця 2.7. Динаміка забору та використання води на Україні

Рік	1990	1995	2000	2003	2004	2005	2006
Забір води, км ³	35,6	25,0	18,28	15,04	14,69	15,08	15,33
Із підземних джерел	5,20	4,31	2,99	2,56	2,51	2,45	2,41
Використання води, км ³	31,29	19,4	13,30	11,47	9,88	9,93	10,11
Спожито свіжої води (включаючи морську), км ³ з неї:	30,20	20,34	12,99	11,03	9,97	10,12	10,25
виробничі потреби, км ³	16,25	10,42	6,96	6,07	5,69	5,71	5,78
побутово-питні потреби, км ³	4,65	4,40	3,31	2,72	2,53	2,41	2,30
зрошення, км ³	6,96	3,47	1,70	1,27	0,89	1,19	1,18
сільськогосподарські потреби, км ³	1,70	1,33	0,51	0,30	0,26	0,249	0,247
ставково-рибне господарство	0,41	0,47	0,4	0,57	0,55	0,59	0,69
Обсяг водоциркуляційної та повторно-послідовно використаної води, км ³	67,66	51,05	41,52	42,34	45,66	47,17	47,72
Частка оборотної та повторно-послідовно використаної води, %	81	83	86	87	89	89	89
Загальне водовідведення, км ³ з нього:	20,26	14,98	10,96	9,46	9,07	8,9	8,8
у поверхневій водній об'єкти, км ³ у тому числі:	19,33	14,17	10,52	9,10	8,70	8,55	8,48
забруднених зворотних вод	3,2	4,65	3,31	2,95	3,33	3,44	3,89
з них без очищення	0,47	0,91	0,76	0,80	0,76	0,90	1,43
нормативно очищених	3,32	1,94	2,10	1,95	1,49	1,32	1,30
нормативно чистих без очистки	12,81	7,59	5,10	4,20	3,88	3,80	3,29
Втрати води при транспортуванні, км ³	2,6	1,44	2,48	2,46	2,15	2,33	2,33

На виробничі потреби підприємств у 2006 році припало 56% (5,8 км³) всієї використаної води, на побутово-питні потреби – 22% (2,3 км³), зрошення – 12% (1,2 км³) та сільське водопостачання – 2,4% (0,2 км³). Незначне зростання обсягів використання води відбулося за рахунок збільшення її витрат на виробничі потреби (на 1,3 %, або на 0,077 км³). У той же час, зменшилися витрати води на побутово-питні потреби (порівняно з 2005 роком на 0,1 км³), сільськогосподарські потреби (на 0,002 км³, або на 0,8% порівняно з 2005 роком), на зрошення (на 0,005 км³, або на 0,4 %). Порівняно з 1990 роком обсяги води, направленої на сільськогосподарські потреби, зменшились у 6,9 разів, на зрошення – у 5,9 разів, на виробничі та побутово-питні – відповідно у 2,8 та 2,0 рази.

Розмір втрат – різниця між розміром забору води та води, що використовується для споживання. Величина втрат (випаровування, фільтрація, витік з труб) виникає в процесі транспортування води до місця споживання. Середній розмір втрат складає приблизно 15%. У сільському господарстві виникає найбільша величина втрат, яка іноді досягає 80%, у житловому фонді – більше 20 %, у промисловості – 20-30%.

Безповоротне водоспоживання досягає 37% від усієї забраної води в господарство України. За даними спостережень Міністерства охорони здоров'я у 2006 році кожна шоста із обстежених проб води, взятої із системи господарсько-питного водопостачання, фактично не відповідала санітарно-гігієнічним вимогам на санітарно-хімічні показники та кожна чотирнадцята – на мікробіологічні. Майже у кожній п'ятій пробі води, що взята із водойм у місцях водокористування населення, фіксувалась невідповідність санітарно-гігієнічним вимогам та у кожній сьомій – мікробіологічним.

Витрати свіжої води у промисловості в загальному її споживанні становлять в Україні 56%; вода питної якості використовується в житлово-комунальному господарстві (46%), у промисловості (31%) і в сільському господарстві (23%).

На Україні найбільшим водоспоживачем є промисловість, де використовується в середньому 45% води (енергетика – 21%, металургія – 5%), 35% – у середньому використовується в сільському господарстві, 21% – у комунально-побутовій сфері.

2.7. Якісні та кількісні зміни водних ресурсів під впливом господарської діяльності

Якість води у водних об'єктах залежить як від природних факторів, так і від господарської діяльності людей.

У результаті інтенсивного використання водних ресурсів:

- змінюється кількість води, придатної для тієї чи іншої області господарської діяльності,
- відбувається зміна водного балансу,
- відбувається зміна гідрологічного режиму водних об'єктів,
- змінюється якість води.

Пояснюється це тим, що більшість річок та озер є одночасно джерелами водопостачання та приймачами господарсько-побутових, промислових та сільськогосподарських стоків. Це призвело до того, що у найбільш обжитих районах земної кулі в даний період не залишилось великих річкових систем з природним гідрологічним режимом та хімічним складом, які не порушені внаслідок антропогенної діяльності.

Основними видами господарської діяльності, які здійснюють найбільший вплив на якісні та кількісні зміни водних ресурсів є:

- водоспоживання на промислові та побутові потреби;
- скид відпрацьованої води;
- перекидання стоку;
- урбанізація;
- створення водосховищ;
- зрошення та обводнення посушливих земель;
- осушення;
- агролісові та меліоративні заходи тощо.

При цьому на кожному водозбірному районі можуть одночасно діяти якщо не всі, то більшість із перерахованих факторів. У зв'язку з цим при водогосподарській діяльності, плануванні, регулюванні якості води необхідно враховувати вплив кожного із згаданих факторів окремо та всіх їх разом.

При розгляді кожного фактора стикаються з двома питаннями: 1) зміна гідрологічного режиму, об'єму стоку; 2) якісні зміни водних ресурсів.

У результаті антропогенного впливу відбувається забруднення природних вод, тобто зміна їх складу та властивостей, що призводять до погіршення якості води для водокористування. Найбільшу небезпеку для природної води та живих організмів складають **важкі метали та радіоактивні відходи**. Тому при оцінці впливу господарської діяльності

на водні ресурси необхідно враховувати не тільки їх кількісні, але й якісні зміни.

2.7.1. Вплив промисловості на водні об'єкти

Особливістю використання води в промисловості є те, що більша частина води після використання в процесі виробництва повертається в річки та озера у вигляді стічних вод. Безповоротне водоспоживання складає незначну частину від водозабору (5-10%) та не може суттєво впливати на кількісні зміни водних ресурсів регіонів. Якість води в водному об'єкті під впливом промислових стоків змінюється дуже суттєво, тобто скид відпрацьованих стічних вод призводить до забруднення водотоків та водойм.

Кількість та склад забруднюючих речовин у промислових стічних водах залежать від:

- виду виробництва;
- вихідної сировини;
- різних додаткових продуктів, що використовуються в технологічних процесах;
- прийнятої технології;
- виду апаратури;
- технологічної культури;
- виробничої дисципліни тощо.

Склад стічних вод промисловості різноманітний, і навіть для одного і того ж виробництва змінюється в широких межах. Із розвитком промисловості зростають різноманітність та об'єми забруднень, що скидаються у воду. Найбільш інтенсивно забруднюють поверхневі води такі галузі промисловості, як: металургійна, хімічна, целюлозо-паперова, нафтопереробна. Головними забруднюючими речовинами в стічних водах цих галузей промисловості є: нафта, феноли, кольорові метали, складні хімічні сполуки.

Наявність у воді нафтопродуктів відбивається на розвитку ікри, мальків риби, на кормових ресурсах водних об'єктів, на якості промислової риби. Утворення плівки нафтопродуктів знижує здатність водойм до самоочищення. Біохімічне розкладання нафтопродуктів у поверхневих водах протікає дуже повільно, навіть при сприятливих умовах розклад змуленої та розчиненої у воді нафти проходить не швидше як за 100-150 днів.

Феноли є токсичними речовинами, які мають бактерицидні властивості, призводять до порушення біологічних процесів, що проходять в водних об'єктах.

У результаті роботи хімічних підприємств в водойми потрапляє велика кількість різноманітних за складом та властивостями хімічних елементів, в тому числі не існуючих раніше в природі. Частина з цих речовин винятково активна в біологічному відношенні, вони важко піддаються біологічному очищенню, дії фізичних впливів, тобто вони важко видаляються зі стоків. Серед цих речовин особливе місце займають синтетичні миючі засоби – детергенти, виробництво яких інтенсивно розвивається в усьому світі.

Особливо несприятливу дію на річки та водойми мають води, що містять важкі метали, радіоізотопи. Ці елементи та їх сполуки накопичуються в гідробіонтах, потрапляють у продукти харчування, питну воду. Головна їх токсична дія – це зниження імунітету організму. Крім того, є багато побічних шкідливих ефектів, якими супроводжується накопичення важких металів в організмі. Як правило, сполуки їх практично не виводяться з організму і при перевищенні певних доз призводять до важких захворювань.

Особливим видом промислового забруднення водойм є теплове забруднення, обумовлене випуском теплої води від різноманітних енергетичних установок. Велика кількість тепла, що поступає зі стічними водами в річки, озера та штучні водосховища, здійснює суттєвий вплив на термічний та біологічний режим водойм. Спостереження, що проводились в зоні впливу теплої води, показали, що в цій зоні порушуються умови нересту риб, може гинути зоопланктон, підвищується зараженість риби паразитами тощо.

Інтенсивність впливу теплового забруднення залежить від температури нагріву води у водоймі (чим вище температура, тим менша розчинність кисню у воді). Для літа виявлена наступна характерна послідовність впливу підвищених температур води на біоценоз озер та штучних водойм:

- при температурі до 26°C не спостерігається шкідлива дія;
- в межах $26\text{-}30^{\circ}\text{C}$ настає стан пригнічення життєдіяльності риб;
- вище 30°C спостерігається шкідлива дія на біоценоз;
- при $34\text{-}36^{\circ}\text{C}$ виникають летальні умови для риб та деяких інших видів організмів.

2.7.2. Вплив на водні об'єкти господарсько-побутових (комунальних) стічних вод

Господарсько-побутові (комунальні) стічні води складають приблизно 20% від загального об'єму стоків. Якщо об'єми промислових стоків можуть зменшуватися (за рахунок впровадження водоциркуляційного водопостачання, зміни технології виробництва і т.д.), то для господарсько-побутових стоків характерне постійне збільшення об'єму забруднених стоків. Це обумовлено зростанням чисельності населення, збільшенням водопостачання, покращенням санітарно-гігієнічних умов життя в сучасних містах та населених пунктах.

Кількість забруднюючих речовин у господарсько-побутових стоках відносно стабільна (із розрахунку забруднень, що приходяться на людину), відповідні норми наведені у табл. 2.8.

Таблиця 2.8. Середні норми забруднень у розрахунку на одного споживача

Інгредієнти та показники	Забруднення, г/добу
Змулені речовини	65
Азот амонійний	8
Фосфати	3,3
В тому числі від ПАР	1,6
Хлориди	9
БСК ₅ в освітленій воді	35
БСК _{повн} в освітленій воді	40
Окислюваність (O ₂)	5-7

У даний період навіть у дуже великих річках у зонах, що розташовані нижче великих міст, спостерігається інтенсивне забруднення. Це пояснюється особливістю господарсько-побутових стоків, а саме наявністю в них великої кількості різних бактерій (головним чином кишкових). Господарсько-побутові стоки привертають до себе особливу увагу через свої бактеріальні властивості. Вони можуть бути причиною виникнення інфекційних захворювань.

2.7.3. Урбанізація та її вплив на водні басейни

Урбанізація – це процес концентрування населення та виробничих сил у містах. Процес урбанізації пов'язаний зі зростанням населення та науково-технічним прогресом. Інтенсивність цього процесу різко посилилась у другій половині XX ст. Починаючи із 1950 року, темпи

росту міського населення переважають темпи росту сільського населення. Так, якщо у 1960 році при загальній чисельності населення Землі (приблизно 3 млрд. чоловік) міське та сільське населення ділилося приблизно в співвідношенні 1:2, то у 2000 році значно більша частина населення проживає у містах.

Концентрація населення, промисловості на обмежених площах призводить до зміни всіх основних елементів природного середовища: повітряного басейну, ґрунтів та ґрунтової поверхні, рослинності, ґрунтових та поверхневих вод.

Зміна якості природних вод на урбанізованій території обумовлена тим, що у межах міста формується величезна кількість стічних вод промислового та господарсько-побутового походження, які надходять у поверхневі водойми, а також у підземні води в межах міста або поблизу нього. Крім того, велика кількість забруднень поступає у водні об'єкти з поверхневим стоком із території міста (так звані поливо-зливні води) та із атмосферними опадами (ливневий стік).

Про вплив промислових та господарсько-побутових стоків на якість води згадувалось вище. Вплив ливневого стоку та поливо-зливних вод на якість води водойм дуже суттєвий. Ці води містять велику кількість мінеральних та органічних речовин, а загальна кількість забруднюючих речовин у цих водах оцінюється в 8-15 % від сумарної кількості речовин, що поступають із господарсько-побутовими стоками із тієї же території.

Сумісний вплив промислових, господарсько-побутових, ливневих та зливних вод призводить до наступних основних якісних змін складу природної води на урбанізованій території:

- ❖ збільшується концентрація розчинених у воді органічних та біогенних речовин;
- ❖ різко знижується концентрація розчиненого у воді кисню;
- ❖ характерними забруднювачами стають синтетичні ПАР;
- ❖ посилюється бактеріальне забруднення.

Кількісні зміни водних ресурсів на урбанізованій території обумовлені насамперед збільшенням споживання води населенням та промисловістю. Зростаючі потреби можуть задовольнятися як за рахунок місцевих ресурсів, так і за рахунок подачі води із-за меж місцевого водозабору (штучні зміни водних об'єктів).

Іншим важливим фактором є наявність на урбанізованій території великих ділянок водонепроникнених або малопроникнених поверхонь (приміщення, дорожні покриття, промислові та господарські будівлі), які

заважають інфільтрації та призводять до збільшення коефіцієнту стоку, і, як наслідок, до перерозподілу підземної та поверхневої складових водних ресурсів.

Все це призводить до того, що стік з урбанізованої території різко відрізняється від стоку з природних водозаборів. Відмінність в тій чи іншій мірі має відношення до об'єму стоку за рік, максимальних та мінімальних витрат води, співвідношення між поверхневою та підземною складовою стоку.

2.7.4. Вплив меліоративних заходів на водні об'єкти

Необхідність забезпечення людства продуктами харчування призводить до постійного розширення площ с/г угідь за рахунок зрошення посушливих земель та осушення заболочених територій.

Як зрошення, так і осушення здійснюють суттєвий вплив на природні ресурси прісних вод меліоративних земель, хоча характер та інтенсивність впливу цих заходів різний.

Вплив зрошення. Зрошення здійснює найбільший вплив на водний режим та водні ресурси території. Під впливом зрошення змінюються середньорічний стік, його внутрішнє розподілення, екстремальне значення стоку (особливо мінімальне). Внесення солей із зрошувальних масивів призводить до підвищення мінералізації води в річках, до зміни їх хімічного складу. Характер та інтенсивність змін названих характеристик залежить від багатьох умов:

- фізико-географічних;
- гідрологічних;
- технічних (метод зрошення, технічний стан зрошувальних систем і т.д.).

Вплив зрошення на перераховані характеристики стоку річок відрізняється для малих річок, що підживлюються в основному за рахунок поверхневого стоку, та для крупних річкових систем, що включають всі категорії підземних вод.

На малих водозаборах забір води на зрошення практично повністю витрачається на випаровування, що призводить до різкого зниження або повного припинення стоку малих річок.

На крупних річках після використання води на зрошення стік може дещо зменшуватися або навіть залишатися без змін. Проте такі незначні зміни стоку крупних річок зрошувальних територій можуть мати місце лише до певної межі відбору води. Після перевищення граничного відбору води з річки її стік починає різко скорочуватися.

Зниження стоку під впливом зрошення суттєво відрізняється в різні по водності роки. У вологі роки зменшення стоку незначне, в сухі роки – стік річок знижується більш інтенсивно. Протягом року стік максимально знижується в вегетативний період (за рахунок витрати вологи на транспірацію), і в певній мірі збільшується восени та взимку, коли відбувається стік води із зрошувальних масивів у гідрологічну мережу.

Зміна хімічного складу та якості води річок у районах зрошувального землеробства обумовлене винесенням солей із зрошувальних масивів. Солі вимиваються як з поверхні ґрунту, так і з глибинних горизонтів. Кількість солей, що поступають у річки, складає десятки, а в умовах сильно засолених ґрунтів, і сотні тон з 1 га. Все це призводить до підвищення мінералізації води річок, зміни їх хімічного складу.

Для запобігання засоленню ґрунтів за рахунок випаровування води, за рахунок виносу солей водою з глибинних горизонтів на поверхню ґрунту на зрошувальних масивах влаштовують дренажні системи для відведення ґрунтової води. Попадання дренажно-колекторних вод у річку призводить також до збільшення її мінералізації. При цьому вплив стоку із зрошувальних земель прямо пропорційний площі зрошування. Так, за 25 років площа зрошення в басейні ріки Сирдар'я збільшилася на 800 тис. га (в 1,5 рази), а мінералізація води зросла з 400 до 1000 мг/л (в 2,5 рази). Одночасно змінився і іонний склад води: гідрокарбонатно-кальцієва вода стала сульфатно-натрієвою, у воді збільшилась концентрація хлору.

Вплив осушення. Осушення, головним чином, впливає на зміну водного балансу меліоративних територій (змінюються умови стоку з боліт, знижуються рівні ґрунтової води, міняються запаси вологи в зоні аерації і т.д.) та зміну гідрологічних характеристик заболочених річок (річного, максимального та мінімального стоку, розподіл стоку протягом року).

При цьому осушувальна меліорація по різному впливає на водний режим річок. Це залежить від:

- кліматичних умов,
- ґрунтових умов,
- гідрографічних умов водозабору,
- ступеню заболоченості,
- типу боліт, що осушуються,
- характеру меліорації земель.

У цілому, при проведенні осушення земель для стоку води характерні наступні тенденції розвитку:

- у перші роки після осушення відбувається, як правило, збільшення річного та сезонного стоків, що обумовлено зменшенням сумарного випаровування та витратою запасів ґрунтових вод;
- у подальшому при інтенсивному освоєнні меліоративних земель режим стоку стає більш рівним, випаровування (за рахунок транспірації) збільшується, річний стік наближається до початкової величини;
- модулі максимального стоку можуть як збільшуватися, так і зменшуватися.

2.7.5. Зміна якості води в водосховищах

Створення водосховищ призводить до зміни гідрохімічного режиму та якості води в них у порівнянні з водою річок, на яких вони споруджені.

Серед ряду факторів, які впливають на формування гідрохімічного режиму водойм та якість води в них, головними є:

- гідрохімія притоку,
- зміна водного режиму,
- біологічні процеси в водоймі.

Головний вплив на зміну гідрохімічного режиму має інтенсивність водообміну в водосховищі (ступінь проточності):

$$K = \frac{W_{\text{річн}}}{W_{\text{повн}}} \quad (2.9)$$

де: K – ступінь проточності,

$W_{\text{річн}}$ – річний стік річки,

$W_{\text{повн}}$ – об'єм водосховища.

Чим більше значення K , тим менше змін у режимі мінералізації води в водосховищі, в порівнянні з водою річки, що його живить. Крім водного режиму на зміну якості води водосховищ впливають біологічні процеси у водоймі. Зменшення швидкості руху води, збільшення її прозорості, виникнення температурної та газової стратифікації при збільшенні у воді органічних та біогенних елементів та речовин (як за рахунок вимивання з ґрунтів, так і за рахунок внесення з промисловими, комунальними та с/к стоками) призводять до різкого підвищення біопродуктивних процесів у водосховищах. Посилений розвиток фітопланктону призводить до того, що вода починає "цвісти". Якщо вода

"цвіте" синьо-зеленими водоростями, то в ній утворюються токсичні речовини, якість води погіршується, з'являються неприємні запахи та смак. Вода стає непридатною для пиття. У періоди відмирання великої маси мікро- або макророслинності відбувається і ще більше погіршення якості води, знижується вміст розчиненого кисню, що призводить до погіршення умов існування, а інколи, і до загибелі риби та інших мешканців водойм.

2.7.6. Забруднення водойм на Україні

Не дивлячись на спад виробництва, який супроводжувався зменшенням забору природної води та зменшенням об'єму стоків у 90-их роках на Україні, спостерігалось погіршення якості водних ресурсів. З 47 водних об'єктів України, на яких у 1996 році проводились гідробіологічні спостереження, не виявилось жодного водотоку або водойми, які б відповідали вимогам фоновому стану, чи характеризувались як "чисті води". На 26 водних об'єктах екосистеми перебували в стані екологічної напруги, на 19 – спостерігалась екологічна напруга з елементами регресу.

В останні роки зберігається тенденція до скорочення загального водовідведення, яке у 2006 році склало 8,8 млрд. м³ (табл. 2.7). Порівняно з 1990 роком цей показник зменшився більше, ніж у двічі, а з попереднім – на 0,9 %.

Не дивлячись на те, що водозабір на Україні постійно зменшується, скидання забруднених стоків та безповоротний забір негативно впливають на водні ресурси. Хоча обсяги використання води мають щорічну тенденцію до зменшення, проте ступінь антропогенного навантаження на водноресурсний потенціал залишається майже на рівні 1990 року. Так, протягом 2006 року у водойми скинуто 3,9 млрд. м³ забруднених стоків проти 3,2 млрд. м³ у 1990 році, а частка забруднених зворотних вод у загальному водовідведенні зросла більше, ніж удвічі: з 16% у 1990 році до 44% у 2006 році.

Понад 60% забруднених стоків потрапило у водойми внаслідок недостатнього очищення зворотних вод на очисних спорудах. Решта (1,4млрд. м³) – надійшла у водойми без будь-якого очищення, що в тричі більше, ніж у 1990 році та в 1,6 рази (на 0,5 млрд. м³) – проти 2005 року. Необхідно зазначити, що наявна потужність очисних споруд (8,1 млрд.м³) дозволяла повністю очистити забруднені зворотні води.

В Україні склалась диспропорція в розвитку водопровідних та каналізаційних мереж. На сьогодні не мають централізованих систем каналізації 28 міст і 392 селища міського типу, а у 110 міських населених

пунктах очисні споруди каналізації перевантажені і працюють неефективно. Крім того, тільки в містах в аварійному стані знаходиться 4,5 тис. км каналізаційних мереж.

Значного техногенного навантаження у 2006 році зазнали поверхневі водні об'єкти Донецької (частка забруднених зворотних вод у загальному водовідведенні становила 83%), Львівської (66%), Одеської (62%), Луганської (58%), Запорізької (52%) областей, міст Києва та Севастополя (по 51%).

Найчастіше забруднювались водні ресурси країни сухими рештками (3468 тис. т), сульфатами (1139 тис. т), хлоридами (1312 тис. т), нітратами (67,6 тис. т), завислими речовинами (67,1 тис. т), кальцієм (13,9 тис. т), амонійним азотом (11,8 тис. т), натрієм (10,0 тис. т), фосфатами (9,3 тис. т), магнієм (2,7 тис. т), нітритами (2,4 тис. т), залізом (1,4 тис. т), нафтопродуктами (0,7 тис. т) тощо.

За даними Державної гідрометеорологічної служби Мінприроди, водні об'єкти країни залишаються забрудненими переважно сполуками важких металів, сполуками азоту, сульфатами, дещо менше – нафтопродуктами та фенолами. Випадки високих рівнів забруднень найчастіше фіксувались у річках басейнів Західного Бугу, Дунаю, Дністра, Південного Бугу, Дніпра, а також річок Криму, Приазов'я та Сіверського Дінця.

Необхідною умовою для ведення водного господарства є збереження якості води. Але про яку якість може йти мова, якщо 31 % промислових та інших об'єктів в Україні не має нормативних санітарно-захисних зон. За останні 20 років через інтенсивне надходження шкідливих речовин в підземні водоносні горизонти, кількість осередків їх забруднення збільшилась більш як у 4 рази.

Постійну загрозу для водойм і підземних вод становлять близько 3 тис. накопичувачів стічних вод. Так у Лисичансько-Рубіжанському промисловому районі, через фільтрацію накопичувачів утворився осередок забруднення підземних вод площею більше 150 км², що вивело з ладу водозабори для питного водозабезпечення населення потужністю більше 220 тис. м³/добу, а масштаби забруднення продовжують зростати.

Все це призвело до того, що забезпечення України чистою питною водою стало гострою проблемою. Недоброякісну питну воду сьогодні отримують близько 17% міського населення України. Тільки 3,7 млн. чоловік (2%) з 15,7 млн. сільського населення забезпечено гарантованим господарсько-питним водопостачанням.

РОЗДІЛ III. ЗАХИСТ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ

Захист поверхневих вод від забруднення – це комплекс заходів, що забезпечують нормальний стан водних об'єктів (у відповідності з існуючим водним законодавством) в умовах інтенсивного водокористування.

Здійснення цих заходів вимагає рішення ряду наукових та технічних проблем, серед яких основними є:

- нормування якості води, тобто розробка критеріїв її придатності для різних видів водокористування;
- скорочення об'ємів скиду забруднень у водойми шляхом вдосконалення технологічних процесів та покращення методів очистки стічних вод;
- вивчення та врахування процесів самоочищення стічних вод при їх випуску у водойми.

3.1. Нормування якості води в залежності від категорії водного об'єкту

Нормування якості води здійснюється у відповідності з водним законодавством та Водним кодексом України. У відповідності із згаданими документами норми якості води являють собою сукупність встановлених допустимих значень показників складу і властивостей води водних об'єктів, у межах яких надійно відвертається шкода здоров'ю населення, забезпечення нормальної умови водокористування і екологічне благополуччя водного об'єкту.

Показники, що входять до сукупності норм якості води, називаються **нормованими показниками складу і властивостей води**. Вони включають нормовані властивості води, тобто загальні вимоги до фізичних, хімічних та біологічних характеристик води (температура, рН, запахи, присмак, токсичність води і т.д.) і нормовані речовини, що характеризуються відповідними нормами вмісту та ГДК у воді об'єктів для різних категорій водокористування.

Нормовані речовини поділяються на групи з однаковими лімітуючими ознаками шкідливості (ЛОШ), класами безпеки.

Норми якості води в водних об'єктах встановлюються в залежності від характеру використання води. Ці об'єкти поділяють на:

- господарсько-питного використання;
- комунально-побутового використання;
- рибогосподарського використання.

Об'єкти господарсько-питного призначення – це джерела господарсько-питного водопостачання, а також джерела водопостачання харчової промисловості. Вимоги до якості води в об'єктах господарсько-питного використання відносяться до всіх водних об'єктів, що знаходяться в межах населених пунктів.

Об'єкти комунально-побутового використання – це місця відпочинку населення, занять спортом, купанням. До рибогосподарських водних об'єктів відносяться водойми та водотоки, їх окремі ділянки, що використовуються (можуть використовуватися) для промислового добування риби та інших об'єктів водного промислу або мають значення для відтворення їх запасів.

Об'єкти рибогосподарського призначення поділяють на три категорії:

До вищої категорії належать ділянки водних об'єктів у місцях розташування нерестилищ, зимувальних ям і масового нагулу особливо цінних видів риб, та мешкання промислових водних ссавців, а також охоронних зонах господарств будь-якого типу для штучного розведення та вирощування цінних видів риб, водних тварин та рослин.

До першої категорії належать водні об'єкти, які використовуються для збереження і відтворення цінних видів риб, що мають високу чутливість до вмісту кисню.

До другої категорії належать водні об'єкти, що використовуються для інших рибогосподарських потреб.

Види та категорії водокористування водних об'єктів встановлюються за поданням органів Держрибгосппрому України та МОЗ України.

У разі одночасного використання водойм для різних потреб в ряду однойменних показників якості води слід виходити із більших характеристик нормативів якості води. Крім того, у відповідності із законодавством, забороняється скидати у водойми стічні води, реагенти тощо, які можна виділити з води за рахунок раціональних технологій.

При нормуванні якості води встановлюються граничні значення для 11 основних показників в залежності від характеру використання водойм та ГДК на 420 отруйних речовин (цей список може розширюватися та вдосконалюватися).

До головних показників відносяться:

1. Змулені речовини. Їх вміст не повинен збільшуватися в порівнянні з дозволеними більше як на 0,25 мг/л для водойм господарсько-питного призначення та рибогосподарського призначення вищої та першої

категорії, на 0,75 мг/л для водойм комунально-побутового призначення та рибогосподарського призначення другої категорії.

2. Плаваючі домішки (речовини). Не повинно бути плаваючих плівок, плям мінеральних масел та накопичення інших домішок для всіх категорій водойм.

3. Запахи, смак та присмак. Вода не повинна набувати неприємних запахів та присмаків більше 2 балів для водойм господарсько-питного та побутово-комунального призначення, не повинна набувати запахів і надавати їх м'ясу риби для водойм рибогосподарського призначення.

4. Кольоровість. Не повинна фіксуватись в шарі висотою 20 см для вод господарсько-питного призначення, висотою 10 см для вод комунально-побутового призначення, зовсім повинна бути відсутньою для водойм рибогосподарського призначення.

5. Температура. Не повинна підвищуватись для всіх категорій води літом більше як на 3 °С в порівнянні з середньомісячною температурою в самий жаркий місяць, а для водойм рибогосподарського призначення і зимою більше як на 5 °С.

6. Водневий показник. $pH=6.5-8.5$ для всіх категорій.

7. Мінеральний склад. Для водойм рибогосподарського призначення не нормується, для господарсько-питного призначення – по щільному залишку, який не повинен перевищувати 1000 мг/л, в тому числі хлоридів 350 мг/л, сульфатів 500 мг/л.

8. Розчинений кисень. Для водойм господарсько-питного призначення та комунально-побутового призначення концентрація розчиненого кисню повинна бути не менше 4 мг/л в любий період року в пробі, відібраній до 12 години, для водойм рибогосподарського призначення в зимовий період для вищої та першої категорії повинна бути не менше 6 мг/л, для другої категорії – 4 мг/л. В літній період для всіх водойм рибогосподарського призначення концентрація кисню повинна бути не менше 6 мг/л в пробах, відібраних до 12 години.

