

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ЦИВІЛЬНОГО ЗАХИСТУ УКРАЇНИ

О.Г. Васенко, О.В. Рибалова, С.Р. Артем'єв

**ІНТЕГРАЛЬНІ ТА КОМПЛЕКСНІ ОЦІНКИ  
СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО  
СЕРЕДОВИЩА**

*Монографія*

Харків 2015

Друкується за рішенням вченої ради  
НУЦЗ України  
Протокол від 22.10.15 №3.

**Авторський колектив:**

О.Г. Васенко, кандидат біологічних наук, доцент – розділи 1-8;  
О.В. Рибалова, кандидат технічних наук, доцент – розділи 1-8;  
С.Р. Артем'єв, кандидат технічних наук, доцент – розділи 1-8;  
Н.С. Горбань, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник – п.п.5.4;  
Г.В. Коробкова, науковий співробітник – п.п. 1.3, 2.2, 2.5;  
В.О. Полозенцева, науковий співробітник – п.п. 3.3 і 5.6;  
О.В. Козловська, інженер – п.п. 4.6;  
А.О. Мацак, інженер – п.п. 5.4;  
А.А. Савічев, інженер – п.п. 7.3, 7.4, 7.5).

**Рецензенти:**

доктор технічних наук, професор *О.М. Касімов*  
доктор технічних наук, старший науковий співробітник *Л.Я. Аніщенко*  
доктор географічних наук, професор *Л.М. Немець*

УДК 504.064

**Інтегральні** та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія / О.Г. Васенко, О.В. Рибалова, С.Р. Артем'єв, Н.С. Горбань, Г.В. Коробкова, В.О. Полозенцева, О.В. Козловська, А.О. Мацак, А.А. Савічев. – Х: НУГЗУ, 2015. – 419 с.

Метою дослідження є підвищення ефективності прийняття управлінських рішень в галузі охорони навколишнього природного середовища та забезпечення безпеки здоров'я людини за рахунок застосування методів інтегральних та комплексних оцінок стану природних екосистем та екологічного ризику.

В роботі представлено сучасні методи оцінювання стану навколишнього природного середовища, оцінки екологічного ризику та ризику для здоров'я населення, методи визначення антропогенного навантаження на стан довкілля та рівня небезпеки функціонування промислового підприємства.

Для написання роботи використано статистичні матеріали державного управління статистики, річні звіти обласних державних управлінь навколишнього природного середовища України, літературні джерела.

Монографія призначена для науковців, викладачів, студентів та фахівців в галузі управління охороною навколишнього природного середовища.

## ЗМІСТ

<b>Вступ</b> .....	5
<b>Розділ 1. Сучасні методичні підходи до інтегральної оцінки якісного стану атмосферного повітря</b> .....	9
1.1 Методичні підходи до оцінки стану атмосферного повітря.....	9
1.2 Інтегральна оцінка стану атмосферного повітря.....	13
1.3 Сучасний стан забруднення атмосферного повітря України .....	17
<b>Розділ 2. Сучасні методичні підходи до оцінки екологічного стану водних об'єктів</b> .....	34
2.1 Санітарно – гігієнічний підхід до оцінки якісного стану поверхневих вод .....	34
2.2 Аналіз закордонного досвіду оцінки екологічного стану водних об'єктів .....	40
2.3 Вітчизняні методи оцінки екологічного стану водних об'єктів.....	52
2.4 Визначення спрямованості розвитку процесів в річкових басейнах.....	69
2.5 Методика оцінки екологічного стану поверхневих вод за відповідними категоріями .....	76
<b>Розділ 3. Сучасні методичні підходи до оцінки якісного стану ґрунтів</b> ..	109
3.1 Індикаторні показники екологічного стану ґрунтів .....	109
3.2 Сучасні методи інтегральної оцінки якісного стану ґрунтів.....	120
3.3 Загальна характеристика ґрунтів та земельних ресурсів України ...	127
3.4 Комплексна оцінка стану ґрунтів та земельних ресурсів .....	168
<b>Розділ 4. Методичні підходи до оцінки стану біорізноманіття</b> .....	180
4.1 Оцінка стану фітоценозу як біотичного компоненту екосистеми .....	180
4.2 Методика оцінки стану флори та фауни.....	182
4.3 Інтегральна оцінка біорізноманіття.....	188
4.4 Загальна характеристика біологічного різноманіття України.....	190
4.5 Загрози біорізноманіттю.....	194
4.6 Аналіз сучасних підходів до оцінювання ризику для біорізноманіття від чужорідних організмів.....	200
<b>Розділ 5. Методичні підходи до оцінки антропогенного навантаження на стан навколишнього природного середовища</b> .....	221
5.1 Методичні підходи до визначення антропогенного впливу на стан біогеоценозу.....	221
5.2 Визначення впливу викидів забруднюючих речовин на стан атмосферного повітря.....	226
5.3 Прогнозні моделі впливу точкових джерел забруднення на стан поверхневих вод.....	228
5.4 Аналіз сучасних методик оцінки впливу дифузних джерел забруднення поверхневих вод .....	233
5.5 Визначення найбільш значних джерел забруднення поверхневих вод ...	259
5.6 Аналіз впливу антропогенного тиску на стан ґрунтів.....	278

5.7 Комплексна оцінка визначення рівня екологічної небезпеки впливу промислових підприємств на стан довкілля.....	306
<b>Розділ 6. Оцінка екологічних ризиків погіршення стану навколишнього природного середовища України при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження.....</b>	<b>324</b>
6.1 Сучасні методи оцінки екологічного ризику .....	324
6.2 Методика визначення екологічного ризику погіршення стану довкілля при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження.....	338
6.3 Комплексна оцінка екологічного стану регіонів України .....	342
6.4 Комплексна оцінка екологічного ризику погіршення стану природних екосистем України.....	352
<b>Розділ 7. Сучасні методичні підходи до оцінки ризику для здоров'я населення .....</b>	<b>363</b>
7.1 Методи оцінки впливу якості навколишнього середовища на здоров'я населення .....	363
7.2 Загальні принципи визначення ризику для здоров'ю населення відповідно міжнародного досвіду .....	366
7.3 Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості атмосферного повітря.....	369
7.4 Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості поверхневих вод .....	375
7.5 Оцінка ризику для здоров'я населення в залежності від якості ґрунту ....	377
7.6 Удосконалення методики оцінки ризику для здоров'я населення комплексному впливі забруднення навколишнього середовища .....	380
<b>Розділ 8. Методи оцінки потенційного ризику здоров'ю населення .....</b>	<b>388</b>
8.1 Загальні принципи визначення ризику здоров'ю населення .....	388
8.2 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря.....	391
8.3 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води .....	398
8.4 Оцінка ризику здоров'ю населення при рекреаційному використанні водних об'єктів .....	403
8.5 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при комплексному впливі забруднення навколишнього середовища.....	408
8.6 Загальні принципи управління екологічним ризиком.....	411

## ВСТУП

Екологічна політика в нашій країні здійснюється відповідно до Закону України „Про охорону навколишнього природного середовища” [1]. Безпека навколишнього середовища є обов'язковою умовою стійкого суспільного розвитку.

На сучасному етапі соціально-економічний розвиток суспільства знаходиться в безпосередньому взаємозв'язку з якістю навколишнього природного середовища, тому екологічна політика України спрямована на формування збалансованої системи раціонального природокористування з адекватною структурною перебудовою промислового потенціалу з метою мінімізації антропогенного навантаження і забезпечення соціальної захищеності людини.

Несприятлива екологічна ситуація стала причиною багатьох хронічних захворювань, а також уроджених пороків розвитку людини. Падіння народжуваності і збільшення смертності за останні роки призвело до різкого погіршення демографічної ситуації в Україні.

Для забезпечення стабільного суспільного розвитку держави необхідним є визначення регіонів країни, що знаходяться в найгіршому стані з метою спрямування фінансових ресурсів на вирішення їх проблем на основі оцінки сучасного стану навколишнього середовища, тому дослідження сучасних методів інтегральних і комплексних оцінок стану довкілля є дуже актуальними.

Закон України "Про охорону навколишнього природного середовища" проголошує: «Охорона навколишнього природного середовища, раціональне використання природних ресурсів, забезпечення екологічної безпеки життєдіяльності людини – невід'ємна умова сталого економічного та соціального розвитку України» [1].

Забезпечення стабільного суспільного розвитку викликає, зокрема, необхідність розроблення інструментарію для вимірювання величини, що характеризує ступінь екологічної безпеки з метою визначення припустимого антропогенного навантаження, яке б не порушувало рівновагу природного середовища з забезпеченням відтворення основних її компонентів, а також не викликало б збільшення захворюваності населення. Стан навколишнього природного середовища свідчить про можливі загрози виникнення екологічних проблем та ризиків. Цій проблемі присвячено чимало наукових робіт, які містять різні методичні підходи до визначення комплексних та інтегральних оцінок стану довкілля [2-6].

Відомо, що "екологічна оцінка – це виявлення стану середовища життєдіяльності або ступеня впливу на неї сукупності факторів" [7]. Оцінка екологічного стану є основою прийняття рішень щодо екологічно безпечного природокористування та екологічного нормування. Відомо, що метою екологічного нормування є виявлення сукупності критичних значень такого набору показників, за умови дотримання яких екосистема досліджуваної території зберігає в цілому свої структурні та функціональні характеристики. Визначення такого набору показників гранично допустимого антропогенного тиску

та їх критичних значень повинно базуватися на концепції збереження стійкості екосистем до змін та пов'язаних з нею принципах рангування порушень екосистем за глибиною та ступенем їх незворотності.

З точки зору практичного використання для оцінки екологічного стану навколишнього природного середовища повинна бути розроблена система показників стану окремих компонентів довкілля та границі їх значень. Ці показники мають контролюватися системою державного екологічного моніторингу та бути доступними, наприклад, на регіональному рівні. За результатами порівняльного аналізу значень параметрів навколишнього природного середовища та заданими границями їх значень робиться висновок щодо комплексної екологічної оцінки території та проводиться порівняльний аналіз її окремих частин.

Природокористування являє собою свідомо регульований процес взаємодії між суспільним виробництвом і природним середовищем. Багатоплановість і комплексний характер проблеми забезпечення якості навколишнього середовища висувають вимоги системного підходу до її рішення. Ефективність системи заходів з охорони навколишнього природного середовища і управління його станом значною мірою залежить від рівня організації інформаційних процесів, що його забезпечують. Тому однією з найважливіших задач є удосконалення методологічних основ, методичних підходів, критеріїв оцінки, показників стану, нормативної бази оцінки стану довкілля [7-10].

Під навколишнім природним середовищем розуміють сукупність природних практично незмінних, а також змінених антропогенною діяльністю і штучно створених матеріальних елементів, в оточенні яких і у взаємодії з якими відбувається життєдіяльність [11].

Під екологічною рівновагою прийнято розуміти такий динамічний стан природного середовища, при якому можуть бути забезпечені саморегуляція і відтворення основних його компонентів – атмосферного повітря, поверхневих та підземних вод, ґрунтового покриву, рослинного і тваринного світу.

Екологічна небезпека може виникнути як відгук природних екосистем на антропогенну діяльність та наслідок природних факторів, які не залежать від волі людини, але виходять за межі середньостатистичних. Гігієністи розуміють під проблемною ситуацією невідповідність фактичних параметрів середовища гігієнічним регламентам, що супроводжується ризиком погіршення здоров'я населення. Для рангування проблемної ситуації в залежності від характеру і ступеня впливу антропогенних факторів як критерій необхідно використовувати результати порівняння комплексного показника реального навантаження з максимально припустимим навантаженням на навколишнє середовище.

Для оцінки параметрів, елементів і компонентів середовища в умовах антропогенного впливу використовується безліч різних кількісних і якісних величин. За функціональним навантаженням їх можна віднести умовно до одного з типів: параметри абсолютного стану середовища, показники ступеня зміни стану середовища в просторі і часі, оцінки ступеня впливу середовища

на зміну об'єктів-реципієнтів і пов'язаних середовищ, характеристики величини антропогенного навантаження на природне середовище, критеріальні показники якості екологічного простору.

Методологічно в залежності від інформативності можна умовно виділити кілька видів величин: первинні дані, прості показники, інтегральні, комплексні показники абсолютного стану середовища, показники ступеня зміни стану, показники ступеня впливу середовища на реципієнтів, базові показники-регламенти.

До вихідних первинних даних належать усі природні й антропогенні параметри та характеристики фізичного, хімічного, біологічного, географічного і т.д. стану природного середовища, а також кількісні і якісні дані про вміст окремих речовин, які можна одержати безпосередньо приладовими чи іншими замірами. Наприклад, температура, швидкість, концентрація, маса тощо.

Прості показники абсолютного фактичного стану природного середовища і рівня його забруднення окремими речовинами можуть бути отримані розрахунковим шляхом в результаті обробки первинних показників по аналітичних формулах і залежностям безвідносно до їх первинних чи нормативних значень. Прикладами можуть служити насамперед середні за визначений період величини, сума рівнів чи мас, приведені значення величин тощо. Звичайно вони характеризують або окремі елементи, або окремі параметри стану чи якості середовища і відносяться до категорії диференціальних показників окремого компонента навколишнього середовища.

Інтегральний показник являє собою синтез диференціальних показників, може бути отриманий для характеристики стану окремого компонента (атмосфери, водного басейну, земель). Отже, він може служити показником абсолютного стану, рівня забруднення сукупністю одночасно присутніх різних речовин безвідносно до їх первинного чи нормативного вмісту. До них відносяться показники забруднення, а також антропогенного навантаження на атмосферу, водойми, ґрунт, жорсткість клімату тощо.

Комплексні показники – це сукупні оцінки навколишнього середовища в цілому з урахуванням оцінок його окремих компонентів.

Показники ступеня зміни стану середовища (прості і комплексні) покликані характеризувати ступінь зміни стану середовища відносно його первісного, середнього, базового, абсолютного стану чи регламенту. Наприклад, величина кратності перевищення фактичного рівня концентрації речовини її ГДК, відношення фактичного рівня до фонового, середнього, абсолютна різниця між цими рівнями, показники, що базуються на нормуванні фактичних рівнів відповідно їхніх регламентів тощо.

Показники ступеня впливу змін стану природного середовища на реципієнтів чи суміжні середовища покликані відбивати ступінь можливої зміни рівня стану реципієнтів (суміжних середовищ) щодо первісного, нормативного. До цього типу показників можна віднести, наприклад, оцінки залежності захворюваності населення від забруднення атмосфери, зниження продуктив-

ності від забруднення ґрунту, забруднення ґрунту випаданням шкідливих речовин з атмосфери і забрудненими стоками (зокрема, при поливі) тощо.

Визначення основних термінів і понять з розглянутого питання наведені у роботах Н.Ф. Реймерса, О.Ф. Балацького, В.Н. Жукинського та інших дослідників [7, 9,12, 13].

Основною задачею системи управління якістю навколишнього середовища є прогнозування наслідків зміни його стану. Тому одним з найбільш актуальних напрямків є розробка методів оцінки стану компонентів довкілля та екосистеми різного рівня ієрархії, дослідження поєднаної чи комбінованої дії на реципієнтів багатofакторного впливу антропогенного навантаження, одержання результатів, що дозволяють оцінити й описати моделі таких залежностей.

В основу принципу управління якістю навколишнього середовища покладено вимогу забезпечення нормативів гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднюючих речовин у природних компонентах (повітрі, воді, ґрунті) і нормативів фізичних чинників (шум, вібрація тощо). Тому, відповідно до природоохоронної методології, оцінка ступеня забруднення середовища найчастіше проводиться шляхом порівняння концентрації забруднюючої речовини з її ГДК. Такі нормативи спрямовані в першу чергу на захист здоров'я населення від шкідливого впливу. Однак вони не захищають об'єкти рослинного і тваринного світу. Доведено, що в основі своїй рослини більш чутливі до забруднення ніж людина. Результати досліджень говорять про зниження врожайності сільгоспкультур, продуктивності тварин, продуктивності лісових угідь у зонах, де концентрації домішок не перевищували середньодобові ГДК. Отже, гігієнічні регламенти не можуть бути критерієм для оцінки якості природних компонентів і екологічної системи в цілому. Актуальною є потреба у розробці системи більш універсальних комплексних критеріїв оцінки якості навколишнього середовища

Методологія комплексної оцінки стану навколишнього природного середовища повинна ґрунтуватися на принципах системного підходу, послідовності побудови, комплексності та пріоритетності екологічного благополуччя екосистем.

В роботі представлено сучасні методи оцінки стану компонентів навколишнього природного середовища, антропогенного навантаження на стан довкілля, екологічного ризику, ризику для біорізноманіття від біологічного забруднення, зокрема чужорідних організмів, ризику для здоров'я населення, проаналізовано сучасний стан атмосферного повітря, поверхневих вод, біорізноманіття України та визначено загальні принципи управління екологічним ризиком. Монографія призначена для використання фахівцями в галузі управління природоохоронною діяльністю, а також в науково педагогічній сфері.



# РОЗДІЛ 1. СУЧАСНІ МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ІНТЕГРАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ЯКІСНОГО СТАНУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

## 1.1 Методичні підходи до оцінки стану атмосферного повітря

Антропогенне забруднення атмосферного повітря впливає практично на всі сфери розвитку життя та живої природи.

Дані про якість, склад і характеристики шкідливих речовин, що надходять в атмосферу, необхідні, насамперед, для визначення заходів щодо зниження забруднення від діючих і промислових підприємств, що проектуються, та їх обліку при складанні планів розвитку, у тому числі для передпланових оцінок схем охорони природи і районного планування, а також для прогнозу рівня забруднення повітря в містах як на ближній, так і на тривалій період і, нарешті, для оцінки збитку, який завдається народному господарству забрудненням шкідливими речовинами навколишнього середовища тощо [14].

У загальному випадку стан атмосферного повітря оцінюється кількісно і якісно. Якісними характеристиками можуть служити структура повітря, хімічний склад, токсикологічні й інші параметри домішок тощо.

Комплексний показник кількісної оцінки стану атмосфери повинен, на думку деяких фахівців, представляти не просто математичний механізм параметрів функціонування повітряного басейну, а модель залежності між цими параметрами і показником суспільного здоров'я населення (у розумінні ВОЗ) [15]. Показник стану атмосферного повітря варто розглядати в цьому випадку як апіорну форму зазначеної моделі. Для управління якістю атмосфери населених міст повинен бути обраний такий показник, який найбільш адекватно моделює об'єктивну реальність.

В загальному випадку рівень забруднення повітря окремою шкідливою домішкою визначається її концентрацією ( $C$ ) у приземному шарі. Ефект дії окремої шкідливої речовини може мати місце в залежності від ряду умов – значення гранично допустимої концентрації, класу небезпеки, величини порога дії тощо [16].

Абсолютна концентрація шкідливої речовини в навколишньому середовищі не дає уявлення про екологічну ситуацію. Для визначення небезпеки забруднення середовища у санітарно-гігієнічній практиці використовується поняття показника гранично допустимої концентрації. Під гранично допустимою концентрацією розуміють таку концентрацію хімічної сполуки у повітрі, яка не викликає яких-небудь негативних змін у реципієнта чи не порушує його біологічного оптимуму.

Для більшості забруднюючих речовин встановлюється два значення ГДК – максимально разове і середньодобове. Причому, гранично припустима частота появи концентрації, що перевищує максимально разову ГДК не повинна перевищувати 2% загального числа її вимірів [17, 18].

Гігієнічне регламентування гранично допустимих концентрацій шкідливих речовин у атмосферному повітрі населених міст, що практикується в даний

час переслідує задачі охорони здоров'я населення. Але воно далеко не цілком охоплює коло цілей управління якістю атмосфери. Не можна не відзначити, що мається істотний методичний пробіл у оцінці забруднення водного середовища і ґрунту шкідливими речовинами, які випадають з атмосферного повітря. Охорона тваринного світу, лісового фонду, рослинності, водних ресурсів і ґрунту від забруднення атмосфери техногенними викидами практично не забезпечена природоохоронними нормативами, що мають правовий статус.

Теоретичні передумови обліку характеру розподілу концентрацій при побудові агрегованих індексів якості атмосферного повітря у вигляді асоціативних середніх показників викладені в роботі [11]. Для забезпечення безпеки найбільша концентрація окремої шкідливої речовини в приземному шарі атмосфери населених міст не повинна перевищувати її ГДК ( $C \leq \text{ГДК}$ ). Під поняттям рівня забруднення розуміється його числове (кількісне) значення показника.

Мінімальний ефективний рівень забруднення атмосферного повітря окремою домішкою, перевищення якого супроводжується збільшенням захворюваності (стосовно спонтанного числа цих захворювань при допороговому забрудненні), у гігієнічній практиці приймається як граничне значення [19]. Ефект дії окремої домішки може мати місце тільки при концентраціях, що перевищують значення її порога ( $C > \text{П}$ ). Якщо ефект дії домішки має місце при будь-яких її концентраціях ( $C \geq 0$ ), то поріг її дії починається з нуля і, отже, область її дії знизу не обмежена. Якщо ж ефект дії має місце тільки при концентраціях вище ГДК ( $C \geq \text{ГДК}$ ), то поріг її дії починається з ГДК і область її дії обмежена знизу. У всіх інших випадках область дії визначається умовою ( $C = \text{П}$ ). Питання обліку порога дії при дослідженнях впливу забруднення атмосфери на захворюваність населення знаходиться ще в стадії розробки. Практично маємо значення граничних рівнів забруднення атмосферного повітря тільки для невеликої кількості нозологічних форм.