9. Біологічне споживання кисню. $БСК_{повн}$ при 20 °С не повинно перевищувати 3 мг/л для водойм господарсько-питного призначення, рибогосподарського призначення та 6 мг/л для водойм побутово-комунального призначення.

10. Збудники захворювань. Не нормується для водойм рибогосподарського призначення. Вода в водоймах господарсько-питного призначення та побутово-комунального призначення не повинна містити збудників захворювань.

11. Отруйні речовини. Не повинні перевищувати ГДК. ГДК отруйних речовин встановлюються санітарними лікарями та біологами і затверджуються вищими інстанціями. Всі отруйні речовини за своїм впливом на організм людини та на життя водойм поділяються на три категорії (лімітуючі ознаки шкідливості – ЛОШ):

❖ речовини, що змінюють органолептичні властивості води (колір, запах, смак);

❖ речовини, що впливають на загальносанітарний стан водойм (зокрема, на швидкість протікання процесів самоочищення);

❖ речовини, що здійснюють вплив на організм людини та тварин, які живуть у водоймі (токсичні речовини).

Якщо отруйні речовини відносяться до різних категорій по ЛОШ, то кожна з них може мати концентрацію, яка дорівнює ГДК. Якщо вони відносяться до однієї категорії по ЛОШ, то їх концентрація повинна бути зменшена таким чином, щоб сума їх відношень до їх ГДК не перевищувала 1.

$$\frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_N}{ГДК_N} \leq 1 \quad (3.1)$$

Розрахунок концентрацій забруднень в контрольному створі здійснюється з урахуванням кратності розведення n , яка розраховується:

$$n = \frac{a \cdot Q + q}{q} \quad (3.2)$$

де: Q – розрахункова середньогодинна витрата води водного об'єкту найбільш мілководного місяця з 95% забезпеченістю стоку, $\text{м}^3/\text{год}$;

q – середньогодинна витрата стічної води, що визначається вимірами або за розрахунком, $\text{м}^3/\text{год}$;

a – коефіцієнт змішування, що показує яка частина природної води приймає участь у розбавленні скинутої кількості зворотньої води на відрізок довжиною L .

З урахуванням кратності розведення концентрація в контрольному створі буде дорівнювати:

$$C_{\text{розр}} = \frac{C_{\text{ст}}}{n} \quad (3.3),$$

де $C_{\text{ст}}$ – концентрація даного інгредієнту в стічних водах.

Розрахункова концентрація в контрольному створі ріки порівнюється з ГДК для оцінки можливості та неможливості скиду промислових стоків в даний водний об'єкт.

3.2. Інженерні методи захисту водойм

Раціональне використання водних ресурсів із максимальним зниженням забруднення водних джерел, що забезпечують водопостачання всіх сфер господарства водою в належній кількості та відповідної якості, є основним напрямком в питаннях охорони та захисту водойм.

Інженерні методи охорони вод включають в себе не тільки розробку методів очищення стічних вод, але і вдосконалення технології виробництва, що дозволяє скоротити або повністю виключити внесення забруднень у водні об'єкти.

Проблема очищення стічних вод підприємств та населених пунктів перед їх скидом до водойми є достатньо складною в зв'язку з великою різноманітністю забруднюючих речовин, постійним ускладненням їх складу тощо. Важливу роль у скороченні об'ємів стоків відіграє досконала технологія водопідготовки, водовикористання.

Методи очищення стічних вод, що застосовуються на даний час, можна поділити на дві групи:

- методи очищення стічних вод у штучних умовах;
- методи очищення стічних вод у природних умовах.

3.2.1. Очищення стічних вод у штучних умовах

Вибір методу очищення визначається складом та концентрацією забруднювачів у стічних водах. У залежності від цього виділяють: механічне, хімічне, фізико-хімічне та біохімічне очищення стічних вод.

Механічне очищення застосовується для вилучення із стічних вод грубодисперсних нерозчинних домішок органічних та неорганічних речовин шляхом їх відстоювання, проціджування, фільтрування та центрифугування. Для цього використовують різноманітні конструктивні модифікації сит, решіток, пісковловлювачів, відстійників, центрифуг та гідроциклонів.

Хімічне та фізико-хімічне очищення застосовується для вилучення із стічних вод тонкодисперсних і розчинних домішок неорганічних речовин та органічних речовин, що важко окислюються біохімічними методами, шляхом їх виділення, осадження або руйнування за допомогою хімічних речовин та комбінації фізичного та хімічного впливу.

Біохімічне очищення застосовується зазвичай після вилучення із стічних вод грубодисперсних домішок. Даний метод базується на здатності деяких видів мікроорганізмів використовувати органічні речовини, що містяться в стічних водах, для харчування. Біохімічне очищення здійснюється як у штучних умовах (в аеротенках та на біофільтрах) так і в природних умовах (поля зрошування, поля фільтрації, біологічні ставки). Аеротенк являє собою резервуар, що заповнений активним мулом. При проходженні стічної води через аеротенк мікроорганізми вилучають із її складу необхідні для процесів їх життєдіяльності органічні і мінеральні речовини. Для нормальної роботи аеротенку активний мул періодично регенерують.

Біофільтр являє собою споруду, на якій перед пуском стічних вод створюється активна біологічна плівка, що складається не тільки з мікроорганізмів, але й водоростів та личинок комах, які створюють складний біоценоз, що приймає участь у процесах очищення.

3.2.2. Очищення у природних умовах

Методи очищення стічних вод у природних умовах відбуваються на полях зрошування, полях фільтрації та в біологічних ставках. У всіх випадках процес очищення відбувається у ґрунті, або у воді за участю природних процесів. Основне значення має біологічне очищення у ґрунті, яке заключається в поступовому розкладанні органічних речовин стічних вод до мінеральних сполук під дією мікроорганізмів, що існують у ґрунті. Особливо важливим є те, що при такому очищенні повністю виключається безпосереднє потрапляння стічних вод у поверхневі водойми. Поля зрошування являють собою спеціальні майданчики, на яких відбувається очищення стічних вод паралельно з вирощуванням різноманітних сільськогосподарських культур. Якщо відсутній момент вирощування с/г культур, такі поля називаються полями фільтрації. В якості біологічних ставків використовують штучні водойми глибиною 0,5-1,5 м, що розбиті на декілька секцій. Вода до них поступає послідовно по мірі її очищення. Попередньо розглянуті методи очищення можуть лише попередити забруднення водних об'єктів, але проблему чистої води можна вирішити лише при умовах переходу до замкнутих систем водопостачання.

Головними ж напрямками підвищення ефективності використання води є:

- створення циркуляційних та замкнутих систем водокористування;

- заміна водяного охолодження повітряним;
- передача відпрацьованої води на інші підприємства.

3.3. Фактори, що впливають на стан водного об'єкту

3.3.1. Процеси самоочищення природної води

Сукупність гідрологічних, біохімічних, хімічних та фізичних процесів, які призводять до зниження концентрації забруднюючих речовин у воді називають самоочищенням води. В залежності від того, які речовини (консервативні чи неконсервативні) і в якому фазовому стані (у змуленому чи розчиненому) попадають у водойму із стічними водами, у процесі самоочищення будуть переважати або гідродинамічні, або хімічні чи біологічні процеси.

Консервативні розчинні речовини не піддаються ніяким перетворенням. Їх концентрація знижується тільки внаслідок розведення (гідродинамічний процес). При наявності в стічній воді змулених речовин суттєву роль у процесі самоочищення водних мас будуть грати процеси відстоювання завислих речовин на дно (фізичні та гідродинамічні процеси).

Самоочищення водної маси від неконсервативних розчинних речовин відбувається внаслідок як розведення, так і взаємодії з іншими компонентами, що містяться у воді (гідродинамічні, біологічні, хімічні, фізичні процеси).

Наряду з гідрологічними факторами важлива роль в процесі самоочищення належить фізико-хімічним та біологічним процесам. Хімічні процеси в природних водах тісно пов'язані з біологічними, і часто важко сказати, де закінчується один процес та починається інший. Вирішальну роль в цьому комплексі грають біологічні процеси. Проте фізико-хімічні процеси будуть домінуючими, коли в воді присутні високотоксичні забруднюючі речовини або створено несприятливі умови для життєдіяльності тваринних та рослинних організмів, при яких біологічні процеси зводяться до мінімуму.

Для розрахунку допустимого навантаження на водойму або водотік забрудненими стоками, для прогнозу складу та властивостей водних мас з урахуванням самоочищення необхідна кількісна характеристика ролі кожного процесу в перетворенні розчинених та змулених речовин органічного та неорганічного походження.

У зв'язку з цим, при вивченні процесів забруднення та самоочищення в даний період виділяють наступні основні напрямки досліджень:

- вивчення процесів змішування та розведення стічних вод у водоймах та водотоках з урахуванням мінливості гідрологічних та гідродинамічних факторів;
- встановлення залежності зміни якості води від гідрологічного режиму та розрахункових характеристик стоку;
- вивчення хімічних, фізико-хімічних перетворень забруднюючих речовин в водних об'єктах;
- дослідження біохімічних процесів трансформації забруднюючих речовин.

Два перших напрямки разом із розробкою методів розрахунків розведення стічних вод та методів розрахунку висадження змулених забруднюючих речовин можна назвати гідрологічними аспектами проблеми самоочищення.

Любий водний об'єкт та його режим можуть бути описані за допомогою певного набору гідрологічних характеристик. Ці характеристики поділяються на кілька груп, наприклад:

1. Характеристика водного режиму: рівень води (H , м), швидкість течії (V , м/с), витрата води (Q , м³/с), стік води за інтервал часу Δt (W , м³), схил водної поверхні (I , безрозмірна) і т.д.

2. Характеристика теплового режиму: температура води, снігу, льоду (T , °C), теплоємність водного об'єкту, або тепловий стік за інтервал часу Δt (Q , Дж) і т.д.

3. Характеристика льодового режиму: строки початку та закінчення різних фаз льодового режиму (замерзання, льодоставу, розтавання, очищення від льоду).

4. Характеристика режиму наносів: вміст у воді змулених наносів (Z , кг/м³), витрата наносів (R , кг/с), дані про розподіл наносів за фракціями (крупність) і т.д.

5. Характеристика форми та розміру водного об'єкту: його довжина (L , м, км), ширина (B , м, км), глибина (h , м) і т.д.

Крім того, до числа гідрологічних характеристик умовно відносять і дуже важливі для описання будь-якого водного об'єкту такі характеристики, як:

- гідрохімічні: мінералізація води, солоність, вміст окремих іонів, компонентів;
- гідрофізичні: густина води, в'язкість і т.д.;
- гідробіологічні; склад та чисельність водних організмів, величина біомаси і т.д.

Сукупність гідрологічних характеристик даного водного об'єкту в даному місці і в даний момент часу визначають гідрологічний стан водного об'єкту.

Гідрологічний стан водного об'єкту, подібно як погода для атмосфери, піддається постійним просторово-часовим змінам. Ці зміни пов'язані як із процесами, що проходять у даному водному об'єкті, так і з процесами, що відбуваються в інших водних об'єктах, атмосфері, літосфері і т.д.

При тривалих спостереженнях за будь-яким водним об'єктом визначаються певні закономірності в зміні його гідрологічного стану, наприклад, протягом року.

Сукупність закономірно повторюваних змін гідрологічного стану водного об'єкту – це його гідрологічний режим. Аналогом гідрологічному режиму по відношенню до атмосфери можна вважати клімат.

Зміна гідрологічних характеристик у часі має кілька видів:

- вікова (з періодом часу, що вимірюється віками);
- багаторічна (від кількох років до десятків років);
- внутрірічна, або сезонна (коливання протягом року);
- короточасна (період кілька діб);
- внутрідобова, або добова (протягом доби).

3.3.2. Коливання стоку та запасу прісних вод

Багаторічні та сезонні коливання стоку річок та запасів прісних вод у водоймах обумовлюють нерівномірність розподілу в часі кількості водних ресурсів. Найбільші проблеми з водозабезпеченням створюються в маловодні періоди, коли в річках спостерігається різке зниження витрат води, а в озерах – зниження рівня. Зниження витрати води може спостерігатися протягом літньо-осінньо-зимового сезонів і може тривати 6-8 місяців.

У даний період стік річок може бути у десятки або сотні разів менше стоку у період повеней. Дуже нерівномірно розподіляється стік по території. Як правило, він знижується з півночі на південь.

Нерівномірність розподілу запасів прісних вод по часу та території при довгому періоді низького стоку, що обмежує водоспоживання, поряд із збільшенням об'єму стічних вод, обумовлює необхідність комплексного вирішення проблеми водозабезпечення з урахуванням кількості та якості води при одночасному дотриманні вимог охорони водних об'єктів.

Якість води залежить від багатьох факторів. Одним із найважливіших факторів, що впливає на якість води, є водний режим річок, його зміна в часі та по території. Водний режим у значній мірі впливає на зміну хімічного складу поверхневих вод, на біологічний режим водотоків.

Водність річок у маловодні періоди лімітує не тільки кількість води, яку можна використати для господарських потреб, але й обмежує скид до річки стічних вод, навіть умовно чистих. Оскільки здатність водотоків по відношенню до розведення цих вод та самоочищення є найменшими в маловодний період.

Тому при оцінці здатності річки до розведення стічних вод та самоочищення за розрахункову, зазвичай, приймають мінімальну витрату води 95%-ого забезпечення, що відповідає найгіршим умовам для формування якості води.

3.3.3. Зміни гідрохімічних характеристик води, формування якості води

Придатність води для задоволення потреб господарства визначається шляхом оцінки їх хімічних, фізичних та біологічних показників. Із гідрохімічних характеристик найбільш важливими є такі, як мінералізація, іонний склад, концентрація органічних речовин. Це основні показники. Очевидно, що вони не завжди є достатніми, тому що характер водокористування визначає ряд специфічних вимог до якості води.

Найбільш жорсткі вимоги по якості води передбачаються до води питного призначення. Деяко нижчі вимоги до якості води в сільському господарстві. До технічних вод ставлять специфічні вимоги в залежності від способу використання.

Загальні вимоги до складу та властивостей води в місцях водоспоживання та водокористування нормують її мінералізацію, концентрацію завислих речовин, вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню (БСК), водневий показник (рН), колір, запах, температуру, відсутність збудників захворювання, безпечність по відношенню до отруйних та радіоактивних речовин.

При забрудненні в природні води потрапляють мінеральні та органічні речовини, різноманітні мікроорганізми (біологічне та бактеріальне забруднення). Ступінь забруднення природних вод, який характеризується концентраціями забруднюючих речовин, не постійний у

часі та по території. Він знижується із збільшенням кількості чистої води, яке може відбуватися в результаті внесення чистої води при випаданні атмосферних опадів, розтаванні снігу та льоду, притоку чистої води із вище розміщеної частини водозабору, а також у результаті самоочищення води. Самоочищення проходить лише до тих пір, поки концентрація забруднень не перевищить фізичної можливості річки до самоочищення, що відбувається у випадку нездатності річки до розведення стічних вод у достатній мірі. Це ж відноситься і до водойм.

Найменша кількість свіжої води в водотоки та водойми попадає в маловодну фазу стоку, коли підживлення річок та озер здійснюється лише за рахунок підземних вод. За цих умов спостерігається найбільш інтенсивне погіршення якості води.

При зниженні притоку свіжої води значно підвищується мінералізація води (показник важливий для багатьох водоспоживачів). Із зменшенням витрати води спостерігається інтенсивне зростання її мінералізації, особливо у випадку підживлення річок із глибинних водоносних горизонтів, що знаходяться в легкорозчинних гідрокарбонатних породах.

Підвищенню мінералізації води сприяють дренажні води, що утворюються при зрошенні полів. Вони містять значну кількість солей, вимитих із ґрунтів, а також мінеральні добрива та отрутохімікати. Тому у районах зрошення мінералізація води в річках постійно підвищується.

Важливим показником для питної, технічної води є твердість води. Вода вважається м'якою, якщо загальна твердість складає до 3 мг-екв/дм³, твердою – до 9 мг-екв/дм³, непридатною для практичного використання при твердості більше 9 мг-екв/дм³.

Твердість, як і мінералізація, максимально зростає у період найменшого стоку води. У значній мірі мінералізація та твердість води залежать від її здатності розчиняти хімічні речовини, що входять до складу мінералів. Особливо важливе значення має агресивність води щодо матеріалів, із яких будують гідротехнічні споруди. Агресивність води залежить від великого числа факторів та пов'язана з хімічним складом та режимом стоку. Розрізняють кілька видів агресивності води:

- вилужуюча, властива м'яким водам,
- загальнокислотна, що залежить від кислотності води,
- вуглекислота, що залежить від вмісту CO₂,
- сульфатна та магнезійна агресивності.

Найбільш широко в природних водах проявляється вуглекислотна агресивність води. Така вода розчиняє карбонатні сполуки закисної

карбонатної плівки бетону, спричиняє прискорення корозії металів. В цілому агресивність води знижується в маловодний період року внаслідок зменшення розчинності газів при збільшенні мінералізації.

Для питної води важливе значення має кольоровість, яка визначається вмістом гумусових речовин, які вимиваються із ґрунтів, утворюються при розкладанні рослин, особливо на болотах. Найбільшу кольоровість вода має в період повенів, найменшу – в маловодний період. Як правило, води з високою кольоровістю характеризуються високим вмістом органічних сполук та високою окислюваністю.

До біогенних речовин, які знаходять у воді, відносяться нітрити, нітрати, залізо, фосфати та кремній. Як правило, вміст цих компонентів у воді знижується влітку, внаслідок інтенсивного споживання в процесах фотосинтезу і зростає взимку внаслідок вимивання кремнію та фосфатів із ґрунтів із підземних горизонтів, надходження іонів заліза внаслідок розкладання органічних сполук. Крім того, взимку аерація води погіршується, що сприяє зниженню швидкості процесу окислення Fe (II) до Fe (III).

Важливе значення для формування якості води має температура. Порушення теплового режиму річок та озер відбувається при скиді промислових вод. Особливо це відчутно в жаркий період року.

3.3.4. Оцінка природної якості води в маловодний період

Кількісна оцінка вмісту хімічних домішок у воді здійснюється по аналізу проб води в пунктах гідрометричних вимірювань.

Дані гідрохімічного аналізу дозволяють отримати інформацію про якість води лише в пунктах відбору проб води. Для невивчених у гідрохімічному відношенні річок уяву про природну якість води можна отримати за даними про гідрохімічні характеристики малих річок, з яких формується стік річки – "місцевий стік". При цьому враховують розчинення хімічних інгредієнтів (неорганічних та органічних) у товщі ґрунтів, що є місцями водозабору малих річок. На великих та середніх річках хімічний склад води формується в результаті змішування різних за складом вод, що формуються в малих річках. Узагальнення гідрохімічних характеристик місцевого стоку у вигляді карт районів або карт ізоліній хімічних інгредієнтів, що формують основні показники якості води, дозволяють отримати необхідні дані для невивчених у гідрохімічному відношенні річок.

При визначенні природної якості води, необхідно враховувати її генезис. У період повенів у русловій мережі переважають води, що формуються на поверхні водозабору та в товщі ґрунтів. При спаді повенів річна мережа заповнюється водами ґрунтового походження. Решту часу, особливо при мінімальному стоці, в русловій мережі переважають ґрунтові води.

У залежності від походження води будуть суттєво відрізнятися по вмісту неорганічних сполук та по кількості розчинених органічних сполук. Картування хімічних характеристик вод різного походження дозволяє отримати дані про кількість хімічних інгредієнтів місцевого стоку невивчених річок у різні фази водності, а також про їх гідрохімічний режим.

Малі річки найменше піддаються забрудненню, тому при побудові карт районів або ізолій хімічних характеристик для оцінки фонових стану якості води даної території необхідно детально аналізувати вихідні дані та виключати створи із суттєво порушеним гідрохімічним режимом. Водозабори малих річок, які використовуються для узагальнення гідрохімічних даних, повинні відповідати наступним вимогам:

- поверхня водозабору повинна бути однорідною та однаковою за рельєфом з малим перепадом висот;
- басейн водотоку повинен складатись із порід в основному одного літологічного складу та не мати суттєвого притоку підземних вод, сформованих за межами даного водозабору;
- ґрунтовий покривний шар водозабору повинен бути однорідним за ступенем його засоленості легкорозчинними солями (хлориди, сульфати);
- переважаюча на водозаборі рослинність повинна займати 70-75% його площі;
- формування фаз водності повинно проходити одночасно на всьому водозаборі.

Оцінюючи якість води за числом хімічних інгредієнтів у маловодний період року, необхідно враховувати коливання їх значень від року до року. Це коливання може бути досить значним.

Хімічні інгредієнти, що знаходяться в водах річок, є такими випадковими та незалежними величинами в багаторічному розрізі, як і величина стоку річок. Тому що їх зміна в часі залежить від великого числа факторів випадкового характеру. Тому для аналізу розподілу в часі цих характеристик, як і для стоку води, можуть бути використані статистичні методи.

При оцінці природної якості води можливе також використання взаємозв'язку вмісту хімічних інгредієнтів та гідрологічних характеристик (наприклад, по вмісту окремих іонів можна визначити загальну мінералізацію води). Наявність достатньо тісного зв'язку між мінералізацією та вмістом основних іонів для річок, що мають однаковий хімічний склад води, наприклад переважний вміст гідрокарбонатних або сульфатних іонів, дозволяє проводити розрахунки загальної мінералізації води по відомому вмісту одного із іонів та навпаки (рис. 3.1).

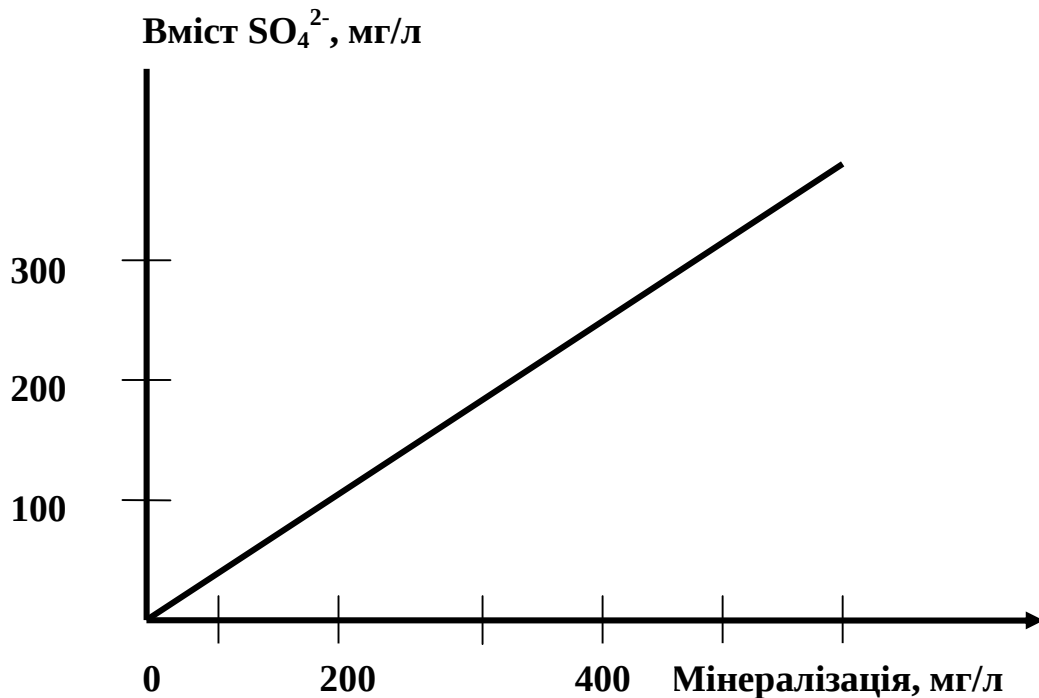


Рисунок 3.1 – Зв'язок загальної мінералізації із вмістом сульфат-іонів.

Для пунктів, в яких проводять гідрохімічні спостереження, можна побудувати графіки зв'язку мінералізації та втрати води для маловодного періоду, що враховують амплітуду коливань цих характеристик за весь період спостережень. При подібності умов формування стоку та хімічного складу води сусідніх річок, такі графіки можуть бути усередненими та прийнятими за районні графіки зв'язку між гідрохімічними параметрами. Наявність районних графіків зв'язку мінералізації з витратою води дозволяє по відомому значенню витрати води визначити загальну мінералізацію води для невивчених річок.

З мінералізацією води безпосередньо пов'язана загальна твердість води, яка зростає пропорційно збільшенню мінералізації. Зв'язок, зазвичай, досить тісний і може бути використаний для розрахунків.

Великий практичний інтерес має комплексна оцінка таких основних показників природної якості води річок у маловодний період як

мінералізація води, її загальна твердість та окислюваність. Ці показники є тим природним фоном, на якому формується якість води даного водотоку в разі природних аномалій або втручання людини внаслідок її господарської діяльності. Збільшення числа показників якості води при проведенні широких територіальних узагальнень значно ускладнює їх здійснення і навіть може дезорієнтувати споживачів, оскільки якість води в значній мірі визначається способом її використання та задачами охорони водних об'єктів.

3.4. Оцінка впливу стічних вод на стан водного об'єкту

При використанні водного об'єкту для конкретного споживання (питне водозабезпечення, рибогосподарське використання і т.д.) необхідно оцінити властивості та склад води з точки зору їх придатності для обраного способу водокористування. Оцінка якості води виконується шляхом співставлення відповідних показників з їх нормативними значеннями для даної категорії водойм.

Якщо в конкретних фізико-географічних умовах природна якість води водних об'єктів визначається достатньою стабільністю, то в умовах антропогенного впливу відбувається інтенсивна зміна якості води.

Основними факторами, що викликають зміни природного складу та властивостей води водних об'єктів, є стічні води промислових підприємств, комунально-побутові стоки, дренажні води з поливних земель, інші стоки та процеси самоочищення води. Серед процесів самоочищення основну роль грають процеси розведення та трансформації забруднень.

3.4.1. Розведення стічних вод

Оцінка якості води в певній точці (створі) водного об'єкту виконується шляхом співставлення максимальної концентрації забруднюючої речовини з гранично допустимою концентрацією тієї ж речовини (ГДК).

Максимальна концентрація лімітуючої забруднюючої речовини в річці нижче випуску стічних вод змінюється в межах:

$$C_{\text{ст}} \geq C_{\text{макс}} > C_{\text{с}} \quad (3.4),$$

де $C_{\text{ст}}$ – концентрація забруднення в стічних водах, мг/дм^3 або г/дм^3 ,

$C_{\text{макс}}$ – максимальна концентрація забруднюючої речовини у воді річки, мг/дм³ або г/дм³,

C_c – середня концентрація того ж забруднення в потоці води, мг/дм³ або г/дм³, що визначається із рівнями балансу речовини:

$$C_c = \frac{Q \cdot C_p + q \cdot C_m}{Q + q} \quad (3.5)$$

де: Q – витрата води в річці, м³/с,

q – витрата стічних вод, м³/с,

C_m – концентрація даної речовини в стічній воді, мг/дм³ або г/дм³,

C_p – концентрація даної речовини в річці, мг/дм³ або г/дм³.

При виконанні розрахунків розведення користуються, так званими, приведеними значеннями концентрації речовин ($C_{\text{прив}}$), виражаючи дану величину в перевищеннях концентрацій над природним фоном, тобто над вмістом даної речовини в воді річки або водойми (C_p). Якщо C дійсна концентрація забруднення в зоні забруднення, то

$$C_{\text{прив}} = C - C_p \quad (3.6)$$

Приведена концентрація в стічних водах буде:

$$C_{\text{ст.прив.}} = C_{\text{ст}} - C_p \quad (3.7)$$

Для зручності розрахунків обчислення ведуться у відносних величинах концентрації, наприклад у відсотках від $C_{\text{ст.прив.}}$, приймаючи останнє як 100 %.

Часто в практиці розрахунків розведення використовують поняття кратності розведення n та коефіцієнту змішування γ .

Кратність розведення n є універсальною характеристикою розведення, що показує у скільки разів знизилась концентрація забруднення в стічних водах на даному участку річки. Величину n визначають:

$$n = \frac{C_{\text{ст}} - C_p}{C_{\text{макс}} - C_p} \quad (3.8)$$

при $C_p = 0$ $n = C_{\text{ст}} / C_{\text{макс}}$

Коефіцієнт змішування (введений Родзіллером у 1954 році) показує, яка частина витрати річки змішується зі стічними водами. Коефіцієнт змішування та кратність розведення (3.9) між собою пов'язані наступною залежністю:

$$n = \frac{a \cdot Q + q}{q} \quad (3.9)$$

$$a = (n - 1) \cdot \frac{q}{Q} \quad (3.10)$$

Коефіцієнт змішування розраховується лише у тому випадку, коли стічні води поширюються у розрахунковому створі не на всю ширину потоку.

3.4.2. Трансформація забруднюючих речовин

Крім розведення зниженню концентрації забруднень у природних водах сприяють біохімічні та фізико-хімічні процеси, що протікають у водних об'єктах. Одним із способів кількісної оцінки зниження за рахунок названих процесів є використання, так званих, коефіцієнтів неконсервативності (K_n), що сумарно враховують швидкості трансформування (перетворення) речовин.

Значення коефіцієнту неконсервативності визначаються з даних лабораторних або натурних випробувань. Коефіцієнт неконсервативності при розпаді забруднень є від'ємним, його розмірність – доба⁻¹, с⁻¹.

В загальному вигляді кінетика біохімічного перетворення може бути описана рівнянням першого порядку:

$$C_t = C_0 \cdot \exp(-(K_{n,1} + K_{n,2} + \dots + K_{n,n}) \cdot t) \quad (3.11)$$

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = -(K_{n,1} + K_{n,2} + K_{n,n}) \cdot t \quad (3.12)$$

де: C_0 та C_t – концентрації забруднення відповідно у початковий момент та в момент t , мг/дм³ або г/дм³;

$K_{n,1}$, $K_{n,2}$, ..., $K_{n,n}$ – константи неконсервативності, які відносяться відповідно до першого, другого, n -го процесу (стадії) перетворення речовини в водному об'єкті.

На практиці допускається ведення розрахунку по основному процесу трансформації речовини, нехтуючи процесами, що носять другорядний характер. В цьому випадку розрахункове рівняння має вигляд:

$$C_t = C_0 \cdot \exp(-K_n \cdot t) \quad (3.13)$$

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = -K \cdot t \quad (3.14)$$

Таким чином, розрахункові методи дають можливість визначати не лише концентрації консервативних речовин, але і зниження концентрації неконсервативних за рахунок їх розкладання, якщо є значення констант неконсервативності.

3.5. Інтегральні показники оцінки якості води та забрудненості річок та водойм

У даний час при оцінці якості води в річках та водоймах, зазвичай, використовуються дані хімічного аналізу проб води, відібраних в окремих точках в певні відрізки часу. Це не дозволяє характеризувати якість води на окремих ділянках або по всьому об'єму водойми, прослідкувати за зміною забрудненості води в часі. Тому розроблено інтегральні показники якості води та забрудненості водних мас в часі та просторі, обумовлену змінністю гідрологічних характеристик водних об'єктів.

Розроблена система інтегральних показників складається з трьох груп:

- показники навантаження, що оцінюють навантаження потоку по середній концентрації забруднюючої речовини в контрольному перерізі;
- показники просторового розподілу забруднення в річках та водоймах;
- показники, що враховують зовнішній водообмін водойм.

3.5.1. Гідрологічні показники загального навантаження потоку консервативними речовинами. Абсолютний показник загального навантаження

Загальне навантаження потоку консервативними речовинами або сумою речовин може бути представлено концентрацією (C_c) цих речовин, яка визначена з умови балансу речовин.

Величина C_c у створі повного перемішування виражає істинне значення концентрації забруднюючої речовини. Для створів, розміщених між місцем скиду стічних вод та створом повного перемішування, величина C_c лише умовно характеризує середню концентрацію.

Якщо у воді річки концентрація даного забруднювача (фонова) дорівнює нулю ($C_p=0$), то

$$C_c = \frac{q \cdot C_{cm}}{Q + q} \quad (3.15)$$

Показник C_c дозволяє отримати повну характеристику навантаження потоку забруднюючими речовинами протягом любого заданого проміжку часу.

Оцінку змінюваності показника C_c в часі можна представляти як функцію забезпеченості P_Q добових витрат води річки багаторічного ряду спостережень. Якщо $q=\text{const}$, $C_{ct}=\text{const}$, то забезпеченість середньої концентрації (%) буде:

$$P_{cc}=100-P_Q \quad (3.16)$$

3.5.2. Показник перевищення та неперевищення забрудненості відносно норми

Показник перевищення забрудненості над нормою виражається через забезпеченість стоку забрудненої води ($P_{\text{забр}}$) в конкретному створі річки, який розглядається. Його забезпеченість визначають по числу днів, що відповідають проходженню через створ забрудненого стоку. Для визначення $P_{\text{забр}}$ зручно користуватися графічним способом (рис. 3.2).

При цьому використовують криву залежності середньої концентрації забруднення (C_c) від забезпеченості добових витрат води та лінію, яка відповідає ГДК.

Перетин кривої $C_c=f(P_Q)$ з прямою $C_c=\text{ГДК}$ вказує на точку, що дає забезпеченість перевищення середньої концентрації забруднювача ($P_{\text{забр}}$) над нормативною концентрацією. На ділянці I (рис. 3.2) вказані значення показника неперевищення забрудненості, на ділянці II – значення показника перевищеності забруднення відносно норми.

Показник допустимого рівня забрудненості відносно норми ($P_{\text{чист}}$) визначають як:

$$P_{\text{чист}}=100-P_{\text{забр}} \quad (3.17)$$

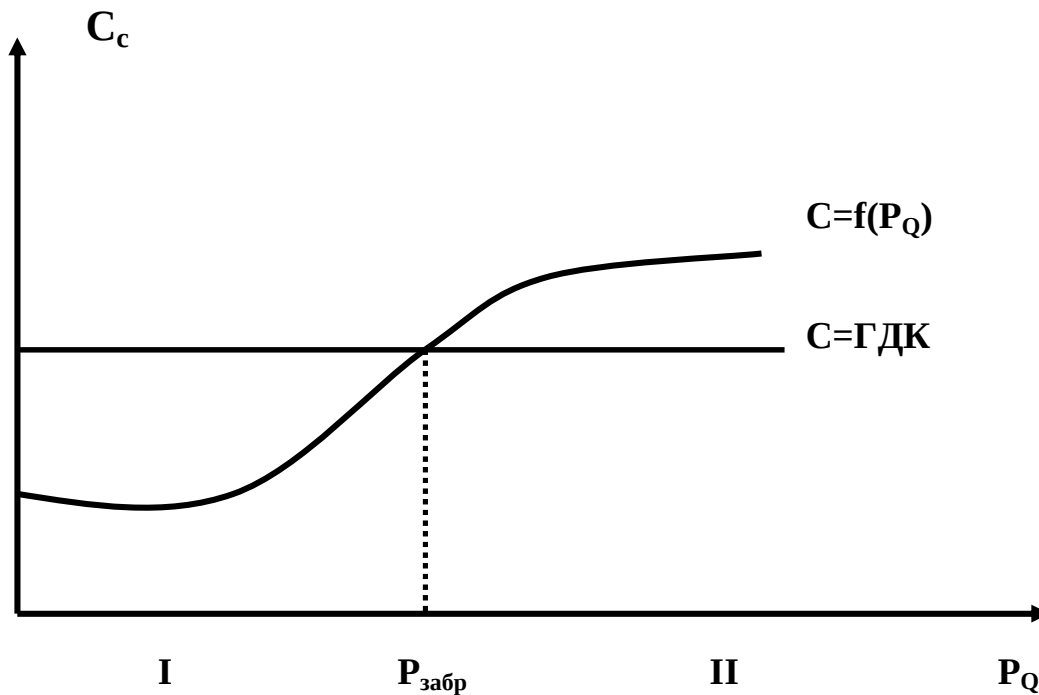


Рисунок 3.2 – Показник перевищення допустимого рівня забрудненості.

3.5.3. Показник відносного та гранично допустимого навантаження потоку забруднювачем

Показник відносного навантаження потоку конкретним забруднювачем знаходиться шляхом співставлення розрахункового значення C_c з гранично допустимою концентрацією даної речовини. При цьому можливі два випадки:

1). $C_c \geq \text{ГДК}$ (вода забруднена), 2). $C_c \leq \text{ГДК}$ (вода чиста)

Якщо підставити в дані нерівності значення C_c по формулі 5.4, та перетворивши їх можна отримати:

$$\frac{(C_{cm} - \text{ГДК}) \cdot q}{(\text{ГДК} - C_p) \cdot Q} \leq 1 \quad (3.18)$$

Ліву частину нерівності позначимо через φ :

$$j' = \frac{(C_{cm} - \text{ГДК}) \cdot q}{(\text{ГДК} - C_p) \cdot Q} \quad (3.19)$$

Відношення 3.19 називається "показник відносного навантаження потоку забруднюючою речовиною", тобто $\varphi' \leq 1$.

Якщо $\varphi > 1$ – вода брудна, якщо $\varphi' < 1$ – вода чиста, якщо $\varphi' = 1$ – відповідає граничним умовам навантаження водойми забруднюючою речовиною ($\varphi'_{\text{гран}}$).

3.5.4. Показники просторового розподілу забруднення в річках та водоймах

У результаті скиду забруднення в річки та водойми в них формуються зони забруднення, розміри яких змінюються в залежності від режимних характеристик потоків (рівня, витрати води, швидкості течії та ін.). Розміри зон забруднення також залежать від динаміки скиду стічних вод.

Для оцінки забрудненості водойми або ділянки річкового потоку можуть бути використані відносні розміри зон забруднення (лінійні розміри, площа, об'єм) та характеристика їх змінюваності, обумовлена змінністю визначаючих факторів. Показники цієї групи розраховуються на основі даних детальних натурних випробувань локальних зон забруднення або за даними теоретичних розрахунків цих зон.

Виділяються наступні відносні показники забруднення:

- ❖ лінійні ($\lambda_{\text{забр}}$),
- ❖ площі ($\eta_{\text{забр}}$),
- ❖ об'єму ($\mu_{\text{забр}}$).

Для характеристики лінійних розмірів зон забруднення розглядають два відносних лінійних показники: $\lambda_{\text{Нзабр}}$, $\lambda_{\text{Взабр}}$. Вони виражають відношення найбільшого лінійного розміру (довжини) зони забрудненості ($L_{\text{забр}}$) до деякої характерної глибини (H^*) або ширини водного об'єкту (B^*):

$$\lambda = L_{\text{забр}} / H^* \quad (3.20)$$

$$\lambda = L_{\text{забр}} / B^* \quad (3.21)$$

$L_{\text{забр}}$ – відстань від місця випуску стічних вод до створу, де концентрація забруднювача дорівнює ГДК,

H^* та B^* для річок розраховуються як середні значення глибини та ширини потоку при конкретному режимі на даному участку,

H^* для водойми – середня глибина водойми в місці забруднення, або середня глибина всієї водойми.

Показник $\lambda_{\text{Взабр}}$ для водойм не розраховується.

Показники відносної площі зони забруднення ($\eta_{\text{забр}}$) та відносного об'єму області забруднення ($\mu_{\text{забр}}$) розраховуються по формулах:

$$\eta_{\text{забр}} = Q_{\text{забр}} / Q_{\text{заг}} \quad (3.22)$$

$$\mu_{\text{забр}} = W_{\text{забр}} / W_{\text{заг}} \quad (3.23)$$

$Q_{\text{забр}}$ та $W_{\text{забр}}$ – забруднені площа та об'єм, розраховані або виміряні при конкретних гідрологічних умовах,

$Q_{\text{заг}}$ та $W_{\text{заг}}$ – загальна площа та об'єм води на участку, що розглядається.

Показники цієї групи можуть бути розраховані для деяких середніх умов, для найбільш несприятливих умов. Використання показників цієї групи дозволяє оцінювати зміни санітарного стану під впливом визначаючих факторів – зміни основних гідрологічних характеристик.

3.6. Гранично допустимий скид забруднюючих речовин

3.6.1. Основні поняття та терміни

Гранично допустимий скид (ГДС) речовини – показник максимально допустимої в одиницю часу кількості (маси) речовини, що відводиться із зворотними водами у поверхневі та морські води, який з урахуванням встановлених обмежень на скид цієї речовини від інших джерел забруднення гарантує дотримання норм її вмісту в заданих контрольних створах (пунктах) водного об'єкту.

Тимчасово погоджений скид (ТПС) речовини – показник максимально допустимої в одиницю часу кількості (маси) речовини, що відводиться із зворотними водами у водний об'єкт, що встановлюється в разі неможливості досягнення через об'єктивні причини рівня ГДС. ТПС приймається за умови розробленого детального плану заходів до зниження рівня скидів, що забезпечить досягнення ГДС.

План заходів щодо досягнення ГДС речовин — сукупність технічних і вартісних характеристик заходів і споруд, пов'язаних зі строками реалізації та спрямованих на поетапне досягнення величин ТПС і ГДС речовин.

Вода зворотна — вода, яка повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки колообігу води до його природних ланок (річкової, озерної, морської) у вигляді стічної, скидної або дренажної води.

Вода стічна — вода, що утворюється в процесі господарсько-побутової і виробничої діяльності (крім дренажної і скидної води), а також при відведенні з забудованої території стоку атмосферних опадів.

Вода скидна — вода, що відводиться від зрошувальних с/г угідь, забудованих територій, які поливають, а також вода, що відводиться від ділянок, на яких застосовується гідромеханізація.

Вода дренажна — вода, що профільтрувалася в дренаж із тіла гідротехнічної споруди або її фундаменту, а також із очисних споруд фільтруючого типу, осушуваного (зрошуваного) земельного масиву, підтопленої території підприємства, міста і т.ін.

Контрольні створи (КС) або пункти — ті місця, де мають дотримуватись встановлені норми якості води.

Під час скиду зворотних вод або проведенні інших видів господарської діяльності, що впливають на стан водних об'єктів, які використовуються для господарсько-питних і комунально-побутових потреб, норми якості води або (у випадках природного перевищення цих норм) її природний склад і властивості мають дотримуватись на ділянках водних об'єктів у межах населених пунктів, а також у водотоках впродовж 1 км вище найближчого за течією пункту водокористування (водозабору для господарсько-питного водопостачання, місця купання або організованого відпочинку, території населеного пункту), у водоймах — на акваторії в межах 1 км від пункту водокористування, в прибережних зонах морів — на найближчій границі району водокористування або зони санітарної охорони.

Під час скиду зворотних вод або проведенні інших видів господарської діяльності, що впливають на стан рибогосподарських водотоків і водойм, норми якості води або (у випадках природного перевищення цих норм) її природний склад і властивості мають дотримуватись у межах рибогосподарської ділянки, починаючи з контрольного створу або пункту, який визначено в кожному конкретному випадку органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища України, але не далі 500 м від місця скиду зворотних вод або розташування інших джерел домішок, що впливають на якість води (місць видобування корисних копалин, проведення робіт на водному об'єкті тощо).

Під час скиду зворотних вод у прибережну зону моря рибогосподарські норми якості води мають дотримуватись у контрольному створі, що розташований на відстані 250 м від місця випуску в будь-якому напрямі.

Контрольні створи визначаються органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища України за погодженням з органами Міністерства охорони здоров'я України та Держрибгосппрому України.

Лімітуючий контрольний ствір — ствір на водному об'єкті для дотримання норм якості води, в якому необхідне встановлення найбільш суворих обмежень на скид речовин із зворотними водами.

Фоновий ствір — ствір, розташований на водному об'єкті безпосередньо до місця впливу скиду зворотних вод, з урахуванням напрямку течії.

Розрахунковий ствір — ствір, для якого визначають розрахункові характеристики водного об'єкту, ним можуть бути контрольний, фоновий, гідрометричний, гирловий (для річок) та інші створи.

Фонова якість води — якість води водного об'єкту, що сформована під впливом природних процесів і усіх джерел надходження домішок, за винятком джерела домішок, яке розглядається.

Природна фоновая якість — якість води, що сформована природними процесами за відсутності антропогенного навантаження.

Асимілююча здатність водного об'єкта — спроможність водного об'єкту приймати певну масу речовини в одиницю часу без порушення норм якості води в контрольних створах (пунктах) водокористування. Вона визначається з урахуванням процесів змішування, розведення і процесів самоочищення домішок у водному об'єкті.

3.6.2. Методичні і організаційні основи встановлення ГДС речовин

Скид зворотних вод у водні об'єкти є одним із видів спеціального водокористування і здійснюється на основі дозволів, які видаються у встановленому порядку органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища.

Величини ГДС речовин розробляються і затверджуються для діючих і тих, що проектується, підприємств-водокористувачів, які мають (будуть мати) організовані скиди зворотних вод з господарської ланки колообігу води у водні об'єкти.

Проект ГДС поновлюється кожні 5 років.

Величини ГДС речовин встановлюються для кожного окремого випуску зворотних вод у поверхневі та морські води.

Умовою для визначення ГДС речовин є гарантія дотримання норм якості води у встановлених контрольних створах.

Якщо фонові забрудненість водного об'єкту за яким-небудь показником перевищує ГДК та обумовлена господарськими факторами, які не можна змінити за період досягнення ГДС, то ГДС відповідних речовин встановлюються, виходячи з перенесення нормативних вимог до якості води безпосередньо на зворотні води ($C_{ст} \leq ГДК$).

У тих випадках, коли фонові забрудненість водного об'єкту за яким-небудь показником перевищує ГДК та обумовлена природними причинами, ГДС відповідних речовин встановлюються виходячи з умов дотримання в контрольних створах (пунктах) природної фонові якості води, що сформувався. Це відноситься, наприклад, до водних об'єктів з підвищеним вмістом у воді мінеральних солей, заліза тощо ($C_{ст} \leq C_{фон}$).

При подачі стічних вод у каналізаційні мережі виробничих управлінь водопровідно-каналізаційного господарства величини ГДС на ці стоки не встановлюються.

Для діючих і тих, що проектується, підприємств-водокористувачів встановлювані ГДС речовин не повинні перевищувати показників скиду речовин, що можуть бути досягнуті при застосуванні типового способу очищення цієї категорії зворотних вод, навіть якщо водний об'єкт дозволяє скидати значно більші їх величини. Наприклад, для господарсько-побутових стічних вод — це рівень повного біологічного очищення.

Після встановлення ГДС речовин вимагається дотримання допустимих концентрацій речовин, а також не допускається перевищення затвердженої витрати зворотних вод.

Однією з найважливіших умов правильності визначення витрат на водоохоронні заходи є застосування басейнового принципу встановлення ГДС речовин, який передбачає одночасне врахування впливу всіх скидів зворотних вод в гідрографічну мережу на якість води в усіх створах, що знаходяться за течією нижче (для водотоків) або поблизу (для водойм). При цьому величини ГДС речовин (для забезпечення мінімізації сумарних витрат на досягнення ГДС) встановлюються з урахуванням:

- заданих видів водокористування;
- відповідних норм вмісту і ГДК речовин у місцях водокористування;
- асимілюючої спроможності водних об'єктів;
- оптимального розподілу між водокористувачами маси речовин, що скидаються.

Басейновий принцип встановлення ГДС речовин застосовується у таких випадках:

а) для водокористувачів ділянки басейну ріки або водойми в межах області (основний варіант), де розгляд і затвердження ГДС проводиться єдиними контролюючими органами і при цьому передбачається дотримання норм якості води у створах на кордонах областей;

б) для водокористувачів басейну в цілому при розробці басейнових екологічних програм, а також міждержавних басейнових екологічних програм, де враховується необхідність дотримання заданих норм якості води в прикордонних створах.

Величини ГДС і ТПС речовин встановлюються у грамах на годину (г/год.). Цим забезпечується заборона нерівномірного ("залпового") скиду речовин із зворотними водами. Величини ГДС або ТПС, перераховані в тонни на рік (т/рік) і т.ін., є оціночними і не повинні розглядатися як нормативи скиду речовин.

Встановлення ТПС речовин, як проміжного етапу досягнення ГДС, здійснюється на технологічній основі, а самі величини ТПС визначаються з:

- ❖ технічних характеристик і регламентів технологій виробництва,
- ❖ роботи водоохоронних споруд,
- ❖ інших водоохоронних заходів, що забезпечують поетапне досягнення ГДС речовин.

Розробка, обґрунтування та встановлення ГДС включає такі етапи:

Етап 1. Підготовка вихідних даних для розрахунку ГДС речовин.

Етап 2. Правове та методичне обґрунтування схеми і моделі розрахунку ГДС речовин.

Етап 3. Визначення розрахункових умов та розробка проекту (розрахунок) ГДС речовин.

Етап 4. Визначення величин ТПС речовин, оцінка водоохоронної ефективності досягнення ТПС і ГДС речовин.

Етап 5. Розробка пропозицій до плану заходів щодо досягнення ГДС речовин, підготовка документів — проектів ГДС, ТПС речовин і плану заходів.

Етап 6. Узгодження і затвердження документів.

Розробниками ГДС є:

- спеціальні підрозділи Міністерства охорони навколишнього природного середовища;
- інші організації, що отримали дозвіл Міністерства охорони навколишнього природного середовища на засаді їх атестації.

Подані документи мають бути розглянуті та узгоджені органами Міністерства охорони здоров'я (МОЗ) України протягом двох тижнів, розглянуті та затверджені органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища протягом місяця. У випадку відмови органів МОЗ України від розгляду або при необґрунтованому відхиленні поданих матеріалів органи Міністерства охорони навколишнього природного середовища мають право розглянути дані матеріали з питання затвердження ГДС і плану заходів щодо їх досягнення і прийняти самостійне рішення.

Перегляд ГДС речовин виконується не рідше одного разу за п'ять років. Органи Міністерства охорони навколишнього природного середовища мають право зобов'язати водокористувача внести корективи у затверджені ГДС речовин, якщо:

- ❖ змінилась категорія водокористування водоприймача,
- ❖ змінились його розрахункові характеристики чи характеристики скиду зворотних вод (більше ніж на 20 %),
- ❖ введено нові очисні споруди чи споруди доочищення, які забезпечують кращий рівень очищення зворотних вод, ніж передбачений встановленими допустимими концентраціями речовин в діючих ГДС і т.ін.

За місяць до закінчення строку дії встановлених ГДС речовин, підприємство-водокористувач повинно звернутися до місцевого органу Міністерства охорони навколишнього природного середовища з клопотанням про перегляд ГДС з представленням нового розрахунку чи уточнення проекту діючих ГДС речовин.

Якщо після закінчення строку дії ГДС речовин підприємство-водокористувач не подає клопотання про його перегляд або продовження, то органи Міністерства охорони навколишнього природного середовища повинні скасувати дозвіл на спецводокористування і ліміти скидів забруднюючих речовин встановлювати на рівні ГДК.

Без затверджених ГДС речовин дозволи на спеціальне водокористування не видаються.

Відповідальність:

- підприємства-водокористувачі несуть відповідальність за достовірність вихідних даних;
- розробники ГДС несуть відповідальність за достовірність розрахунків, використання неузгоджених та незатверджених методик і програм на ЕОМ;

- органи Міністерства охорони здоров'я України та Міністерства охорони навколишнього природного середовища несуть відповідальність за узгоджені та затверджені документи при встановленні ГДС відповідно до діючого законодавства.

3.6.3. Склад вихідних даних та розрахункових умов

Розрахунок величин ГДС речовин у водний об'єкт із зворотними водами виконується з урахуванням:

- а) норм якості води і ГДК речовин у воді водного об'єкту в лімітуючому контрольному створі;
- б) фонові якості води водного об'єкту до місця впливу випуску зворотних вод;
- в) витрат, складу і режиму надходження зворотних вод за період дії встановлюваних ГДС речовин. (Склад стічних вод підприємств-абонентів визначається, насамперед, за специфічними речовинами і показниками).
- г) впливу на водний об'єкт на ділянці від місця випуску зворотних вод до лімітуючого контрольного створу інших випусків зворотних вод, господарських факторів;
- д) ступеню змішування зворотних вод з водою водного об'єкту на ділянці від місця їх випуску до лімітуючого контрольного створу;
- е) кратності розведення зворотних вод водою водного об'єкта в зоні їх початкового змішування і лімітуючого контрольного створу;
- є) природного самоочищення вод від речовин, що надходять, на ділянці від місця випуску зворотних вод до лімітуючого контрольного створу. (Процеси самоочищення враховуються, якщо вони достатньо виражені, а їх закономірності достатньо вивчені).

Для розрахунку величин ГДС речовин використовується сукупність фактичних або розрахункових вихідних даних, що включає:

❖ гідрографічні, розрахункові гідрологічні і гідрохімічні характеристики водних об'єктів у розрахункових (контрольних, фонових, гирлових і т.д.) створах, коефіцієнти неконсервативності речовин у воді водних об'єктів;

❖ розрахункові кількісні і якісні характеристики основних генетичних складових стоку, що формуються на ділянках басейну між суміжними створами: підземного живлення та поверхневого стоку з природних територій водозбору, поверхневого стоку з промислово-житлових (забудованих) і сільськогосподарських (орних) територій;

- ❖ фактичні і задані (проектні) або розрахункові витрати і склад зворотних вод, які скидаються;
- ❖ місця розташування водокористувачів та інших господарських впливів на водні об'єкти по гідрографічній мережі;
- ❖ вимоги водокористувачів до якості води;
- ❖ техніко-економічні характеристики реалізованих, і тих, що плануються, і можливих водоохоронних заходів.

Для розрахунку ГДС речовин приймається найменша асимілююча спроможність водних об'єктів. При її визначенні всі розрахункові характеристики водних об'єктів басейну, випусків зворотних вод та інших видів господарських впливів необхідно розглядати суміщено у часі і за умовами водності року.

Склад потрібних розрахункових даних про водні об'єкти включають в себе первинні вихідні дані:

- 1) структура гідрографічної мережі басейну;
- 2) водозбірні площі водних об'єктів та їх ділянок;
- 3) довжина водних об'єктів та їх ділянок, площі водойм;
- 4) коефіцієнти звивитості водних об'єктів та їх ділянок;
- 5) глибина водних об'єктів;
- 6) ширина водних об'єктів;
- 7) коефіцієнти шорсткості ложа і нижньої поверхні льоду;
- 8) види водокористування водних об'єктів або їх ділянок;
- 9) норми якості води, ГДК, ЛОШ і класи небезпечності речовин;
- 10) коефіцієнти неконсервативності речовин у воді водних об'єктів;
- 11) розташування створів (пунктів) спостережень за якістю води на гідрографічній мережі;
- 12) якість води водних об'єктів (включаючи густину морської води біля поверхні моря і на глибині випуску зворотних вод);
- 13) швидкість течії (для прибережної зони моря — напрямок течії і швидкість вітру над поверхнею води);
- 14) витрати води річок;
- 15) об'єми (рівні) води і гідрологічний режим водойм.

Витрати і склад зворотних вод на перспективу, що розглядається при розробці ГДС речовин, не повинні перевищувати проектні параметри діючих або тих, що будуються, очисних споруд. При цьому збільшення витрат виробничих стічних вод щодо фактичних їх витрат, як правило, не допускається (крім стічних вод харчових та деяких інших виробництв, що не можуть бути повторно використані). Вихідна інформація про водоохоронні заходи (споруди) необхідна для розрахунку ГДС і ТПС

речовин, розробки плану заходів щодо поетапного досягнення ГДС речовин. Вона подається водокористувачем і включає:

- 1) характеристики складу і технічного стану діючих очисних споруд;
- 2) характеристики витрат і складу стічних вод основних підприємств-абонентів;
- 3) наявні плани поточних заходів щодо зниження скиду речовин із зворотними водами;
- 4) наявні перспективні плани або генеральні проекти вдосконалення водного господарства, очищення зворотних вод;
- 5) техніко-економічні характеристики можливих водоохоронних заходів.

3.6.4. Контроль за дотриманням встановлених обмежень на скид зворотних вод

Контроль за дотриманням встановлених обмежень на скид зворотних вод, які вказані у затверджених документах, що визначають ГДС, ТПС речовин і плани водоохоронних заходів, здійснюється органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища на підставі даних, що представляються водокористувачами.

Крім того, проводяться контрольні заміри і обстеження службами Міністерства охорони навколишнього природного середовища. До показників, що контролюються, входять:

а) витрата зворотних вод ($\text{м}^3/\text{год.}$), концентрації нормованих речовин (мг/л) і показники властивостей зворотних вод на скиді у водний об'єкт, контроль яких здійснюється шляхом порівняння вимірних показників із відповідними однойменними встановленими показниками (фактичними, відповідними ТПС, відповідними ГДС);

б) скид (маса) нормованих речовин із зворотними водами (г/год.), контроль якого здійснюється шляхом порівняння його розрахункових значень (на основі вимірних показників витрат зворотних вод і концентрацій в них речовин) із встановленими фактичними показниками, показниками ТПС і ГДС відповідних речовин;

в) показники плану заходів щодо досягнення ГДС, контроль яких здійснюється шляхом порівняння фактичних строків реалізації і показників водоохоронного результату (ефекту) цих заходів із відповідними показниками, що вказані в плані.

Для визначення порушення треба виявити перевищення встановлених витрат зворотних вод (ВВ) над заміряними витратами

зворотних вод (ЗВ), встановлену концентрацію речовини (ВК) над заміряною концентрацією речовини (ЗК).

❖ Порухення відсутнє у таких випадках:

1. $ВВ = ЗВ$ та $ВК = ЗК$

2. $ВВ = ЗВ$ та $ВК > ЗК$

3. $ВВ > ЗВ$ та $ВК = ЗК$

4. $ВВ > ЗВ$ та $ВК > ЗК$

❖ Порухення має місце у таких випадках:

1. $ВВ < ЗВ$ та $ВК < ЗК$

2. $ВВ < ЗВ$ та $ВК = ЗК$

3. $ВВ = ЗВ$ та $ВК < ЗК$

❖ Розрахунки концентрацій речовин у водному об'єкті, які зумовлені скидом зворотних вод, що контролюються, потрібні для визначення порушення в таких випадках:

1. $ВВ < ЗВ$ та $ВК > ЗК$

2. $ВВ > ЗВ$ та $ВК < ЗК$

Скид будь-яких речовин, пов'язаних з діяльністю водокористувачів, що не вказані у затверджених ГДС, заборонено.

На підставі результатів контролю в установленому порядку складається акт, в якому констатується дотримання чи порушення встановлених обмежень на скид зворотних вод (показників їх витрати і складу, скиду речовин, плану заходів) і вказуються заходи щодо усунення порушень та строки їх виконання.

3.6.5. Визначення характеристик потоку, необхідних для розрахунку розведення стічних вод

При розрахунку турбулентного перемішування води в річках насамперед необхідно прийняти розрахункове значення витрати води. У відповідності з вимогами в даний час як розрахункову приймають мінімальну витрату 95% забезпеченості. При наявності багаторічних спостережень можна прийняти в розрахунок мінімальну із зафіксованих витрат води в річці. Для вирішення інших задач можуть розглядатися інші витрати води.

У відповідності із вибраною витратою води Q ($\text{м}^3/\text{с}$) визначають площу перетинного перерізу w (м^2), середню швидкість течії $V_{\text{сер}}$ ($\text{м}/\text{с}$), схил поверхні води J (%), середню ширину $B_{\text{сер}}$ (м) та глибину потоку $H_{\text{сер}}$ (м). Після цього розраховують коефіцієнт Шезі C_T ($\text{м}^{1/2}/\text{с}$), перетинні

складові швидкості на закругленні потоку V_z (м/с), значення коефіцієнту турбулентної дифузії D (м²/с).

При наявності виміряного схилу поверхні потоку коефіцієнт Шезі C_T розраховується за формулою Шезі:

$$C_m = \frac{V_{cep}}{\sqrt{H_{cep} \cdot J}} \quad (3.24)$$

При відсутності даних про схил коефіцієнт Шезі розраховують за відомою формулою Штріклера-Маннінга:

$$C_m = 33 \left(\frac{H_{cep}}{d_e} \right)^{1/6} \quad (3.25)$$

де d_e – ефективний діаметр часток донних відкладень (мм), для річок визначається як 50%-е значення крупності часток по гранулометричній кривій.