У токсикології небезпеку речовини прийнято встановлювати на підставі як якісних характеристик її дії, так і параметрів токсикометрії і їхніх похідних, які характеризують потенційну і реальну небезпеку впливу отрути [20]. У гігієнічній практиці шкідливі речовини в даний час розділяють на 4 класи небезпеки. При цьому можливий один із двох випадків впливу класу небезпеки речовини на ефект її дії: ефект дії речовини або залежить, або не залежить від її класу небезпеки. У дослідженнях забруднення атмосфери коефіцієнт, що враховує клас небезпеки шкідливої речовини, знаходить широке застосування. Однак спостерігаються істотні розходження в його оцінці.

При спільній одночасній присутності у атмосфері суміші з декількох шкідливих речовин у гігієнічних дослідженнях прийнято враховувати коефіцієнт ефекту їхньої комбінованої дії [21]. Виділяють наступні види комбінованої дії атмосферних забруднювачів: незалежна дія речовин простої суміші; дія речовин простої суміші за типом сумації їхньої дії при ізольованій дії; посилення дії простої суміші (синергізм) у порівнянні з ефектом підсумовування; послаблення дії простої суміші (антагонізм) у порівнянні з ефектом сумації; комбінована дія складної суміші.

Коефіцієнт комбінованої дії суміші шкідливих речовин, одночасно присутніх в атмосферному повітрі, має наступні значення [22]:  $N$  – незалежна дія суміші з  $N$  речовин; 1 – дія суміші за типом сумації їхніх ефектів при ізольованій дії; 0,5 – посилення дії суміші стосовно суми їхніх ефектів при ізольованій дії;  $\sqrt{N}$  – послаблення ефекту дії простої суміші чи складної суміші з невідомим характером дії;  $\sqrt{N_2 + \sum_{i=1}^{n_1} K_g^2}$  – комбінована дія складної суміші, що складається з  $N_1$  речовин (простих сумішей), характер дії ( $K_g$ ) яких відомий, і з  $N_2$  речовин з невідомим характером дії з зазначеними сумішами.

У дослідженнях [23] наведені дещо інші значення коефіцієнта, який враховує посилення ефекту дії  $i$ -ої домішки: 2 – якщо одна домішка утворює з іншими присутніми речовинами хоча б одну синергічну пару; 3 – якщо домішка утворює з іншими присутніми речовинами хоча б одну синергічну трійку; 4 – якщо домішка утворює з іншими присутніми речовинами хоча б одну синергічну четвірку. Маються й інші трактування врахування коефіцієнта комбінованої дії речовин при оцінці забруднення повітря населених міст [24 – 26].

При одночасній спільній присутності в атмосфері декількох шкідливих речовин, які мають ефект дії сумації, їхня сумарна концентрація (для кожної групи зазначених речовин односпрямованої дії) повинна задовольняти умові безпеки:

$$\sum (C_i / \text{ГДК}_i) \leq 1, \quad i=\overline{1, N}, \quad (1.1)$$

де  $C_i$  – концентрація  $i$ -ої речовини, мг/м<sup>3</sup>;  
 $\text{ГДК}_i$  – гранично допустима концентрація  $i$ -ої речовини, мг/м<sup>3</sup>;  
 $N$  – кількість речовин, одиниці.

Величина відношення концентрації окремої речовини до значення її гранично допустимої концентрації характеризує кратність перевищення чи недосягнення рівня фактичного забруднення його санітарній нормі:  $K_i = C_i / \text{ГДК}_i$ . В даний час відомо кілька різних підходів до розробки показників, застосовуваних для оцінки забруднення. У роботах [25 – 28] показано, що при оцінці сумарного забруднення атмосферного повітря варто враховувати клас небезпеки шкідливих речовин, кратність перевищення ГДК домішки, характер комбінованої дії речовин, що спільно присутні у повітрі.

Забрудненість приземного шару атмосфери в умовах існуючої системи моніторингу не можна характеризувати тільки вмістом шкідливих речовин в атмосферному повітрі, бо суб'єкти моніторингу якості атмосферного повітря визначають лише у великих населених пунктах і у невеликій кількості точок іншої території регіону. Тому для характеристики забрудненості атмосферного повітря на певній території доцільно застосовувати три методи: прямий (безпосередньо за вимірами забрудненості), розрахунковий (шляхом визначення за вимірами зон із різним рівнем забрудненості по мірі віддалення від джерела забруднення) та непрямий (за викидами шкідливих речовин у атмос-

ферне повітря). Окрім того, при оцінці стану атмосфери необхідно враховувати специфічні екологічні проблеми: парниковий ефект, озонові дірки в атмосфері, смог, кислотні дощі тощо.

Основними забруднювальними речовинами атмосферного повітря є:

- Галогени (фториди, фтороводень, соляна кислота, хлороводень);
- Сірка та її сполуки (сірководень, двоокис сірки, сірчана кислота, сірчаний водень);
- Азот та його сполуки (аміак, окисли азоту, двоокис азоту, миш'як);
- Вуглець та його сполуки (окисли вуглецю, сірковуглець, двоокис вуглецю.);
- Органічні сполуки (фенол, стирол, толуол, фурфурол, нітробензол, нітрохлорбензол, етилбензол, ціановодень, чотирьохвалентний вуглець, бутилацетат, бутилакрилат, капралактан, етилацетат, меркантан, деметиланін, перхлоретилен, бензин, анілін, укрусна кислота, формальдегід, ацетон, метиловий спирт, піридин, ангідрид малеїновий, бензол, акрелеїн, оксид етилену, акрилонітрил);
- Метали (мідь і її окисли, ртуть, ванадій, хром, марганець, ксилол, нікель, свинець, цинк);

Завислі речовини (пил, пил цементний, пил мінеральний, пил і сажа, сажа).

Парниковий ефект зумовлено накопиченням в атмосфері вуглекислого газу (двоокису вуглецю  $CO_2$ ). Антропогенне надходження вуглекислого газу відбувається у результаті спалювання натурального палива, а його добування із атмосфери в результаті поглинання рослинами при фотосинтезі. Кількість різних видів натурального палива приводиться до зіставлених одиниць за допомогою поняття "умовного палива". Маса еквівалентної кількості умовного палива визначається за формулою:

$$V_u = C \times V_n, \quad (1.2)$$

де  $V_u$  – маса еквівалентної кількості умовного палива, кг;

$V_n$  – маса натурального палива в кг для твердого і рідкого або в  $m^3$  (для газу);

$C$  – еквівалент калорійності, який приймає такі значення: для нафти – 1,4; коксу – 0,93; торфу – 0,4; газу – 1,2 надходження вуглекислого газу в атмосферу визначається за формулою:

$$CO_2^+ = \frac{44}{12} \times V_u \times 0,8, \quad (1.3)$$

де  $44/12$  – співвідношення атомних терезів  $CO_2/C$ ;

0,8 – коефіцієнт витрати умовного палива на спалювання.

Формула 1.3 дозволяє оцінити надходження до атмосфери вуглекислого газу за статистичними даними паливного балансу певного регіону. Іншим за-

собом оцінки цієї величини є підсумовування викидів CO<sub>2</sub> у атмосферу за даними статичної форми 2ТП-атмосфера.

Природні процеси поглинання CO<sub>2</sub> можна оцінити такими величинами: 1 га лісу утилізує 20 т CO<sub>2</sub> на рік, чагарникові насадження – 14 т, пасовища та сіножаті – 30 т, моря – 1 т CO<sub>2</sub> на рік. Знання цих питомих показників та структури земельного фонду певного регіону дозволяє вирахувати масу вуглекислого газу, що поглинається із атмосфери (CO<sub>2</sub><sup>-</sup>) у даному регіоні.

Баланс цих двох процесів (відносно до надходження вуглекислого газу в атмосферу) визначається за формулою:

$$Bal = CO_2^+ - CO_2^- / CO_2^+, \quad (1.4)$$

Клас стану атмосфери за цим показником визначається згідно з даними табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Границі класів для індикаторних показників атмосфери

Індикаторні показників	Класи				
	Дуже добрий	Добрий	Задовільний	Поганий	Дуже поганий
	1	2	3	4	5
Викиди шкідливих речовин в атмосферне повітря у розрахунку на 1 км <sup>2</sup>	<1	1,1-3,0	3,1-5,0	5,1-10,0	>10,0
Баланс надходження / поглинання вуглекислого газу в атмосфері, <i>Bal</i>	<0,01	0,01 – 0,4	0,5 – 1,5	1,6-5,0	>5,0

## 1.2 Інтегральна оцінка стану атмосферного повітря

На ранніх етапах дослідження забруднення атмосферного повітря були розпочаті спроби представити математичний вираз для оцінки рівня і ступеня небезпеки забруднення кількісним показником з гігієнічної, а також з економічної, метеорологічної й іншої позицій. Запропоновано кілька підходів до оцінки стану атмосферного повітря населених міст. В основу гігієнічної оцінки забруднення атмосфери покладена ідея нормування фактичного рівня концентрації шкідливої речовини щодо санітарного регламенту, а також процедура приведення його класу небезпеки до стандарту.

Один з перших показників оцінки забруднення атмосфери був запропонований у роботі [29]. Пізніше одержав поширення показник забруднення атмосфери населених місць [16]:

$$P = \sqrt{\sum K_i^2} \quad i=\overline{1, N}, \quad (1.5)$$

де  $K_i$  – кратність перевищення концентрації  $i$ -ої речовини рівня ГДК, аналогічного періоду осереднення, приведена до такої для речовин 3-го класу небезпеки.

Базисною одиницею виміру показника служить відношення концентрації речовини (С) до її ГДК, тобто  $K_i = C_i / \text{ГДК}_i$ . При  $C_i > \text{ГДК}_i$ , величина  $K_i$ , визначає кратність (ступінь) перевищення нормативу, який характеризує рівень небезпеки забруднення. Однак при  $C_i < \text{ГДК}_i$ ; значення  $K_i$  відбиває ступінь запасу недосягнення нормативу (резерву). За своїм математичним змістом формула визначає сумарну квадратичну величину відносних відхилень рівнів концентрацій домішок від їхніх нормативів. При цьому результат обчислення – величина завжди позитивна. В принципі його значення диктується величиною найбільшого з індивідуальних відхилень. Якщо концентрації не всіх забруднювачів вище ГДК, то розрахункова величина результату має явно завищене значення. Формула допускає (теоретично) можливість парадоксального випадку рівності показника для суміші, усі речовини якої мають концентрацію вище ГДК, з показником для іншої суміші, усі речовини якої мають концентрації нижче ГДК. Показник має явно обмежену область застосування. Комплексним його назвати ніяк не можна навіть з натяжкою. Він не враховує специфіки викидів. У ньому не відбита частка участі кожної речовини у формуванні загального рівня забруднення, але він може характеризувати динаміку зміни при незмінній структурі суміші.

Як інтегральний критерій оцінки забруднення атмосфери було також запропоновано [30] середнє арифметичне значення величини відношення концентрації до ГДК:

$$K_n = (1/N) \sum (C_i / \text{ГДК}_i), \quad i = \overline{1, N}. \quad (1.6)$$

Спробу врахувати частку впливу кожного з речовин суміші у формуванні загального рівня забруднення було зроблено у роботі [30]. В якості комплексної оцінки забруднення атмосфери шкідливими домішками служило відношення узагальнених критеріїв фізичного та умовного забруднень:

$$K_g = \frac{\sum d_{ci} C_i}{\sum d_{ni} \text{ГДК}_i}, \quad (1.7)$$

де  $d_{ci}$ ,  $d_{ni}$  – відсоткова участь концентрації і-ої речовини у загальній сумі концентрацій (чи відповідно для ГДК).

Даному показнику треба віддати перевагу при порівняльній характеристиці забруднення повітряних басейнів з різною структурою шкідливих речовин.

Останнім часом одержав поширення у гігієнічних дослідженнях більш інформативний показник – індекс забруднення атмосфери міст [31]:

$$\text{ІЗА} = \sum a_i (b_i C_i / \text{ГДК}_i - P_i), \quad i = \overline{1, N}, \quad (1.8)$$

де  $a_i$  – коефіцієнт, що враховує клас небезпеки і-ої речовини;

$b_i$  – коефіцієнт, що враховує ефект дії і-ої речовини;

$P_i$  – величина, що враховує поріг дії і-ої речовини.

Базисною одиницею виміру служить величина лінійного відхилення концентрації речовин від їхніх порогів дії. Результат визначається як сума лінійних відхилень, скорегованих з урахуванням ефекту дії окремих домішок і приведених до стандартного класу небезпеки. У приведеній формулі різниця між концентрацією речовини і порогом її дії характеризує величину лінійного відхилення рівня забруднення від санітарної норми незалежно від напрямку відхилення. Тому розрахунковий вираз за своїм математичним смыслом допускає можливість негативного результату (чи нульового). Перше можливо у тому випадку, коли концентрації усіх домішок нижче їхніх порогів. В принципі у цьому немає протиріччя. Такий результат може служити ознакою відсутності небезпеки забруднення, але для збереження коректності обчислювальних операцій потрібно введення додаткової умови, що дозволяє відсівати "незначущі" домішки. При даній формі запису формули нульовий результат можливий у випадку взаємної компенсації позитивних і негативних значень відхилень, що взагалі то суперечить принципу критерію оцінки забруднення. Уникнути цього можна заміною у розрахунковій формулі величини лінійного відхилення на його абсолютну величину. Слід також зазначити, що у розглянутому показнику врахована лише частина видів ефекту спільної дії речовин – сумачія, синергізм. Крім того, формула побудована так, що значення порога обмежені тільки величинами нуль чи ГДК. Це штучно звужує область її застосування.

Отже, застосування формули показника небезпеки забруднення (Р) чи формули індексу забруднення атмосфери (ІЗА) має сенс тільки при виконанні умови – концентрації усіх домішок повинні бути вище їхніх ГДК. Однак в дійсності найбільш типовим є випадок, коли із сукупності (N) шкідливих речовин, рівень забруднення для частини з них ( $N_1$ ) перевищує норматив  $k > 1$ ,  $k = C / \text{ГДК}$ , а для інших ( $N_2 = N - N_1$ ) він нижчий ( $k < 1$ ). Крім того, при спільній присутності шкідливих речовин у атмосферному повітрі їхня комбінована дія виявляється в ефектах сумачії, потенціювання, антагоністичної чи незалежної дії. При концентраціях, близьких до ГДК, при врахуванні класу небезпеки речовин і ефекту їхньої сумарної дії можлива зміна відношення  $k < 1$  на відношення  $k > 1$  і навпаки. Тому ігнорування класу небезпеки речовин при концентраціях нижче ГДК, а також ефекту спільної дії речовин є неправомочним.

Практичні потреби у порівняльній оцінці динаміки змін якості атмосфери обумовили розробку показників її фізичного стану, що характеризують наявність, склад і кількісний вміст шкідливих домішок у повітрі. Прикладом фізичного показника може служити вираз для розрахунку максимального значення приземної концентрації шкідливої речовини при викиді газоповітряної суміші джерелом, який рекомендований Держкомгідрометом для оцінки концентрації в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств, при проектуванні підприємств, а також при розробці нормативів гранично допустимих викидів (ГДВ) для діючих та підприємств, що проектуються або реконструюються [31 – 33]. Одна з моделей фізичного індексу забруднення атмосфери широко застосовувалася в загальнодержавній системі спостереження і контролю за забрудненням атмосфери (ЗДССКА) [24, 34]:

$$ІЗА = \sum (C_i/\Gamma ДК_i)^{m_i}, \quad (1.9)$$

де  $m_i$  – показник ступеня, що враховує клас небезпеки домішки.  
Формула індексу забруднення атмосфери має вид:

$$ІЗА = \left(\frac{C_1}{0.1}\right)^{0.87} + \left(\frac{C_2}{0.05}\right) + \left(\frac{C_3}{0.085}\right)^{1.4} + \left(\frac{C_4}{5}\right)^{0.87} \quad (1.10)$$

У даному показнику враховувалися тільки чотири основні домішки – пил, сірчистий газ, окис азоту й окис вуглецю. В подальшому ця модель перенесла модернізацію. Була зроблена спроба врахувати ефект сумачії, синергізму та зняття обмеження на фіксовану кількість домішок, що враховуються [35, 36]. Формула прийняла вид:

$$ІЗА = \sum_{i=1}^{N_1} \left[ \left( \frac{C_i}{\Gamma ДК_i} \right)^{m_i} - 1 \right] + \sum_{j=1}^{N_2} \left( \sum_{k=1}^K \frac{C_k}{\Gamma ДК_k} - 1 \right), \quad (1.11)$$

де  $i$  – для незалежних окремих домішок ( $i = \overline{1, N_1}$ );

$j$  – для синергічних груп домішок ( $j = \overline{1, N_2}$ );

$k$  – кількість домішок у  $j$ -й групі;

$m_i$  – показник степеня, що враховує клас небезпеки домішки, відповідно 1,7 для першого класу, 1,3 – для другого класу; 1 – для третього, 0,8 – для четвертого класу небезпеки.

Однак її основні методичні недоліки не усунуті й досі. Крім того, у роботі [37] запропоновано ще одне удосконалення, що передбачає більш повний облік результатів досліджень [19, 28, 38]. Так, були введені значення показника степеня для різних періодів осереднення. Умова ізоефективності нормованих концентрацій враховувалася застосуванням показника степеня, який дозволяє фактичну концентрацію речовини трансформувати в ізоефективну концентрацію речовини третього класу небезпеки. Крім того, незалежно від класу небезпеки для речовин, концентрація яких нижче ГДК умовно приймається значення показника, рівного одиниці.

Однак і після такої модернізації індекс забруднення ЗДССКА не позбавлений недоліків, про що відзначали і самі автори [37]. У ньому як і раніше не враховується ефект спільної дії домішок, а також накладені штучні умови розрахунку.

До таких недоліків відноситься насамперед припущення, що на людину справляє шкідливий вплив наявність у повітрі будь-якої кількості домішок. Однак відповідно до визначення ГДК, забруднюючі речовини незалежно від класу небезпеки, не справляють шкідливого впливу на людину при концентраціях нижче ГДК [23, 28, 39]. Крім того, якщо внаслідок комбінованої дії ефект окремих речовин при концентраціях нижче ГДК повинен бути врахований, то нормовану концентрацію не слід підносити до ступеня, тому що для



речовин 1 і 2 класів небезпеки це приводить до зменшення результату у порівнянні з вихідним значенням. До того ж, комплексний індекс повинен формуватися з урахуванням реальної комбінованої дії шкідливих речовин. Вимога дотримання жорстко закріпленої кількості домішок, що враховуються, при порівнянні індексів для різних міст і періодів неминує призводити до втрати частини інформації. Найчастіше саме в ній міститься специфіка її інформативності. Це утрудняє інтерпретацію результатів і таїть у собі можливість принципових помилок у кінцевій їхній оцінці.

### **1.3 Сучасний стан забруднення атмосферного повітря України**

Фахівці науково – дослідної установи «Український науково – дослідний інститут екологічних проблем» щоквартально розробляли інформаційно – аналітичні огляди «Стан довкілля в Україні» на основі інформації про стан компонентів довкілля, що отримана на мережі державного екологічного моніторингу, з метою забезпечення органів виконавчої влади, фахівців зацікавлених наукових, освітніх і управлінських установ, а також населення інформацією про стан навколишнього природного середовища в Україні [40].

Підготовка й видання інформаційно-аналітичних оглядів “Стан довкілля в Україні” здійснюється під керівництвом Мінприроди з 2007 року. Обґрунтуванням для виконання цієї роботи є Постанова Верховної Ради України „Про інформування громадськості з питань, що стосуються довкілля”, Указ Президента України “Про рішення Ради національної безпеки і оборони України від 11.11.2002 р. “Про стан техногенної та природної безпеки України””, Постанова Кабінету Міністрів України “Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля”, Наказ Міністра “Про надання екологічної інформації”, положення “Конвенції про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля” та “Державної цільової екологічної програми проведення моніторингу навколишнього природного середовища” [40].

Щоквартальні інформаційно-аналітичні огляди «Стан довкілля в Україні» містять текстові матеріали у вигляді аналітичних довідок, а також ілюстративні матеріали у вигляді таблиць, мап, діаграм та графіків, які відображають інформацію щодо екологічної ситуації в Україні у таких аспектах, як стан атмосферного повітря, вод і геологічного середовища, а також радіаційний стан об’єктів довкілля і стан поводження з відходами.

Структура інформації про стан основних компонентів довкілля, що надається для відображення, сформована у рамках відповідного регламенту. Інформація надається суб’єктами моніторингу до регіональних управлінь з екології, які формують стандартизовані таблиці, що надаються до інформаційно-аналітичного центру Мінприроди.