Коефіцієнт турбулентної дифузії, що є основним параметром при розрахунку перемішування, а значить і ГДС, розраховується за формулою:

$$D = \frac{g \cdot H_{cep} \cdot V_{cep}}{m \cdot C} \quad (3.26)$$

де V_{cep} – середнє значення швидкості потоку на участку поширення забруднення, м/с,

H_{cep} – середня глибина на розрахунковому участку, м,

g – прискорення вільного падіння, 9,81 м/с,

m – величина, яка є функцією коефіцієнту Шезі C_T .

$$m = 0.7C_T + 6 \quad 10 \leq C_T \leq 60 \quad (3.27)$$

$$m = 48 \quad 60 < C_T \quad (3.28)$$

Важливу роль у процесі розведення стічних вод в річках відіграють перетинні течії. Наявність перетинних складових швидкості V_{zcep} , тобто внутрішньої циркуляції в потоці, призводить до інтенсифікації процесу перемішування. Це повинно бути враховано в розрахунках.

Вплив перетинної циркуляції враховується введенням поправочного множника $K_{п.ц.}$ (>1) до коефіцієнту, що враховує гідравлічні умови змішування води в річці.

Величина $K_{п.ц.}$ є функцією відношення:

$$K_{п.ц.} = f\left(\frac{V_{Zcep} + w'}{w'}\right) \quad (3.29),$$

де V_{Zcep} – середнє значення абсолютної величини перетинної складової швидкості по вертикалі,

w' – середнє значення абсолютної величини перетинної складової пульсаційної швидкості.

Для визначення V_{Zcep} рекомендують формулу:

$$V_{Zcep} = 0.13N \frac{H_{сер}}{r} V_{хсер} \quad (3.30)$$

де $H_{сер}$ – середня глибина потоку на всій довжині участку, що розглядається,

$V_{хсер}$ – середнє значення повздовжньої складової швидкості руху води,

r – радіус кривизни русла, що визначається як величина участку річки, який знаходиться нижче місця скиду стічних вод та який включає одне-два закруглення,

N – безрозмірне характеристичне число турбулентного потоку, що визначається з формули:

$$N = \frac{m \cdot C_m}{g} \quad (3.31)$$

Середнє значення абсолютної величини перетинної складової пульсаційної швидкості (w') визначається за формулою:

$$w' = \frac{V_{хсер}}{\sqrt{N}} \quad (3.32)$$

Крім перетинної циркуляції у потоці на інтенсивність процесу перемішування суттєво впливає і нерівномірний розподіл глибин на даному участку. Врахування цього фактору може здійснюватися також введенням коефіцієнту K_A до коефіцієнту турбулентної дифузії D .

Встановлена залежність величини K_A від відношення:

$$q = \frac{H_{\text{макс.сер}} - H_{\text{сер}}}{H_{\text{сер}}} \quad (3.33)$$

де $H_{\text{макс.сер}}$ – максимальна із середніх глибин обраного участку, м.

Для кількісного визначення коефіцієнтів $K_{\text{п.ц.}}$ та K_A рекомендують використовувати графік (рис. 3.3), на якому $K_{\text{заг}} = K_{\text{п.ц.}} \cdot K_A$, а K_A дорівнює:

$$K_A = f \left(\frac{V_{Z\text{сер}} + w'}{w'} : \frac{H_{\text{макс.сер}} - H_{\text{сер}}}{H_{\text{сер}}} \right) \quad (3.34)$$

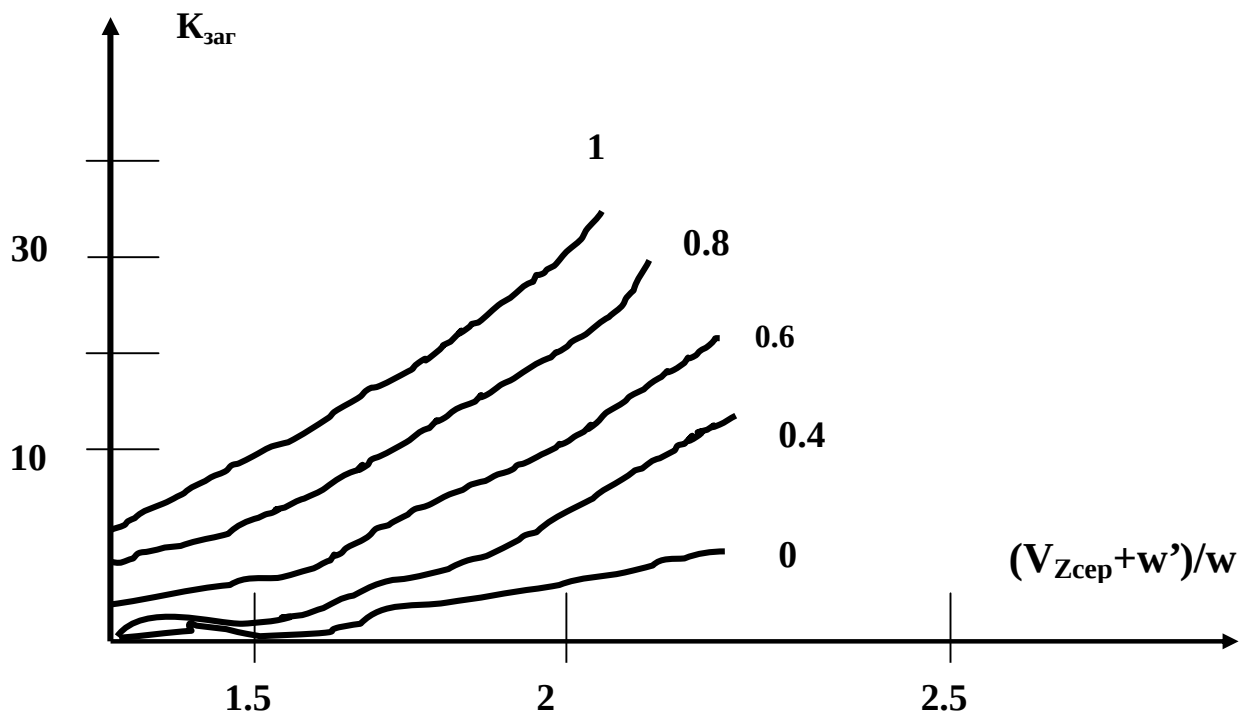


Рисунок 3.3 – Номограма $K_{\text{заг}} = f\left(\frac{(V_{Z\text{сер}} + w')}{w'}, \theta\right)$

Для врахування двох названих факторів – перетинної циркуляції та зміни глибин на участку, що розглядається – коефіцієнт турбулентної дифузії уточнюють:

$$D_{\text{випр}} = D \cdot K_{\text{заг}} \quad (3.35)$$

де $D_{\text{випр}}$ – виправлений коефіцієнт турбулентної дифузії, що характеризує сумарні умови перемішування води в річці.

3.6.6. Визначення метеорологічних та гідравлічних характеристик водойми, необхідних для розрахунку розведення стічних вод

В озерах та водосховищах на процеси перемішування суттєво впливає вітер. Тому при оцінці перемішування стічних вод необхідно проводити розрахунок вітрових течій, а також враховувати змінність гідрологічних величин та гідравлічних елементів. На змінність останніх впливають коливання вітрової характеристики над водою.

Повторюваність різних швидкостей вітру на висоті 10 м над поверхнею суші представлено в довідниках по клімату. Перехід до водної поверхні здійснюється за допомогою спеціальних графіків, а при їх відсутності для переходу до швидкості на висоті 2 м над поверхнею води вводиться коефіцієнт $K=0,85$:

$$V_2^B = 0.85 V_{10}^B \quad (3.36),$$

де V_2^B та V_{10}^B – швидкості вітру відповідно на висоті 2 та 10 м.

Дані про швидкість вітру використовуються для визначення швидкості вітрових течій. Для розрахунку середньої швидкості вітрової течії рекомендується наближена залежність виду:

$$V_{сер} = K \cdot V_2^B \sqrt{3+10h} \quad (3.37)$$

де K – коефіцієнт, що визначається в залежності від коефіцієнту Шезі по табл. 3.1,

V_2^B – швидкість вітру на висоті 2 м над поверхнею води, м/с,

h – середня для даної ділянки висота хвилі 1%-ої забезпеченості у даній системі хвиль, м.

Таблиця 3.1 Значення коефіцієнту K у залежності від коефіцієнту Шезі

C_m	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
$K \cdot 10^2$	0,10	0,18	0,27	0,34	0,42	0,50	0,55	0,60	0,64	0,68

Коефіцієнт Шезі C_m розраховується по формулі (3.25). Ефективний діаметр d_e в умовах озер та водосховищ визначається по інтегральній кривій гранулометричного складу, як діаметр, що обмежує 10% найбільш крупних часток.

Коефіцієнт турбулентної дифузії визначається по залежності (3.26). При наявності хвилювання турбулізація водних мас зростає. Це повинно бути враховано в формулі для розрахунку коефіцієнту турбулентної дифузії. В цьому випадку формула для розрахунку має наступний вигляд:

$$D = \frac{(c \cdot h + p \cdot V'_{\text{сер}} \cdot H) \cdot d_e}{v \cdot H^{1/3}} \quad (3.38),$$

де: c – фазова швидкість хвиль, м/с,

h – висота хвилі 1%-ої забезпеченості в даній системі хвиль, м,

$\pi=3.14$,

$V'_{\text{сер}}$ – середнє по вертикалі значення абсолютної величини переносної швидкості, м/с,

H – середня глибина водойми на участку, м,

d_e – ефективний діаметр часток донних відкладень (в даній формулі береться в м), для рік визначається як 50%-е значення крупності часток поза гранулометричною кривою,

v – емпіричний коефіцієнт, що приймається орієнтовно рівним 700.

Дану формулу рекомендують для глибин менших 60 м.

Фазова швидкість хвиль знаходиться за формулами:

$$c = \sqrt{\frac{g \cdot L'}{2\pi}} \quad \text{при } 0.5L' < H \quad (3.39)$$

$$c = \sqrt{g(H + h)} \quad \text{при } 0.5L' > H \quad (3.40)$$

де: L' – довжина хвилі, м.

h – висота хвилі 1%-ої забезпеченості в даній системі хвиль, м.

Враховуючи те, що швидкість вітрової течії змінюється із зміною швидкості вітру, то в першому наближенні можна вважати, що характеристики, які залежать від швидкості вітру (швидкість вітрової течії, коефіцієнт турбулентної дифузії), мають ту ж забезпеченість, що і фактор, який їх визначає, тобто вітер заданого напрямку. А це в свою чергу дозволяє після розрахунків визначити забезпеченість розрахункової зони забруднення.

3.6.7. Розрахунок ГДС, визначення допустимої кількості стічних вод, що скидаються, встановлення необхідного ступеню їх очищення

Розрахунок ГДС речовини або змулених речовин проводять наступним чином.

Спочатку визначають ступінь змішування стічної води з водою водойми у розрахунковому створі.

Кратність розведення n визначається розрахунковим шляхом за формулою(5.2):

$$n = \frac{a \cdot Q + q}{q} \quad (3.41),$$

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

q – витрата стічної води, що визначається вимірами або за розрахунком, $\text{м}^3/\text{с}$;

α - коефіцієнт змішування на відстані L , який показує яка частина води річки змішується із стічними водами.

Коефіцієнт змішування визначається за формулою В.А. Фролова та І.Д. Родзіллера:

$$a = \frac{1 - e^{-\alpha \sqrt[3]{L}}}{1 + \frac{Q}{q} \cdot e^{-\alpha \sqrt[3]{L}}} \quad (3.42)$$

де: L – відстань по фарватеру від місця скиду зворотних вод до розрахункового створу, м ;

Q – розрахункова середньогодинна витрата води водного об'єкту найбільш мілководного місяця з 95 % забезпеченістю стоку, $\text{м}^3/\text{год}$;

q – середньогодинна витрата стічної води, що визначається вимірами або за розрахунком, $\text{м}^3/\text{год}$;

e – основа натурального логарифму;

α - коефіцієнт, який враховує вплив гідравлічних факторів змішування стічних вод з природними.

Розраховується α за формулою:

$$\alpha = j \cdot x \sqrt[3]{\frac{D}{q}} \quad (3.43)$$

де: ϕ - коефіцієнт звивитості водного об'єкту (співвідношення довжини між двома пунктами по фарватеру до довжини по прямій);

ξ - коефіцієнт, який залежить від місця скиду стічних вод ($\xi=1$ для берегового скиду, $\xi=1,5$ для скиду у фарватер);

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

D – коефіцієнт турбулентної дифузії.

Коефіцієнт турбулентної дифузії розраховують за формулою (3.26). Існує також приблизна формула для визначення коефіцієнту турбулентної дифузії:

$$D = \frac{V_{\text{сер}} \cdot H_{\text{сер}}}{200} \quad (3.44)$$

де: $V_{\text{сер}}$ – середня швидкість води водного об'єкту, $\text{м}/\text{с}$;

$H_{\text{сер}}$ – середня глибина водойми, м .

Гранична концентрація забруднень ($C_{\text{СТ}}^{\text{розр}}$) у стічних водах розраховується виходячи із характеристик води у річці (фонові концентрації), ГДК цієї речовини у воді річки та кратності розведення стічної води:

$$C_{\text{СТ}}^{\text{розр}} = C_{\text{доп}} \cdot n + C_{\text{ф}} \quad (3.45)$$

де $C_{\text{доп}}$ – допустиме за санітарними правилами збільшення концентрації речовин у водоймі після скиду зворотних вод:

$$C_{\text{доп}} = \text{ГДК} - C_{\text{ф}} \quad (3.46)$$

де n – кратність розведення,

$C_{\text{ф}}$ – фонові концентрації забруднення в річці, $\text{г}/\text{м}^3$.

Гранично допустимий скид визначають із граничної концентрації забруднення в стічних водах ($C_{\text{СТ}}^{\text{розр}}$) та витрати стічних вод:

$$\text{ГДС} = q \cdot C_{\text{СТ}}^{\text{розр}} \quad (3.47)$$

При відомій концентрації забруднення у воді, що поступає на очисні споруди (C_0), та розрахованій його граничній концентрації у

стічній воді, що скидається у водойму, $C_{CT}^{розр}$ можна розрахувати необхідний ступінь очищення води на очисних спорудах за формулою:

$$Z = \frac{C_0 - C_{CT}^{розр}}{C_0} \cdot 100\% \quad (3.48)$$

де C_0 – початкова концентрація забруднення у воді, що підлягає очищенню, перед очисними спорудами.

Відповідно до правил випуску стічних вод, вміст розчиненого кисню у воді водойм після змішування із стічними водами, має бути не нижчим 4 мг/дм^3 для водойм господарсько-питного призначення, та не менше 6 мг/дм^3 для водойм рибогосподарського призначення. Виходячи з цього розраховують максимальне БСК стічних вод, що випускаються:

$$C_{CT}^{БСК} = \frac{a \cdot Q}{q \cdot 10^{-k_1 t}} \left(ГДК^{БСК} - C_{\phi}^{БСК} \cdot 10^{-k_2 t} \right) + \frac{ГДК^{БСК}}{10^{-k_1 t}} \quad (3.49)$$

де: α – коефіцієнт змішування, що визначається за формулою (3.43),

Q, q – відповідно витрати річної та зворотньої води, $\text{м}^3/\text{с}$;

$ГДК^{БСК}$ – гранично допустиме БСК для суміші річної та стічної води, мг/л , г/м^3 ;

$C_{\phi}^{БСК}$ – БСК_п річної води до місця скиду стічних вод, мг/л , г/м^3 ;

t – час перемішування води від пункту скиду до розрахункового пункту, доба;

K_1 – константа швидкості споживання кисню стічною водою (визначається в залежності від середньої температури води влітку (табл. 3.2);

K_2 – константа реаерації (визначається в залежності від швидкості течії за табл. 3.3.

Таблиця 3.2 Константа швидкості споживання кисню стічною водою

Темп., °С	0	5	9	12	15	18	20	22	26	28	29
K_1	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,1	0,11	0,13	0,14	0,15

Ступінь очищення по БСК (%) визначається за формулою:

$$Z = \frac{C_0^{БСК} - C_{СТ}^{БСК}}{C_0^{БСК}} \cdot 100\% \quad (3.50)$$

де C_0 – БСК неочищених стічних вод.

Таблиця 3.3 Константа реаерації

Характеристика водних об'єктів	K_2
Швидкість течії <0,5 м/с	0,2-0,25
Швидкі течії >0,5 м/с	0,3-0,5
Малі річки	0,5-0,8

Поряд із нормуванням складу стічних вод, що скидаються у водойми, важливим показником є кількість стічних вод. У тому випадку, коли через технічні причини рівень забрудненості стічних вод знизити неможливо, може ставитися питання про обмеження об'єму стоків у період маловодності водного об'єкту. Гранично допустима витрата стічної води за стабільних показників якості стічної води буде залежати від витрати та якості води у річці і буде різною у маловодний та повноводний періоди.

При розрахунку гранично допустимої витрати стічних вод із всієї різноманітності показників якості води вибирають один-два лімітуючі показники, які кількісно визначаються. Наприклад, для комунально-побутових стоків лімітуючими показниками якості води будуть БСК, та вміст розчиненого кисню. За ними гранично допустиму витрату стічних вод розраховують за формулою:

$$q_n \leq \left[\left(Q_{n+1} - \sum_1^n Q_{zab.i} + \sum_1^n q_{ym.i} \right) \cdot (L_{dop} - L_p) - \sum_1^{n-1} q_i (m \cdot r_i \cdot L_{cm.i} - L_{dop}) \right] \cdot (m \cdot r_n \cdot L_{cm.n} - L_{dop})^{-1} \quad (3.51)$$

де: q_n – можлива витрата стічних вод у створі n , m^3/c ,

Q_{n+1} – витрата води у річці в першому розрахунковому створі $(n+1)$, що знаходиться нижче створу скиду n , або у створі скиду (n) без врахування водозаборів та скидів,

$Q_{zab.i}$ – витрата води із річки при заборі її для поливу, водопостачання і т.п., на вище розміщених участках до розрахункового створу,

$q_{ym.i}$ – витрата скидів умовно чистих стічних вод на розрахунковому участку,

q_i – витрата стічних вод у створах, розміщених вище створу n ,
 L_{cm} , L_p , L_{dop} – БСК відповідно стічних вод, незабруднених вод річки, а також гранично допустиме в розрахунковому створі,
 m – коефіцієнт, що враховує подачу стічних вод із міської території,
 r – коефіцієнт, що залежить від природних процесів біохімічного окислення стічних вод на ділянці від скиду до розрахункового створу.

Коефіцієнт r розраховують за формулою:

$$r_i = 10^{-K_t \cdot t} \quad (3.52)$$

де: K_t – константа швидкості біохімічного окислення при заданій температурі води,

t – час проходження води від створу скиду стічних вод до розрахункового створу.

Вище наведені розрахунки проводять у першу чергу стосовно до мінімального 30-добового зимового та літньо-осіннього стоку води.

РОЗДІЛ IV. МОНІТОРИНГ ЯКОСТІ ВОДИ НА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

За сучасних глобальних масштабів втручання людини у біогеохімічні цикли важких металів (ВМ) відбувається розширення меж забруднення токсикантами, накопичення їх у природних водних об'єктах до небезпечних концентрацій і, як наслідок, збільшення ризику отруєння людини. Вони є однією з основних причин зростання екологічно залежних хвороб (онкологічні, серцево-судинні, порушення обміну речовин) та погіршення стану здоров'я людей.

В Україні склалася ситуація, за якої практично всі поверхневі, а в окремих регіонах і підземні води, за рівнем забруднення не відповідають вимогам стандарту на джерела водопостачання. Водночас, наявні очисні споруди і технології очищення та знезараження питної води неспроможні довести її якість до рівня сучасних вимог. Це призводить до надходження у питну воду значної кількості неорганічних і органічних забруднювачів, спільна дія яких на організм людини є реальною загрозою її здоров'ю.

Особливе занепокоєння викликає стан водопостачання сільського населення. Ситуація в Україні є однією з найгірших у Європі та країнах СНД. Нині лише 4,1 млн. чоловік із 15,7 млн. сільського населення (26 %) користуються послугами централізованих систем водопостачання. Тільки 6,4 тис. сільських населених пунктів з їх загальної кількості 28,4 тис. мають побудовані за проектами системи питного водопостачання. Решта населення для питних потреб використовують місцеві джерела – шахтні і трубчаті колодязі, саморобні каптажі, прируслові копанки, а також привезену воду. Крім того, у більшості випадків сільське населення змушене пити воду, що не відповідає за рядом показників гігієнічним вимогам. Деякі регіони страждають через брак питної води та відсутність пов'язаних із цим належних санітарно-побутових умов. Це призводить не тільки до поширення різних захворювань і погіршення епідеміологічної ситуації, а й до підвищення соціальної напруги на селі та стримування у маловодних регіонах розвитку господарської діяльності водопостачання.

На сьогодні в Україні немає єдиної системи моніторингу стану поверхневих та підземних вод, яка була б створена за басейновим принципом. Якість води контролюється вибірково у 112 річках, 15 водосховищах, 7 озерах, одному каналі та в одній дельті Дунаю, якість підземних вод контролюється у 7500 свердловинах. Кожна з інстанцій, які включені у систему моніторингу водних ресурсів, веде власні дослідження і має свою базу даних, до якої інші не мають доступу.

Водні ресурси України є обмеженими і дуже нерівномірно розподіленими за територією. Запаси водних ресурсів в Україні на одного мешканця становлять 1,7 тис. м³ на рік, що ставить її поряд із найменш забезпеченими водою країнами Європи. До того ж різко погіршується якість води деяких джерел водопостачання в результаті їх забруднення стічними водами.

Необхідність здійснення екологічного контролю вмісту ВМ у воді питній, декларується документами Всесвітньої організації охорони здоров'я, вітчизняними нормативами, згідно з якими постанало завдання контролювати такі небезпечні токсиканти, як Pb, Cd, Cu, Zn, Hg, As, Ni, Co та ін. на межі $5 \cdot 10^{-4}$ мг/дм³.

4.1 Фізико-хімічні методи для контролю вмісту важких металів у воді

У лабораторіях екологічного контролю для визначення ВМ у природних водних об'єктах використовують такі фізико-хімічні методи аналізу:

1) оптичні (класична фотометрія і спектрофотометрія у видимій, ультрафіолетовій (УФ) та інфрачервоній (ІЧ) ділянках спектру; атомно-абсорбційна та емісійна – флуоресцентна спектроскопія);

2) електроаналітичні (вольтамперометрія, полярографія, потенціометрія, електрохімічний інверсійний аналіз – інверсійна вольтамперометрія та хронопотенціометрія).

Метод колориметричного аналізу полягає у порівнянні інтенсивності забарвлення розчину, що аналізується, з забарвленням еталонного розчину, що містить речовину відомої концентрації. Для більшості мікроелементів розроблені методики колориметричного визначення, але вони мають низьку чутливість і не відповідають основним вимогам аналітичних лабораторій за вказаним критерієм.

Фотометричний аналіз охоплює всі методи, які базуються на поглинанні світла речовиною чи продуктом реакції і дає можливість визначати понад 70 хімічних елементів (крім інертних газів). Ці методи значно відрізняються від колориметрії високою чутливістю, відтворюваністю результатів, дають змогу вибирати умови вимірювання (довжину хвилі) та усунути вплив домішок на результат аналізу.

Методи спектрального аналізу поділяються на атомно-емісійні та атомно-абсорбційні. Вони використовуються для визначення елементного і молекулярного складу речовини та її будови за спектром, базуються на

властивостях атомів хімічних елементів під дією високої температури переходити у збуджений стан і випромінювати при цьому кванти енергії, які фіксуються у вигляді серій спектральних ліній на спектрограмі.

Метод атомно-абсорбційного спектрального аналізу (ААС) ґрунтується на визначенні концентрації речовини за поглинанням шаром атомної пари елементу монохроматичного резонансного випромінювання. Цей метод характеризується універсальністю, простотою виконання аналізу і високою продуктивністю, дає змогу виявити велику кількість елементів у концентраціях $1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-5}$ мг/кг. Межі визначення окремих елементів становлять: Zn – $4 \cdot 10^{-6}$; Cd і Cr(III) – $3 \cdot 10^{-5}$; Cu – $7 \cdot 10^{-5}$, Pb – $1,2 \cdot 10^{-4}$ мг/кг. Метод ААС є надчутливим і точним (відносна похибка не більше $\pm 2\%$), може бути використаним для контролю вмісту ВМ практично в усіх об'єктах навколишнього середовища.

Метод люмінесцентного аналізу ґрунтується на здатності речовин випромінювати світло під дією різних збудників: УФ - випромінювання або видимого світла (фотолюмінесценція), енергії хімічної реакції (хемілюмінесценція), яка поширена в живій природі. Люмінесцентними методами аналізують природні й стічні води, повітря, ґрунт, продукти, ідентифікують нафтопродукти – до 5 мг/кг; феноли – до $5 \cdot 10^{-1}$; Cd – до $5 \cdot 10^{-1}$; Cu – 5; у питній воді – Pb, у концентрації до 5 мг/кг.

Метод рентгено-флуоресцентного аналізу (РФА) без попереднього концентрування проби дає змогу отримати значення концентрацій в діапазоні $1 \cdot 10^{-2} - 5 \cdot 10^{-1}$ мг/кг з точністю 30%. Його чутливість можна істотно підвищити у 10 – 100 разів за рахунок попереднього концентрування проби. РФА успішно використовують у токсикології, при сертифікації промислових та харчових продуктів (із застосуванням попереднього концентрування проби). Основними недоліками цих методів можна вважати їх досить складне обслуговування, високу собівартість обладнання та кошторис аналізу проби.

Метод оптичного флуоресцентного аналізу (ОФА) дає змогу контролювати до 15 металів з чутливістю від $1 \cdot 10^{-3}$ мг/кг до $1 \cdot 10^{-1}$ мг/кг та відотною похибкою вимірювань 5 – 30%. Для аналізу одного компоненту необхідно до 20 хв. Визначення ВМ використовують при реалізації додаткових функціональних можливостей приладу, який призначений для контролювання, насамперед, забруднювачів органічного походження.

Переваги методів РФА та ОФА полягають в тому, що вони дозволяють отримати результати з досить високою точністю вимірювань, визначати широкий спектр елементів, проводити аналітичні

вимірювання за значно короткий час, у порівнянні з іншими методиками. Недоліком цих методів є висока вартість приладів та хімічних реактивів, досить складне обслуговування, наявність спеціально обладнаних приміщень і обслуговуючого персоналу високої кваліфікації.

За методом рідинної хроматографії з використанням кондуктометричного детектора визначають вміст ВМ у пробі в діапазоні $1 \cdot 10^{-1}$ – 10 мг/кг з відносною похибкою $\pm 20\%$. Недоліком методу є необхідність періодичної заміни дорогих розподільчих і аналітичних колонок з наступним корегуванням усієї бази даних ідентифікації речовини, довга тривалість пробопідготовки з використанням органічних екстрагентів (до 48 год.).

Вище наведені методи контролю ВМ в об'єктах довкілля не можуть у повній мірі забезпечити потреби аналітичних лабораторій екологічного контролю, оскільки обладнання має високу вартість, для проведення аналізу використовуються дорогі хімічні реактиви і, як наслідок, має значну собівартість аналізу проби. Для обслуговування цих приладів необхідний висококваліфікований обслуговуючий персонал.

Електрохімічні методи, до яких відносяться вольтамперометрія (полярографія постійного струму), диференційна імпульсна полярографія, інверсійна хронопотенціометрія визначають вміст ВМ у пробі води в діапазоні $1 \cdot 10^{-5}$ ÷ 10 мг/кг з відносною похибкою $\pm 20\%$ (див. розділ 4.2).

4.2 Електрохімічні методи діагностики вмісту важких металів у водних об'єктах.

Екологічна безпека довкілля та система хімічного моніторингу навколишнього природного середовища вимагає проводити контроль слідових кількостей токсикантів (ВМ) у водних об'єктах. Тому сучасні аналітичні методи аналізу повинні відповідати таким вимогам: 1) мати високу чутливість (на межі $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-6}$ мг/дм³), точність і експресність та повторюваність результатів; 2) можливість проведення прямого аналізу елементу у воді без попереднього екстрагування, що призводить до втрат і, як наслідок, до значної похибки вимірювань та при мінімальній кількості підготовчих операцій; 3) процеси аналізу повинні бути автоматизовані. В плані наведених вимог електрохімічні методи аналізу перспективні і за останній час набули значне практичне розповсюдження.

При дослідженні ланцюгів типу «джерело забруднення – навколишнє середовище – людина» методи повинні відрізнятися високою селективністю, здатністю фіксувати різні хімічні форми елементів.

Сучасні електрохімічні методи, у порівнянні з іншими, дозволяють одержувати такі дані, які пояснюють механізми хімічних реакцій у системах і відповідають усім вимогам до аналітичного обладнання, мають надійні метрологічні показники, перспективні щодо автоматизації та достатньо прості у використанні.

На сьогодні розроблені наступні електрохімічні методи вимірювання ВМ: полярографія постійного струму; імпульсна полярографія: нормальна (НІП) і диференційна (ДІП); інверсійна вольтамперометрія та інверсійна хронопотенціометрія. Фактично усі вони можуть знайти використання у системі хімічного моніторингу навколишнього середовища, але сфера їх оптимального функціонування залежить від природи металу та хімічної матриці проби, а також, вимог до діапазону концентрацій елементів, які необхідно визначати.

Полярографія постійного струму або класична полярографія заснована на принципах електролізу (речовини, присутні у розчині, окислюються або відновлюються на поляризованому електроді, а їх якісний та кількісний склад встановлюється по полярограмі залежності струму від напруги). Підготовка проб проводиться аналогічно, як і за методом ААС – повне спалювання органічної матриці проби (озолення).

Полярографія постійного струму продовжує використовуватись у хімічному аналізі, забезпечує вимірювання концентрацій речовин в інтервалі 1 – 100 мг/дм³, але на сьогодні вона виконала свою історичну місію, оскільки має недостатню чутливість полярографічних вимірювань згідно сучасних аналітичних вимог. Недоліком цієї полярографії є використання металічної ртуті у якості робочого електроду, що створює негативний екологічний вплив на навколишнє середовище і, насамперед, на здоров'я хіміків-аналітиків.

Нормальна імпульсна полярографія (НІП), диференційна імпульсна полярографія (ДІП) та інверсійно-хронопотенціометричний аналіз (метод ІХП) являються більш сучасними електрохімічними методами.

У методі НІП у присутності електроактивних речовин реєструються полярограми у вигляді хвиль. Усунення впливу ємнісного струму дозволяє підвищити чутливість вимірювань приблизно на порядок, у порівнянні з класичною полярографією.

У варіанті ДІП, який найбільш важливий для аналітичної практики, імпульс напруги заданої амплітуди (від 10 до 100 мВ при ширині ≈ 100 мс)

накладають на напругу поляризації, яка змінюється лінійно у момент, який близький до «кінця життя» кожної краплі ртутного крапельного електрода. В ДІП замість полярографічних хвиль реєструють піки, потенціали яких співпадають з потенціалами напівхвиль у класичній полярографії, а висота піку пропорційна концентрації електроактивної речовини. Метод ДІП дозволяє проводити серійні аналізи при визначенні концентрацій до 10^{-3} мг/дм³.

Метод інверсійної хронопотенціометрії (метод ІХП) заснований на принципі накопичення елементів на індикаторному електроді з послідовним їх розчиненням, то теоретично немає нижньої межі визначення, тобто їх можна накопичувати з достатньо великого об'єму проби, щоб отримати кількість металу, достатню для проведення достовірних вимірів. Час проведення аналізу становить від 60 до 180с.

Порівняльна характеристика чутливості електрохімічних методів для визначення вмісту ВМ наведена у табл. 4.1.

Таблиця 4.1 Порівняльна характеристика електрохімічних методів

Метод	Межа визначення, мг/дм ³
Потенціометрія з іонселективними електродами (іонометрія)	10 – 1
Вольтамперометрія (полярографія) постійного струму	1 – 10^{-1}
Диференційна імпульсна полярографія	10^{-2} – 10^{-3}
Інверсійна вольтамперометрія: із стаціонарними ртутними електродами	10^{-2} – 10^{-3}
із твердим або ртутним плівковими електродами	10^{-4} – 10^{-5}
Інверсійна хронопотенціометрія: із ртутним електродом “вісяча крапля”	10^{-3} – 10^{-4}
із ртутним плівковими або золотим твердотілим електродами	10^{-3} – 10^{-5}

Проте жоден з наведених методів не є універсальним, вимагає специфічної пробопідготовки, має свою складну методику аналізу та різні статистичні характеристики результатів вимірювань. Тому необхідна розробка нових, більш простих аналітичних методик, які забезпечать детектування і визначення забруднювачів та серійний аналітичний контроль з високою точністю в широких інтервалах концентрацій, більш чутливих і селективних при умовах незначних фінансових затрат.

Базуючись на вищенаведеному, для створення системи хімічного моніторингу ВМ в об'єктах навколишнього природного середовища, найбільш перспективними слід вважати групу електрохімічних методів, які в останній час набувають все більшого відродження і модернізації, мають незначну собівартість аналізу у порівнянні із спектрофотометричними та хроматографічними методами.

Оцінка стану забруднення навколишнього природного середовища потребує здійснення постійного екологічного контролю вмісту ВМ у природних водах (поверхневі, підземні, морські, річкові, озерні), які необхідні для збереження і підвищення стійкості агросфери.

4.3. Метод інверсійної хронопотенціометрії.

У НУБіП України розроблені теоретичні основи методу інверсійної хронопотенціометрії (ІХП), який став одним із напрямків у сучасному аналітичному приладобудуванні в Україні.

Метод ІХП, умови його застосування та переваги.

Найбільш перспективними для екотоксикологічних досліджень є прийоми електрохімічної інверсії, в основу яких покладено попереднє електрохімічне концентрування металу на індикаторному електроді при реєстрації одного з параметрів (струм або час розчинення), які є аналітичною функцією елементу, що досліджується. При оптимально підібраних умовах (склад фонового електроліту, потенціал електролізу) ступінь концентрування металу може досягати $10^5 - 10^6$ кратності по відношенню до розчину.

Метод електрохімічної інверсії за останні роки здобув свого розвитку. Так, спочатку загальноновизнаним вважалося вольтамперометричне завершення процедури вимірювання – реєстрація струму розчинення металу при поступовому зниженні потенціалу. Однак, внаслідок значних технічних ускладнень при автоматичному реєструванні нестаціонарних величин (струм розчинення металу змінюється із часом), цей варіант інверсійних електрохімічних вимірювань виявився складним для автоматизації аналітичного контролю і створення приладу.

Набагато перспективнішим у цьому плані слід вважати метод ІХП, в якому процес розчинення накопиченого металу відбувається в режимі постійного струму і аналітичною функцією є час розчинення металу (тривалість інверсії або перехідний час).

На відміну від інших електрохімічних прийомів метод ІХП за рахунок введення в електрохімічний ланцюг опору R (50...150 кОм) має високу захищеність до перешкод, практично не чутливий до ємнісних струмів, що надає можливість використання різних індикаторних електродів (ртутні плівкові електроди та твердотілі золоті, платинові, графітові у різних модифікаціях).

Перші роботи з електрохімічної інверсії (Скобець Е.М., Карнаухов О.І, Галінкер Е.В.) в Україні були виконані в Національному аграрному університеті – НАУ, нині – НУБіП України). Під керівництвом професора Карнаухова О.І. були розроблені теоретичні основи методу ІХП із каліброваним опором, який був автоматизовано. Метод ІХП став базовим напрямком у сучасному аналітичному приладобудуванні в Україні і на його основі створено аналізатор «М-ХА1000-5» для екологічного моніторингу ВМ в об'єктах навколишнього природного середовища.

До переваг методу ІХП слід віднести можливість реалізації його у системах автоматичного контролю з використанням сучасної мікропроцесорної та комп'ютерної техніки та мережі Інтернет.

Метод ІХП має високі чутливість і точність ($1 \cdot 10^{-5} \pm 20\%$ мг/дм³), селективність вимірювань вмісту токсикантів, а також, повторюваність результатів аналізу, високі метрологічні показники, оскільки використовується пряме аналітичне визначення вмісту ВМ із проби без додаткового їх екстрагування органічними розчинниками або адсорбентами, оскільки останнє призводить до значних втрат і великих похибок вимірювань.

На основі методу ІХП в Україні створено ряд аналізаторів: 1) «МА-1020» з електронною індикацією результатів вимірювання токсикантів; значення ВМ в об'єктах довкілля; 2) аналізатор «М-ХА1000-5» з комп'ютерним управлінням, цифровою та графічною обробкою результатів. Всі операції циклу електрохімічної інверсії автоматизовано (окрім внесення стандартної добавки).

4.3.1. Теоретичні основи методу ІХП

Сутність методу ІХП полягає в електрохімічному концентруванні на індикаторному електроді елементів, що містяться у розчині, і наступному електророзчиненні їх у вольтамперостатичному режимі при заданому опорі у ланцюзі окислення, що регулює швидкість процесу. У загальному вигляді процес електрохімічної інверсії описано схемою:



де: j_i, j_k – потенціал інверсії і потенціал концентрування, відповідно;

R – опір у ланцюзі окислення;

Me^{n+} – іони металу у розчині;

ne – кількість електронів;

Me – відновлений елементний стан металу на електроді.

Для визначення тривалості інверсії складено електрохімічну схему, що приведена на рис. 4.1, у якій передбачено проведення електролізу і наступної інверсії. У ланцюзі I при замкнутому перемикачі К в положенні 1 на індикаторному електроді E_i при заданому потенціалі відбувається процес концентрування, тобто реакція за рівнянням (4.1) протікає зліва направо. Після закінчення часу концентрування, перемикач К переключається у положення 2 і у ланцюзі II відбувається процес електророзчинення накопиченого металу, тобто реакція протікає справа наліво.

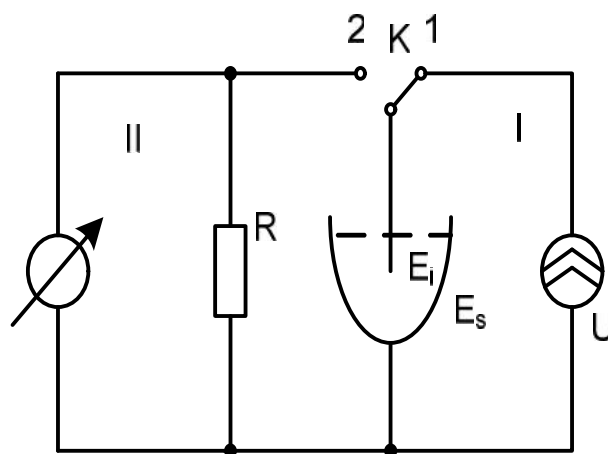


Рисунок 4.1 – Електрохімічна схема інверсійно-хронопотенціометричного методу:

E_i – індикаторний електрод;

E_s – електрод порівняння;

U – джерело напруги;

K – перемикач;

R – опір у ланцюзі окислення.

Діаграма процесу розчинення в залежності від опору у ланцюзі окислення подана на рис. 4.2.

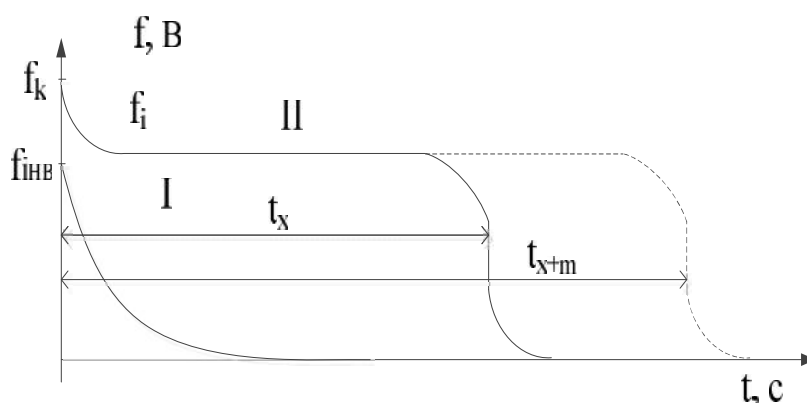


Рисунок 4.2 – Діаграма розчинення металу в залежності від опору у ланцюзі окислення:

f_k – потенціал концентрування, В;

$f_{инв}$ – потенціал інверсії, В;

t_x – тривалість інверсії металу, що визначається, с;

t_{x+m} – тривалість інверсії металу з добавкою стандартного розчину його йонів.

Якщо опір у ланцюзі окислення невеликий, процес розчинення відбувається дуже швидко і потенціал стрімко знижується до 0 (крива 1). Але якщо у ланцюзі окислення встановлено 150 кОм, потенціал f_k знижується до значення $f_{инв}$ і залишається постійним протягом часу, при якому на індикаторному електроді знаходиться накопичений метал. Як тільки увесь метал переходить з індикаторного електрода у розчин потенціал $f_{инв}$ стрімко знижується до 0 або до будь – якого заданого значення.

Час, протягом якого $f_{инв}$ зберігає постійне значення, пропорційний концентрації металу на індикаторному електроді, а при стандартизованих умовах концентрування – прямо пропорційний концентрації Me^{n+} у розчині.

У випадку коли у розчині присутні іони декількох металів, хронопотенціограма їх розчинності має вид, який представлено на рис. 4.3.

Спочатку переходить у розчин більш електронегативний елемент, а потім більш електропозитивний. Наприклад, якщо із досліджуваного розчину на Еі сконцентровано свинець і мідь, то у циклі інверсії першим іонізується свинець, а далі – мідь.

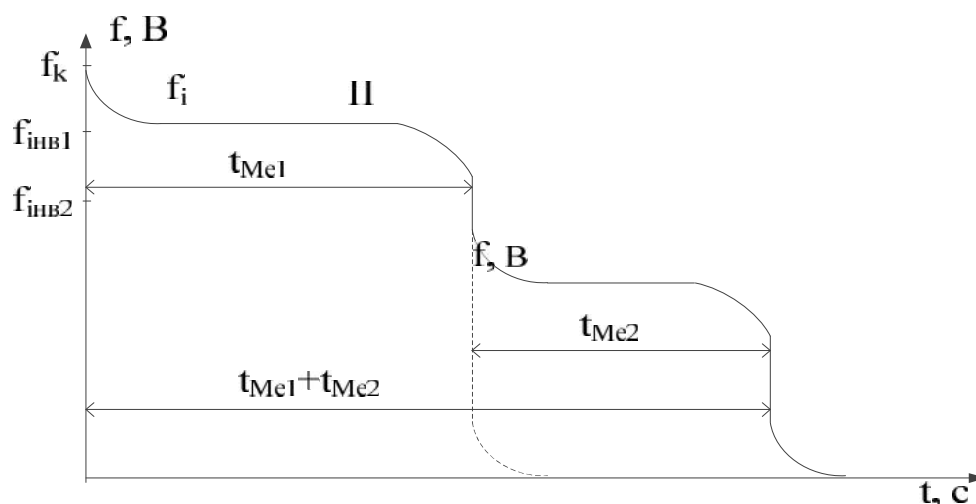


Рисунок 4.3 – Хронопотенціограма послідовного розчинення двох металів, які одночасно сконцентровані на Еі:

f_k – потенціал концентрування, В;

f_{ihb1} – потенціал інверсії більш електронегативного елементу, В;

f_{ihb2} – потенціал інверсії більш електропозитивного елементу, В;

t_{Me1} – тривалість інверсії більш електронегативного елементу, с;

t_{Me2} – тривалість інверсії більш електропозитивного елементу, с;

4.3.2. Основне аналітичне рівняння методу ІХП.

На основі аналізу теорії Нернста та вище розглянутих положень ІХП отримано рівняння, яке зв'язує тривалість інверсії t_i з концентрацією іонів металу $C_{Me^{n+}}$, що визначаються у розчині, заданим потенціалом інверсії j_i та часом електролітичного концентрування t_k :

$$t_i = \frac{nFDSRC_{Me^{n+}}}{j_i d} t_k, \quad (4.2)$$

де t_i - тривалість інверсії;

n – валентність металу;

F – число Фарадея;

D – коефіцієнт дифузії іонів металу Me^{n+} у розчині;

S – поверхня індикаторного електроду;

R – опір у ланцюзі окислення;

$C_{Me^{n+}}$ – концентрація іонів металу у розчині;
 t_k - час електролітичного концентрування;
 j_i - потенціал інверсії;
 d - товщина подвійного електричного шару.

Дані з формули (4.2) є незмінними і їх можна представити як:

$$\frac{nFDS}{d} = \text{const} = k.$$

Отримано спрощене основне аналітичне рівняння методу ІХП:

$$t_i = \frac{kRC_{Me^{n+}}}{j_i} t_k \quad (4.3)$$

Як видно із рівняння (4.3), при незмінності інших чинників, при яких протікає реакція (як то об'єм, температура та інше), тривалість інверсії t_i прямо пропорційна величині опору у ланцюзі окислення R , концентрації іонів металу в розчині $C_{Me^{n+}}$ та часу електролітичного концентрування t_k і обернено пропорційна потенціалу інверсії j_i .

Для виміру концентрації $C_{Me^{n+}}$ елементу, що аналізується, у досліджуваній розчин вноситься фіксована добавка – наважка (m) каліброваного стандартного зразку такого ж металу. Оскільки об'єм досліджуваного розчину при цьому практично не змінюється ($V_{\text{розчину}} \gg V_{\text{додатку - наважки}}$), ця дія призводить до збільшення концентрації іонів металу у розчині на фіксовану величину $\Delta C_{Me^{n+}}$:

$$\Delta C_{Me^{n+}} = \frac{m}{V}, \quad (4.4)$$

де: m – маса добавки іонів металу Me^{n+} ;
 V – об'єм досліджуваного розчину.

Вимірювання тривалості інверсії t_{i+} повторюється після внесення добавки (m). Із урахуванням лінійної залежності t_i від $C_{Me^{n+}}$, на основі рівняння (4.3), розраховується концентрація іонів металу Me^{n+} у розчині, що досліджується:

$$C_{Me^{n+}} = \frac{t_i}{\Delta t_i} \Delta C_{Me^{n+}} = \frac{m}{V}, \quad (4.5)$$

де: $\Delta t_i = t_{i+} - t_i$

Такий підхід дещо збільшує час проведення вимірювань, але підвищує їх точність та дає можливість не будувати калібрувальні криві.

Отже, основними аналітичними функціями методу є тривалість інверсії або перехідний час окислення металу, який при постійних умовах електролітичного концентрування і окислення прямопропорційний концентрації іонів металу у розчині, а також потенціал інверсії – якісна індивідуальна характеристика металу, що визначається. При малих концентраціях $\Delta C_{Me^{n+}}$ складові електродного процесу за своїм впливом перевищують дифузійну складову окислення Me^{n+} настільки, що заважають визначенню t_i навіть диференціальним методом.

Очевидно, що для підвищення чутливості методу постала проблема зменшити вплив ємнісної складової та збільшити тривалість інверсії, що відповідно до рівняння (4.2) можливо за умов вибору оптимальної величини опору та часу концентрування t_k .

4.3.3. Електрохімічна інверсія металів при програмованих значеннях ЕРС розчинення

Аналітичною функцією методу інверсійної хронопотенціометрії є час інверсії металу, і цей метод фактично можна вважати різновидністю електрохімічної кулонометрії, тобто концентрація металу у розчині пропорційна не тільки часу інверсії, але й площі під кривою $j - t$. Тому з'являється можливість задавати потенціал розчинення металу ($j_{\text{під}}$) з метою зменшення ЕРС розчинення. При цьому збільшується час інверсії і тим самим підвищується чутливість методу (рис. 4.4).

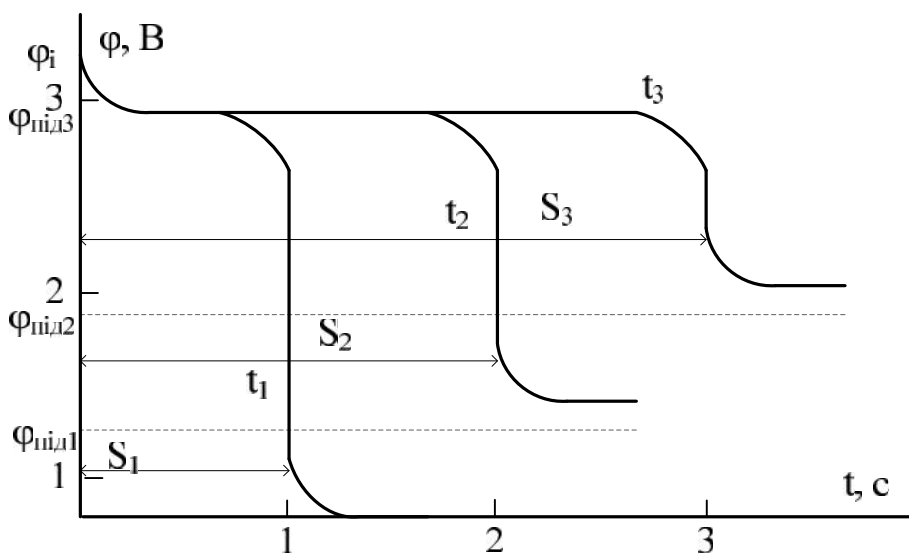


Рисунок 4.4 – Зміна тривалості інверсії металу у залежності від потенціалу розчинення ЕРС:

t_1, t_2, t_3 – тривалість інверсії при різних значеннях потенціалу $j_{\text{нід}}$;

S_1, S_2, S_3 – площа хронопотенціограми при різних значеннях потенціалу $j_{\text{нід}}$.

4.3.4. Діаграма режимів поляризації електродів у методі ІХП

Повний вимірювальний цикл методу інверсійної хронопотенціометрії включає в себе наступні операції:

- регенерація поверхні індикаторного електрода шляхом короткого замикання електродів протягом постійного часу, або поляризації електрода невеликим позитивним потенціалом, меншим за потенціал розчинення ртуті (+ 0,05В);
- електрохімічне концентрування (відновлення) металу на індикаторному електроді при перемішуванні розчину магнітною мішалкою;
- відключення перемішування і заспокоєння розчину протягом постійного часу (практично цей час є постійний і складає 30с.)
- вимірювання часу інверсії при постійному опорі, або вимірювання кількості електрики в циклі розчинення і перетворення цих показників у цифрові значення концентрацій.

На рис. 4.5 наведено повну діаграму зміни режимів поляризації електродів у циклі електрохімічної інверсії:

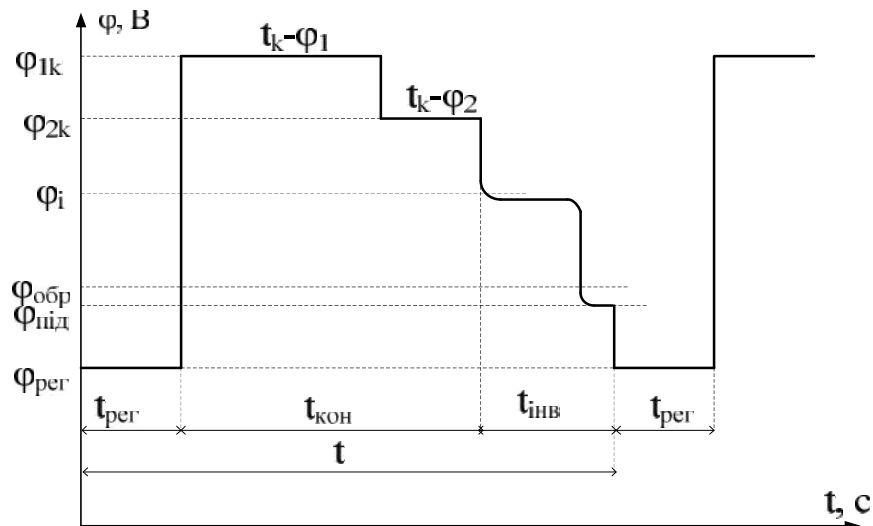


Рисунок 4.5 – Діаграма зміни режимів поляризації електродів у методі інверсійної хронопотенціометрії:

- $\varphi_{\text{рег}}$ – потенціал регенерації;
- φ_k – потенціал концентрування;
- $\varphi_{\text{обр}}$ – потенціал обробки хронопотенціограми;
- $\varphi_{\text{під}}$ – додатковий потенціал – потенціал підставки;
- φ_i – потенціал інверсії;
- $t_{\text{рег}}$ – час регенерації;
- $t_{\text{кон}}$ – час концентрування;
- $t_{\text{інв}}$ – тривалість інверсії.

4.4. Принцип та аналітичні можливості аналізатору «М-ХА-1000-5»

На основі методу ІХП з урахуванням сучасних досягнень електрохімії, інформатики, мікропроцесорної і комп'ютерної техніки у НУБіП України, спільно з Інститутом кібернетики, ТОВ «Міріада» створено аналізатор «М-ХА1000-5» для екомоніторингу ВМ у водних об'єктах різного природного походження, харчових продуктах, сировині для їх виробництва, продукції тваринництва та рослинництва, ґрунтах, рослинах, кормах, добривах та ін.

Функціональна схема приладу включає:

1. електрохімічну комірку, яка складається із електролізера (хімічного стаканчика) з розчином, що аналізується та датчика інформації – індикаторним та порівняльним електродами;
2. контролер, що містить блоки управління і обробки інформації;
3. ПК.

У роботі аналізатора всі операції електрохімічного циклу, за винятком внесення стандарту і зміни проб, запрограмовані і виконуються в автоматичному режимі. Аналізатор «М-ХА1000-5» пройшов державні випробування в Українському центрі стандартизації і метрології (ДП «Укрметртестстандарт»), внесений до Державного Реєстру засобів вимірювальної техніки України як типовий (№ У 457-95) рекомендований до серійного виробництва (ліцензія ВГ №185) (додаток А).

Державним санітарним лікарем України аналізатор «М-ХА1000-5» дозволено для визначення ВМ у харчових продуктах та воді (№5.08.07/344 від 23.08.95 додаток Б).

Більше 200 аналізаторів експлуатуються у лабораторіях Міністерства екології, санітарно – епідеміологічних станцій МОЗ України, у контрольних аналітичних лабораторіях харчової промисловості, в агрохімічних лабораторіях станцій хімізації сільського господарства, територіальних органах ЦСМ Держстандарту та ін. Прилад не має аналогів у державному приладобудуванні і відрізняється рядом переважних особливостей:

- чутливість визначення металів складає $5 \cdot 10^{-5} - 10 \text{ мг/дм}^3$;
- взаємодія з приладом відтворюється за допомогою сучасної програми, параметри визначення кожного металу введені у пам'ять ПК і виконання серійних досліджень не потребує їх відтворення;
- при необхідності отримання статистичної інформації в автоматичному режимі програмується необхідна кількість повторних вимірювань та проводиться повна математична обробка даних;
- результати вимірювань у графічному та цифровому варіантах можуть бути роздруковані або внесені до бази даних.
- пробопідготовка виконується у відповідності з нормативними стандартами для кожного типу об'єктів, але кількість хімічних операцій у порівнянні з іншими методами мінімальна;
- повністю автоматизована операція врахування фонових показників, що скорочує час, який необхідно для вимірювання «холостої проби», як контрольної на чистоту хімічних реактивів, які застосовуються при підготовці проби вибраного об'єкту;
- для роботи на аналізаторі «М-ХА1000-5» немає потреби у спеціальному обладнанні лабораторій.

4.3.3. Автоматична обробка хронопотенціограм

Спеціальна математична програма аналізатора забезпечує обробку хронопотенціограм і здійснює обчислення концентрації металів у необхідних одиницях у цифровій формі.

Хронопотенціограми автоматично диференціюються і розраховуються площі під кожною диференційованою хронопотенціограмою (рис. 4.6).

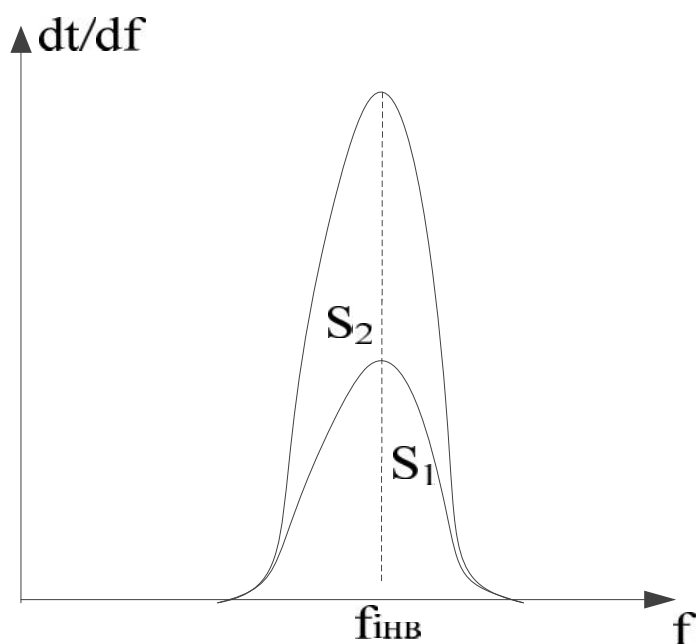


Рисунок 4.6 – Хронопотенціограма металу після її програмної обробки

$$\begin{array}{l} \Delta S - m \text{ (добавка)} \\ S_1 - x \end{array} \quad \begin{array}{l} \Delta S = S_2 - S_1 \\ x = \frac{S_1 \cdot m}{\Delta S} \end{array} \quad (4.6)$$

Якщо у розчині присутні декілька металів, то на хронопотенціограмі буде відповідна кількість піків із характерними для кожного елементу значеннями потенціалу інверсії $f_{інв}$.

4.3.4. Визначення концентрації елементу по гістограмі

Кожний хімічний елемент (Zn, Cd, Pb, Cu, Hg, As, Ni, Co), йони якого присутні у розчині проби, залишає слід на гістограмі у вигляді

кривої зі своєю крапкою максимуму. Склад фонового електроліту, в якому проводяться вимірювання, підбирається хіміком таким чином, щоб піки кривих розташовувалися якнайдалі один від одного. Крапки мінімуму гістограми вказують, що тривалість інверсії одного елементу закінчилась і починається процес інверсії наступного елементу, з більш позитивним потенціалом інверсії (рис. 4.7).

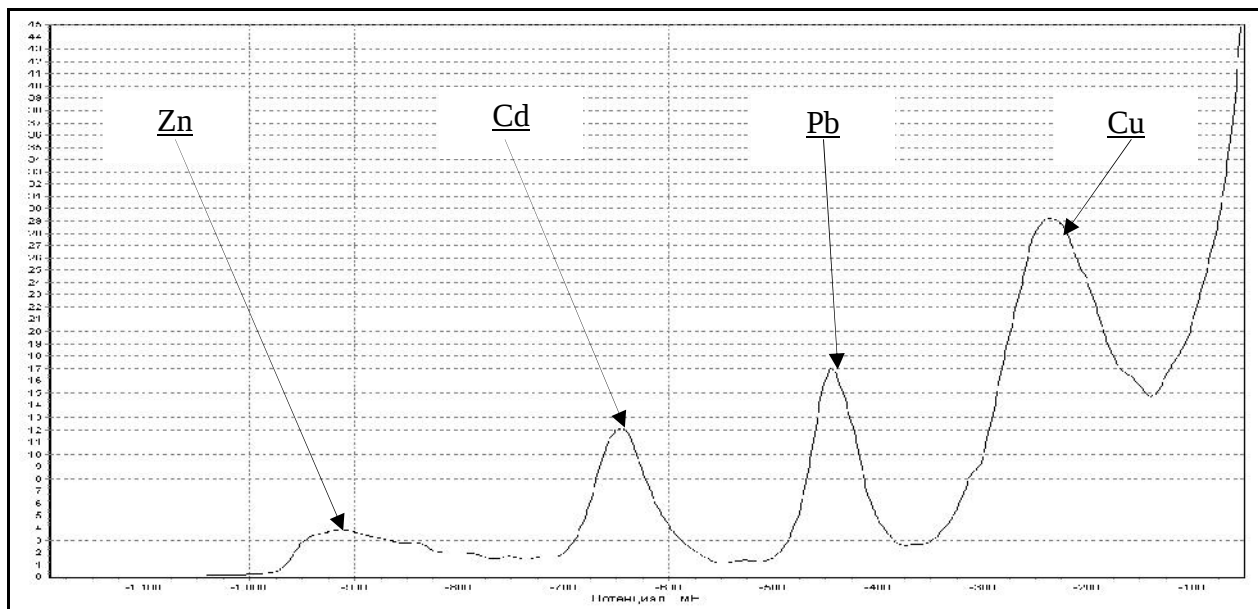


Рисунок 4.7 – Розташування хімічних елементів на гістограмі

Значення крапок мінімуму гістограми для кожного піку називається діапазоном потенціалів елементу. Величина діапазону потенціалів елементу незначно змінюється у залежності від його концентрації у пробі. Значення потенціала піку та діапазон потенціалів – якісна характеристика хімічного елементу. Кількісною характеристикою елементу є тривалість інверсії, що дорівнює площі гістограми у межах діапазону зміни потенціалів елементу.