Аналіз стану атмосферного повітря здійснювався на основі даних спостережень за вмістом забруднюючих речовин, наданих організаціями Державної гідрометеорологічної служби Міністерства України з питань надзвичай-

них ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС України), в тому числі:

- у Західному регіоні (Закарпатська, Волинська, Львівська, Рівненська, Тернопільська, Івано-Франківська, Хмельницька, Чернівецька області);
- у Центральному регіоні (Вінницька, Черкаська, Кіровоградська, Полтавська, Дніпропетровська області);
- у Північному регіоні (Київська, Сумська, Чернігівська області та м. Київ);
- у Південному регіоні (Одеська, Миколаївська, Херсонська, Запорізька області, АР Крим та м. Севастополь);
- у Східному регіоні (Харківська, Луганська, Донецька області).

Аналіз радіаційного забруднення повітря здійснювався на основі даних спостережень, наданих організаціями Державної гідрометеорологічної служби МНС України.

Оцінка стану атмосферного повітря у містах України здійснювалась шляхом порівняння середніх концентрацій забруднюючих речовин з відповідними середньодобовими гранично допустимими концентраціями (ГДК) [41]. Оцінка проводилась по пріоритетних забруднюючих речовинах, якими вважались ті речовини, які вносили найбільший внесок в забруднення атмосферного повітря міст і контролювались на більшості стаціонарних постів спостережень забруднення атмосферного повітря (далі ПСЗ).

Перелік пріоритетних забруднюючих речовин наведено у таблиці 1.2 згідно з класом небезпеки, де значення класу небезпеки забруднюючої речовини зменшується відповідно до підвищення її небезпеки.

Таблиця 1.2 – Значення ГДК забруднюючих речовин атмосферного повітря\*

Забруднююча речовина	ГДК середньодобова, (мг/м <sup>3</sup> )	Клас небезпеки
Діоксид азоту	0,04	2
Формальдегід	0,003	2
Пил (завислі речовини)	0,15	3
Діоксид сірки	0,05	3
Оксид азоту	0,06	3
Оксид вуглецю	3,0	4

В аналітичній довідці наведені дані по забрудненню атмосферного повітря міст, у яких проводилися спостереження: у Західному регіоні – 8 міст, 18 ПСЗ; у Центральному регіоні – 7 міст, 32 ПСЗ; у Північному регіоні – 7 міст, 25 ПСЗ; у Південному регіоні – 7 міст, 21 ПСЗ; у Східному регіоні – 6 міст, 20 ПСЗ.

У цілому, за наявною інформацією, перевищення нормативів ГДК за усередненими за 4 квартал 2012 року концентраціями забруднюючих речовин зафіксовані: формальдегіду – в 17 містах, діоксиду азоту – в 14, пилу – в 11, оксиду вуглецю – в 5, фенолу – у 7.

Найбільші середньомісячні концентрації формальдегіду було зафіксовано в атмосферному повітрі таких міст: у Західному регіоні – Ужгород; у Північному регіоні – Київ; у Центральному регіоні – Кременчук; у Південному регіоні – Одеса; у Східному регіоні – Лисичанськ. Джерелами надходження формальдегіду в атмосферне повітря є викиди автотранспорту, а також таких виробництв, як металургійне, металообробне, хімічне й деякі інші.

Найбільші середньомісячні концентрації діоксиду азоту в атмосферному повітрі зафіксовано у таких містах: у Західному регіоні – Хмельницький; у Північному регіоні – Київ; у Центральному регіоні – Кременчук; у Південному регіоні – Одеса; у Східному регіоні – Алчевськ. Викиди оксидів азоту здебільшого пов'язані з наявністю підприємств видобувної, хімічної і металургійної промисловості, промислової енергетики, транспортування природного газу, а також із викидами автотранспорту

Найбільші рівні середньомісячних концентрацій пилу за звітний період були зафіксовані в атмосферному повітрі таких міст: у Західному регіоні – Хмельницький; у Північному регіоні – Суми; у Центральному регіоні – Кременчук; у Південному регіоні – Одеса; у Східному регіоні – Алчевськ. Джерелами надходження пилу у атмосферне повітря є наступні види економічної діяльності: промислова енергетика, видобування енергетичних матеріалів, металургія та оброблення металу, видобування металевих руд, добування та виробництво нерудних матеріалів, видобування кам'яного вугілля, бурого вугілля та торфу.

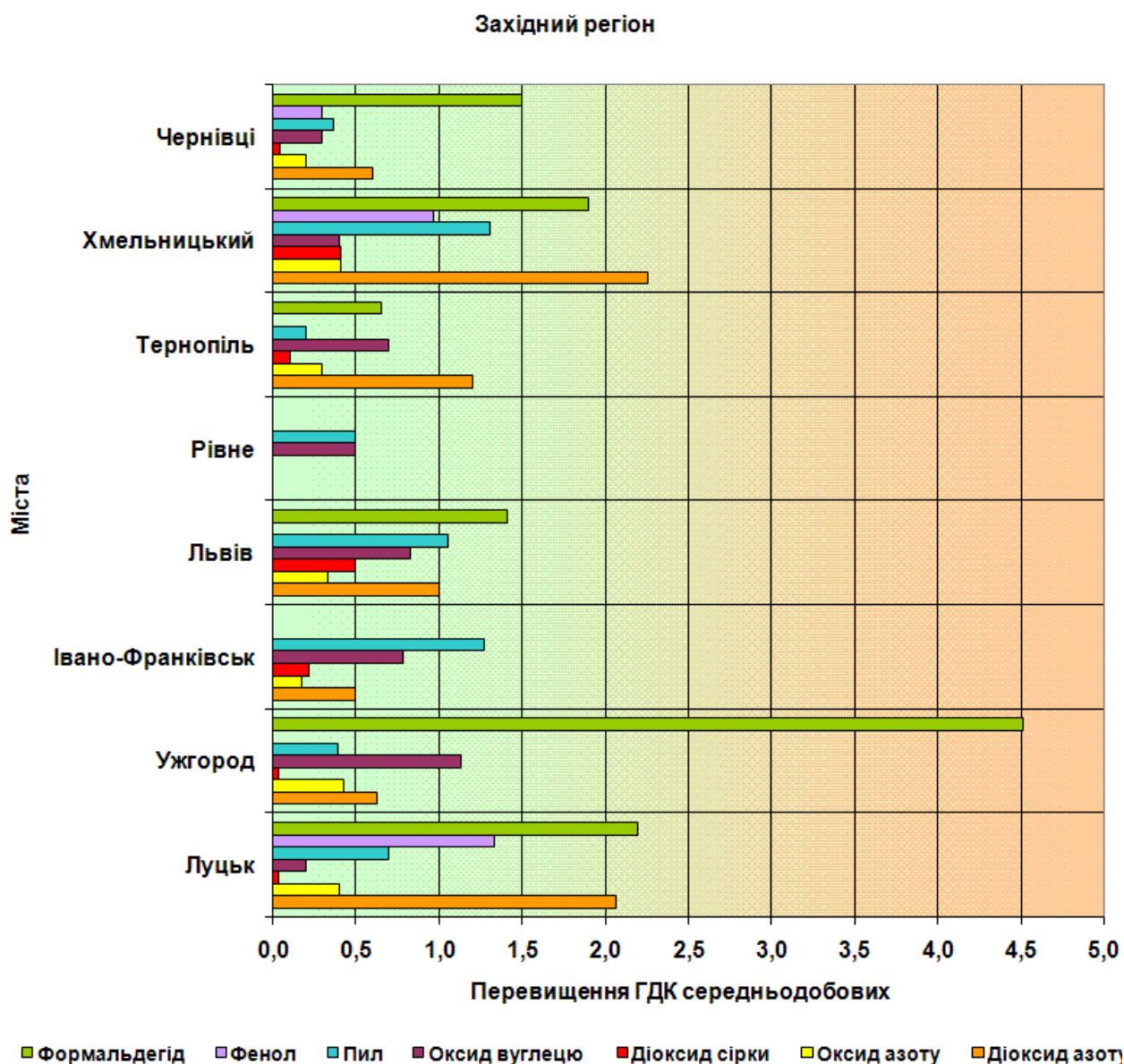
### **Західний регіон**

У Західному регіоні (рис. 1.1) спостереження за забрудненням атмосферного повітря проводились у 8 містах.

**Формальдегід.** Максимальне значення усередненої за квартал концентрації цієї речовини відмічено у м. Ужгород (4,6 ГДК). Підвищені усереднені за квартал концентрації зафіксовані у таких містах регіону: Луцьк (2,3 ГДК), Львів (1,7 ГДК), Хмельницький (1,9), Чернівці (1,7 ГДК). Середньомісячні концентрації формальдегіду в атмосферному повітрі міст регіону знаходилися у межах 0,62-8,12 ГДК та перевищували норму в 5 містах.

**Діоксид азоту.** Максимальне значення усередненої за квартал концентрації відмічено у м. Хмельницький: 2,3 ГДК. Підвищені концентрації зафіксовані у таких містах: Луцьк (2,2 ГДК) і Ткрнопіль (1,2 ГДК). Впродовж звітного періоду середньомісячні концентрації діоксиду азоту в атмосферному повітрі міст Західного регіону знаходилися у межах 0,4-2,2 ГДК та перевищували норму у 3 містах.

**Пил.** Максимальне значення усередненої за квартал концентрації пилу було відмічено у м. Хмельницький (1,3 ГДК). Підвищену концентрацію зафіксовано у містах Івано-Франківськ (1,2 ГДК) і Львів (1,1 ГДК). Впродовж звітного періоду середньомісячні концентрації пилу в атмосферному повітрі міст Західного регіону знаходилися у межах 0,06-1,3 ГДК та перевищували норму у 3 містах.



**Рисунок 1.1 – Значення середньомісячних концентрацій забруднюючих речовин у атмосферному повітрі міст Західного регіону України (у кратності ГДК)**

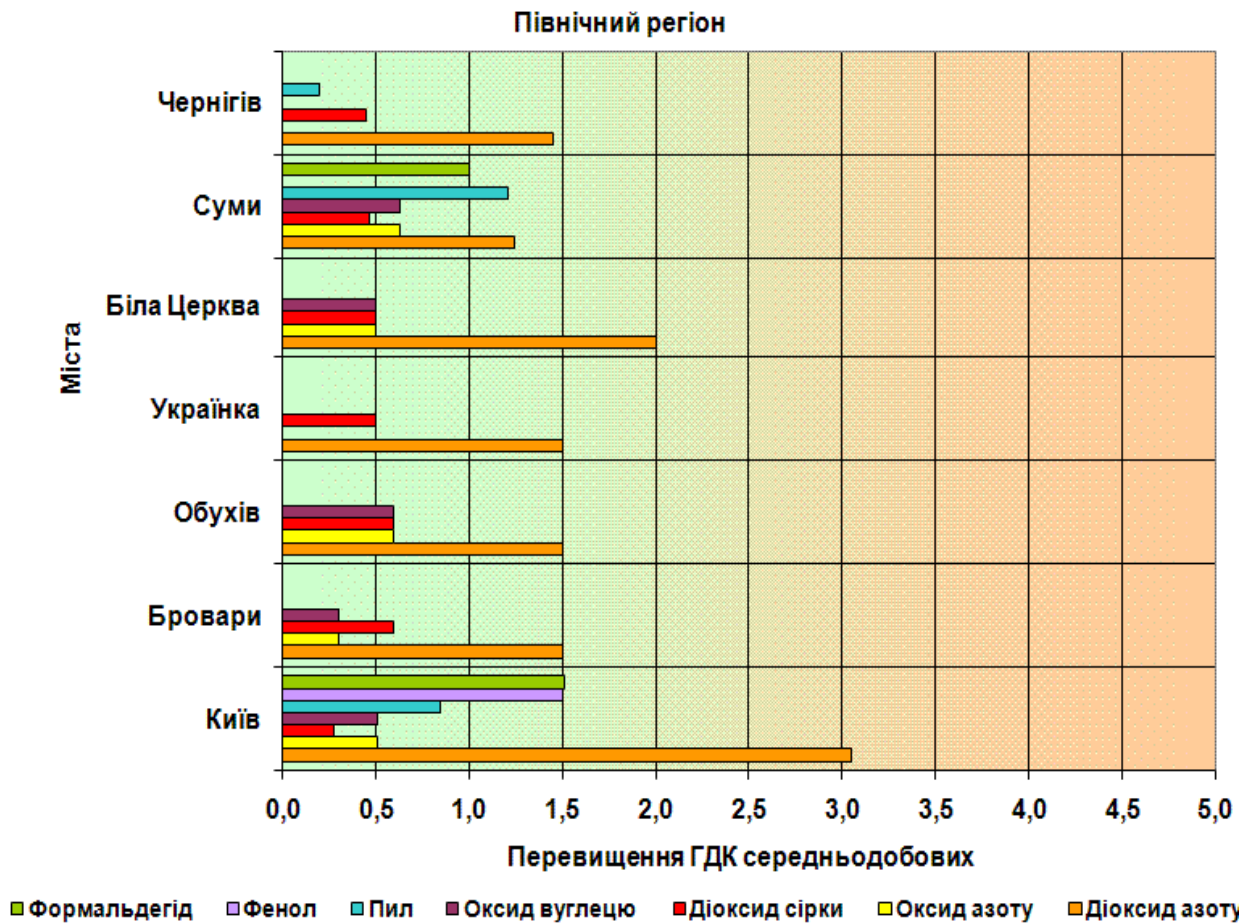
**Фенол.** – Підвищені значення усередненої за квартал концентрації відмічено у м. Луцьк (1,4 ГДК).

Таким чином, пріоритетними забруднюючими речовинами атмосферного повітря Західного регіону в 4 кварталі 2012 року були формальдегід, фенол та діоксид азоту. Найгіршою якістю атмосферного повітря у Західному регіоні характеризувалося місто Ужгород [40].

### **Північний регіон**

У Північному регіоні (рис. 1.2) спостереження за забрудненням атмосферного повітря здійснювались у 7 містах.

**Формальдегід.** Перевищення гранично допустимих концентрацій спостерігалися у м. Київ (1,5 ГДК). Середньомісячні концентрації формальдегіду в атмосферному повітрі знаходилися у межах 1-1,5 ГДК.



**Рисунок 1.2 – Значення середніх концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі міст північного регіону України (у кратності ГДК)**

**Діоксид азоту.** Максимальне значення концентрації усередненої за 4 квартал 2012 року відмічено в м. Київ (3,2 ГДК); при цьому перевищення ГДК спостерігається в усіх містах регіону: м. Чернігів (1,5 ГДК), м. Суми (1,2 ГДК), м. Біла Церква (1,1 ГДК), м. Українка (1,5 ГДК), м. Обухів (1,6 ГДК), м. Бровари (1,4 ГДК). Впродовж 2012 року середньомісячні концентрації діоксиду азоту в атмосферному повітрі міст Північного регіону знаходилися у межах 0,3-3,47 ГДК й перевищували ГДК у всіх 7 містах.

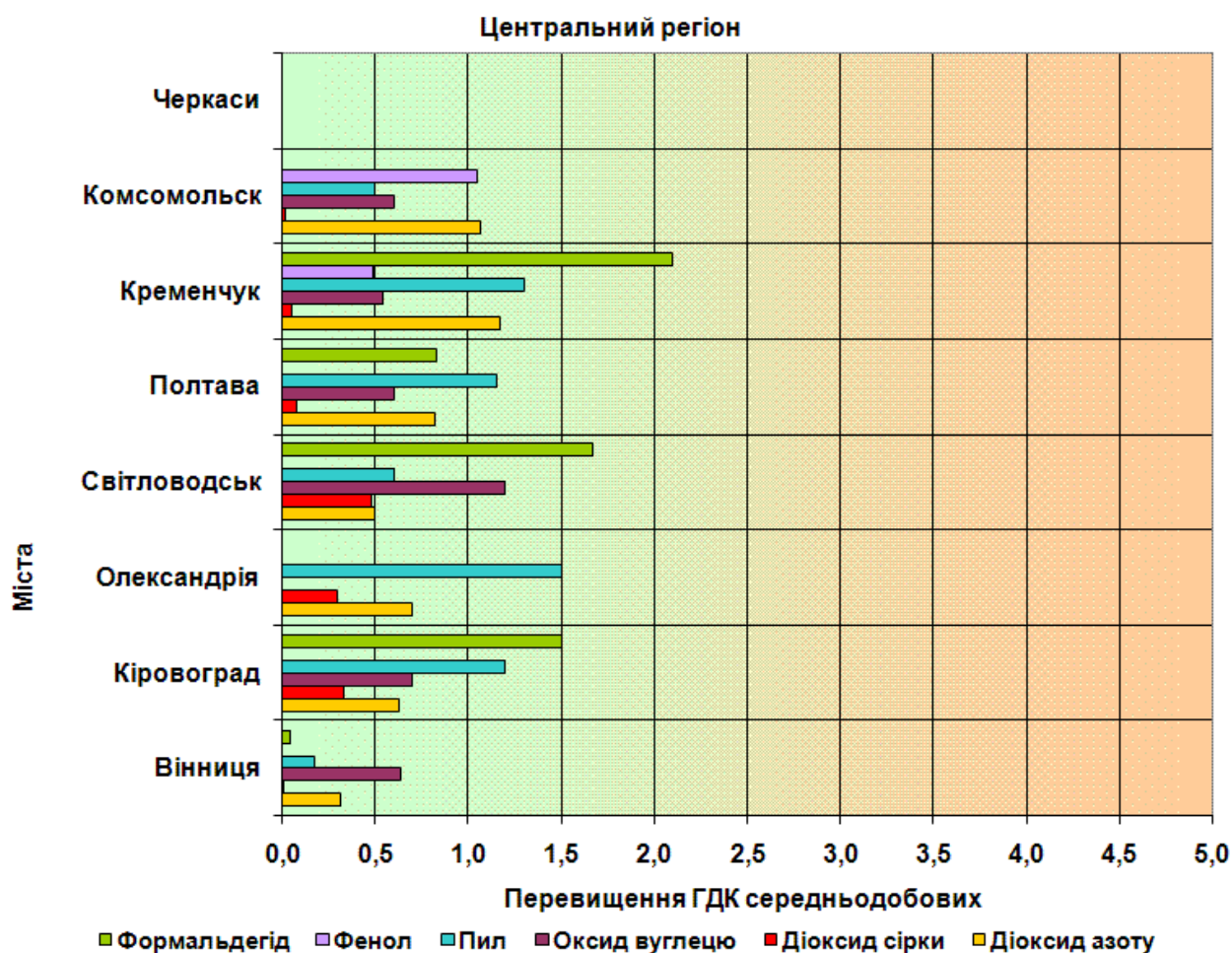
**Пил.** Підвищена осереднена за 4 квартал 2012 року концентрація зафіксована у м. Суми (1,3 ГДК).

**Фенол.** Підвищена осереднена за квартал концентрація зафіксована у м. Київ (1,5 ГДК).

Таким чином, пріоритетними забруднюючими речовинами атмосферного повітря Північного регіону були діоксид азоту та формальдегід. Найгіршою якістю повітря характеризувалося місто Київ [40].

### **Центральний регіон**

У Центральному регіоні (рис. 1.3) спостереження за забрудненням атмосферного повітря здійснювались в 7 містах.



**Рисунок 1.3 – Значення середніх концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі міст Центрального регіону України (у кратності ГДК)**

**Формальдегід.** Максимальне значення усереднених за 4 квартал 2012 року концентрацій відмічено у м. Кременчук (7,66 ГДК). Підвищені концентрації зафіксовані у містах Кіровоград (1,2 ГДК), Світловодськ (4,46 ГДК), Полтава (2,39 ГДК). Протягом 2012 року середньомісячні концентрації формальдегіду в атмосферному повітрі міст Центрального регіону знаходилися у межах 0,05-8,65 ГДК та перевищували норму у 3 містах.

**Діоксид азоту.** Максимальне значення усередненої за 4 квартал 2012 року концентрації відмічено у м. Кременчук (1,26 ГДК). Підвищені концентрації зафіксовані у м. Комсомольськ (1,24 ГДК). Впродовж 2012 року середньомісячні концентрації діоксиду азоту в атмосферному повітрі міст регіону знаходилися у межах 0,3-3,04 ГДК та перевищували норму у 2 містах.

**Пил.** Максимальне значення концентрації усередненої за 4 квартал 2012 року відмічено в м. Кіровоград (1,53 ГДК). Підвищені концентрації зафіксовані у містах Олександрія (1,77 ГДК), Полтава (1,86 ГДК), Кременчук (1,28 ГДК). Впродовж 2012 року середньомісячні концентрації пилу у атмосферному повітрі міст Центрального регіону знаходилися у межах 0,33-7,6 ГДК та перевищували ГДК у 4 містах.

**Фенол.** Підвищене значення усередненої за 4 квартал 2012 року концентрації відмічено в атмосферному повітрі м. Комсомольськ (1,2 ГДК).

Пріоритетними забруднюючими речовинами атмосферного повітря Центрального регіону були формальдегід, пил та діоксид азоту.

Найгіршою якістю атмосферного повітря у Центральному регіоні характеризувалося місто Кременчук [40].

### Південний регіон

У Південному регіоні (рис. 1.4) спостереження за забрудненням атмосферного повітря проводились у 7 містах.

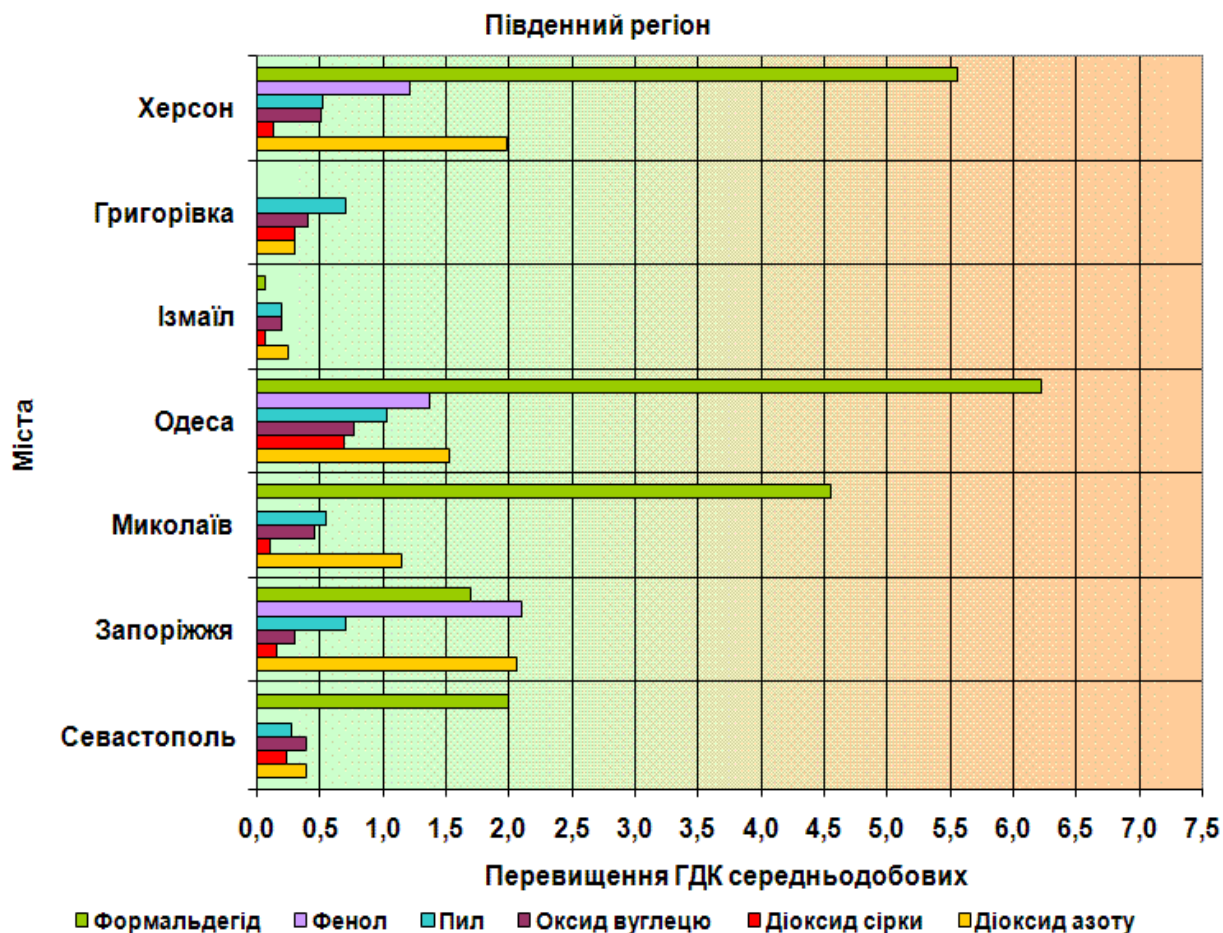


Рисунок 1.4 – Значення середньомісячних концентрацій забруднюючих речовин у атмосферному повітрі міст Південного регіону України (у кратності ГДК)

**Формальдегід.** За наявною інформацією, максимальне значення усередненої за 4 квартал 2012 року концентрації відмічено у м. Одеса (6,3 ГДК). Підвищені концентрації зафіксовані у містах Миколаїв (4,5 ГДК), Херсон (5,6 ГДК), Севастополь (2 ГДК) і Запоріжжя (1,7 ГДК). Впродовж 2012 року середньомісячні концентрації формальдегіду в атмосферному повітрі міст Південного регіону знаходилися у межах 0,06-6,3 ГДК й перевищували ГДК у 5 містах.

**Діоксид азоту.** Максимальне значення усередненої за 4 квартал 2012 року концентрації діоксиду азоту відмічено у м. Запоріжжя (2,1 ГДК). Підви-

щені концентрації зафіксовані також у містах Херсон (2 ГДК), Миколаїв (1,2 ГДК) і Одеса (1,6 ГДК). Середньомісячні концентрації спостерігалися у межах 0,25-3,41 ГДК та перевищували ГДК у 4 містах.

**Пил.** Підвищене значення усередненої за 4 квартал 2012 року концентрації відмічено у м. Одеса (1,1 ГДК).

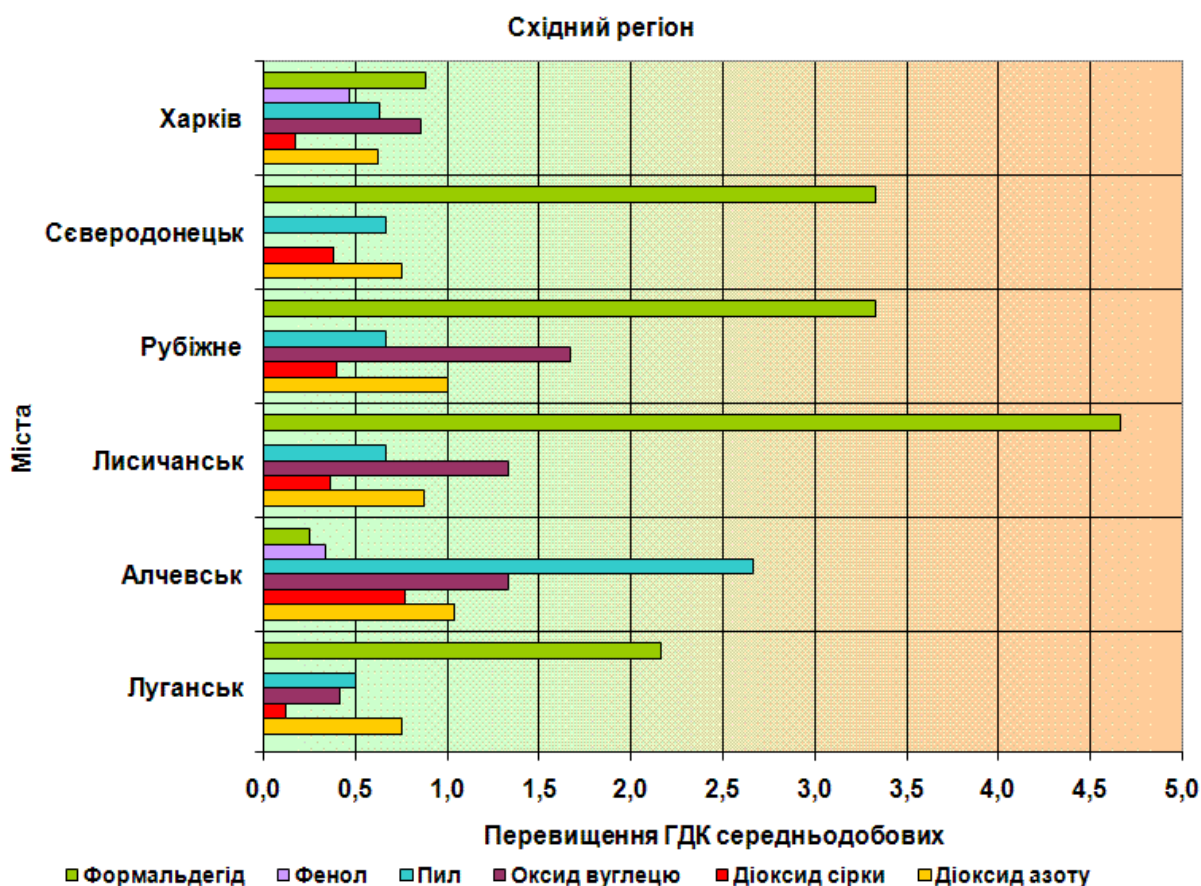
**Фенол.** Підвищені значення усередненої за 4 квартал 2012 року концентрації відмічені у містах Запоріжжя (2,1 ГДК), Одеса (1,5 ГДК) і Херсон (1,1 ГДК).

Пріоритетними забруднюючими речовинами атмосферного повітря Південного регіону були формальдегід і діоксид азоту.

Найгіршою якістю атмосферного повітря Південного регіону за проконтрольованими показниками характеризувалися міста Одеса і Херсон [40].

### Східний регіон

У Східному регіоні (рис. 1.5) спостереження за забрудненням атмосферного повітря здійснювались у 6 містах.



**Рисунок 1.5 – Значення середніх концентрацій забруднюючих речовин у атмосферному повітрі міст Східного регіону України (у кратності ГДК)**

**Формальдегід.** За наявною інформацією, максимальне значення концентрації формальдегіду відмічено у атмосферному повітрі м. Лисичанськ (4,7 ГДК). Підвищені концентрації відзначені у містах Луганськ (2,2 ГДК),



Рубіжне (3,4 ГДК), Северодонецьк (3,4 ГДК). Впродовж 2012 року середньомісячні концентрації формальдегіду в атмосферному повітрі міст регіону спостерігалися в межах 0,33-4,7 ГДК.

**Діоксид азоту.** За наявною інформацією, підвищена концентрація діоксиду азоту відмічена у атмосферному повітрі м. Алчевськ (1,1 ГДК).

**Пил.** За наявною інформацією, підвищена концентрація пилу відмічена у атмосферному повітрі м. Алчевськ (2,6 ГДК).

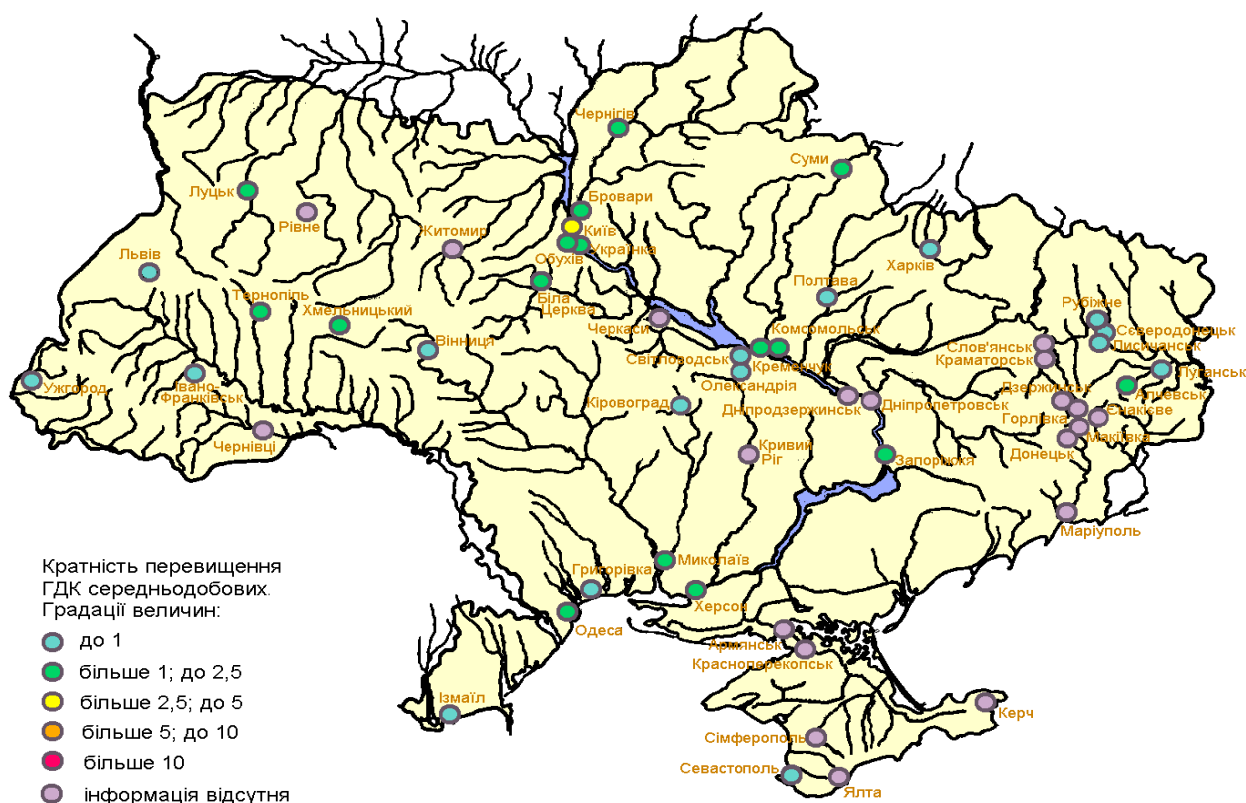
Таким чином, за наявною інформацією пріоритетними забруднюючими речовинами атмосферного повітря Східного регіону були формальдегід, пил та оксид вуглецю [40].

Аналіз забруднення атмосферного повітря показав, що найбільш поширеними забруднюючими речовинами, які негативно впливали на якість атмосферного повітря багатьох міст України, були формальдегід, фенол, пил і діоксид азоту, а найбільш забрудненим було атмосферне повітря у містах Центрального регіону.

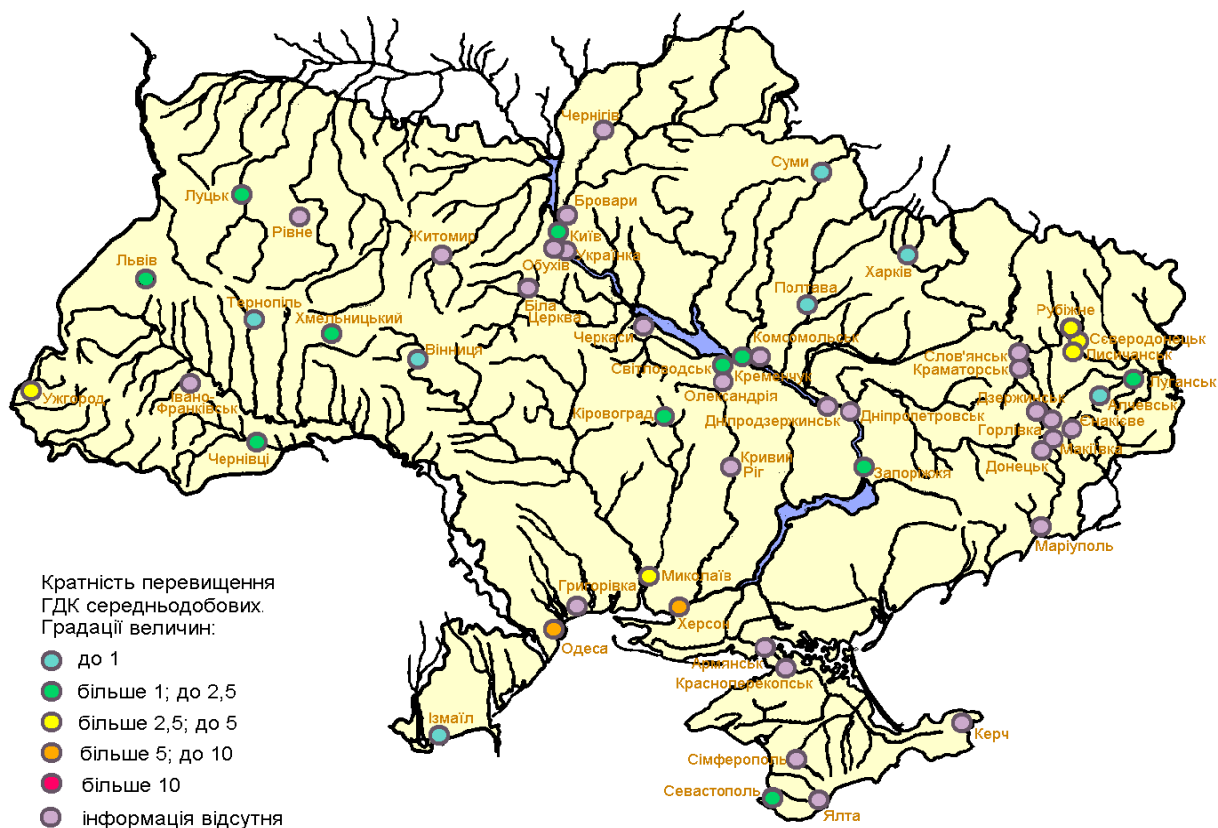
Узагальнений перелік міст України у відповідності до рівнів забруднення атмосферного повітря пріоритетними забруднюючими речовинами наведено у табл. 1.3, а усереднені перевищення ГДК за пріоритетними забруднюючими речовинами, які визначалися, наведені на картах (рис. 1.6 – 1.8).

Таблиця 1.3 – Дані щодо перевищень ГДК основних забруднюючих речовин у атмосферному повітрі міст України

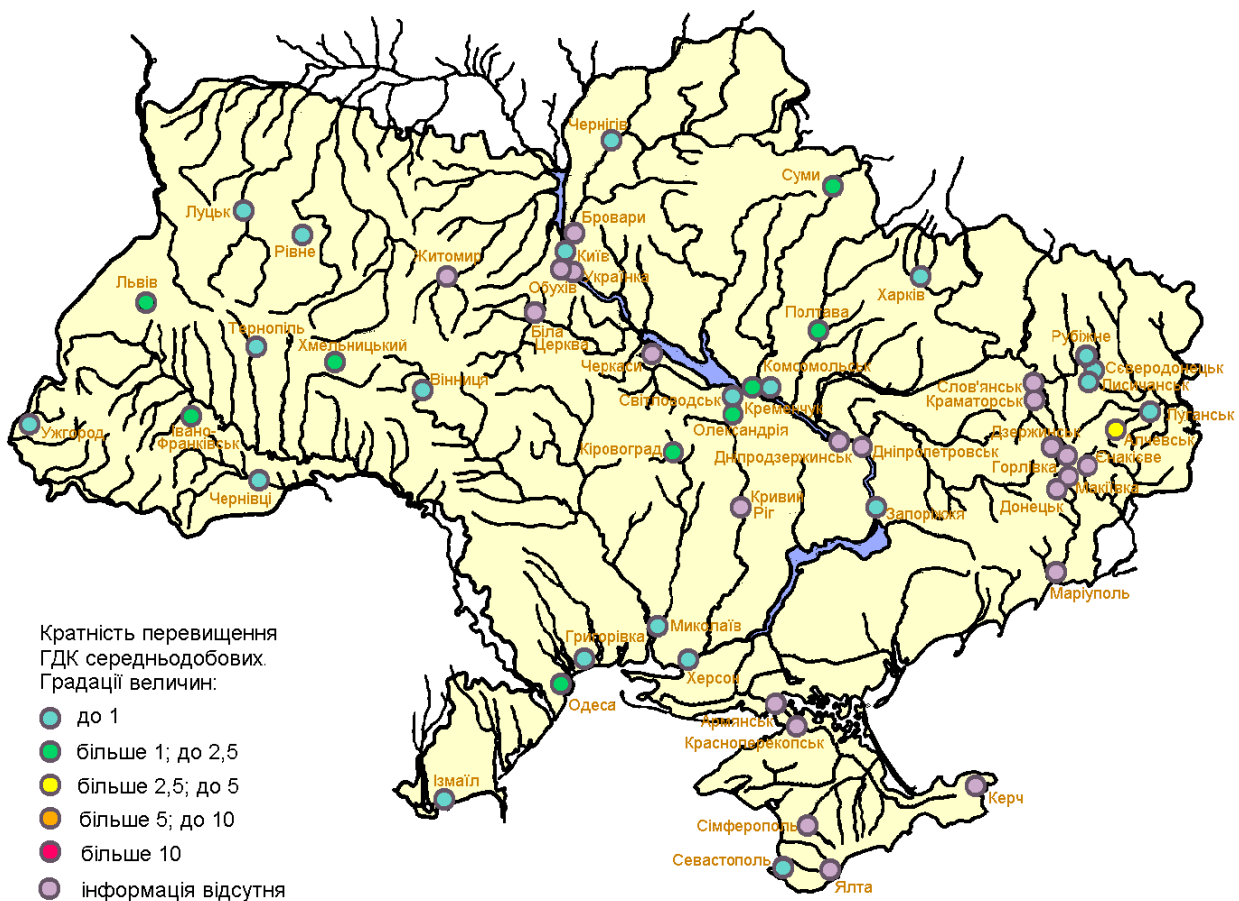
Забруднююча речовина	Перевищення ГДК	Регіони				
		Західний	Північний	Центральний	Південний	Східний
Пил	У 2 рази та більше					Алчевськ
	У 5 разів та більше					
Діоксид азоту	У 2 рази та більше	Хмельницький	Київ Біла Церква		Запоріжжя Херсон	
	У 5 разів та більше					Алчевськ
Формальдегід	У 2 рази та більше	Луцьк	Київ	Світловодськ Полтава Кременчук	Миколаїв Одеса Херсон	Луганськ Лисичанськ Рубіжне Северодонецьк
	У 5 разів та більше	Ужгород				