Фізично два електроди нагадують електричний конденсатор, який під час концентрування елементу на індикаторному електроді заряджається, а під час інверсії відбувається зворотній процес розрядки. Також, як і у конденсатора, потенціал розрядки зменшується в часі до нуля, але так і не досягає його. Самий крайній пік, що знаходиться праворуч – пік розряду електродів. Він знижується до нуля при вимірюванні Zn, Cd, Pb, Cu, Sn, а при вимірюванні As і Hg потенціал розрядки знижується до значення позитивного потенціалу +0,35 В. Пік розрядки електродів залежить від хімічного складу фонового розчину та потенціалу металу, з якого зроблено вимірювальний електрод.

Для визначення концентрації елементу проводять вимірювання тривалості інверсії по хронопотенціограмам фоновому розчину, проби та проби із добавкою.

Нехай t_0 – тривалість інверсії елемента у фоновому розчині, t_1 – тривалість інверсії елементу в пробі, а t_2 – тривалість інверсії елементу у пробі з добавкою, що має масу m , тоді концентрація елементу в електролізері дорівнює:

$$C = \frac{t_1 - t_0}{t_2 - t_1} \cdot m \cdot k, \quad (4.7)$$

де k – коефіцієнт нормування.

Так, для досліджуваного стандартного розчину, який має об'єм 10 см^3 , величина k дорівнює значенню $0,1 [1/\text{см}^3]$, тобто коефіцієнт нормування вказує на частину маси добавки, що відповідає одиниці об'єму електролізера. Якщо величина маси добавки зазначена у «мкг», то значення концентрації C буде визначатись у «мкг/см³» або у «мг/дм³»

Взагалі, коефіцієнт нормування призначений для перерахунку концентрації елементу в електролізері до концентрації елементу у пробі об'єкта, що досліджується.

Якщо не враховувати значення тривалості інверсії елементу у фоновому розчині t_0 , то визначення концентрації елементу можна розрахувати при виконанні вимірювань проби та проби з добавкою стандартного розчину йонів цього елементу.

Приведемо приклад вимірювання міді (пунктирні вертикальні лінії – границі діапазону Cu) у розчині із відомою заданою концентрацією 1 мг/дм^3 , (рис. 4.8).

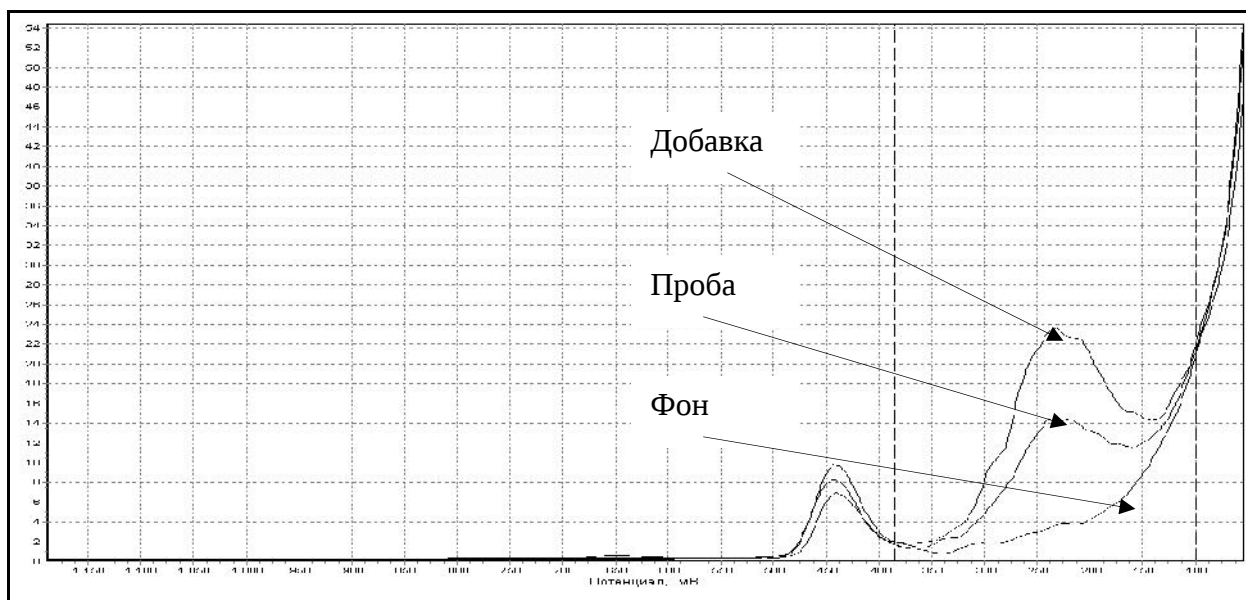


Рисунок 4.8 – Приклад вимірювання міді із концентрацією 1 мг/дм³

Припустимо, що тривалості інверсії, які отримані при обробці трьох гістограм, дорівнюють:

$$t_0 = 1418 \text{ мс}, t_1 = 2720 \text{ мс}, t_2 = 3805 \text{ мс}, m = 10 \text{ мкг}, k = 0,1 / \text{см}^3,$$

тоді $C = 10 \cdot 0,1 \cdot ((2720 - 1418) / (3805 - 2720)) = 1,2 \text{ мкг} / \text{см}^3$, тобто, концентрація міді складає $1 \pm 0,2 \text{ мкг/мл}$ і знаходиться у межах абсолютної похибки аналізатора $\pm 0,2$, що допускається.

Якщо визначити концентрацію міді без врахування фонових показників (проба та проба з внесеною добавкою стандартного розчину), тоді концентрація міді у розчині дорівнює:

$$C = 10 \cdot 0,1 \cdot 2720 / (3805 - 2720) = 2,5 \text{ мкг/мл},$$

тобто, помилка визначення концентрації міді склала 150%, що не допустимо при вимірюваннях.

Як видно із графіку, що на рис. 4.8, у розчині присутній ще один елемент - свинець, але для визначення його концентрації необхідно виконати теж три вимірювання тривалості інверсії: фон, проба та проба з добавкою стандартного розчину йонів свинцю.

Із графіку (рис. 4.8) також видно, що крива фону виконує роль нижньої лінії для кривої проби та кривої проби з добавкою. Її наявність позбавила б нас від помилки, отриманої при розрахунку концентрації з перерахунком тільки проби та проби з добавкою. Особливо цей факт видно на графіках при вимірюваннях концентрації на рівні $0,001 \text{ мкг/см}^3$, коли частина площі гістограми для елемента під кривою значно більше

площі гістограми над кривою, тоді теж відбувається завищення знайденої концентрації в розчині.

4.5. Підготовка вимірювального (індикаторного) електрода Еі

1. Індикаторний електрод – срібний циліндричний електрод заполімеризований у тefлоновий корпус за допомогою епоксидної смоли. Перед роботою електрод необхідно покрити тонкою плівкою ртуті (проамальгамувати).

2. Амальгамування електрода у ртуті відбувається в такій послідовності:

- робочу частину протерти фільтрувальним папіром, змоченим етиловим спиртом;
- протягом 3-5 секунд обробити робочу поверхню електрода концентрованою азотною кислотою (стержень повинен мати білий матовий вид), промити бідистилятом і занурити на 5-10 секунд у ртуть;
- підняти електрод у склянці над ртуттю, струсити його для видалення надлишкової ртуті і промити бідистилятом;
- після амальгамування електрод потрібно „потренувати” у фоновому розчині 5-10 циклів інверсії за програмою визначення відповідного металу. При досягненні стабільних показників фону (час інверсії між паралельними вимірюваннями не перевищує 0,1 с) електрод готовий до роботи.

3. Після проведення викладених вище операцій поверхня робочої частини електрода повинна бути рівномірно блискучою, без плям і вкраплень. В іншому випадку амальгамування потрібно повторити.

4. У залежності від інтенсивності експлуатації електрод дає стабільні показники протягом 5-8 днів, після чого амальгаму потрібно поновити.

5. Між перервами у роботі електрод повинен зберігатися окремо у бідистильованій воді. При тривалих перервах (більше 5 днів) електрод повинен знаходитись без ртуті у сухому стані. Амальгама ртуті видаляється азотною кислотою, а часте використання концентрованої азотної кислоти призводить до швидкого розчинення срібла електрода, що скорочує строк його служіння.

4.6. Підготовка до роботи порівняльного електрода E_s

1. Порівняльний електрод – мембранний хлорсрібний електрод в тефлоновому корпусі. Мембрана виготовлена із пористого поліетилену.

2. Кожного дня перед початком роботи порівняльний електрод потрібно заповнювати свіжим розчином $2N\ HCl$. Для цього в отвір у верхній частині електрода вставити медичний шприць ємністю 5см^3 , занурити нижню частину електрода у розчин $2N\ HCl$ і втягнути кислоту в електрод до появи її у шприці. Обов'язково слідкувати за герметичністю контакту шприця з порожниною електрода (рідина не повинна витікати через мембрану).

Порушення герметичності призводить до витікання розчину $2N\ HCl$ із порожнини електрода і розриву електричного ланцюга, що не дозволяє проводити вимірювання.

3. Підготовлений електрод може працювати протягом доби, після чого розчин кислоти необхідно замінити.

4. При переході від аміачно – хлоридного буферу (вимірювання цинку або кадмію) до солянокислого розчину (вимірювання свинцю та міді) кислоту у порожнечі електрода бажано замінити на свіжий розчин.

5. Під час перерви у роботі протягом дня електрод необхідно зберігати у бідистильованій воді. При зберіганні більше 5 діб кислоту з порожнини електрода потрібно видалити.

6. При нормальній експлуатації порівняльний електрод може працювати довгий час. Слід уникати (по можливості) використання порівняльного електрода у розчинах, що містять комплексоутворюючі агенти, які здатні розчиняти $AgCl$ із поверхні електрода.

4.6.1. Очистка води

В ІХП аналізі використовують воду двічі перегнану у кварцовому або скляному посуді (бідистиллят). Найбільша увага повинна бути приділена з'єднувальним вузлам установки для перегонки води. Вони повинні бути на шліфах або на селіконовій гумі.

Очистка води може бути проведена за допомогою системи адсорбційних колонок, іонообмінників та мікрофільтрів.

4.6.2. Очистка і підготовка розчинів соляної кислоти

Розчин соляної кислоти перед проведенням досліджень підлягає перевірці на ступінь чистоти відносно наявності ВМ, незалежно від класифікації реактиву.

При наявності забруднень розчин соляної кислоти очищають від домішок за допомогою перегонки у системі, яку представлено на рис.4.9. Всі операції виконують у витяжній шафі.

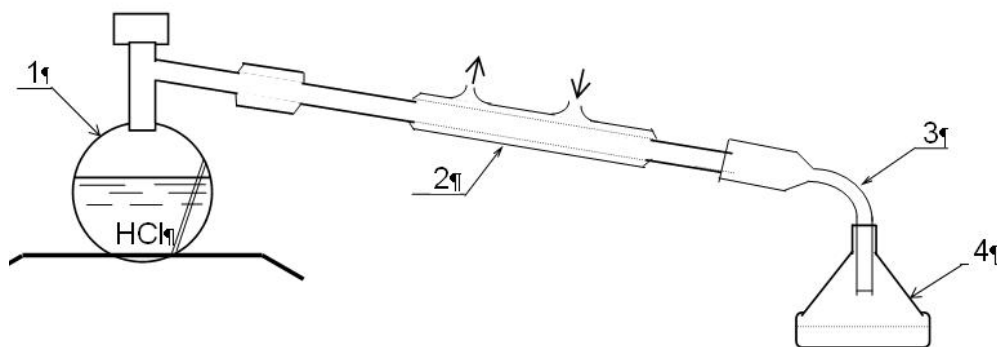


Рисунок 4.9 – Установка для перегонки розчину HCl

- де: 1 – дистиляційна колба Вюрца;
2 – холодильник Лібіха;
3 – алонж;
4 – колба – приймальник.

У колбу Вюрца з пришліфованою скляною пробкою заливають $\sim 25\%$ розчин HCl . Готують 25% розчин HCl шляхом розведення концентрованої HCl (густина $1,19 \text{ г/см}^3$) водою у співвідношенні 2:1.

У колбу – приймальник заливають невелику кількість бідистиляту ($100\text{-}150 \text{ см}^3$). При нагріванні кислоти (на електроплитці, колбонагрівачі або на піщаній бані) спочатку виділяється газоподібний HCl , який розчиняється у воді, а далі починає відганятися азеотропна суміш, що містить приблизно 20% HCl . Перегонку закінчують, коли у колбі залишається $10\text{-}15\%$ від початкового об'єму кислоти. Одержаний розчин HCl після перегонки за концентрацією значно перевищує необхідний робочий розчин, тому потрібно встановити точну концентрацію HCl для того, щоб розвести її до концентрації 2Н .

Концентрацію розчину соляної кислоти, одержаної після перегонки, встановлюють розчином бури $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10 \text{ H}_2\text{O}$, після чого її розводять бідистилятом до концентрації 2Н .

Розрахунок для розведення здійснюють за допомогою співвідношення:

$$N_1 V_1 = N_2 V_2$$

де: N_1 - нормальність перегнаної кислоти;

V_1 - об'єм перегнаної кислоти;

N_2 – нормальність необхідного розчину – 2Н;

V_2 – заданий об'єм 2Н кислоти.

Наприклад, якщо одержана кислота 6,5 Н, то для одержання 100 см³ 2Н HCL потрібно взяти:

$$6,5 \cdot N_1 = 2 \cdot 100$$

$$N_1 = \frac{2 \cdot 100}{6,5} = 30,8 \text{ смЗ}$$

30,8 см³ 6,5 Н HCl і долити бідистиляту до 100 см³, тобто додати 69,2 см³ води.

Невеликі кількості найчистішої соляної кислоти можна одержати методом ізотермічної перегонки. На дно ексикатора наливають 500-1000 см³ HCl (густина 1,19 г/см³), а на фарфорову сітку встановлюють поліетиленову чашку із 100-150 см³ бідистиляту. Ексикатор закривають кришкою і витримують 5-6 діб. Одержують приблизно 7-8 Н соляну кислоту найвищого ступеню чистоти.

4.6.3. Очистка і підготовка розчину аміаку

Розчин аміаку, як і розчин соляної кислоти, підлягає очищенню. Для перегонки аміаку використовують установку, в якій переганяли соляну кислоту (рис.4.9). Всі операції виконують у витяжній шафі.

У дистиляційну колбу заливають вихідний розчин аміаку (густиною 0,91 г/см³) трохи більше 1/2 об'єму. Колбу - приймальник на 2/3 заповнюють бідистилятом і поміщають в ексикатор із льодом або з іншою охолоджуючою сумішшю. Запобігаючи поштовхів при нагріванні в дистиляційну колбу опускають тонкі скляні капіляри. Нижній кінець алонжа у колбі - приймальнику повинен бути зануреним у воду (на відміну від HCl). При нагріванні газоподібний аміак переходить у приймач і поглинається водою. Оскільки аміак дуже добре розчиняється у воді, розчин із приймача може потрапити в алонж, тому як тільки буде припинена перегонка, алонж потрібно вийняти з розчину.

Невеликі кількості водного розчину аміаку найвищої чистоти можна одержати методом ізотермічної перегонки (як і для HCl). Установлення

концентрації розчину аміаку виконують шляхом титрування його розчином соляної кислоти.

Після того як визначили концентрацію одержаного розчину аміаку його розводять бідистилятом до 4 М концентрації. Розрахунок аналогічний як і у випадку розчину соляної кислоти.

4.7. Підготовка стандартних розчинів металів та фонових електролітів

4.7.1. Приготування градувальних розчинів свинцю, міді, цинку та кадмію та інш.

Основні градувальні розчини, які містять 100 мкг/см³ іонів елементу, готують із державних стандартних зразків (ДСЗУ) складу розчину іонів елементів: (ДСЗУ 022.54-96 (МСО 0525:2003) – свинець; ДСЗУ 022.47-96 (МСО 0523:2003) – мідь; ДСЗУ 022.42-96 (МСО 0136:2000) – кадмій; ДСЗУ 022.64-96 (МСО 0033:1998) – цинк. Градувальні розчини з меншими номінальними значеннями атестованих концентрацій 10,0 мкг/см³ та 1,0 мкг/см³ готують методом розбавлення, табл. 4.2.

Таблиця 4.2 – Приготування градувальних розчинів об'ємом 50,0 см³

Концентрація стандартного зразку, який використовують, мкг/см ³	Об'єм стандартного зразку, який відбирають, см ³	Концентрація градувального розчину, який готують мкг/см ³	Позначення атестованої суміші
10,0	0,5	100	АС-1
1,0	5,0	100	АС-1
1,0	0,5	10	АС-2
0,1	0,5	1	АС-3

Перед приготуванням розчинів ампулу зі стандартним зразком обмивають зовні бідистильованою водою і висушують фільтрувальним папером. Відкривають ампулу, виливають вміст у чисту суху склянку. Відбирають із склянки розчин стандартного зразку сухою мірною піпеткою у відповідності до таблиці 4.2 і кількісно переносять у мірну колбу. Доводять до мітки розчином 2М НСІ та ретельно перемішують.

4.7.2. Строки зберігання градувальних розчинів

Градувальні розчини свинцю, міді, цинку, кадмію, олова, ртуті, миш'яку, нікелю, кобальту з концентрацією 100 мкг/см^3 (АС-1) зберігають не більш ніж три місяця у склянці з темного скла з притертою пробкою у захищеному від світла місці; стандартні розчини 10 мкг/см^3 (АС-2) – не більш ніж один місяць; стандартні розчини елементу з концентрацією 1 мкг/см^3 (АС-3) – готують у день проведення аналізу.

При зберіганні градувальних розчинів у новому посуді враховують адсорбцію іонів елементів поверхнею скляних стінок, внаслідок чого концентрація градувальних розчинів з часом зменшується.

Робота із градувальним розчином, що знаходиться у новому посуді, не повинна перебільшувати три дня, після чого його виливають і, не споліскуючи посуд, заливають у нього свіжоприготовлений градувальний розчин. Дану операцію повторюють тричі.

4.7.3. Розрахунок кількості води, необхідної для аналізу

Розрахунок оптимальної кількості води, необхідної для аналізу потрібно проводити з урахуванням слідуючих положень:

1. одержання стійких результатів аналізу;
2. концентрація відповідного металу в розчині (мінералізаті) зразка повинна перевищувати не менш ніж на порядок чутливість визначення даного металу, згідно з експлуатаційною документацією на аналізатор.

Наприклад, якщо чутливість приладу по кадмію за відповідною програмою складає $0,005 \text{ мкг/см}^3$, то стійки надійні результати будуть одержані при концентрації кадмію у мінералізаті не нижче $0,05 \text{ мкг/см}^3$;

Об'єм зразку, який необхідно для аналізу, розраховують виходячи з орієнтовного вмісту металу (ГДК) у воді, що аналізується, і оптимальної чутливості ІХП вимірювань за допомогою аналізатора «М-ХА1000-5».

Приклад

Розраховуємо об'єм питної води, який необхідно для визначення у ньому кадмію. Чутливість вимірювань по кадмію складає $0,01 \text{ мкг/см}^3$. Враховуючи, що в процесі аналізу мінералізат розводиться фоновим розчином у співвідношенні 1:1, мінімальна концентрація кадмію у

мінералізаті повинна бути $0,02 \text{ мкг/см}^3$, а у розчині, що аналізується – $0,2 \text{ мкг/см}^3$.

Оскільки мінералізат води розчиняють у 25 см^3 2Н HCl , то орієнтовний вміст кадмію у такому розчині буде:

$$25 \text{ см}^3 \cdot 0,2 \text{ мкг/см}^3 = 5 \text{ мкг}.$$

З урахуванням ГДК для кадмію у питній воді (табл. 3), розраховуємо мінімальний об'єм води, який потрібно для аналізу.

$$\begin{array}{l} 10 \text{ мкг} - 1000 \text{ мл} \\ 5 \text{ мкг} - X \end{array}$$

$$x = \frac{1000 \cdot 5}{10} = 500 \text{ мл}$$

Майже всі розчині органічні речовини (РОР) проявляють поверхнево-активні властивості, адсорбуються на поверхні індикаторних електродів, несприятливо впливають на аналітичне визначення ВМ електрохімічними методами.

4.7.4. Підготовка проб води для визначення важких металів.

Оскільки вміст ВМ у різних джерелах води сильно варіюється, то кількість води, яку необхідну взяти для визначення окремих металів не регламентується. Однак, попередній приблизний розрахунок необхідного об'єму води для аналізу може бути виконано як наведено у розділі 4.7.3.

Взяту для аналізу кількість води випаровують у широких стаканах. З початку випаровування, а також при додаванні чергової порції води, додається кожний раз по $2 - 5 \text{ см}^3$ концентрованої азотної кислоти. Випаровування припиняється коли об'єм води досягає $50 - 80 \text{ см}^3$. Залишок води переносять у фарфорову чашку і стінки стакану ополіскують гарячим бідистилятом, підкисленим азотною кислотою (1:100). Випаровування досуха при обережному нагріванні продовжують у фарфоровій чашці. Далі чашку із сухим залишком витримують у муфельній печі $15 - 20$ хвилин при температурі 450°C . Золю після охолодження змочують концентрованою азотною кислотою ($1 - 2 \text{ см}^3$), додають $0,5 \text{ см}^3 \text{ H}_2\text{O}_2$ і випаровують досуха. Сухий залишок розчиняють у 2Н HCl і кількісно переносять у мірну колбу на 25 см^3 .

Одночасно проводять холостий дослід без додавання проби води.

4.7.5. Методики проведення вимірювань

Вимірювання проводять на аналізаторі «М-ХА1000-5». У досліджуваній пробі з однієї порції розчину мінералізату визначають вміст свинцю і міді на фоні 2H HCl , цинку і кадмію на фоні $1\text{H (NH}_4\text{OH+NH}_4\text{Cl)}$. Для роботи потрібно чотири електролізери – хімічних стаканчика ємністю 20cm^3 із перемішуючими елементами, робочі електроди та магнітна мішалка. Програму електрохімічної інверсії наведено у таблиці 4.3.

4.7.6. Визначення свинцю

У електролізер №1 відміряють 10cm^3 фонового електроліту 2H HCl , додають $0,5\text{cm}^3$ 4% розчину аскорбінової кислоти, встановлюють на мішалку, занурюють електроди і підключають до приладу. У розчині 2H HCl розчиняють сухий залишок мінералізованої проби (мінералізат). Включають відповідну програму, відкоректовану на передбачаємий рівень концентрації і виконують трикратне вимірювання показників фону. Якщо показники фону стабільні (час інверсії не відрізняється більш ніж на 0,1 с), їх використовують для визначення свинцю. Якщо фон „пливе” – спостерігається тенденція до збільшення або зменшення його показників, то такі показники відкидають і повторюють вимірювання фону в необхідній повторності до стабільних значень.

Автоматично за програмою розраховується середнє значення показників фону, яке враховується у послідуючих вимірюваннях проб.

В електролізер №2 відміряють піпеткою 10 cm^3 солянокислого розчину мінералізату, додають $0,5\text{cm}^3$ аскорбінової кислоти і вимірюють час інверсії свинцю у необхідній повторності. Далі, за допомогою мікродозатора вносять добавку із таким розрахунком, щоб час інверсії після добавки збільшився приблизно у два рази (масу добавки визначають за табл. 4.4).

Таблиця 4.3 - Орієнтовані програмні параметри інверсії металів

Діапазон концентрацій	Параметри інверсії	Значення для металів			
		Zn	Cd	Pb	Cu
	$f_{\text{рег}}, B$	+ 0,010	+ 0,010	+ 0,050	+ 0,050
	$t_{\text{рег}}, XB.$	2	2	2	2
	$f_{1\text{кон}}, B$	- 1,500	- 1,000	- 0,900	- 0,400
0,01 мкг/см ³	$f_{2\text{кон}}, B$	- 1,500	- 1,000	- 0,900	- 0,400
	$t_{\text{кон}}, XB.$	3	5	6	5
	$f_{\text{обр}}, B$	- 0,800	- 0,550	- 0,280	- 0,100
	$f_{\text{під}}, B$	- 0,650	- 0,450	- 0,230	- 0,050
Інтервал припустимих відхилень (Zn, Cd, Pb, Cu) 0,00691 ÷ 0,0142 мкг/см ³					
	$f_{\text{рег}}, B$	+ 0,010	+ 0,010	+ 0,050	+ 0,050
	$t_{\text{рег}}, XB$	2	2	2	2
	$f_{1\text{кон}}, B$	- 1,500	- 1,000	- 0,900	- 0,400
0,1 мкг/см ³	$f_{2\text{кон}}, B$	- 1,500	- 1,000	- 0,900	- 0,400
	$t_{\text{кон}}, XB$	1	2	2	2
	$f_{\text{обр}}, B$	- 0,800	- 0,550	- 0,280	- 0,100
	$f_{\text{під}}, B$	+ 0,000	- 0,450	- 0,230	- 0,050
Інтервал припустимих відхилень (Zn, Cd, Pb, Cu) 0,0850 ÷ 0,121 мкг/см ³					
	$f_{\text{рег}}, B$	+ 0,010	+ 0,010	+ 0,050	+ 0,050
	$t_{\text{рег}}, XB$	2	2	2	2
	$f_{1\text{кон}}, B$	- 1,500	- 1,000	- 0,900	- 0,400
1 мкг/см ³	$f_{2\text{кон}}, B$	- 1,500	- 1,000	- 0,900	- 0,400
	$t_{\text{кон}}, XB$	40 с	45 с	1	45 с
	$f_{\text{обр}}, B$	- 0,800	- 0,550	- 0,280	- 0,100
	$f_{\text{під}}, B$	+ 0,000	+ 0,000	+ 0,000	+ 0,000
Інтервал припустимих відхилень (Zn, Cd, Pb, Cu) 0,861 ÷ 1,19 мкг/см ³					

Таблиця 4.4 - Орієнтовані значення добавок металів для різних режимів інверсії

$i_{\text{кон.}}$ хвилин.	$i_{\text{інв.}}$, сек.					
	1	2	3	5	8	10
	Маса доб., мкг					
1	3	6	10	15	24	30
2	1,5	3	5	8	12	15
3	1	2	3	5	8	10
5	0,5	1	1,5	3	4	5
10	0,2	0,4	0,5	1	1,5	2

Значення внесеної добавки, а також нормуючий коефіцієнт для вираження результатів у потрібних одиницях вводять у програму. Після добавки цикл інверсії повторюють (доцільно таку кількість разів, як і до добавки).

4.7.7. Визначення міді

Встановлюють на магнітну мішалку електролізер №1 із фоновим розчином (2H HCl , аскорбінова кислота), включають відкоректовану програму інверсії міді у передбаченому інтервалі концентрації (таблиця 4.4) і вимірюють показники фону (аналогічно п. 4.7.5).

Далі електролізер №1 замінюють на електролізер №2 з досліджуванним розчином і не змінюючи режиму інверсії визначають вміст міді. Присутній у розчині свинець не заважає визначенню міді, оскільки при потенціалі концентрування міді, що дорівнює $-0,400\text{ В}$, свинець не відновлюється на індикаторному електроді.

4.7.8. Визначення цинку

У електролізер №3 (фон) відміряють піпеткою 5 см^3 2H HCl , а у електролізер №4 – 5 см^3 досліджуваного розчину (мінералізату), додають у кожний по 5 см^3 $4\text{ Н NH}_4\text{OH}$. У випадку утворення в електролізері №4 білого осаду (зразок містить багато кальцію) в обидва електролізери додають 1-2 грами натрію лимоннокислого трьохзаміщеного.

Встановлюють на магнітну мішалку електролізер №3, включають відкоректовану програму інверсії цинку у передбаченому інтервалі концентрацій (табл. 4.4) і проводять вимірювання фону (аналогічно

п. 4.7.8). Далі електролізер №3 замінюють на електролізер №4 і не змінюючи режиму інверсії визначають вміст цинку.

4.7.11. Визначення кадмію

Встановлюють на магнітну мішалку електролізер №3, включають відкоректовану програму інверсії кадмію у передбаченому інтервалі концентрацій (табл. 4.2) і вимірюють показники фону. Далі електролізер №3 замінюють на електролізер №4 і визначають концентрацію кадмію.

Вміст цинку в сировині і харчових продуктах та багатьох інших об'єктах навколишнього середовища перевищує вміст кадмію на 2 – 3 порядки, однак при визначенні кадмію цинк не заважає, оскільки при потенціалі концентрування кадмію, що дорівнює -1,000 В, цинк не відновлюється.

4.7.12. Розрахунок нормуючих коефіцієнтів

Для вираження результатів аналізу об'єктів, що досліджувались у традиційних одиницях виміру, у програми обробки результатів вводять розрахований нормуючий коефіцієнт.

Як приклад, наведено розрахунок нормуючого коефіцієнта К, що дозволяє подати результати аналізу у міліграмах металу у 1 дм³ води (мг/дм³).