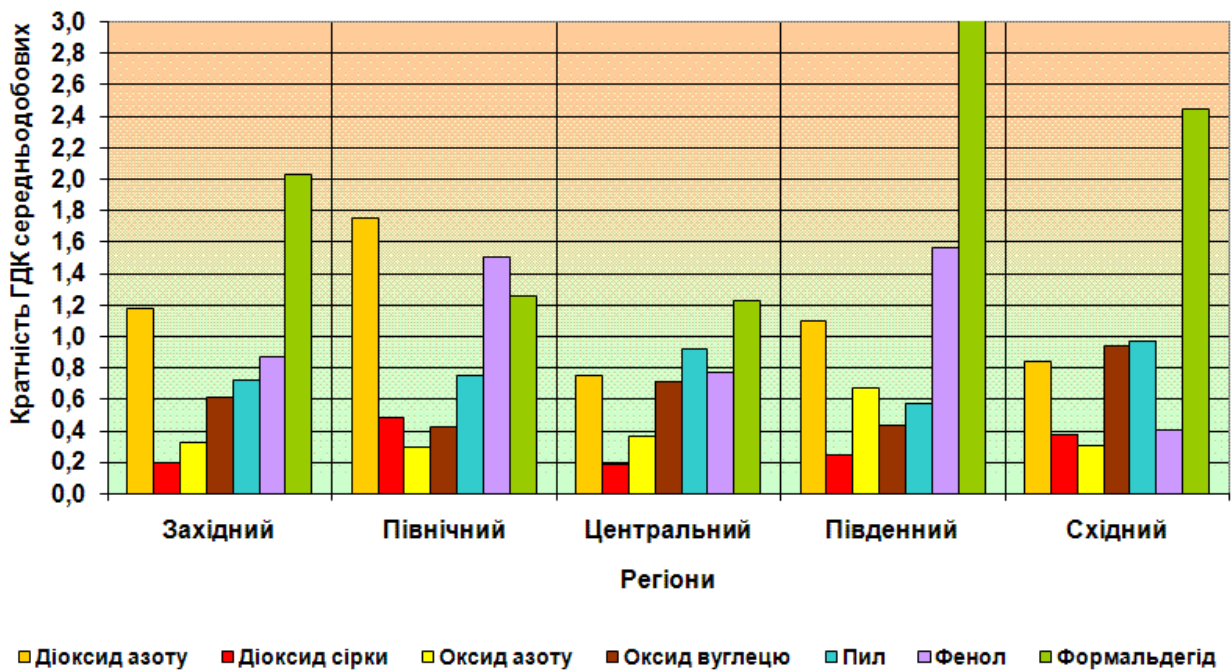
**Рисунок 1.6 – Середні за 4 квартал 2012 року кратності перевищення ГДК діоксиду азоту в атмосферному повітрі міст України**



**Рисунок 1.7 – Середні за 4 квартал 2012 року кратності перевищення ГДК формальдегіду в атмосферному повітрі міст України**



**Рисунок 1.8 – Середні за 4 квартали 2012 року кратності перевищення ГДК пилу в атмосферному повітрі міст України**



**Рисунок 1.9 – Середні за 4 квартали 2012 року концентрації забруднюючих речовин по регіонах України**

Порівняння стану забруднення атмосферного повітря по регіонах України за 2012 рік свідчить, що, у цілому, за наявною інформацією, збільшився середній рівень забруднення формальдегідом, фенолом і пилом але зменшився – діоксидом азоту.

Аналіз отриманої моніторингової інформації свідчить, що найбільш значними в Україні є перевищення гранично допустимих концентрацій формальдегіду, які спостерігаються по всіх регіонах України (рис. 1.9) [40].

За даними Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні середня за 2012 рік концентрація формальдегіду у містах України, де проводилися спостереження, була на рівні 2,7 гранично допустимих концентрацій (ГДК<sub>с.д.</sub>), діоксиду азоту – 1,25 ГДК<sub>с.д.</sub>, завислих речовин – 1,1 ГДК<sub>с.д.</sub>, середньорічні концентрації фенолу та фтористого водню становили 1,0 ГДК<sub>с.д.</sub> [42].

Перевищення відповідних ГДК<sub>с.д.</sub> за середньорічними концентраціями спостерігалось з формальдегіду у 37 містах, діоксиду азоту – у 29, завислих речовин – у 25, фенолу – у 13, оксиду вуглецю – у 9, бенз(а)пірену та фтористого водню – у 4, аміаку – у 6, діоксиду сірки – у 2, оксиду азоту і сажі – в одному місті [42].

За даними спостережень у 2012 році, до списку міст з найбільшим рівнем забруднення атмосферного повітря ввійшли 24 міста країни: Горлівка, Одеса, Армянськ, Слов'янськ, Дніпродзержинськ, Красноперекіпськ, Маріуполь, Донецьк, Кривий Ріг, Макіївка, Ужгород, Рівне, Дніпропетровськ, Дзержинськ, Рубіжне, Єнакієве, Лисичанськ, Київ, Херсон, Северодонецьк, Запоріжжя, Краматорськ, Миколаїв, Луцьк. Високий рівень забруднення повітря в цих містах пов'язано, в основному, із значними середньорічними концентраціями формальдегіду, діоксиду азоту, фенолу, бенз(а)пірену, фтористого водню, оксиду вуглецю, завислих речовин (Рис. 1.10) [42].

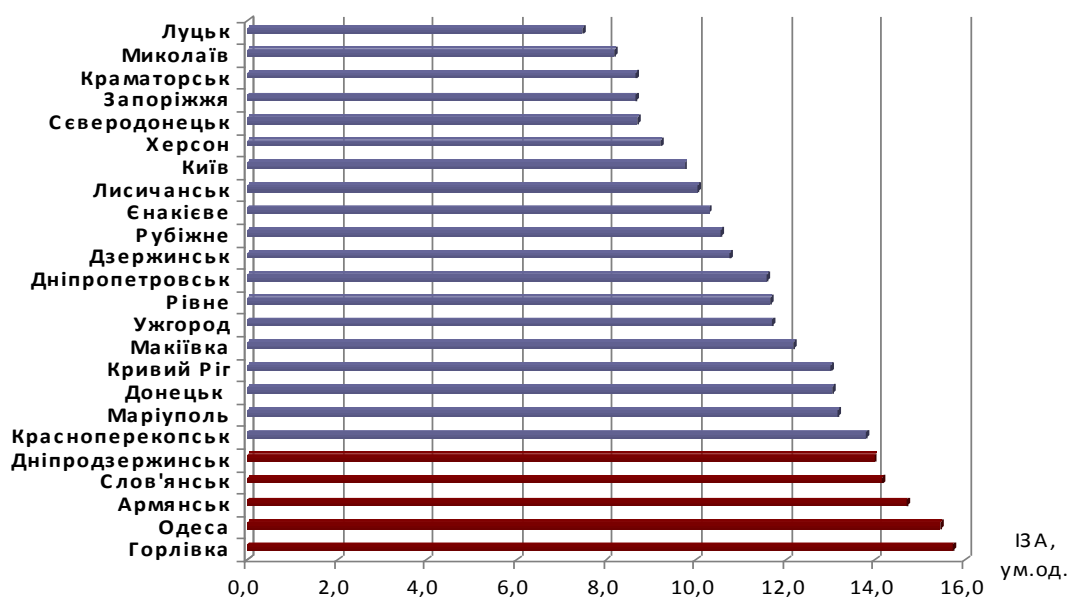
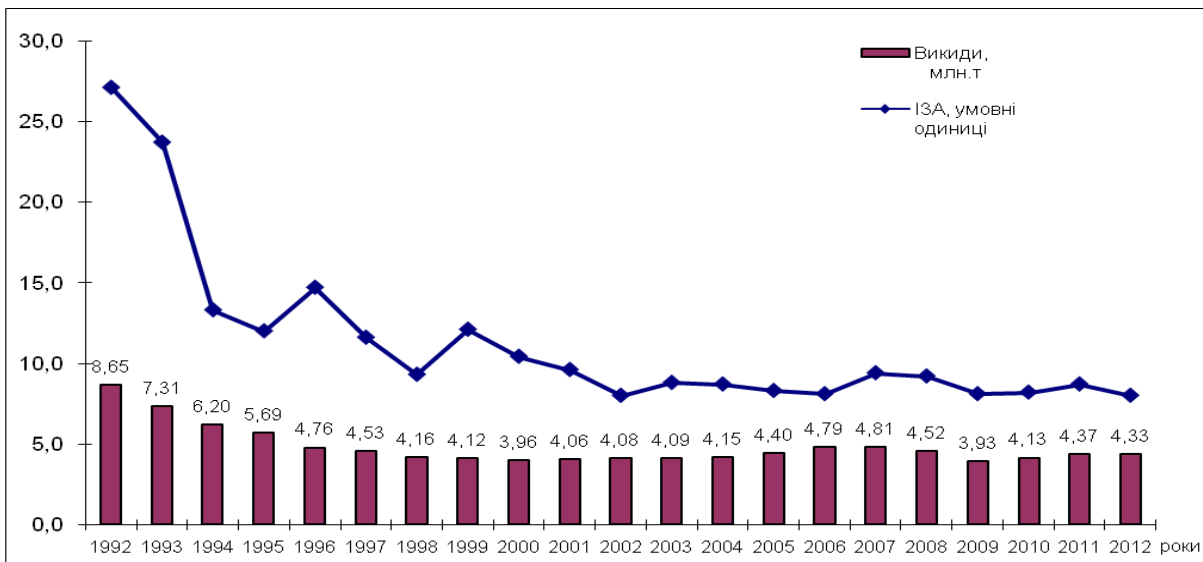


Рисунок 1.10 – Значення індексу забруднення атмосфери (ІЗА) в найбільш забруднених містах України



**Рисунок 1.11 – Динаміка викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел та зміна індексу забруднення атмосфери (ІЗА) по Україні за 1992–2011 роки**

У 2012 році у чотирьох містах країни були зафіксовані випадки високого забруднення атмосферного повітря (ВЗ), коли максимальна концентрація забруднювальної речовини була на рівні  $\geq 5$  ГДКм.р.: із завислих речовин у м. Кривому Розі – 16 випадків, м. Харкові – 4, м. Донецьку – 1 випадок; із хлористого водню – 4 випадки у м. Красноперекіпську. Всього було зафіксовано 25 випадків ВЗ атмосферного повітря порівняно з 7 випадками ВЗ у 2011 році [42].

Загальний рівень забруднення атмосферного повітря в Україні (за ІЗА) у 2012 році становив 8,0 і оцінювався як високий. Порівняно з 2011 роком він знизився за рахунок незначного зниження середньорічного вмісту фенолу і фтористого водню (Рис. 1.11) [42].

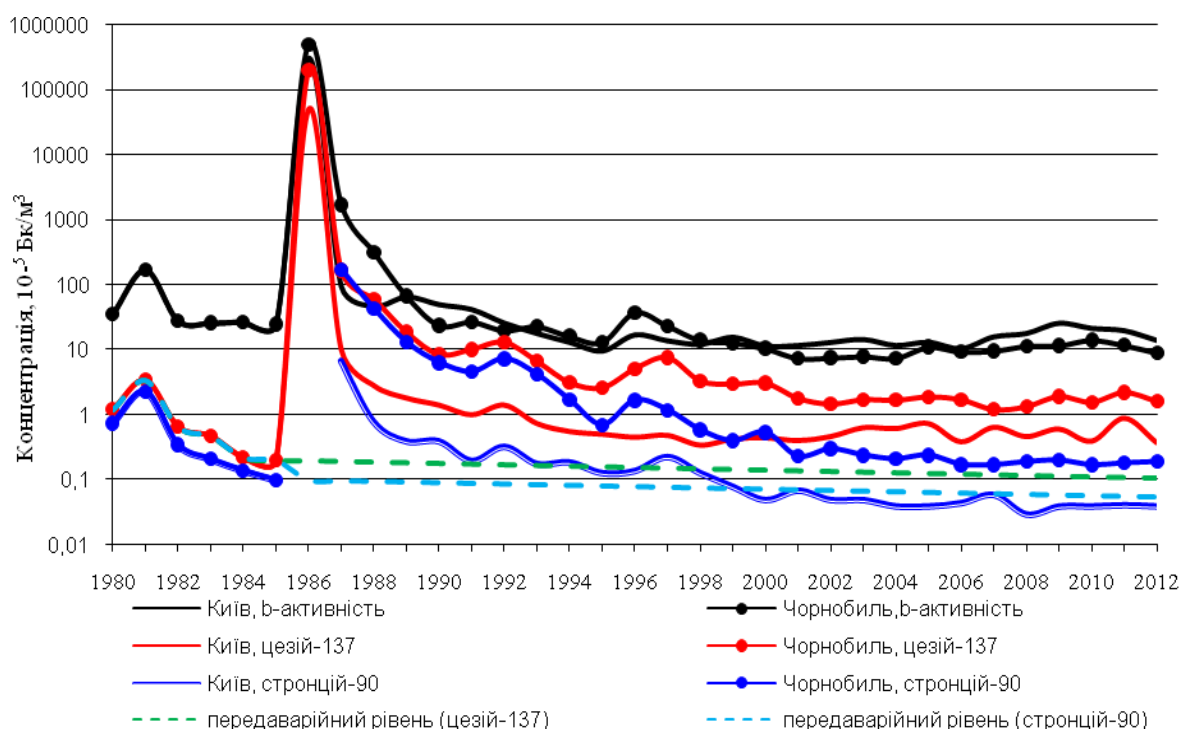
Як показує діаграма (рис.1.11) за останні 20 років стан атмосферного повітря значно покращився (інтегральний показник забруднення атмосферного повітря ІЗА зменшився майже в 6 разів), що, безумовно, пов'язано із зменшенням викидів забруднюючих речовин в 2 рази.

Спостереження за радіоактивним забрудненням приземного шару атмосфери у 2012 році гідрометеорологічними організаціями проводились за показниками: визначення потужності експозиційної дози гамма-випромінювання, визначення сумарної бета-активності проб атмосферних аерозолів та випадань.

За даними 182 пунктів спостережень гідрометеорологічної мережі, потужність експозиційної дози (далі – ПЕД) гамма-випромінювання на більшій частині країни протягом року знаходилася в межах рівнів, обумовлених природними радіоактивними ізотопами та космічним випромінюванням, і складала 5-23 мкР/год. Згідно з даними мережі постів автоматизованої системи контролю радіаційного стану (АСКРС) ДСП «Чорнобильський спецкомбінат», розташованих на забрудненій внаслідок аварії на ЧАЕС території, найбільші значення потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання спостерігаються на

проммайданчику ЧАЕС – 15 мкЗв/год (1500 мкР/год). У м. Чорнобилі середньорічне значення становило 230 нЗв/год (23 мкР/год), масимальне – досягало 311 нЗв/год (31 мкР/год) [42].

У зоні відчуження (пункт контролю Чорнобиль: щільність забруднення ґрунтів цезієм-137 близько 9 Кі/км<sup>2</sup>, стронцієм-90 близько 3 Кі/км<sup>2</sup>, відстань до ЧАЕС 16 км) середня за 2012 рік концентрація цезію-137 в атмосферних аерозолях дорівнювала  $1,60 \times 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>, що перевищує доаварійні значення у 20 разів, концентрація стронцію-90 ( $0,18 \times 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>) – вдвічі вища за значення 1985 року. У цілому в Україні тривають процеси очищення атмосфери від радіонуклідів техногенного походження (рис.1.12) [42].



**Рисунок 1.12 – Динаміка середньорічної концентрації у приземному шарі атмосфери радіоактивних аерозолів порівняно з передаварійними значеннями (з урахуванням розпаду станом на 01.01.2013) [42]**

Концентрація цезію-137 та стронцію-90 у приземному шарі атмосфери, починаючи приблизно з 1998 року, коливається в межах, близьких до передаварійних рівнів. При цьому абсолютні показники забруднення повітря цезієм-137 та стронцієм-90 залишалися на 4-5 порядків меншими за допустимі концентрації, встановлені НРБУ–97 для населення (категорія В)<sup>2</sup>.

Концентрація радіоактивних елементів як природного, так і штучного походження, в приземному шарі атмосфери є стабільною. Поступове подальше зниження концентрації штучних радіонуклідів відбуватиметься як за рахунок їх природного розпаду, так і внаслідок зменшення надходження їх до приземного шару атмосфери за рахунок вторинного вітрового підйому, що обумовлено міграцією цих радіонуклідів у нижні шари ґрунту [42].

## Література до розділу 1

1. Закон України “Про охорону навколишнього природного середовища” : від 25 червня 1991 року / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К.: Парлам. вид – во, 1991. – 59с. – (Бібліотека офіційних видань).
2. Большаков А. М. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения / Большаков А. М., Крутько В. Н., Пуцилло Е. В. – М.: Эдиториал УРСС, 1999. – 255 с.
3. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / О. Г. Васенко, О. В. Рыбалова, О. В. Поддашкін [та ін.] // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. праць УкрНДІЕП. – Харків, 2010. – Вип. XXXII. – С. 75–90.
4. Жукинский В. Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, терминология, количественная оценка / В. Н. Жукинский // Водные ресурсы. – 2003. – Т.30, № 2. – С.213–321.
5. Киселев А. Ф. Оценка риска здоровью / А. Ф. Киселев, К. Б. Фридман – СПб.: Питер, 1997. – 100 с.
6. Рыбалова О. В. Ранжирование бассейнов малых рек по показателю приемлемости риска здоровью населения при их рекреационном использовании / О. В. Рыбалова // Экология и здоровье человека, охрана водного и воздушного бассейнов, утилизация отходов : сб. науч. тр. X юбилейной международн. науч.–техн. конф. – Щелкино, АР Крым, 2002. – С.355–358.
7. Реймерс Н. Ф. Природопользование: словарь–справочник / Н. Ф. Реймерс – М.: Мысль, 1990. – 637 с.
8. Воробьев А.В. Общие подходы к определению экологической опасности антропогенных факторов окружающей среды / А.В. Воробьев, В.И. Коровкин, В.П. Падалкин // Гигиена и санитария. 1991. – №9. – С. 9–13.
9. Реймерс Н. Ф. Словарь терминов и понятий, связанных с охраной живой природы / Н. Ф. Реймерс, А. Л. Яблоков. – М.: Наука, 1982. – 96 с.
10. Садыков О. Ф. Экологическое нормирование: проблемы и перспективы / О. Ф. Садыков // Экология. – 1989. – № 3. – С. 3–11.
11. Балацкий О. Ф. Экономика и качество окружающей природной среды. / О. Ф. Балацкий, Л. Г. Мельник, А. Ф. Яковлев. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 190 с.
12. Принципы и методы определения норм нагрузок на ландшафты. – М.: ИГ АН СССР, 1987. – 32 с.
13. Оценка состояния и устойчивости экосистем / Институт охраны природы и заповедного дела. – М., 1992. – 125 с.
14. Рыбалов А. А. Экономические основы информационной базы ресурсосберегающего природопользования / А. А. Рыбалов // Экономические проблемы внедрения ресурсосберегающих и безотходных производств и использование вторичных ресурсов: Тез. докл. Всесоюз. научно–техн. конф. – Донецк, 1987. – С. 164–165.

15. Венедиктов В. В. Об определении понятия и динамического моделирования общественного здоровья / В. В. Венедиктов. – М., 1982. – 53 с. – Деп. в ВНИИМИ МС ССР, № 5241–82.
16. Санитарная охрана атмосферного воздуха городов / Р.С. Гиндельскиольд, М. К. Недогибченко, М. А. Пинигин [и др]. – М.: Медицина, 1976. – 168 с.
17. Инструктивно–методические рекомендации по гигиенической оценке степени загрязнения атмосферного воздуха / НИИОКГ им. А. Н. Сысина. – М., 1987. – 19 с.
18. ГОСТ 0.0.04–90. Система стандартов в области охраны природы и улучшения использования природных ресурсов. Экологический паспорт промышленных предприятий. Основные положения. – М.: Изд–во стандартов, 1990. – 23 с.
19. Временные инструктивно–методические указания по оценке состояния загрязнения атмосферного воздуха / НИИОКГ им. Л. И. Сысина. – М., 1977. – 28 с.
20. Токсикометрия химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М., 1986. – 116 с.
21. Модель предельно допустимых параметров теоретического распределения уровня загрязнения атмосферы / [Т. М. Юсупов, Л. Ф. Глебова, Т. В. Черносветов та ін.] // Гиг. и сан. – 1984. – № 2. – С. 61–62.
22. Пинигин М. А. Оценка комбинированного действия атмосферных загрязнений при планировании и осуществлении воздухоохраных мероприятий / М. А. Пинигин // Гиг. и сан. – 1985. – № 7. – С. 48–50.
23. Жаворонков Ю. М. К построению комплексного показателя загрязненности атмосферного воздуха / Ю. М. Жаворонков, К. А. Буштуева // Гиг. и сан. – 1983. – № 6. – С. 7–9.
24. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах / Э. Ю. Безуглая. – Л.: Гидрометеиздат, 1986 – 147 с.
25. Методические подходы к количественной оценке комбинированного действия веществ в условиях реального загрязнения окружающей среды / [Вайсман Я. П., Зайцев Н. В., Михайлов А. П. и др.] // Гиг. и сан. – 1986. – № 11. – С. 16–19.
26. Примак А. В. Методы и средства контроля загрязнений атмосферы / А. В. Примак, А. И. Щербань. – К.: Наукова думка, 1980. – 296 с.
27. Пинигин М. А. Гигиенические основы оценки суммарного загрязнения воздуха загрязненных мест / М. А. Пинигин // Гиг. и сан. – 1985. – № 1. – С. 66–69.
28. Сидоренко Г. И. Обоснование принципов управления максимально допустимых нагрузок воздействия на человека / Г. И. Сидоренко, М. А. Пинигин // Гиг. и сан. – 1981. – № 2. – С. 57–62.
29. Аверьянов А. Г. К вопросу об оценке воздушной среды и производственных помещениях при наличии в воздухе нескольких вредных компонентов / А. Г. Аверьянов // Гиг. и сан. – 1957. – № 8. – С. 64–67.



30. Пенчева П. К. Критерии комплексной оценки загрязнения атмосферы / П. К. Пенчева // Гиг. и сан. – 1982. – № 9. – С. 74–76.
31. Рекомендации по составлению сводного тома "Охрана атмосферы и предельно допустимые выбросы (ПДВ) города (населенного пункта) и его макет" / Зап.Сиб.НИИ, ГГО и др. – Новосибирск: изд. Зап.Сиб.РВЦ, 1980.– 45 с.
32. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. /ОНД–86. Госкомгидромет – Л.: Гидрометеиздат, 1987.– 92 с.
33. Рекомендации по оформлению и содержанию проекта нормативов предельно допустимых выбросов в атмосферу (ПДВ) для предприятий. / Зап.Сиб.НИИ и др. –Новосибирск: изд. Зап.Сиб.РВЦ, 1987. – 42 с.
34. Временная методика. Расчет комплексного индекса загрязнения (ИЗА) на основе данных наблюдений. / ГГО им. А. И. Воейкова.– Л.: 1988. – 22 с.
35. Методика оценки социально–экономического эффекта использования информации о загрязнении природной среды в народном хозяйстве. / ГГО им. Воейкова.– Л.: 1991.– 69 с.
36. Шапочка Н. К. Экономическая эффективность использования в народном хозяйстве информации о загрязнении атмосферы: дис. канд. экон. наук / Н. К. Шапочка – Сумы, 1991.– 168 с.
37. О применении индекса загрязнения атмосферы / Л. П. Яичкин и [др.] // Гиг. и сан. – 1991.– № 11.– С. 93–95.
38. Пинигин М. А. Об ошибках сравнительной оценки комплексных показателей загрязнения атмосферного воздуха / М. А. Пинигин // Гиг. и сан. – 1985. – № 8. – С. 69–71.
39. Пинигин М. А. Мониторинг состояния окружающей природной среды / М. А. Пинигин, Н. Н. Сковорода. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 216–22.
40. Підготовка матеріалів щоквартальних інформаційно–аналітичних оглядів “Стан довкілля в Україні” : звіт про НДР (за договором № 922/1.1 від 22.11. 2012 р.) / огляд за 1 квартал 2013 року – № ДР 0112U007848.
41. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно безопасные уровни воздействия (ОБУВ) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. утверждены приказами Министерства здравоохранения Украины от 09.07.1997 № 201 и № 8 от 10.01.1997.
42. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році. –К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, – 2013. – 416 с.

## **РОЗДІЛ 2. СУЧАСНІ МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

При управлінні природоохоронною діяльністю важливою задачею є комплексна оцінка якості навколишнього середовища або інтегральна оцінка основних її компонентів (атмосферного повітря, водних об'єктів, ґрунтового покриву, рослинного й тваринного світу) з можливістю рангування природних об'єктів за ступенем екологічної небезпеки. Інструментарієм виміру зон екологічної небезпеки служать комплексні й інтегральні показники якості навколишнього середовища.

Інтегральні оцінки стану водного середовища можуть базуватися на абсолютних вимірах системи моніторингу, показниках ступеня зміни в просторі й часі якісного стану водних об'єктів, визначенні ступеня впливу на реципієнтів, впливу та антропогенного навантаження на водне середовище, критеріальних показниках стану водної екосистеми.

Водним об'єктам призначається клас чи категорія якості відповідно до величин кратності перевищення фактичного рівня концентрацій речовин їхніх гранично – допустимих концентрацій (ГДК) чи екологічних нормативів, відношенням фактичного рівня до фонового, середнього або абсолютною різницею між цими рівнями [1].

Відомі два основних підходи до оцінки якості навколишнього середовища, у тому числі водних об'єктів: гігієнічний і екологічний. Їхня принципова відмінність полягає в тому, що метою гігієнічної регламентації є захист здоров'я населення, а метою екологічного нормування – збереження середовища життя з умовою дотримання стійкості природних екосистем. Ця принципова відмінність унеможливорює застосування методології гігієнічної регламентації в екологічному нормуванні. Як екологічне, так і санітарно-гігієнічне нормування засновані на знанні ефектів, що справляють різноманітні впливи на живі організми. Однак науково – обґрунтований гігієнічний норматив може застосовуватися повсюдно, тому що адаптаційні можливості окремих індивідуумів можуть бути різні в залежності від соціально-економічних і інших факторів, але в цілому захисні властивості організму людини практично однакові. Екосистеми мають унікальні властивості, з абіотичними і біотичними характеристиками, різною стійкістю до антропогенного навантаження, тому екологічні нормативи повинні розроблятися територіально диференційовано з урахуванням адаптаційних резервів на основі зв'язку між станом біоти в екосистемах і станом навколишнього середовища.

### **2.1 Санітарно – гігієнічний підхід до оцінки якісного стану поверхневих вод**

"Правилами охорони поверхневих вод" [2], "Санітарними правилами і нормами охорони поверхневих вод від забруднення" [3] й іншими нормативними документами законодавчо закріплене гігієнічне нормування. Відповідно до існуючих "Правил охорони поверхневих вод" загальний вплив забрудню-

ючих речовин (що належать до однієї групи лімітуючого показника шкідливості), оцінюється відношенням фактичних концентрацій (С) шкідливих речовин до їх ГДК і при надходженні у водний об'єкт забруднюючих речовин повинно дотримуватися умови [2]:

$$\sum \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1, \quad i = \overline{1, N} \quad (2.1)$$

Скидання стічних вод допускається тільки в тих випадках, якщо воно не призведе до збільшення вмісту у водному об'єкті забруднюючих речовин понад установлені норми і за умови очищення водокористувачем стічних вод до безпечних меж, визначених величинами гранично – допустимих скидів забруднюючих речовин (ГДС). Величина ГДС повинна гарантувати досягнення норм якості води [2].

Гігієнічні нормативи якості поверхневих вод регламентуються документами [2-6] і включають загальні вимоги до складу і властивостей поверхневих вод для різних видів водокористування (перелік гранично-допустимих концентрацій шкідливих речовин у водних об'єктах господарсько-питного і комунально-побутового водокористування й у рибогосподарських цілях).

У нашій країні комплексна оцінка якості води за фізичними, хімічними, бактеріологічними і гідробіологічними ознаками забруднення була вперше запропонована в 1964 році А. А. Билинкіною та С. М. Драчовим [7, 8]. Для характеристики води були обрані запах, титр кишкової палички, азот амонійний, БСК<sub>5</sub>, зовнішній вигляд водного об'єкту в місці забору проб, токсичні речовини. Показник якості представляє середнє арифметичне значень підіндексів перелічених параметрів води [8]:

$$I = \sum \frac{I_i}{N_i}; \quad i = \overline{1, N} \quad (2.2)$$

де  $I_i$  – цілочисленна величина, що відповідає важливості і значенню конкретного параметру.

Драчовим С. М. [8] була запропонована класифікація з виділенням 6 категорій якості води від "дуже чистих" до "дуже брудних" і визначенням значень окремих інгредієнтів для кожної категорії.

Незабаром в США було розроблено узагальнений індекс якості води, що містив вже 10 параметрів [9]. Для восьми з них значення визначалися на основі експертних оцінок. Індекс представляє відношення добутку суми зважених підіндексів до суми вагових коефіцієнтів, коефіцієнтів для температури води і забруднюючих речовин, і визначається за формулою [9]:

$$I = MtM_3(\sum wiI_i / \sum wi); \quad i = \overline{1, 8} \quad (2.3)$$

В сімдесяті роки національна організація із санітарії США запропонувала індекс якості води [10 – 12], що складається з дев'яти параметрів. Його відмінною рисою є використання для визначення значень за індексами безперервних кривих шкідливості (побудованих експертним шляхом), що задають відповідність між значенням конкретного параметру стану водного середовища і безвимірною величиною шкідливого ефекту, що викликається її рівнем. Індекс обчислюється за формулою [12]:

$$IWQ = \sum_{i=1}^9 W_i I_i; \quad i=\overline{1,9} \quad (2.4)$$

де  $I_i$  – підіндекс  $i$ -го параметру;  
 $W_i$  – ваговий коефіцієнт (що визначається експертним шляхом).

Гігієнічний принцип нормування знайшов застосування в багатьох дослідженнях. Наприклад, для оцінки якісного стану водних об'єктів в ВНДІВО було розроблено коефіцієнт забруднення [13], що являє собою середнє арифметичне кратності перевищення ГДК у досліджуваному водному об'єкті для всіх розглянутих речовин за всією кількістю вимірів кожного параметра у всіх пунктах контролю й в усіх створах [13]:

$$I = \frac{1}{K} \sum \left( \frac{1}{N_i} \sum \sum I_{ijv} \right); \quad (2.5)$$

$$I_{ijv} = \begin{cases} 1 & \text{якщо } ГДК_i \geq C_{ijv} \\ C_{ijv}/ГДК_i & \text{якщо } ГДК_i < C_{ijv} \end{cases}$$

де  $K$  – кількість параметрів ( $i = \overline{1, K}$ );

$P$  – кількість пунктів контролю ( $j = \overline{1, P}$ );

$N$  – кількість вимірів  $i$ -го параметру в  $j$ -му пункті ( $v = \overline{1, N}$ ).

Аналогічно побудовані деякі інші комплексні показники, наприклад умовний коефіцієнт комплексності, запропонований В.П.Ємельяною і Г.Н.Даниловою [14], дорівнює відношенню кількості показників з порушенням ГДК до загального числа вимірюваних показників якості води.

Інтегральну характеристику забруднення води запропоновано визначати "Тимчасовими методичними вказівками з комплексної оцінки якості поверхневих вод за гідрохімічними показниками" [15], що введені у дію наказом Держкомгідромету СРСР №250-1163 від 22.09.86 використовуються класи якості води, що оцінюються за величинами "індексу забруднення вод" (ІЗВ). Першому класу якості води "дуже чиста" відповідає величина ІЗВ – 0,2, а сьомому "надзвичайно брудна" – величина ІЗВ більше 10 (табл. 2.1)

Для поверхневих вод розрахунок ІЗВ проводиться для кожного пункту (створу) за формулою [15]:

$$ІЗВ = \sum (C_i/ГДК_i)/N \quad (2.6)$$

де  $C_i$  – середнє за рїк значення  $i$ -го показника;  
 $ГДК_i$  – гранично – допустима концентрацїя  $i$ -ої забруднюючої речовини;  
 $N$  – кїлькїсть показників, узятих для розрахунку, включаючи в обов'язковому порядку розчинений кисень і БСК<sub>5</sub>.

Таблиця 2.1 – Класифїкацїя якїсного стану поверхневих вод за величиною їндексу забруднення вод (ІЗВ)

Клас	Характеристика	Значення ІЗВ
1	Дуже чиста	ІЗВ < 0,3
2	Чиста	0,3 < ІЗВ < 1
3	Помїрно забруднена	1 < ІЗВ < 2,5
4	Забруднена	2,5 < ІЗВ < 4
5	Брудна	4 < ІЗВ < 6
6	Дуже брудна	6 < ІЗВ < 10
7	Надзвичайно брудна	ІЗВ > 10

Крім них, до шїстьох їнгредиєнтїв, що беруть участь у розрахунку, входять тї, котрї мають найбільшї вїдноснї концентрацїї (вїдношення  $C_i/ГДК_i$ ). Для представлення якостї вод у виглядї єдиної оцїнки показники вибираються незалежно вїд лїмїтуючої ознаки шкїдливостї, при рївностї концентрацїй перевага вїддається речовинам, що мають токсикологїчну ознаку шкїдливостї.

Їнтегральна оцїнка якостї води  $I$ , що запропонована в роботї [16], поєднує їндекс токсичних речовин  $I_t$ , їндекс металїв  $I_m$ , їндекс специфїчних забруднюючих речовин  $I_z$ , загально-санїтарний їндекс  $I_{oc}$  їндекс домїшок  $I_{pr}$  ї обчислюється за формулою [16]:

$$I_p = 1/L \sum I_k l_{k, k+1}, \quad (2.7)$$

де  $I_k$  – їнтегральна оцїнка в  $k$ -ому створї;  
 $L_{k, k+1}$  – довжина дїлянки рїки мїж  $k$  і  $k+1$  створом;  
 $L$  – довжина рїки,  
 $N$  – кїлькїсть створїв.

З огляду на ефекти за окремими напрямками був запропонований показник забруднення води [17], що побудований шляхом об'єднання окремо обчислених показникїв хїмїчного і бактерїального забруднення рїчкової води, як їх середня геометрична величина [17]:

$$I = \sqrt{I_{xim}} \times I_{бак}. \quad (2.8)$$

При цьому всї хїмїчнї забруднюючї речовини були роздїленї на групи з однаковим лїмїтуючим показником шкїдливостї. В якостї пїдїндекса хїмїчного забруднення виступає максимальна величина їз сум вїдношень фактичних концентрацїй до їхнїй ГДК за всїма групами. Пїдїндекс бактерїального забру-

днення визначається як відношення фактичної величини колі-індексу до його нормативного значення. Недоліком цього показника є те, що на його величину має вплив практично тільки одна група хімічних забруднюючих речовин, хоча й інші домішки мають негативну дію і, безумовно, впливають на загальне забруднення води.

Показник оцінки якості води у вигляді середньої арифметичної величини кратності перевищення фактичних концентрацій речовин над їх ГДК був використаний для гігієнічної класифікації водойм за ступенем їх забруднення [18]:

$$I = 1 + \frac{1}{N} \sum \left( \frac{C_i}{ГДК_i} - 1 \right) \quad (2.9)$$

В МНДІГ ім. Ф.Ф. Ерісмана був розроблений гігієнічний комплексний показник ступеня забруднення водойм (виражений в умовних одиницях) [19]. При визначенні цього показника було обумовлено, що якщо значення фактичного рівня окремої домішки не перевищує її гігієнічного нормативу, то значення одиничного показника дорівнює 1. В інших випадках він дорівнює кратності перевищення ГДК. Для групи параметрів величина комплексного показника визначається сумою кратності перевищення ГДК відповідно чотирьох лімітуючих показників шкідливості. На основі зазначеного показника була запропонована гігієнічна класифікація ступеню забруднення водойм.

Істотним недоліком розглянутих вище інтегральних оцінок якості вод є їхня лінійність щодо концентрації речовин, а також припущення про допустимість простого підсумовування шкідливих ефектів речовин. Існуючі ГДК ґрунтуються на оцінці впливу окремої забруднюючої речовини на тест-об'єкт, при цьому не враховуються адитивність, синергізм і антагонізм при комплексному впливі речовин. Однак на основі цих оцінок побудовано кілька різних класифікацій, що відрізняються принципами побудови, кількістю класів чи категорій, комплексом використовуваних показників та їх нормативних значень, способами інтеграції даних.

Необхідно відзначити, що загальновизнаної класифікації поверхневих вод на основі їхнього якісного стану на сьогоднішній момент не існує, але, і у нашій країні і в інших країнах розроблено безліч класифікацій. У деяких країнах класифікації поверхневих вод визнані на рівні стандартів чи нормативних документів [20]. Основними принципами їх побудови є або оцінка ступеню забруднення вод, або оцінка придатності води для різних видів водокористування.

ДСТ17.1.1.02 – 77. "Охорона природи. Гідросфера. Класифікація водних об'єктів" [21] устанавлює класифікацію водних об'єктів за категоріями і класами, що відбивають їх фізико-географічні, режимні й морфометричні особливості, але не включає гідрохімічні, гідробіологічні і бактеріологічні показники якості води.

У колишньому Радянському Союзі і країнах-членах СЕВ (НРБ, ВНР, ГДР, ПНР, СРР, ЧСРР) при керуванні водоохоронною діяльністю і складанні схем комплексного використання водних ресурсів широко використовували класифікацію якості поверхневих проточних вод з урахуванням різних груп показників: фізичних показників і неорганічних речовин (А), органічних речовин (Б), неорганічних промислових забруднюючих речовин (У), органічних промислових забруднюючих речовин (Г), біологічних показників (Д) [22]. Відповідно до цієї класифікації поверхневі води відносять до одного з 6 класів якості з позиції екологічного благополуччя (від I класу "вода дуже чиста" до VI класу "вода дуже забруднена") і до одного з трьох класів за придатністю води для використання.

Слід зазначити, що проведений аналіз [20] показав, що граничні значення окремих показників істотно відрізняються в класифікаціях поверхневих вод, використовуваних у різних країнах світу [23-28].

Головним недоліком багатьох класифікацій є той факт, що кількісні значення критеріїв, приведені для тих самих класів забруднення, неузгоджені між собою. Класифікації поверхневих вод, побудовані на бальних оцінках, отримані експертним шляхом, складаються найчастіше інтуїтивним чи компіляторним шляхом, що, безумовно, знижує їхню цінність.

Природокористування являє собою свідомо регульований процес взаємодії між суспільним виробництвом і природним середовищем. Багатоплановість і комплексний характер проблеми забезпечення якості навколишнього середовища висувають вимоги системного підходу до її рішення. Ефективність системи охорони навколишнього середовища і управління його якістю значною мірою залежить від рівня організації інформаційних процесів. Тому однією з найважливіших задач є удосконалювання на принципах програмно-цільового планування інформаційного забезпечення екологічної проблеми – методологічних основ, методичних підходів, критеріїв оцінки, показників стану, нормативної бази тощо [29, 30].

Аналіз численних досліджень, що виконані вітчизняними та закордонними вченими, свідчить про те, що об'єктивна оцінка екологічного стану водних об'єктів можлива лише при сумісному використанні гідрохімічних та гідробіологічних даних. На відміну від гідрохімічних методів, які дозволяють зробити висновок переважно про інтенсивність антропогенного впливу на водойми і водотоки, гідробіологічні методи дають можливість оцінити відповідну реакцію біоти на весь комплекс антропогенних впливів. Використання гідробіологічних методів дозволяє оцінити: екологічний стан водних об'єктів, якість поверхневих вод як середовища існування гідробіонтів, сукупний ефект комбінованого впливу забруднюючих речовин, встановити виникнення вторинного забруднення вод.

## 2.2 Аналіз закордонного досвіду оцінки екологічного стану водних об'єктів

На даний час біологічний моніторинг став важливою складовою частиною екологічного моніторингу поверхневих вод у багатьох державах світу. Однак, системи біомоніторингу поверхневих вод різних країн істотно відрізняються в силу ряду причин: історично сформованої практики, розходжень в екологічних, економічних і соціально-політичних умовах, не ідентичності систем управління водними ресурсами в різних країнах, специфічних особливостей формування якості води в окремих регіонах і т.д. Відзначені розходження стосуються як організаційних, так і науково-методичних аспектів проведення гідробіологічних спостережень на водних об'єктах [31-34].

У зв'язку з тим, що зміни в біотичній складовій водних екосистем пов'язані як з антропогенними впливами, так і з впливом природних факторів, важко установити конкретну причину порушень, які спостерігаються, тому біомоніторинг часто розглядається як “екосистемний термометр”, який комплексно характеризує стан водного об'єкта. Результати біомоніторингу використовуються в багатьох країнах світу для розробки цільових показників при формуванні національних програм охорони й екологічного оздоровлення водних ресурсів [34].

Серед усього різноманіття біологічних оцінок якісного стану водних об'єктів, які використовуються в даний час за рубежом, можна виділити кілька основних груп:

- оцінки, які базуються на системі сапробності;
- оцінки, які характеризують трофічність екосистеми;
- біотичні індекси;
- індекси видової різноманітності;
- індекси порівняння;
- комбіновані оцінки.

В роботі [35] наведено аналіз різних підходів до оцінок якості поверхневих вод, заснованих на методах біоіндикації.

Розглянемо практичний досвід використання методів біологічного аналізу якості поверхневих вод в окремих країнах.