Вихідні дані:

Н – маса проби вихідного матеріалу (наважка), яка взята для мінералізації, г.;

V₁ – об'єм розчину, в якому розчинено мінералізатор, см³;

V₂ – об'єм розчину мінералізатору в електролізері, взятий для аналізу, см³;

h – маса металу, що міститься в об'ємі V₂, мкг.

Розраховують масу металу в об'ємі V₁, яка відповідає наважці:

V₂ – h

V₁ – X₁

$$X_1 = \frac{V_1 \cdot h}{V_2} \quad [\text{мкг}]$$

Далі розраховують масу металу, що міститься у 1 дм³ проби

$$\frac{V_1 \cdot h}{V_2} - H$$

$$X_2 - 1000$$

$$X_2 = \frac{V_1 \cdot h \cdot 1000}{V_2 \cdot H} \quad [\text{мкг/кг}] \quad \text{або}$$

$$X_2 = \frac{V_1 \cdot h}{V_2 \cdot H} \quad [\text{мг/дм}^3]$$

Таким чином величина нормуючого коефіцієнта, визначається із співвідношення:

$$K = \frac{V_1}{V_2 \cdot H}$$

Найменший вміст ВМ для різних водних екосистем за всіма нормативними даними відноситься до питної води. У таблиці 4.5 наведено результати визначення ВМ у питній воді. Зразки відібрано у різних точках водопровідної мережі м. Києва.

Таблиця 4.5 - Результати визначення ВМ у питній воді м. Києва.

Метал	№ ДОСТ	ГДК за ДОСТ	ГДК за ВООЗ	Зразок води, мг/дм ³		
		мг/дм ³		1	2	3
Cu	2874-73	1,0	1,5	1,6	1,2	0,9
Pb	2874-73	0,1	0,1	0,18	0,08	0,14
Zn	2874-73	5,0	15,0	8,4	6,3	7,5
Cd	Не норм.	-	0,01	0,009	0,014	-

РОЗДІЛ V. ПРИКЛАД ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ РІЧОК ЗАКАРПАТТЯ

5.1. Екологічний стан водних ресурсів Закарпаття

Однією з екологічно–проблемних зон є Західна Україна, яка відноситься до найбільш паводконебезпечного регіону Європи. Це є наслідком інтенсивної вирубки лісів у Карпатах, оскільки за останні 40 років вони втратили більшу частину лісового покриву і не здатні утримувати значний об'єм вологи. У зв'язку з дощами та таненням снігів вода швидко стікає у долини, відбуваються повені, наслідком яких є забруднення поверхневих вод різними токсикантами.

Вся територія Закарпаття є водозбором басейну р. Тиса, що є самою великою притокою Дунаю. Тиса – найдовша та головна водна артерія Закарпаття, бере початок у гірських лісах Рахівського району (р. Біла та р. Чорна Тиса). В її басейні нараховується близько 900 гірських річок і потоків. Вона має довжину близько 220 км на території України. Тиса на території Закарпаття приймає праві притоки: Тересву, Смикаю, Боржаву, та Ріку, яка впадає у Тису поблизу м. Хуст. Такі ріки як Латориця та Уж, після злиття на території Словаччини з ріками Лаборець і Ондава, утворюють Бодрог, що впадає теж у Тису. Тиса протікає по території України, Румунії, Угорщини, Словачії та сербського краю Воєводина.

Загальний стік річок західних областей складає понад 35% стоку всіх рік України, а половина з нього припадає на ріки Закарпаття. Протягом року цей стік дуже нерівномірний. Майже 75% стоку припадає на весняні і осінні паводки і тільки 25% – на інші періоди року. У середньому за рік спостерігається до 20 піків підняття рівня води в річках Закарпаття. Влітку живлення рік відбувається, в основному, за рахунок дощів, навесні – снігове і дощове, восени – дощове і підземне.

Оскільки більшість приток річок області формується у гірській зоні, де ухили території і швидкість води в руслах відносно великі (до 6 м/с), то проходження великої маси води під час паводку має велику руйнівну силу при таких швидкостях. Це спричиняє бокову та донну ерозію русел водотоків, що призводить до вимивання ВМ з гірських порід.

Одними із основних джерел забруднення ВМ води р. Тиси є техногенні аварії та непередбачені викиди стічних вод, які відбуваються щорічно на станції очищення шламових вод Тогоіоага

гірничовидобувного підприємства SC Cartel Bau SA, м. Бая Борша (Румунія). Так, у квітні 2009 року у результаті прориву трубопроводу у трансграничні води відбувся аварійний викид ВМ – Cu(II), Fe(III), Zn(II) та ін., які через декілька годин досягли р.Тиси. За даними Державної екологічної інспекції у Закарпатській області, концентрація їх у Тисі перевищувала допустимі норми у 2–4 рази. Через три дні рівень забруднення води р. Тиси важкими металами поступово знизився у 2 рази, але поверхневі води ще протягом двох тижнів не надходили до двох українських міст Тячів та Хуст, а фахівці рекомендували місцевим жителям не напувати з річки худобу та не ловити рибу.

У Закарпатті, порівняно з іншими районами України, ситуація із забрудненням поверхневих вод вважається кращою, завдяки мінімальній господарській діяльності.

Природний потенціал самоочищення поверхневих вод оцінюється за інтегральними показниками як дуже низький у гірській та у передгірній зоні та як середній – у низинній зоні.

Однак, екологічна рівновага у гірських районах дуже нестійка. Антропогенні навантаження сусідніх країн можуть дати катастрофічні наслідки. Це створює серйозні проблеми у сфері управління водними ресурсами, землекористуванні та використанні інших природних ресурсів, що вимагає запровадження спільних узгоджених рішень усіх сусідніх країн. Водночас, кожна з причетних країн має свої власні плани вирішення існуючих проблем.

Створено декілька транскордонних програм, які стосуються розвитку басейну р. Тиса і зосереджені на окремих галузях або обмеженій території. На реалізацію програми сталого просторового розвитку басейну річки Тиса спрямований міжнародний проект ТІКАД, який розроблено Угорським підприємством «VBTI». Він має бюджет понад 2,7 млн. євро, повинен сприяти інтегрованому територіальному розвитку басейну р. Тиса і допомогти досягненню сталого економічного розвитку та оптимального використання природних ресурсів та культурних цінностей, збалансованому розподілу територій конкурентного розвитку та покращенню внутрішніх і зовнішніх функціональних відносин на території системи поселень.

Однак, існуюча мережа спостережень за забрудненням ВМ поверхневих вод Закарпаття не дає реальної екологічної оцінки, яка складається у басейні р. Тиса, оскільки більша частина її басейну знаходиться за межами України і має значне антропогенне навантаження. Тому, створення сучасної мережі моніторингу ВМ у басейні р. Тиса є

актуальною проблемою і невід'ємною частиною заходів з екологічної безпеки та одним із основних завдань держави із збереження і підтримання стану здоров'я населення. Також важлива безпека питного водопостачання як складова безпеки населення.

5.2. Оцінка та прогноз екологічного стану басейнів річок Тиса та Ріка

5.2.1. Оцінка якості води за результатами вимірювань вмісту важких металів на приладі М-ХА1000-5

Для вирішення проблем екологічної безпеки та раціонального природокористування як на локальному, так і регіональному рівнях, розробки подальшого екологічного прогнозування дана оцінка стану забруднення сполуками свинцю, міді, цинку вод р. Тиса та р. Ріка на основі періодичного аналізу вмісту ВМ у воді і нормативів (ГДК) з точки зору використання води річок для питних цілей, ведення рибного господарства і як поверхневих вод за період 2005 – 2009 рр.

Відбір проб води з р. Тиса та р. Ріка проведено згідно методики досліджень. Результати вимірювань вмісту Pb(II), Cu(II) та Zn(II) у водах р. Тиса та р. Ріка наведено на рис. 5.1 – 5.6.

За результатами досліджень встановлено, що вміст Pb(II) у водах р. Тиса значно більший у порівнянні із р. Ріка (рис. 5.1).

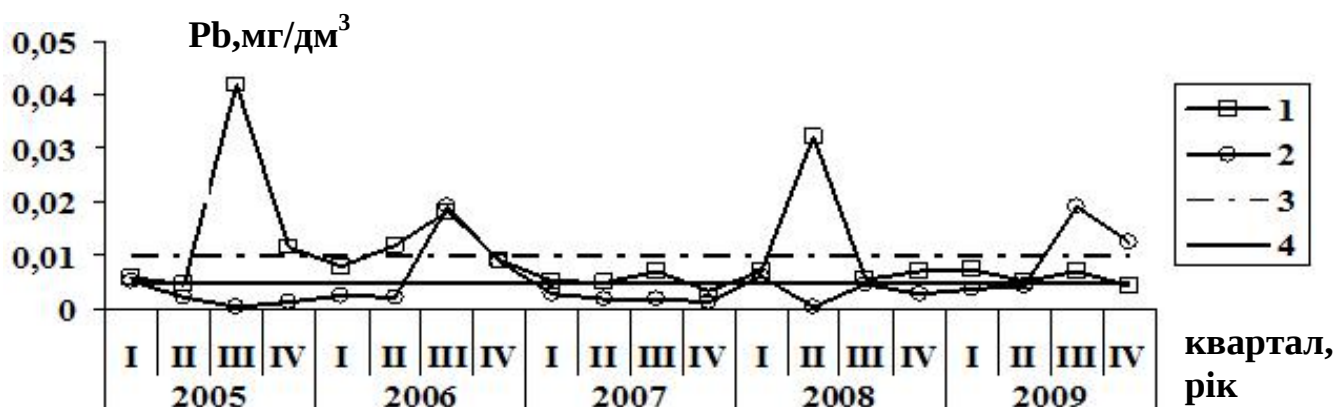


Рисунок 5.1 – Вміст Pb(II) у водах р. Тиса та р. Ріка:

1 – р. Тиса;

2 – р. Ріка;

3 – ГДК для питної води – 0,01 мг/дм³;

4 – ГДК для поверхневих вод – 0,005 мг/дм³;

5. – ГДК для рибного господарства – 0,1 мг/дм³;

Це пояснюється повеннями, значним антропогенним навантаженням та техногенними аваріями, внаслідок яких небезпечні речовини потрапляють до басейну р. Тиса. Таких явищ не спостерігається у водах р. Ріка, оскільки вона є гірською, і має менше антропогенне навантаження.

Для води питного призначення (ГДК Pb – 0,01 мг/дм³) встановлені максимальні значення концентрацій свинцю у воді р. Тиса: III і IV квартали 2005 р. – відповідно 4,2 ГДК і 1,15 ГДК; II і III квартали 2006 – відповідно 1,17 ГДК і 1,81 ГДК; II квартал 2008 р. – 3,2 ГДК.

Аналогічні коливання вмісту свинцю у воді р. Ріка спостерігалися у III кварталі 2006 р. – 1,2 ГДК, а також у III і IV кварталах 2009 р. – відповідно 1,9 ГДК і 1,3 ГДК. Зафіксовано, що перевищення концентрації Pb(II) у воді р. Тиса не завжди збігалось з таким у воді р. Ріка.

Стосовно нормативів ВМ для поверхневих вод, слід зазначити, що вони є найбільш чутливими у порівнянні з відповідними для питної води і рибогосподарського призначення.

Так, по відношенню вмісту Pb(II) до ГДК для поверхневих вод у р. Тиса, встановлені їхні максимальні значення: 8,4 ГДК – III квартал 2005 р. і 6,4 ГДК – II квартал 2008 р. Відповідно у р. Ріка перевищення становить: 3,8 ГДК – III квартал 2006 р.; 1,2 ГДК – I квартал 2008 р.; 3,8 ГДК – III квартал 2009 р.; 2,5 ГДК – IV квартал 2009 р.

Для води рибогосподарського призначення перевищення концентрації свинцю у воді р. Тиси та р. Ріки не зафіксовано.

Оцінюючи рівень забруднення Cu(II) і Zn(II) рік Тиса та Ріка для води питного призначення (ГДК становить 1,0 мг/дм³) необхідно зазначити, що перевищення норми ГДК за весь період дослідження не спостерігалось (рис. 5.2, 5.3).

Для поверхневих вод р. Тиса (ГДК Cu(II) – 0,001 мг/дм³ та Zn(II) – 0,01 мг/дм³) перевищення вмісту Cu(II) становили 112 ГДК у III кварталі 2008 р., Zn(II) відповідно 5,7 ГДК у III кварталі 2008 р. і 12,1 ГДК у II кварталі 2009 р. (рис. 5.2, 5.3), які співпадають з аваріями на гірничодобувному комбінаті у Румунії.

У поверхневих водах р. Ріка перевищення вмісту Cu(II) відносно ГДК було найбільшим у порівнянні з іншими металами (аналогічно з р. Тиса): 43,8 ГДК – I квартал 2006 р.; 76,8 ГДК – II квартал 2006 р.; 50,2 ГДК – IV квартал 2006 р.; 78,5 ГДК – III квартал 2007 р.; 67,8 ГДК – IV квартал 2007 г.; 31,2 ГДК – III квартал 2009 г.; 24,2 ГДК – IV квартал 2009 р.

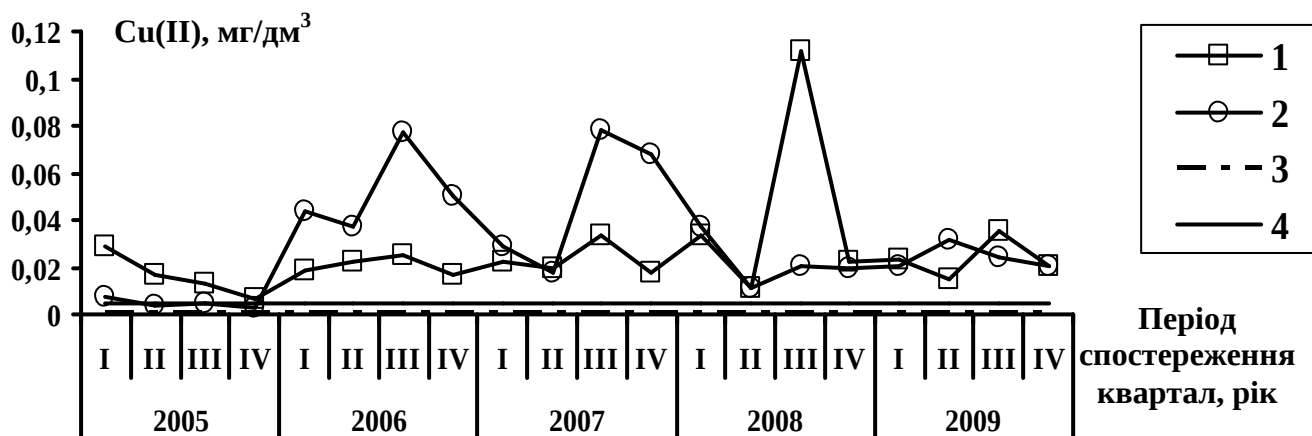


Рисунок 5.2 – Вміст Cu II) у воді р. Тиса та р. Ріка:

1 – р. Тиса; 2 – р. Ріка; 3 – ГДК для поверхневих вод – $0,001 \text{ мг/дм}^3$;
 4 – ГДК для вод рибогосподарського призначення – $0,005 \text{ мг/дм}^3$;
 5 – ГДК для питної води – $1,0 \text{ мг/дм}^3$.

Максимальний рівень вмісту Zn(II) у воді р. Ріка відповідно до нормативу для поверхневих вод склав: 14,5 ГДК – I квартал 2008 р.; 3,3 ГДК – I квартал 2009 р.; 5,3 ГДК – II квартал 2009 р.; 4,7 ГДК – III квартал 2009 р. Таким чином, сумарний рівень забруднення міддю і цинком води р. Тиса є більш високим у порівнянні з такими у р. Ріка.

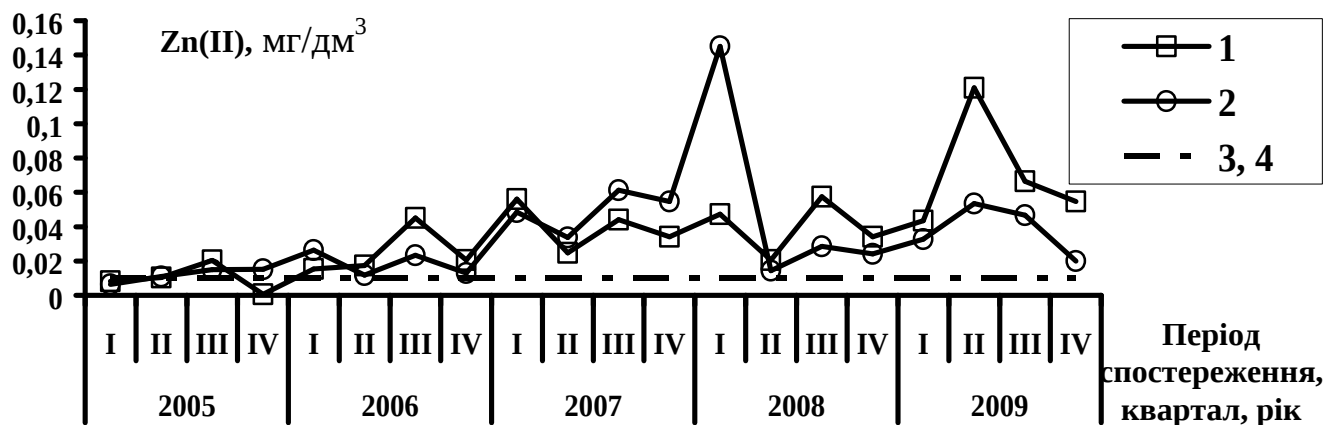


Рисунок 5.3 – Вміст Zn(II) у воді р. Тиса та р. Ріка:

1 – р. Тиса; 2 – р. Ріка; 3 – ГДК для поверхневих вод – $0,01 \text{ мг/дм}^3$;
 4 – ГДК для вод рибогосподарського призначення – $0,01 \text{ мг/дм}^3$;
 5 – ГДК для питної води – $1,0 \text{ мг/дм}^3$.

Для води рибогосподарського призначення встановлені більш чутливі нормативи за вмістом ВМ, ніж для питної води: ГДК Cu (II) становить 0,005 мг/дм³; ГДК Zn(II) – 0,01 мг/дм³.

Так для р. Тиса перевищення вмісту Cu (II) склало: 5,7 ГДК – I квартал 2005 р.; 4,5 ГДК – II й та I квартали відповідно 2006 і 2007 рр.; 6,6 ГДК – III квартал 2007 і 6,8 ГДК – I квартал 2008 г.; максимальним було 22,4 ГДК – III квартал 2008 р.

У воді р. Ріка, згідно нормативів для рибогосподарського призначення, за весь період дослідження, за виключенням 2005 р, зафіксовано вміст Cu, який перевищує рівень ГДК. Максимальний вміст складав: 15,5 ГДК – III квартал і 10,0 ГДК – IV квартал 2006 р., 15,7 ГДК і 13,7 ГДК – відповідно III і IV квартали 2007 р. Перевищення вмісту Cu(II) у воді р. Ріка значно вищі, ніж у воді р. Тиса.

За вмістом Zn(II) води річок Тиса та Ріка є непридатними для рибогосподарських цілей, оскільки відбувається перевищення нормативу.

На основі отриманих даних за вмістом ВМ у водах річок Тиса та Ріка необхідно відзначити сезонний характер зміни концентрацій токсикантів, залежність від зливових дощів, які спричиняють паводки і, як наслідок, вимивання солей з поверхні ґрунту. У результаті цього стоки води із забруднених територій промислових зон і сільськогосподарських угідь знову потрапляють у русло р. Тиса, що й призводить до підвищення концентрацій свинцю у воді. При цьому перевищення концентрації міді і цинку у воді для питного використання не спостерігалось.

Встановлено, що концентрація міді у воді у зимовий період максимальна, а влітку знижується, очевидно, внаслідок активного росту біомаси, розвитку гідробіонтів та при накопиченні у донних відкладах і при осадженні зважених мінеральних і органічних часток.

Таким чином, на основі проведених досліджень можна визначити наступні закономірності:

1). спостерігаються періодичні (сезонні) коливання рівнів забруднення ВМ води р. Тиса та р. Ріка, які викликані для р. Тиса, в основному, повеннями і дією антропогенних факторів, а для р. Ріка – природними опадами, ерозійними процесами;

2) встановлено, що максимальні рівні забруднення токсикантами р. Тиса співпадають з техногенними аваріями на гірничовидобувному підприємстві (м. Бая Борша, Румунія), гальванічні води якого попадають у басейн р. Тиса;

3) для води р. Ріка сезонні коливання рівня забруднення ВМ викликані природними опадами, ерозійними процесами та значно меншою кількістю фітомаси у гірській воді, ніж у воді р. Тиса;

4) у період повеней і техногенних аварій вода р. Тиса стає непридатною для вживання населенням та ведення фермерського господарства;

5) вода р. Тиса та р. Ріка, згідно з ГДК Cu (II) та Zn (II), не придатна для ведення рибного господарства;

6) інтегральне винесення ВМ з поверхневими водами річок Закарпаття за період з 2005 по 2009 рр. показало, що рівень токсикантів у воді р. Тиса значно перевищує їх рівень у воді р. Ріка.

5.2.2 Оцінка якості води за індексом забрудненості води.

У методиці комплексної оцінки якості води розглядаються різні підходи до оцінки та класифікації якості води, які використовуються науковими і виробничими підрозділами водогосподарських установ як у нашій країні, так і за кордоном.

Однією з найпростіших методик комплексної оцінки якості води є оцінка якості води за індексом забрудненості води (ІЗВ), яка була рекомендована для використання підрозділам Державного комітету гідрометеорології України. Розрахунок ІЗВ проводиться за обмеженим числом інгредієнтів. Визначається середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з показників і порівнюється з рівнем значень їх ГДК.

ІЗВ розраховується за формулою:

$$ІЗВ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (4.6)$$

де, n - кількість виміряних показників якості води;

C_i – середня концентрація одного із показників якості води;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація кожного з показників якості води.

За величинами розрахованих ІЗВ виконується оцінка якості води (табл. 5.1).

Розрізняються такі класи якості води:

- до I класу ($ІЗВ < 0,3$) відносяться води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Величини їх гідрохімічних та гідробіологічних показників близькі до природних значень для даного регіону;

- для вод II класу ($0,3 < I3B < 1$) характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги;
- до III класу ($1 < I3B < 2,5$) відносяться води, які знаходяться під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем.
- води IV-VII класів – це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як екологічний регрес.

Таблиця 5.1 Оцінка якості води за I3B

Клас води	Категорії води	Показник
I	дуже чиста	$I3B < 0,3$
II	чиста	$0,3 < I3B < 1$
III	помірно забруднена	$1 < I3B < 2,5$
IV	забруднена	$2,5 < I3B < 4$
V	брудна	$4 < I3B < 6$
VI	дуже брудна	$6 < I3B < 10$
VII	надзвичайно брудна	$I3B > 10$

За результатами наших досліджень отримано діаграми (рис. 5.4 – 5.6), на яких представлено розрахований індекс забруднення води з урахуванням ГДК для питної води, для поверхневих вод та для води рибогосподарського призначення, згідно з яким зростає рівень забруднення поверхневих вод р. Тиса та р. Ріка. Це відбувається внаслідок повенів, техногенних аварій у Румунії та недотримання екологічно-зберігаючих технологій виробництва.

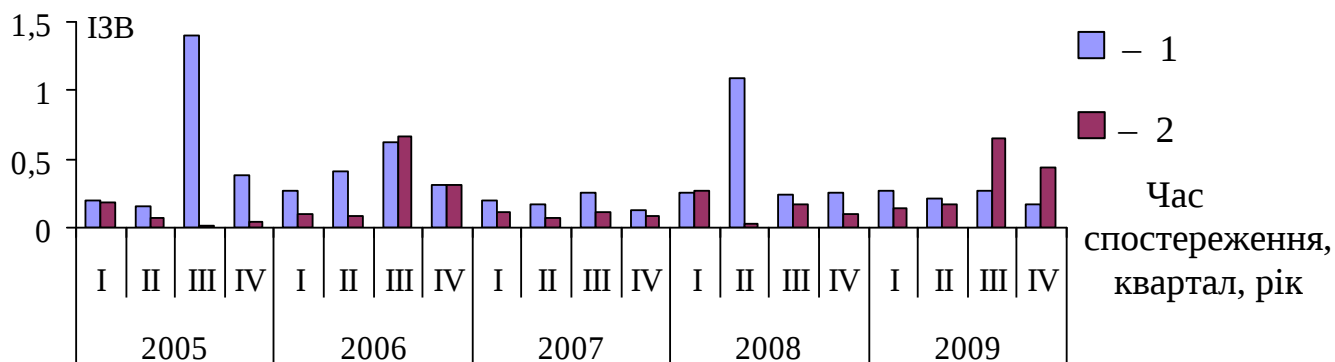


Рисунок 5.4 – Індекс забрудненості води р. Тиса та р. Ріка з урахуванням ГДК для питної води:

- 1 – індекс забрудненості води р. Тиса;
- 2 – індекс забрудненості води р. Ріка.

Як видно із рис. 5.4, питна вода р. Тиса характеризувалася максимальними значеннями ІЗВ у IV кварталі 2005 р., II та III кварталах 2006 р. (вода II класу – чиста); у III кварталі 2005 і II кварталі 2008 рр. (вода III класу – помірно забруднена). Що стосується р. Ріка, то вода у III і IV кварталах 2006 і 2009 рр. відносилася до II класу якості (вода чиста), а в інші періоди часу – до I класу якості (вода дуже чиста).

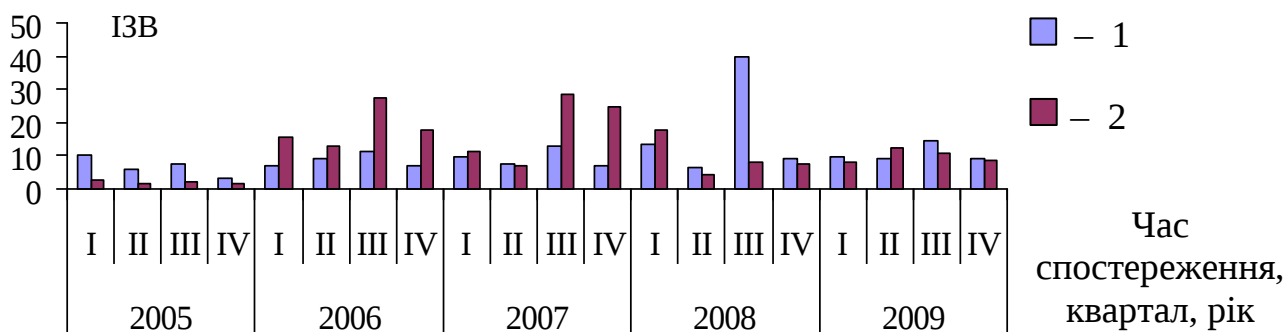


Рисунок 5.5 – Індекс забрудненості води р. Тиса та р. Ріка з урахуванням ГДК для поверхневих вод:

- 1 – індекс забрудненості води р. Тиса;
- 2 – індекс забрудненості води р. Ріка.

Як видно із рис. 5.5, згідно нормативів для поверхневих вод у р. Тиса максимальні значення ІЗВ відзначені у I кварталі 2005 р., II кварталі 2006 р., I кварталі 2007 р., III кварталі 2007 р., I кварталі 2008 р., III кварталі 2008 р., III кварталі 2009 р. (вода VII класу – надмірно забруднена, з порушенням екологічних параметрів, стан яких оцінюється як екологічний регрес, $IЗВ > 10$).

Аналогічні висновки можна зробити і для оцінки поверхневих вод р. Ріка: у I – IV кварталах 2006 р.; I, III, IV кварталах 2007 р.; I кварталі 2008 р. і II кварталі 2009 р. вода відноситься до VII класу якості.

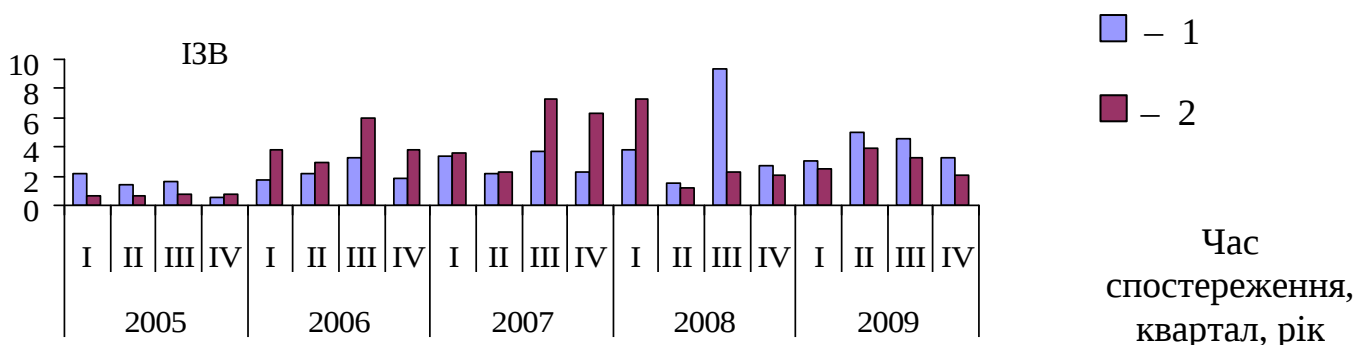


Рисунок 5.6 – Індекс забрудненості води р. Тиса та р. Ріка з урахуванням ГДК для води рибогосподарського призначення:

- 1 – індекс забрудненості води р. Тиса;
- 2 – індекс забрудненості води р. Ріка.

Згідно із рис. 5.6, максимальні значення ІЗВ для води рибогосподарського призначення у р. Тиса зафіксовані у I кварталі 2005 р.; III кварталі 2006 р.; I та III кварталах 2007 р.; I та III кварталах 2008 р.; III кварталі 2009 р. (вода VII класу – надмірно забруднена, з порушенням екологічних параметрів, стан яких оцінюється як екологічний регрес, $ІЗВ > 10$).