### **Країни-члени Європейського Союзу**

У роботі [35] відзначається, що методи біомоніторингу, які використовуються в країнах ЄС, можуть бути підрозділені на методи “bioassays” і методи “bioassessments”. До першого типу методів відносяться тести на трофічність системи, тести на токсичність води і донних відкладень, тести на біоаккумуляцію токсикантів і т.д. До другої групи методів відносяться методи біоіндикації, які дозволяють оцінити відгук водної біоти на весь комплекс антропогенних впливів. Методи “bioassays” відносяться до числа експериментальних, а методи “bioassessments” засновані на методології прямих спостережень за біотою у природних умовах. Зазначені методи використовуються для оперативного аналізу екологічної ситуації на водному об'єкті, а також для комплексної оцінки стану водних екосистем і прогнозування тенденцій його можливих змін.



Серед методів “bioassessments” виділяють структурні/функціональні і таксономічні/нетаксономічні методи. Більшість методів “bioassessments” для оцінки стану поверхневих проточних вод є структурно/таксономічні, які базуються на аналізі змін у структурі співтовариств (багатство таксонів, щільність, різноманітність, співвідношення визначених груп організмів) і присутності чи відсутності індикаторних організмів, які характеризують ступінь забруднення вод. У якості біоіндикаторів використовуються різні групи організмів: бактерії, гриби, водорості, безхребетні, риби, макрофіти і т.д.

Практично всі країни-члени ЄС (крім Греції) мають свою систему біологічної оцінки якості поверхневих проточних вод, адаптовану до місцевих умов. Як правило, використовуються різні біотичні індекси, які базуються на індикаторних властивостях макробезхребетних.

### **Великобританія**

Великобританія – країна, у якій давно ведуться гідробіологічні спостереження за станом поверхневих вод. Тут вперше запропонована система біотичних оцінок стану водних екосистем [36].

З 1970 році у Великобританії з інтервалом у 5 років проводиться узагальнення даних про якість вод рік і естуарій країни. У 1970 році оцінка стану водних ресурсів проводилася на основі системи типізації вод, що включає 4 класи. Кожен клас характеризувався відповідним складом водної фауни. У 1975 році оцінка якості вод здійснювалася тільки за хімічними параметрами водного середовища. У 1980 році у процедуру оцінки якості вод були внесені істотні зміни в зв'язку з розробкою класифікації водних об'єктів Національної Ради по воді (NWC).

Біологічна оцінка стану водних ресурсів здійснювалася за методикою, яка отримала назву “Оцінка групи за біологічним моніторингом” (BMWP). У її основі лежить використання чутливості 85 сімейств макробезхребетних до органічного забруднення. У чистих водах BMWP досягала 250, а в особливо брудних – падала до 0. Незважаючи на те, що було проаналізовано близько 2000 біологічних проб, результати виконаної оцінки не дозволили визначити збиток для екосистем, у зв'язку з чим у 1985 р. огляд якості вод проводився тільки за хімічними параметрами. Однак, у 1989 р. відбулися істотні зміни у водоохоронній політиці Великобританії. Було організовано Національне Управління річками, яке повинне було відповідати за моніторинг поверхневих вод у всіх 10 регіонах. Обговорення проблеми оцінки стану водних ресурсів даного Управління з Радою по забрудненню рік у Шотландії і Департаментом з Екологічного розвитку Північної Ірландії привело до формування у Великобританії національного підходу до використання біологічної складової виконуваних спостережень.

В Інституті екології поверхневих вод була розроблена і продовжує вдосконалюватися система біологічної оцінки якості вод, заснована на використанні бентосних макробезхребетних, котра відома як RIVPACS (система класифікації і прогнозування річкових безхребетних). Розроблена система

“RIYPACS” дозволяє робити прогноз складу бентосних макробезхребетних у ріці, заснований на даних про визначені фізичні і хімічні характеристики водотоку. Порівняння співтовариства, яке спостерігається, з тим, яке прогнозується “RIVPACS”, дозволяє визначити співвідношення, величина якого є індексом екологічної якості вод.

У ці ж роки були виконані дослідження об'єктивності оцінки якості вод робочої групи з біологічного моніторингу (BMWP) при аналізі стану рік Англії, Шотландії, Уельсу, а потім і Північної Ірландії. На основі використання системи “RIVPACS” і оцінки робочої групи з біологічного моніторингу (BMWP) у 1990 році у Великобританії був підготовлений огляд біологічної якості вод. Комп'ютерна база даних включала матеріали з біологічного аналізу в 8 796 пунктах спостережень. При оцінці використовувалися наступні характеристики: бали BMWP, кількість таксонів BMWP, усереднене значення балів таксона (ASPT) і прогнози цих характеристик за допомогою системи “RIVPACS”. Для кожного з зазначених трьох параметрів були розраховані 3 індекси екологічної якості вод:  $EQI_1$  (бали),  $EQI_2$  (таксони),  $EQI_3$  (ASPT). На підставі виконаних досліджень була розроблена біологічна класифікація якості вод.

Дослідження, проведені за останні роки свідчать про недостатню узгодженість оцінок, які одержують за допомогою хімічної і біологічної класифікації для рік з уповільненою течією (східній Англії). Відзначений факт ілюструє необхідність диференціації біологічних оцінок для різних типів вод.

### Бельгія

У Бельгії біологічна оцінка якісного стану водних об'єктів виконується з 1978 року. На її основі, за допомогою так званого Бельгійського біотичного індексу, здійснюється їх класифікація. Ця оцінка заснована на модифікації біотичного індексу р. Трент і французького біотичного індексу. Модифікація стосувалася насамперед методу відбору проб. В даний час він затверджений у Бельгії як стандарт NBN T92-104, 1984 [37]. Результати спостережень використовуються як основа адміністративних програм по боротьбі з забрудненням вод. Бельгійський біотичний індекс заснований на реакції на забруднення вод макробезхребетних: зменшенні видової різноманітності і прогресуючому зниженні чисельності визначених чутливих до забруднення груп організмів у міру погіршення якості вод. Величина індексу змінюється від 10 до 0 (табл. 2.2).

Таблиця 2.2 – Класифікація якості поверхневих вод за допомогою Бельгійського біотичного індексу (ББІ) [37]

Клас	ББІ (у балах)	Якість вод	Колір коду на картах
I	10-9	слабко чи зовсім не забруднена	синій
II	8-7	слабко забруднена	зелений
III	6-5	середньо забруднена – критична границя	жовтий
IV	4-3	сильно забруднена	жовтогарячий
V	2-0	дуже сильно забруднена	червоний
-	0	дослідження неможливе через повну відсутність індикаторів	чорний

## **Нідерланди**

В даний час у Нідерландах існує розгорнута національна програма моніторингу якості поверхневих вод, крім гідрохімічного вона включає і гідробіологічний моніторинг (токсикологічний і екосистемний) [38].

Комісія з виконання “Закону про контроль за забрудненням вод” (CUWVO) розробила детально цілі та критерії біологічної оцінки якості різних типів прісних поверхневих вод Нідерландів. Для річкових вод рекомендації CUWVO були надалі дороблені і представлені у виді класифікаційної системи, яка базується на аналізі макрофауни. В останні роки виконані роботи як по регіональній модифікації біологічної оцінки, так і по уніфікації окремих пропозицій для можливості узагальнення гідробіологічної інформації на державному рівні.

Значний обсяг досліджень виконується також у країні для формування загальних підходів до оцінки і регламентації якості транскордонних поверхневих вод, зокрема в рамках міжнародної програми по Рейну.

## **Данія**

У Данії для оцінки та управління якістю вод використовується класифікація водних об'єктів, що передбачає виділення 4 класів і трьох проміжних градацій. Біологічна оцінка якості вод здійснюється за допомогою індексу сапробності [39].

На картах якісного стану рік, озер і прибережних морських вод країни додатково відображається інформація про райони, що представляють особливий науковий інтерес, про нерестовища, рекреаційні зони, місця для штучного розведення тварин, розташування випусків стічних вод, зони з дефіцитом кисню та ін.

Значний обсяг робіт виконується в Данії, як і в Нідерландах в області біологічної оцінки якості вод у рамках Міжнародної програми по Рейну.

## **Німеччина**

Німеччина – країна, у якій уперше була запропонована Кольквитцем і Марссоном система сапробності, пізніше модифікована Лібманом та рядом інших фахівців. В даний час зазначена система широко використовується в Німеччині для біологічної оцінки якості поверхневих вод [40].

У класифікацію водних об'єктів країни, яка передбачає виділення 4 класів і трьох проміжних градацій, включено індекс сапробності. У даній класифікації основна увага приділяється забрудненню поверхневих вод органічними речовинами. На основі зазначеної класифікації розробляються карти якісного стану водних об'єктів країни.

Для характеристики ступеня забруднення водних об'єктів біогенними елементами використовується спеціальна класифікація, яка також передбачає виділення 4 класів якості вод. У комплекс показників, які використовуються у зазначеній класифікації входить продукція фітопланктону.

До правил управління водними ресурсами країни відноситься гарантування мінімальної якості води, яке відповідає II класу загальної класифікації

водних об'єктів. Нормативне значення індексу сапробності для II класу складає 1,8 -< 2,3, індекс сапробності розраховується за методом Зелінки та Марвана (Zelinka, Marvan, 1961). Якщо рівень якості поверхневих вод не відповідає II класу, передбачається посилення водоохоронної діяльності в даному регіоні [41].

### **Франція**

Водоохоронна політика у Франції спрямована на рішення двох основних задач: охорону водних екосистем і їхнього біологічного потенціалу як одного з основних елементів навколишнього середовища й охорону водних ресурсів як у кількісному, так і в якісному відношенні для задоволення різних суспільних потреб. У Франції приділяється значна увага екологічним аспектам управління якістю поверхневих вод. Зокрема, виконаний значний обсяг досліджень з розробки біологічних методів оцінки якісного стану водних об'єктів.

На початку був запропонований біотичний індекс, який представляв собою модифікацію біотичного індексу р. Трент стосовно до умов Франції, потім був запропонований узагальнений індекс біологічної якості (IQBG) і на решті біологічний індекс загальної якості (IBG). Останній з індексів має ряд переваг: дозволяє досліджувати великий обсяг даних; має гарну чутливість стосовно IQBG, незважаючи на менш розвинену таксономічну ідентифікацію; ефективний при оцінці якості річкових вод з уповільненою течією і більш високою температурою [42]. Метод оцінки стану вод за допомогою біологічного індексу загальної якості в даний час стандартизований.

Біологічна система оцінки якості вод є складовою частиною загальної класифікації водних об'єктів Франції, запропонованої в 1971 році. Зазначена класифікація передбачає виділення трьох класів якості вод (з підрозділом першого на два підкласи): 1а- відмінне; 1б – гарне; 2 – припустиме і 3 – посереднє. В подальшому дана класифікація неодноразово коректувалася з урахуванням результатів її практичного застосування.

### **Італія**

В Італії для оцінки якості поверхневих вод використовується модифікація розглянутого біотичного індексу (ЕВІ), що оснований на біотичному індексі р. Трент. Модифікація оцінки, розроблена в результаті зусиль ряду італійських фахівців враховує специфічні особливості бентосної фауни річкових вод країни [43]. Результати біологічної оцінки якості вод широко використовуються при розробці екологічних карт різних провінцій і країни в цілому.

Класифікація, яка при цьому використовується, передбачає виділення 5 класів якості вод. Діапазон значень ЕВІ для різних водотоків країни складає 14-0. На національному і регіональному рівнях постійно ведуться роботи з оцінки ефективності прийнятих заходів для поліпшення якісного стану водних екосистем.

### **Фінляндія**

Комплексна оцінка якості поверхневих вод здійснюється у Фінляндії за допомогою загальної класифікації, у якій використовуються показники тропності (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 – Загальна класифікація поверхневих вод Фінляндії [44]

<b>Клас якості води</b>	<b>Характеристика водних ресурсів</b>	<b>Біологічні показники та границі їх змінення</b>
I Відмінне	Водні об'єкти в природному стані звичайно оліготрофні, вода прозора чи з невеликою кількістю гумусу. Водні об'єкти придатні для усіх видів використання.	Фекальні коліформи чи фекальні стрептококи < 10 кл/100 мол. Хлорофіл “а” (у вегетаційний сезон) < 3 мкг/л.
II Гарне	Водні об'єкти близькі до природного стану чи слабко евтрофовані. Вода придатна для усіх видів використання.	Фекальні коліформи чи фекальні стрептококи < 50 кл/100 мол. Хлорофіл “а” (у вегетаційний сезон) < 20 мкг/л.
III Задовільне	Водні об'єкти знаходяться під слабким впливом стічних вод, площинних джерел забруднення чи інших видів впливу. Якість звичайно задовольняє вимогам більшості видів водокористування.	Фекальні коліформи чи фекальні стрептококи < 100 кл/100 мол. Хлорофіл “а” (у вегетаційний сезон) < 20 мкг/л.
IV Незадовільне	Вода водних об'єктів значно забруднена в результаті надходження стічних вод, поверхневого стоку, а також під впливом інших факторів. Водні об'єкти придатні тільки для тих видів використання, у яких менш жорсткі вимоги до якості води.	Фекальні коліформи чи фекальні стрептококи < 1000 кл/100 мол. Хлорофіл “а” (у вегетаційний сезон) – 20-50 мкг/л, часто спостерігається “цвітіння” вод. Часто спостерігається зміна смаку риби.
V Погане	Водні об'єкти сильно забруднені стічними водами, поверхневим стоком чи у результаті впливу інших факторів.	Хлорофіл “а” (у вегетаційний сезон) > 50 мкг/л. Концентрація ртуті в хижих рибах > 1 мкг/л.

У Фінляндії в процесі моніторингу поверхневих вод одержують біля півмільйона даних, однак лише незначна частина з них містить інформацію про екологічні порушення, отриману за допомогою біомоніторингу. Дослідження, виконані на озерах Фінляндії і Швеції, показали, що гарними біоіндикаторами можуть бути олігохети, личинки хірономид, представники водних макрофітів [45].

Для характеристики екологічного стану водних об'єктів використовується багатофакторний аналіз співтовариств [45].

Норвегія.

У Норвегії діє класифікація водних об'єктів, яка передбачає виділення 4 класів якості вод і трьох проміжних градацій. Характерна риса даної класифікації – значна кількість біологічних показників, які використовуються (індекс сапробності, загальна кількість мікроорганізмів, чисельність амоніфікаторів, фекальних коліформ, стрептококів та ін.).

Для оцінки якості води численних фіордів у Норвегії використовуються показники різноманітності донної фауни, яка розвивається на м'яких ґрунтах. При нормальному стані біоценозу, кількість тварин більш 1 мм звичайно досягає 1000-2000 экз/м<sup>2</sup> і представлено 60-90 видами [46].

У ряді випадків для оцінки якості поверхневих вод у Норвегії використовуються методи "bioassay". За допомогою активного експерименту на тест-об'єктах – водоростях визначається токсичність і потенційна продуктивність вод, які досліджуються.

### **Швеція**

У Швеції, як і у Фінляндії, діє загальна класифікація водних об'єктів [47]. Відповідно до даної класифікації поверхневі води підрозділяються на 4 класи (і три проміжні градації між класами). У загальній класифікації Швеції використовується оцінка сапробності (за Лібманом).

Для оцінки екологічного стану озер Національною Радою охорони навколишнього середовища Швеції розроблена класифікація даного типу водних об'єктів. У цю класифікацію включені показники накопичення важких металів у воді, донних відкладеннях, рибах і молюсках.

### **Швейцарія**

У Швейцарії для оцінки, прогнозування і управління якістю вод Женевського озера використовується комплекс гідрохімічних і гідробіологічних методів. У якості біоіндикаторів використовується фауна безхребетних [48].

Румунія, Чехія, Словаччина, Польща, Болгарія, Угорщина.

У більшості східноєвропейських країн, які входили раніше в Раду Економічної Взаємодопомоги (Румунія, Чехія, Словаччина, Польща, Угорщина, Болгарія) для біологічної оцінки якості поверхневих вод широко використовуються різні варіанти системи сапробності [49,50].

Слід зазначити, що в Угорщині в 1976 р. Л.Фелфолді була запропонована одна з перших дійсно екологічних класифікацій поверхневих вод. Вона включала 9 класів і ґрунтувалася на екологічних критеріях оцінки стану водних екосистем: галобності, сапробності, трофності і таксобності [24]. До складу параметрів, які використовувалися у зазначеній класифікації входили наступні біологічні показники: чисельність водоростей, величина первинної продукції, загальна чисельність мікроорганізмів, індекс Пантле-Букка, категорія таксобності (% TLm).

Певним кроком вперед в галузі використання методів біомоніторингу для оцінки якості поверхневих вод можна вважати розробку фахівцями країни членів колишнього РЕВ нормативного документа "Єдині критерії якості вод", який був затверджений у 1982 р. Радою Керівників Водогосподарчих Органів зазначених держав.

Запропонована в даному документі класифікація водних об'єктів за екологічними критеріями включала шість класів якості вод [22]. Для кожного класу були розроблені нормативні значення біологічних показників (у зв'язку

зі специфікою внутрішньо водоймних процесів окремо для проточних і непротічних вод).

“Єдині критерії якості вод” – один з деяких нормативних документів, заснований на багатосторонній угоді в області екологічної оцінки якості поверхневих вод. Незважаючи на визначені недоліки запропонованих класифікацій (неминучих у силу компромісної основи їхньої розробки), вони виявилися дуже корисними для рішення багатьох водоохоронних задач, особливо в басейнах транскордонних вод.

### **Росія**

У Росії гідробіологічна служба контролю якості поверхневих вод була організована в 1974 році. Принципи її організації були ідентичні системі гідрохімічного контролю, яка діяла в той час [51]. Слід відзначити, що в Росії, ще до організації загальнодержавної гідробіологічної служби, був виконаний величезний обсяг робіт з формування теоретичних основ біологічного аналізу якості поверхневих вод і розробці конкретних методів біомоніторингу. Зазначені роботи знайшли широке визнання за рубежом.

У 1982 році для уніфікації методів представлення гідробіологічної інформації була запропонована спеціальна класифікація поверхневих вод, яка передбачає виділення шести градацій якісного стану водних екосистем [52]. Дана класифікація була розроблена на основі експертних висновків ведучих гідробіологів країни та затверджена у формі ДСТУ. До складу показників були включені: індекс сапробності фіто- і зоопланктону, індекс Вудівісса, індекс Гуднайта й Уітлея, загальна чисельність бактеріопланктону, кількість сапрофітів, їх співвідношення. Зазначена класифікація дотепер є основним нормативним документом, який використовується для узагальнення результатів режимного біомоніторингу.

В останні роки в Росії розроблені і широко використовуються біологічні критерії виділення зон надзвичайної екологічної ситуації і зон екологічного лиха. Запропоновано різні математичні методи формування комплексних біологічних оцінок якості поверхневих вод, зокрема на основі узагальненої функції бажаності [53] та ін.

### **США**

Управління якістю поверхневих вод у США здійснюється на основі федеральної програми Агентства з Охорони Навколишнього Середовища (ЕРА) і регіональних програм штатів.

Для оцінки впливу різних видів антропогенного впливу на якісний стан водних об'єктів у США використовується досить велика кількість різноманітних характеристик, у тому числі індекс біотичної цілісності (IBC), індекс трофічного стану (TSI), індекс рибопродуктивності (EI), індекс якісного стану озер (LHQI), індекс якісного стану рік (SHQI) та ін. Докладно індикатори екологічного стану поверхневих вод, які використовуються в програмі моніторингу навколишнього середовища США [EMAP], розглянуті в роботі [54].

В останні роки в США здійснене районування території країни з виділенням екорегіонів. Для кожного регіону розробляються екологічні критерії якості вод, спрямовані на охорону водних екосистем. Необхідність регіонального підходу до встановлення екологічних критеріїв пояснюється тим, що умови формування складу поверхневих вод і токсикорезистентність гідробіонтів, що їх населяють, істотно залежать від ряду природних факторів і відносно однорідні у виділених екорегіонах. Виконані дослідження свідчать про те, що біотичні угруповання, як компоненти природних екосистем, відмінні між екорегіонами, але відносно близькі усередині їх.

Процедура оцінки екологічного стану водних об'єктів складається з двох етапів. На першому етапі визначається екологічний стан водного об'єкта шляхом визначення чисельності і видового складу організмів, які повинні бути в ідеалі в системі, що досліджується переважна увага при цьому приділяється видам особливо цінним в екологічному чи економічному відношенні. Для виконання зазначеної задачі повинна бути визначена відповідність аналізованого середовища існування для кожного з пріоритетних видів. Під середовищем існування розуміються відповідні значення фізичних, хімічних і біологічних параметрів водної екосистеми. Використання для цього так званого модельного індексу відповідності середовища існування (HSI) дозволяє визначити відносини у формі кривих оптимумів для видів за відповідними параметрами середовища. Результат застосування моделі HSI – чисельне значення, яке відповідає найбільш оптимальним умовам середовища для виду, тобто умовам, які забезпечують максимальну чисельність виду, який досліджується.

Другий етап оцінки полягає в зіставленні фактичних даних про чисельність і видовий склад гідробіонтів з оптимально можливою їх кількістю. На основі зазначеного зіставлення виявляються фактори, які не були враховані в моделі, а так само ступінь екологічного благополуччя водного об'єкта, який досліджується.