Відповідно максимальні рівні ІЗВ для води рибогосподарського призначення у р. Ріка встановлено у IV кварталі 2007 р.; I кварталі 2008 р.; II кварталі 2009 р. (вода VI класу – дуже забруднена). При цьому найчистіша вода була в I – IV кварталах 2005р. (вода II класу – помірно чиста).

На основі регресійного аналізу в екологічному прогнозуванні розраховано тренди забруднення токсикантами води, згідно з якими встановлено забруднення води на період із 2009 р. по до 2015 р.: 1) вміст Pb(II) у воді р. Тиса має знижуватись, а у воді р. Ріка – зросте у 6 разів; 2) вміст Cu(II) у воді р. Тиса зросте у 3 рази, а у воді р. Ріка – у 1,5 рази; 3) вміст свинцю Zn(II) води р. Тиса зросте у 14 разів, у р. Ріка – у 5 разів (рис 5.7 – 5.12). Це може відбуватись за умов можливих техногенних аварій, подальшого антропогенного навантаження на екосистеми та вирубки лісів у Закарпатській обл., непередбачених природних стихій.

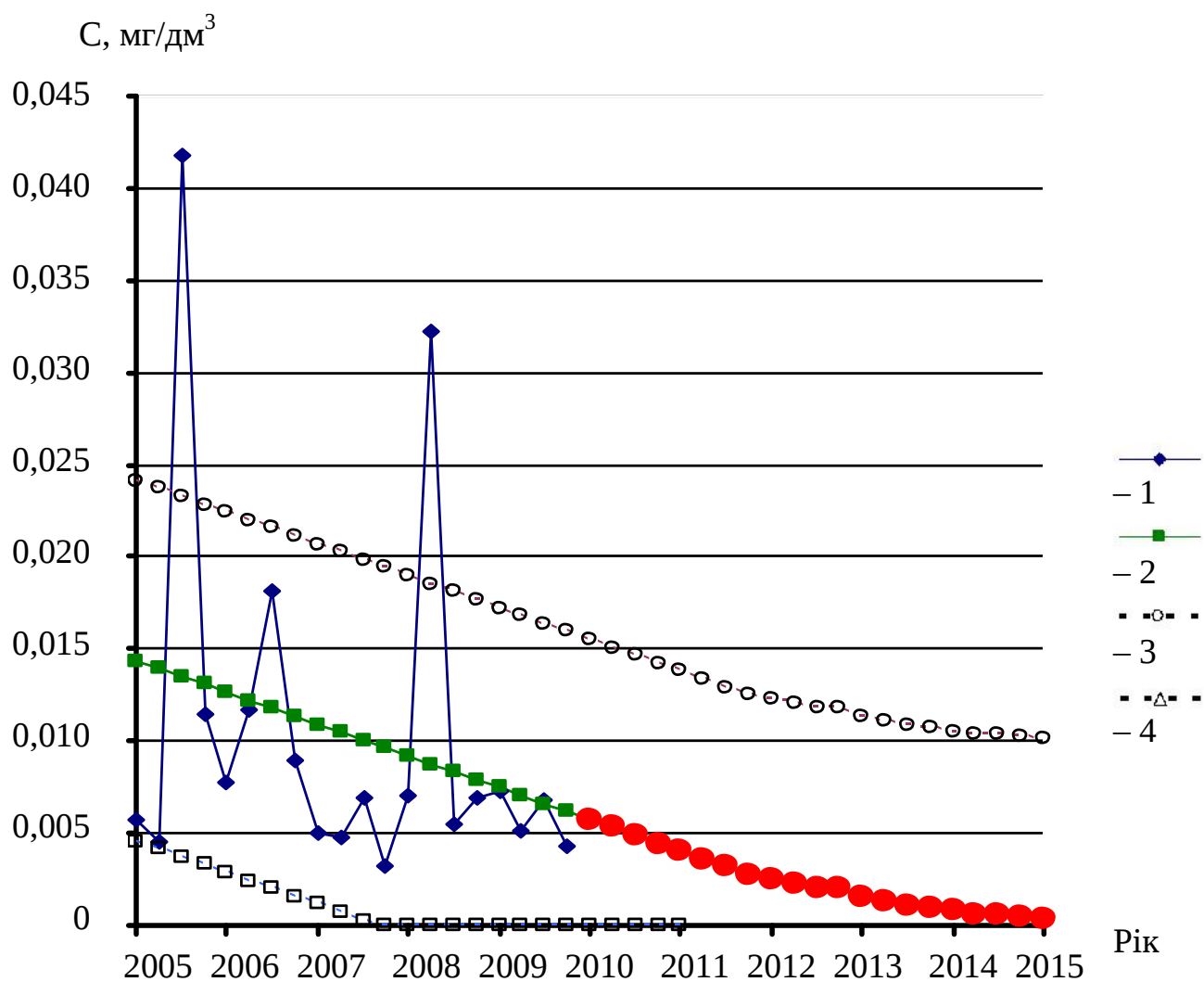


Рисунок 5.7 – Тренд забруднення сполуками Pb(II) води р. Тиса на період до 2015р:

- 1 – концентрація Pb(II) у воді р. Тиса;
- 2 – тренд на період до 2015р;
- 3 – тренд + Δ ;
- 4 – тренд – Δ ;

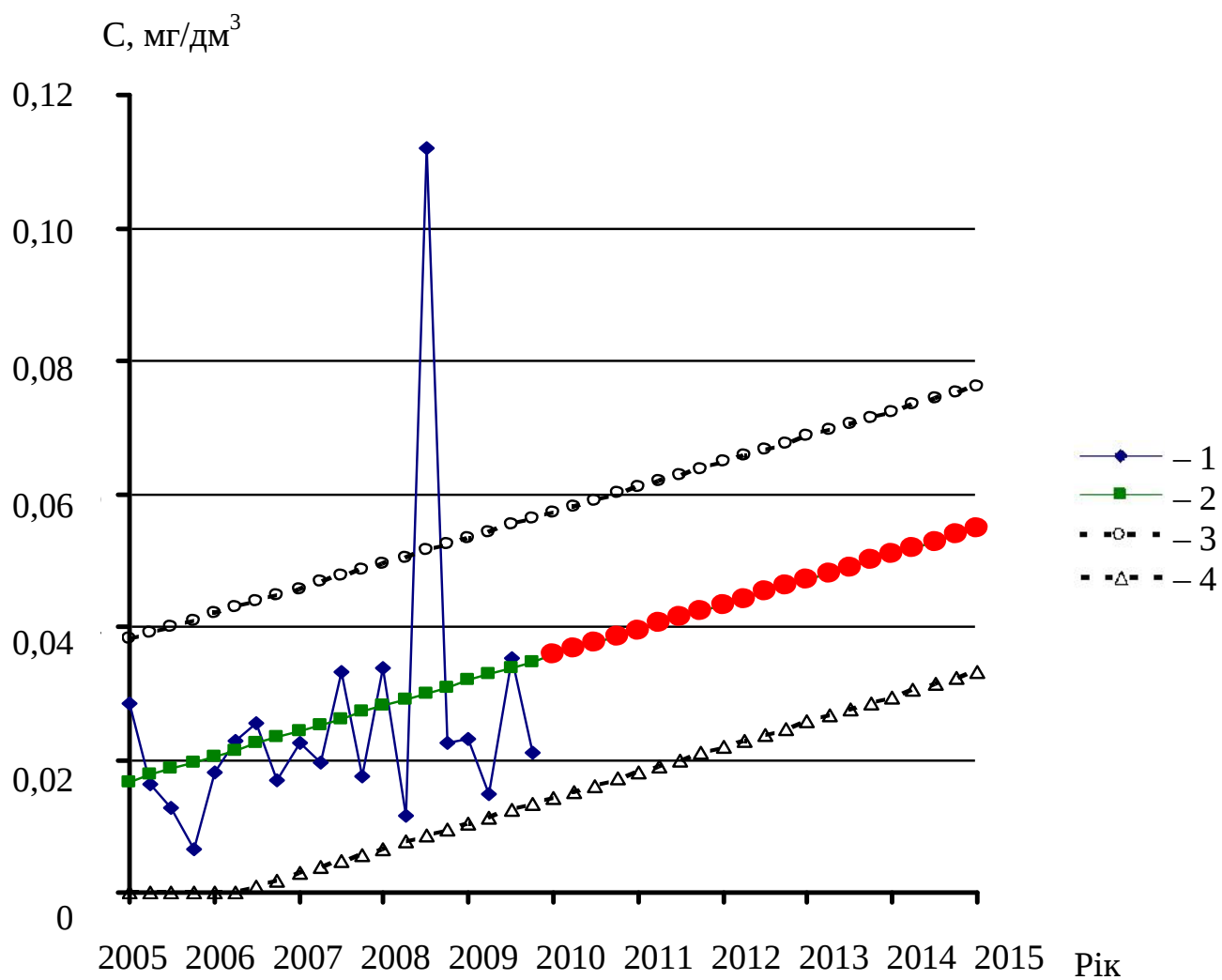


Рисунок 5.8 – Тренд забруднення сполуками Cu(II) води р. Тиса на період до 2015р:

- 1 – концентрація Cu(II) у воді р. Тиса;
- 2 – тренд на період до 2015р;
- 3 – тренд + Δ ;
- 4 – тренд – Δ ;

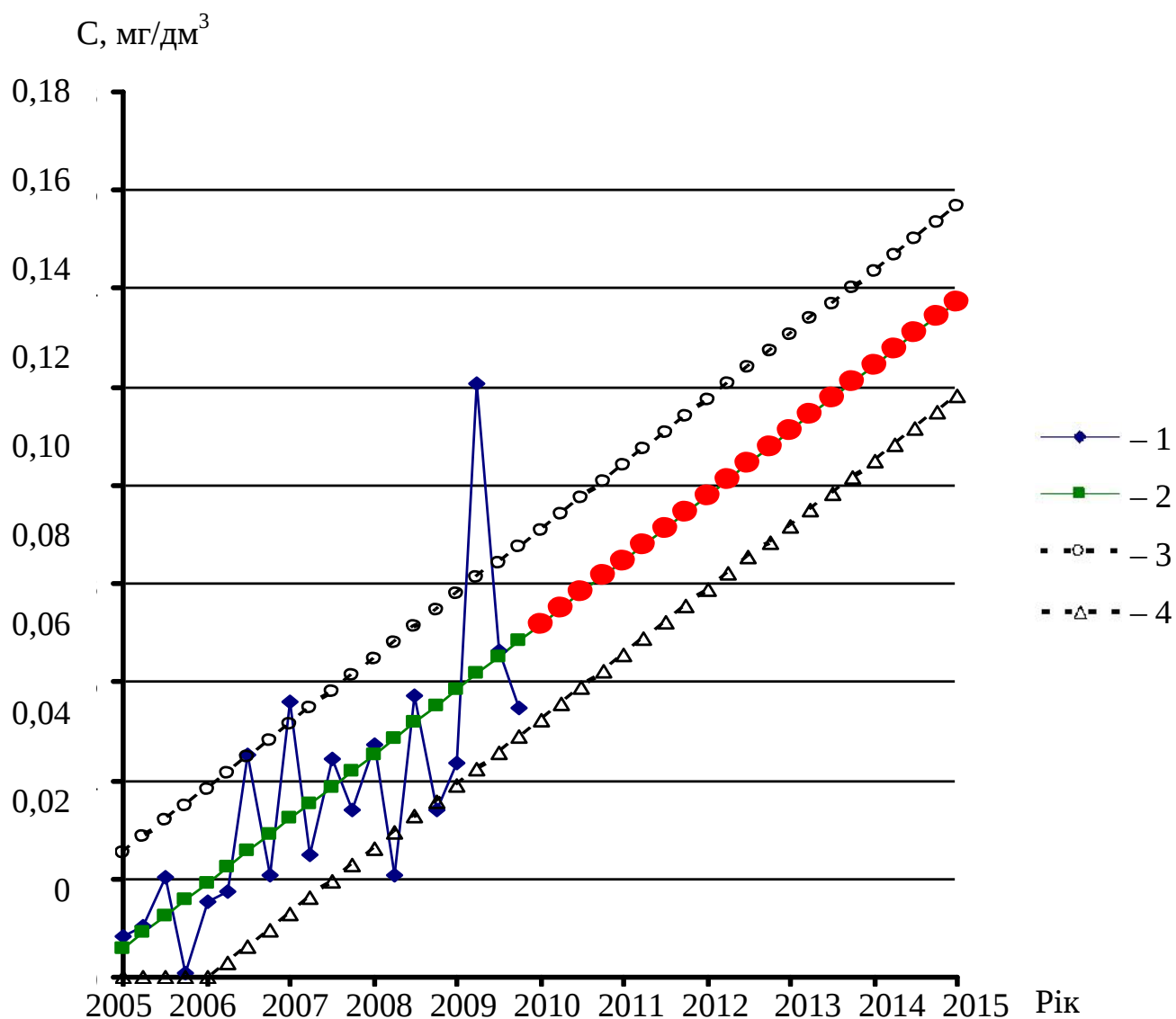


Рисунок 5.9 – Тренд забруднення сполуками Zn(II) води р. Тиса на період до 2015р:

- 1 – концентрація Zn(II) у воді р. Тиса;
- 2 – тренд на період до 2015р;
- 3 – тренд + Δ ;
- 4 – тренд - Δ .

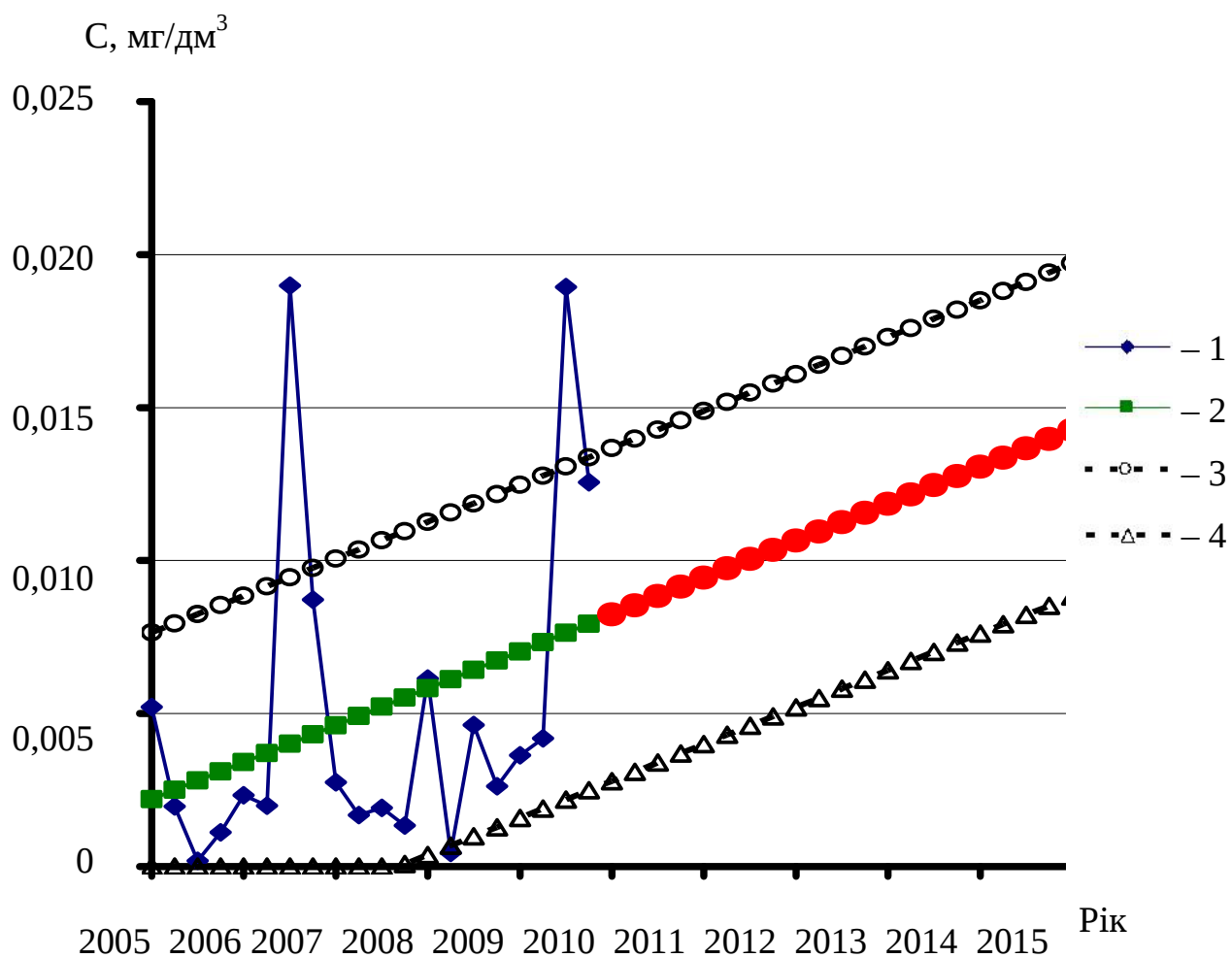


Рисунок 5.10 – Тренд забруднення сполуками Pb(II) води р. Ріка на період до 2015р:

- 1 – концентрація Pb(II) у воді р. Ріка;
- 2 – тренд на період до 2015р;
- 3 – тренд + Δ ;
- 4 – тренд – Δ .

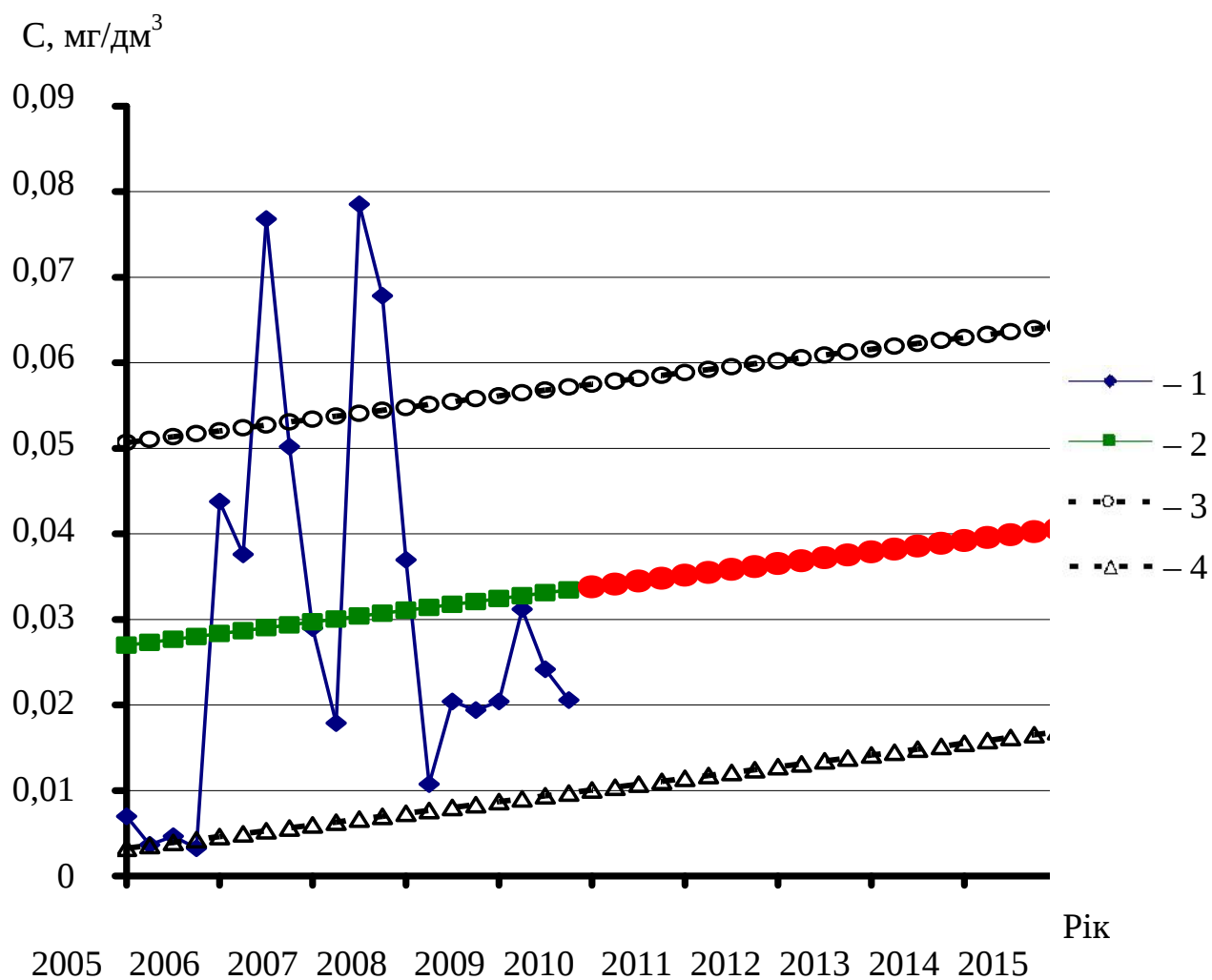


Рисунок 5.11 – Тренд забруднення сполуками Cu(II) води р. Ріка на період до 2015р:

- 1 – концентрація Cu(II) у воді р. Ріка;
- 2 – тренд на період до 2015р;
- 3 – тренд + Δ ;
- 4 – тренд – Δ .

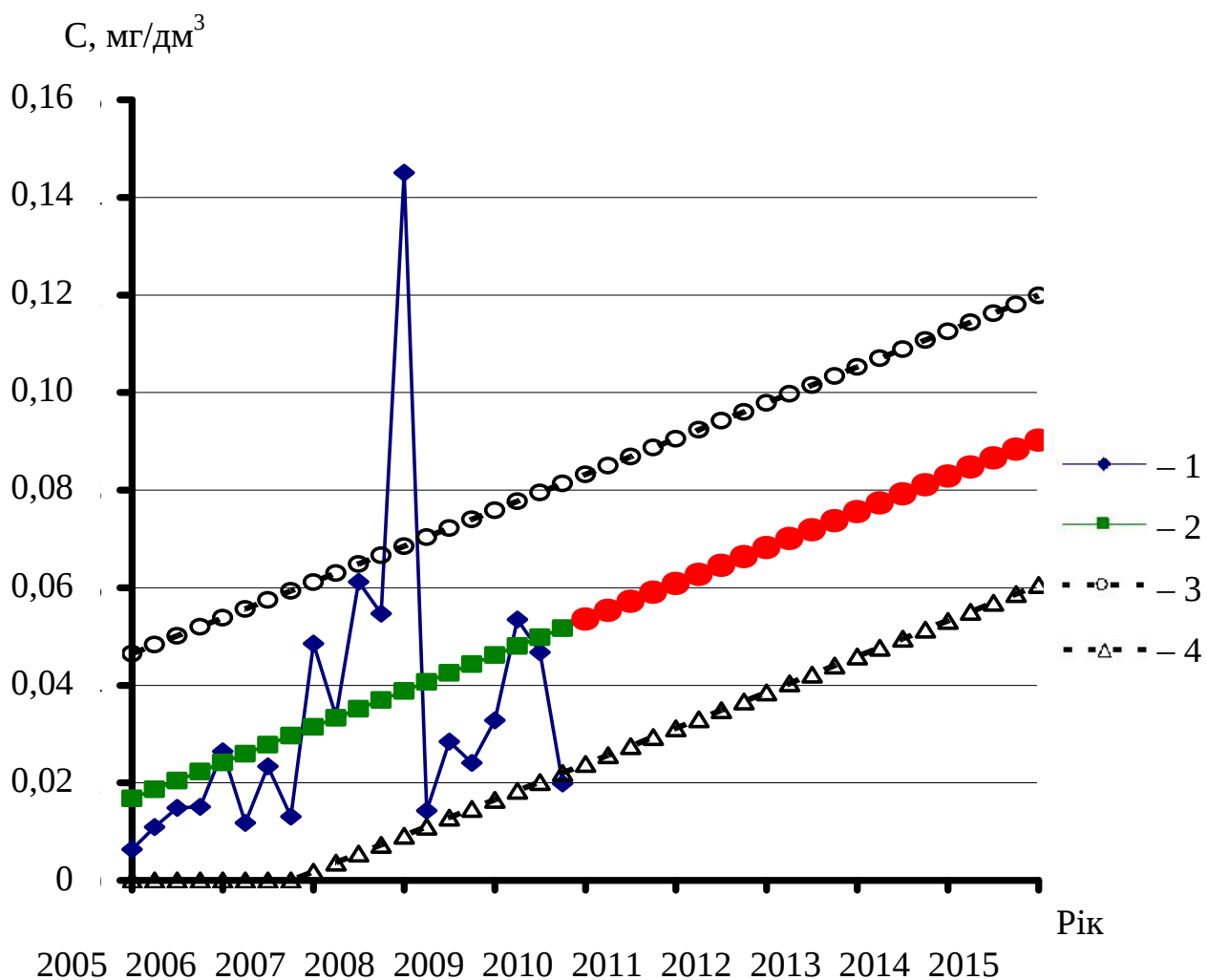


Рисунок 5.12. Тренд забруднення сполуками Zn(II) води р. Ріка на період до 2015р:

- 1 – концентрація Zn(II) у воді р. Ріка;
- 2 – тренд на період до 2015р;
- 3 – тренд + Δ ;
- 4 – тренд – Δ .

Моніторинг стану забруднення ВМ водних екосистем внаслідок антропогенного впливу на сьогодні являється актуальним і необхідним.

Надійні результати у цьому випадку можуть бути отримані при використанні сучасних аналітичних методів, які дозволять одержати вміст ВМ на рівні фонових концентрацій (їх слідовий вміст).

Таким чином, на основі проведених досліджень дано оцінку стану забруднення сполуками свинцю, міді, цинку вод р. Тиса та р. Ріка на основі їх періодичного аналізу та відповідності нормативам (ГДК) з

точки зору використання цих вод для питних цілей, рибогосподарського призначення та як поверхневих вод. Доведено, що максимальні рівні забруднення токсикантами води р. Тиса співпадають із техногенними аваріями на гірничовидобувному підприємстві (м. Бая Борша, Румунія). Згідно розрахованому індексу забрудненості води у період повеней і техногенних аварій вода р. Тиса та р. Ріка стає непридатною для вживання населенням і ведення фермерського господарства. Внаслідок антропогенного навантаження, концентрація ВМ збільшилась за період дослідження майже в 3 рази для р. Тиса і у 5 разів для р. Ріка. Найбільш чистою вода була в річках у 2005 р.

На основі регресійного аналізу в екологічному прогнозуванні розраховано тренди забруднення токсикантами води, згідно з якими спостерігається подальше зростання рівня забруднення води Cu(II) та Zn(II) , яке порівняно із 2009 р. зросте до 2015 р. майже у 2,5 – 4 рази, крім забруднення сполуками свинцю води р. Тиса, рівень якого має зменшитися.

Надзвичайно важливим і єдиним заходом по запобіганню кризової ситуації стосовно забруднення поверхневих вод басейну р. Тиси, яка протікає по території України, Румунії, Угорщини, Словачії та Сербії, є створення міждержавної системи моніторингу та вживання заходів, які б попереджали техногенні аварії.

Література

1. Качинський А.Б. Сучасні проблеми екологічної безпеки України. – К.: 1994. – 48 с. (Препр. / Національний інститут стратегічних досліджень; №33).
2. Хилько М. Екологічна політика. – К.: Абрис, 1999. – 363 с.
3. Реймерс Н. Природопользование: Словарь-справочник. – М.: Місль, 1990. – 637 с.
4. Екологія і закон. Екологічне законодавство України. У двох книгах. /за ред. В.І. Андрейцева. – К.: Юрінком Інтер, 1997. Книга 1–698 с., книга 2–576 с.
5. Макарова Н.С., Гармідер Л.Д., Михальчук Л.В. Економіка природокористування: Навч. посібник. – К.: Центр учбової літератури, 2007. – 322 с.
6. Шафоростова М. Экологический аудит отходов //Бізнес-інформ. - 1999. – №13-14. – С.90-92.
7. Закон України про екологічний аудит (№ 1862 – IV від 24.06.2004)
8. Экологический энциклопедический словарь. – М.: Издательский дом «Ноосфера», 1999. – 930 с.
9. Управление риском в социально-экономических системах: концепция и методы ее реализации. Часть I // ВИНИТИ. Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. – 1995. - №11. – С.3-35.
10. Завгородняя Т. Совершенствование экономического механизма охраны окружающей природной среды // Экономика Украины. - 2000. – №12. – С.67-70.
11. Н.П. Тарасова, В.А. Кузнецов Химия атмосферы, М.: МХТИ, 1986г.
12. Б.Бретшнайдер, И. Курфюст. Охрана воздушного бассейна от загрязнений: Пер. с. англ. / Под ред. А.Ф. Туболкина. – Л.: Химия, 1989.-288 с.
13. Статистичний щорічник України за 2002 рік / За ред. О.Г. Осауленка – К.: ТОВ “Видавництво” “Консультант”, 2003. – 664 с.
14. Довкілля України 2006. Статистичний збірник / За ред. Ю.М. Остапчука – К.: Державний комітет статистики України, 2007. – 244 с.

15. Максименко Ю.Л., Горкина И.Д., Шаприцкий В.Н. Оценка воздействия на окружающую среду и разработка нормативов ПДВ: Справочник. – М.: «СП ИНТЕРМЕТ ИНЖИНИРИНГ», 1999. – 480 с.
16. Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. – Л., Гидрометеиздат, 1991.- 423 с.
17. Бадяев В.В. и др. Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС.- М.: Энергоиздат, 1990.-224 с.
18. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД – 86. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1987 –93 с.
19. Охрана окружающей среды / Под ред. Г.В. Дуганова. Киев: Вища школа. Головное изд-во, 1998.- 304 с.
20. Білявський Г.О. та ін. Основи загальної екології.: Підручник.-2-е вид. К.: Либідь, 1995.-368 с.
21. Паламарчук В.О., Коренюк П.І. Економіка природокористування: Навч. посібник.-Запоріжжя: Дике поле, 2003.-408 с.
22. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України. Додаток 2 до наказу Держбуду України від 19 лютого 2002р. №37, зареєстрований у Міністерстві Юстиції України 26 травня 2002 р. під № 403/6691.