Інший, але близький до розглянутого, підхід до оцінки якісного стану поверхневих вод полягає в зіставленні фактичних значень різних параметрів водних екосистем (які використовуються як екологічні індикатори) із установленими критеріями для різних типів водних об'єктів. Для ряду екологічних індикаторів розроблені регіональні оціночні шкали.

Крім структурних і функціональних характеристик водних екосистем при оцінці їх екологічного благополуччя в США використовуються матеріали, які стосуються токсичності води і донних відкладень, а також накопичення в гідробіонтах різних забруднюючих речовин.

У країні виконані роботи з формування банків екологічних даних, що стосується структури, видової різноманітності водних екосистем, а також виявлених порушень у їх функціонуванні.

У 1996 році в США створена спеціальна робоча група при ЕРА, яка веде роботу з формування екологічних показників у рамках Програми екологічного моніторингу й оцінки стану навколишнього середовища. Вона працює за трьома напрямками: 1) – показники для програми моніторингу; 2) – стратегія



досліджень по розробці екологічних показників; 3) – взаємодія з представниками, які користаються екологічними показниками [55].

### **Канада**

У водоохоронній практиці Канади особлива увага приділяється питанням закислення, евтрофування і токсичного забруднення поверхневих вод, при цьому визнається доцільним системи оцінок якості вод розробляти диференційовано для окремих водних басейнів. Для біоіндикації в Канаді використовують наступні параметри: характеристики змін відтворення масових видів риби, показники морфологічних аномалій, індекси видової різноманітності та ін.

Для аналізу забруднення водних об'єктів токсичними речовинами розроблені спеціальні методи, які дозволяють здійснювати біотестування в польових умовах. У результаті детальних досліджень відібрані найбільш ефективні тест-об'єкти і тест-реакції для оцінки токсичності води і донних відкладень водних екосистем країни [55].

### **Індія**

За допомогою Нідерландської Програми Інтернаціональної Кооперації з навколишнього середовища, Індійська Центральна Рада з контролю забруднення розробила систему оцінки якості води рік, яка включає хімічні, біологічні і бактеріологічні перемінні. Групи перемінних, які стосуються специфічних аспектів чи забруднення дії комбінуються в 9 індексів і можуть бути представлені у виді діаграми типу АМОЕВА [54].

### **Японія**

У Японії досить широко застосовуються біологічні методи оцінки якості вод, офіційно затверджені в 1982 р. [56]. У роботі [57] докладно розглянуті переваги і недоліки контролю якості води з використанням методів біоіндикації, а також критерії вибору водних організмів, найбільш придатних для цілей біомоніторингу.

Завершуючи розгляд діючих за кордоном систем біомоніторингу, можна відзначити їх значну різноманітність. Вони істотно відрізняються: за цілями, задачами та методами організації спостережень, складом показників, які використовуються, методами узагальнення і представлення гідробіологічної інформації, автоматизацією процесів розрахунку результуючих характеристик, масштабами використання у водоохоронній практиці та рядом інших ознак.

Дослідження, виконані різними фахівцями з порівняльного аналізу ряду запропонованих методів біоіндикації для оцінки стану конкретних водних об'єктів свідчать про їх різну інформативність, обґрунтованість, чутливість, об'єктивність та економічність [58].

Різноманітність запропонованих методів біоіндикації стану водотоків і водойм свідчить про значну складність проблеми оцінки екологічного благополуччя водних об'єктів і про необхідність об'єднання зусиль з їх удосконалення на міжнародному рівні. В останні роки як у Європі, так і в Північній Америці виконане значна кількість робіт з уніфікації підходів до організації біомоніторингу, стандартизації методів відбору проб, інтеркалібрації методів

біоіндикації [31,54,59]. Істотним кроком вперед у гармонізації екологічних підходів до управління якістю вод на міждержавному рівні (у тому числі й в області біомоніторингу) є розробка Директиви з екологічної якості вод (СОМ (93) 680 ОJ С 220.108 1994 ) і Основної (рамкової) директиви ЄС по воді [60].

Таким чином, біологічні методи посідають важливе, а у ряді випадків чільне місце у системах контролю екологічного стану поверхневих вод країн ЄС, навіть попри те, що політика у галузі запобігання забрудненню навколишнього природного середовища ґрунтується на контролі надходження конкретних хімічних речовин. Наприклад, у загальному огляді методів біологічного моніторингу стану Північного моря [61] зазначається, що екологічний стан вод, зрештою, визначається біологічними критеріями, тому біологічні показники дії забруднюючих речовин мають бути провідною частиною будь-якої програми контролю антропогенного впливу на водні екосистеми. Повз цей головний принцип, також вказується, що біологічні визначення будуть корисними для:

- інтеграції дії антропогенних чинників за певний час та у разі кількарізного повторення впливу,
- оцінки біонакопичення окремих забруднюючих речовин у гідробіонтах,
- кращого розуміння відношень причин і наслідків, отже й аспектів дії певних факторів забруднення.

У роботі [62] також вказується, як перевага біологічних методів у хімічному моніторингу те, що вони, по-перше, визначають ефекти, в яких біонакопичення речовин поєднано з їхньою токсичністю і, по-друге, є засобом поєднання ефектів великої кількості індивідуальних процесів та сумарії їх дії у часі. Також вказується, що, оскільки біологічні ефекти мають інтегральну природу й здатні накопичуватися, особливо на високих рівнях біологічної організації, можливе скорочення числа визначень у просторі й часі. Однак зазначається, що, остільки водоохоронна політика орієнтована на зниження хімічного забруднення й виявлення певних хімічних проблем, біологічний аналіз не буде повністю замінювати хімічний. Таким чином, у певних ситуаціях число хімічних аналізів можна скоротити за рахунок біоіндикації разом із хімічним аналізом (інтегрований контроль), отже буде вивільнений час для більш складних аналітичних процедур.

Як визнають багато хто з фахівців, що в Україні, що в країнах ЄС, зокрема й автор роботи [62], недоліком біологічних показників є складність ув'язки біологічного відгуку з певними аспектами хімічного забруднення. Проте, здебільшого це й не ставиться за мету; біологічні визначення виконують роль першої стадії контролю, тобто встановлення факту негативного явища в екосистемі, а хімічні визначення вже мають бути задіяні для пошуку причин цього явища, причому тим глибшого, чим більшою мірою біологічні вивільнять їх від першої стадії контролю.

Втім, попри згоду в таких фундаментальних положеннях, у роботах західних і вітчизняних фахівців, у більш частинних питаннях і окремих аспектах біологічного контролю, часто зустрічаються протиріччя.

Слід зокрема зауважити, що, хоча такі напрямки біологічного контролю, як індикація стану вод за біологічними показниками, моніторинг накопичення хімічних речовин у гідробіонтах та біотестування токсичності певних речовин чи певного компонента середовища в цілому (наприклад, донних відкладів) є, методично, принципово різними напрямками (у прийнятій термінології, відповідно, біоіндикація, біотестування та біомоніторинг), у ряді загальних робіт фахівців ЄС доволі часто вони розглядаються поряд, загальним блоком (і часто разом визначаються, як біомоніторинг (biomonitoring), чи біологічна оцінка (bioevaluation)). Причому не тільки там, де йдеться про організацію спостережень і узагальнені системи біологічної оцінки, що легко пояснити бо такі системи можуть містити показники, що належать до різних напрямків, але й там, де йдеться про окремі засоби аналізу (наприклад, у [61]). Тим більше, що явище відгуку біологічного об'єкту чи біосистеми на той чи інший чинник середовища, як фундаментальний принцип аналізу, може бути використано у межах принципово різних методичних підходів (на рівні методів аналізу) що, отже, будуть реалізовані у принципово різних аналітичних чи оцінкових методиках (на рівні засобів аналізу). Наприклад, функціональні зміни в організмах риб, які визначаються за активністю певних ферментів, можуть застосовуватися й як ознака отруєння при біотестуванні й як окремий показник при біоіндикації забруднення вод. У такому разі визначення активності цього ферменту, як конкретний біохімічний засіб аналізу, буде відноситися рівно до обох напрямків (методів аналізу) – біоіндикації та біотестування. Або, наприклад, утворення метал-похідних біологічних молекул у тканинах гідробіонтів може розглядатися й як ознака отруєння й як моніторинговий показник біонакопичення відповідних металів.

До того ж, у західній літературі зустрічаються й інші, більш спеціальні визначення, які важко співвідносити. Зокрема, у [62] розмежовуються, як терміни, біоіндикація та біологічна оцінка, що виконуються за певними (різними) системами. У роботах [61] і [63] розмежовуються біологічний моніторинг (що ґрунтується, за цими авторами, на визначенні біологічних відгуків на рівні стану, рясноти й структури спільнот) і моніторинг біологічних ефектів (що оперує відомостями про вплив на нижчих рівнях організації – біохімічному чи клітинному). В Україні склалася дещо інша термінологічна система.

Сама Водна Рамкова Директива ЄС містить здебільшого загальні оцінки й положення щодо методичних питань, а не конкретні методичні вказівки з біологічного аналізу. У цій Директиві вказується, що екологічна оцінка якості вод має здійснюватися із задіянням національних стандартів щодо методів і шкал оцінки. Однак, деякі з таких стандартів можуть використовуватися й у наднаціональному масштабі. У цьому сенсі слід згадати індекси сапробності, що визначаються за німецьким стандартом DIN 38410 [64]. Існує також ряд методичних вказівок із проведення біологічного аналізу, які чинні хоча й на міжнародному, але не на загальноєвропейському рівні, наприклад рекомендації з моніторингу фітопланктону в Балтійському морі [65].

Також, у додатку V, наведені посилання на існуючі стандарти, за якими має проводитися оцінка стану вод по пробах макробезхребетних:

ISO 5667-3 1995 Якість води. Відбір проб. Частина 3. Керівництво щодо зберігання та поводження з пробами.

EN 27828: 1994 Якість води. Методи відбирання біологічних проб. Керівництво щодо відбирання ручною сіткою проб бентосних макробезхребетних.

EN 28265: 1994 Якість води. Методи відбирання біологічних проб. Керівництво з розробки та використання кількісних пробовідбірників для бентосних макробезхребетних на кам'янистих поверхнях у неглибоких водах.

EN ISO 9391: 1995 Якість води. Відбирання проб у глибоких водах для макробезхребетних. Керівництво з використання колонізації, якісних та кількісних пробовідбірників.

EN ISO 8689-1:1999 Біологічна класифікація річок. Частина I. Керівництво з інтерпретації даних біологічної якості, отриманих з досліджень бентосних макробезхребетних у проточних водах.

EN ISO 8689-2:1999 Біологічна класифікація річок. Частина II. Керівництво з інтерпретації даних біологічної якості, отриманих з досліджень бентосних макробезхребетних у проточних водах.

Проби макрофітів, риби й діатомових водоростей, також указані в переліку стандартів показників додатку V (вочевидь, як найважливіші з точки зору фахівців ЄС); але при цьому зазначено, що для них відповідні стандарти CEN/ISO лише мають бути розроблені.

Можна вважати, що на момент створення Водної Рамкової Директиви ЄС процес розробки загальноєвропейських стандартних методів біологічної оцінки тільки почався й більш-менш повний цикл стандартів був розроблений лише для проб донних макробезхребетних.

Виходити з необхідності адаптації існуючих в Україні методів оцінки якості поверхневих вод до вимог країн ЄС, необхідно приділити увагу як організації біологічного моніторингу (законодавчий рівень), так і розробці та удосконаленню інтегральних екологічних оцінок, які врахували б біологічні показники стану водних екосистем.

### **2.3 Вітчизняні методи оцінки екологічного стану водних об'єктів**

Законодавчою базою екологічного моніторингу України є “Закон про охорону навколишнього природного середовища” від 25 червня 1991 року [66]. У статті 22 цього закону вказується, що спостереження за станом навколишнього природного середовища та рівнем його забруднення здійснюються Міністерством екології та природних ресурсів, іншими, спеціально впровадженими органами, а також підприємствами, установами та організаціями, діяльність яких призводить, або може призвести до погіршення стану навколишнього природного середовища.

Принципи та теоретичні основи побудови системи екологічного моніторингу взагалі й гідробіологічного зокрема, розроблялися як в СРСР, так і, пізніше, в Україні. Слід зауважити, що й основні вимоги до цієї системи, й відношення владних структур до екологічних питань, і технічні можливості в

галузі отримання та обробки інформації за цей час зазнали певних змін. Відповідно, зміщувалися й основні акценти у пріоритетності вирішення тих чи інших питань.

Гідробіологічна служба, як складова державного моніторингу вод, існує в Україні з 1975 року. Структура системи біомоніторингу до 1992 року була аналогічною загальнодержавній системі, частиною якої вона була. Основними задачами гідробіологічного моніторингу в Україні, як і в СРСР в цілому, було визначено такі [67, 68]:

- гідробіологічні спостереження за екологічним станом водних об'єктів, їх біологічна оцінка і прогноз біологічних наслідків змін рівня антропогенних впливів;

- створення банку гідробіологічних даних з екологічного стану водних об'єктів;

- забезпечення владних структур і зацікавлених організацій систематичною і оперативною інформацією;

- забезпечення владних структур і зацікавлених організацій матеріалами для складання рекомендацій у галузі охорони водного середовища і раціонального використання водних ресурсів, для проектування споруд, для планування розміщення промислово-енергетичних комплексів, тощо.

Основними принципами організації спостережень і контролю за рівнем забруднення водних об'єктів за гідробіологічними показниками були такі [68]:

- масовість гідробіологічних спостережень;

- комплексність гідробіологічних спостережень, тобто проведення їх у комплексі з гідрологічними і гідрохімічними;

- єдине науково-методичне управління сіттю гідробіологічних лабораторій;

- централізація всієї гідробіологічної інформації;

- уніфікація і стандартизація методів гідробіологічного спостереження і контролю;

- співставлення гідробіологічних показників ділянок водного об'єкту, на яких можливий вплив джерел забруднення з ділянками, на яких такий вплив відсутній. Наприклад, на водотоках для здійснення цього принципу спостереження проводяться вище і нижче джерела забруднення.

У 1995 році в Україні був прийнятий новий Водний кодекс [69]. Згідно зі ст. 21 цього документу “державний моніторинг вод здійснюється в країні з метою забезпечення збирання, обробки, збереження та аналізу інформації про стан вод, прогнозування його змін та розробки науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів”.

Державний моніторинг вод є складовою частиною державної системи моніторингу навколишнього природного середовища України і здійснюється в порядку, який визначається Кабінетом Міністрів України.

У Постанові Кабінету Міністрів від 23 вересня 1993 р. №785 вказується, що система державного моніторингу навколишнього природного середовища

України створюється з дотриманням міжнародних вимог і є сумісною з аналогічними міжнародними системами [70].

У 1996 році Постановою Кабінету Міністрів від 20 липня №815 був затверджений Порядок здійснення державного моніторингу вод. У цьому документі встановлені основні вимоги до організації державного моніторингу вод, до взаємодії міністерств і відомств під час його проведення, до забезпечення органів державної виконавчої влади інформацією для прийняття рішень, пов'язаних із станом водного фонду України [71].

До об'єктів державного моніторингу вод належать: поверхневі води (природні та штучні водойми), підземні води та джерела, внутрішні морські води та територіальне море, виключна (морська) економічна зона України, різні джерела забруднення вод; надходження шкідливих речовин з донних відкладень. Суб'єктом державного моніторингу вод, який виконує біологічний аналіз якості вод є Держкомгідромет.

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

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

Інформація, здобута і оброблена суб'єктами державного моніторингу вод, є офіційною. Спостереження за станом водних об'єктів повинні здійснюватися відповідно до загального переліку показників, до якого входять:

- показники, які характеризують кількість водних ресурсів та її зміни;
- показники якості вод і нормативів екологічної безпеки водокористування;
- екологічний норматив та категорії якості води водних об'єктів, які розробляються і затверджуються в установленому порядку.

Перелік гідробіологічних показників якості води, визначення яких має проводитись за повною та скороченою програмами контролю наведено у Методичних вказівках [51].

Слід відзначити, що мережа гідробіологічних пунктів контролю на водних об'єктах України, яка створена ще в рамках СРСР, не зазнала істотних змін. Загальна кількість створів не стільки коливається в різні роки (в основному за рахунок пунктів IV категорії), однак в цілому залишається невисокою. Так, наприклад, в 1999 р. гідробіологічний контроль в Україні здійснювався на 9 річках, 10 водосховищах та 1 озері. Гідробіологічний аналіз якості води виконаний на 92 пунктах, 174 створах, 204 вертикалях. Контролювались головним чином показники фіто- та зоопланктону, в окремих пунктах – зоо-

бентосу. На відміну від України в більшості країн Європи основна увага приділяється зообентосу. Не дивлячись на крайнє розріджену мережу гідробіологічної служби, в Україні майже не проводяться експедиційні обстеження водних об'єктів, враховуючи складну економічну ситуацію в країні.

Класифікація якості води за гідробіологічними показниками проводиться в Україні до цього часу згідно ГОСТ 17.1.3.07-82 [52], що був розроблений у колишньому СРСР. Класифікатор, що наведений у цьому документі, має шість класів, межі між якими визначаються за показниками перифітону, зообентосу, фітопланктону, зоопланктону і бактеріопланктону [52].

В 1998 році в Україні УкрНДІЕП, ІГБ НАН У та УНДІВЕП був розроблений міжвідомчий нормативний документ “Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями”, в якому наведено значна кількість параметрів екологічного стану водних екосистем, у тому числі й біологічних показників, тому узагальнення гідробіологічної інформації має проводитися за цим документом [72].

У колишній державній системі моніторингу СРСР була запропонована класифікація природних об'єктів залежно від їх господарського, наукового і естетичного значення [72]. Виділено три категорії:

- 1 - заповідні території, унікальні природні об'єкти;
- 2 - природні об'єкти, які зазнають помірного антропогенного навантаження;
- 3 - природні об'єкти з сильно переформованими чи штучними антропогенними екосистемами.

Для кожної з трьох категорій було розроблено свої критерії оцінки екологічного стану на базі уявлень про глибокі якісні перебудови екологічних систем під впливом антропогенних факторів. В рамках цих уявлень вважається, що під дією забруднення природного середовища, внаслідок інтенсифікації або послаблення фундаментальних для існування біоценозу процесів утилізації енергії та речовини, можуть проходити або збільшення рівня метаболізму біоценозу (метаболічний прогрес), або зменшення (метаболічний регрес).

Залежно від величини антропогенного навантаження існують три загальних напрямки метаболічного прогресу, пов'язані з трьома шляхами змін екологічної структури біоценозу. Це такі процеси, які проходять: з ускладненням екологічної структури (екологічний прогрес); зі спрощенням екологічної структури (екологічний регрес) і з перебудовою екологічної структури при збереженні того ж рівня складності (екологічна модуляція). Якщо рівень забруднення навколишнього середовища наближається до межі адаптаційних можливостей біоценозу, екологічний регрес веде до метаболічного регресу. Для кожного з вказаних напрямків змін біоценозів характерний певний комплекс загальних за своїм екологічним значенням ознак.

Визначалося, що для екосистем, віднесених до 1 категорії неприпустимі жодні екологічні модифікації; для екосистем, віднесених до 2 категорії неприпустимі екологічні модифікації, які призводять до екологічного регресу, тобто спрощенню екологічної структури; для екосистем, віднесених до 3 категорії

неприпустимі екологічні модифікації, які призводять до екологічного та метаболічного регресу. Крім того, в кожній категорії було введено додаткові критерії, які враховували специфічні вимоги для окремих груп водних об'єктів. Так, наприклад, для осетрових водотоків додатковий критерій – збереження осетрових риб. Проте, така система оцінки визнається не всіма фахівцями.

Про постійну увагу до питань нормативного забезпечення державної системи моніторингу довкілля свідчить затвердження Кабінетом Міністрів 30 березня 1998 року нового Положення про державну систему моніторингу довкілля [73]. В цьому документі вказується, що “система моніторингу – це відкрита інформаційна система, пріоритетами функціонування якої є захист життєво важливих екологічних інтересів людини і суспільства; збереження природних екосистем; відвернення кризових змін екологічного стану довкілля і запобігання надзвичайним екологічним ситуаціям”.

Основними завданнями суб'єктів системи моніторингу є: довгострокові систематичні спостереження за станом довкілля; аналіз екологічного стану довкілля та прогнозування його змін; інформаційно-аналітична підтримка прийняття рішень у галузі охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів і екологічної безпеки, інформаційне обслуговування органів державної влади, органів місцевого самоврядування, а також забезпечення екологічною інформацією населення країни і міжнародних організацій.

Система моніторингу ґрунтується на використанні існуючих організаційних структур суб'єктів моніторингу і функціонує на основі єдиного нормативного, організаційного, методологічного і метрологічного забезпечення. Методологічне забезпечення моніторингу здійснюється на основі: єдиної науково-методичної бази щодо вимірювання параметрів та визначення показників стану довкілля, біоти і джерел антропогенного впливу на них, впровадження уніфікованих методів аналізу та прогнозування властивостей довкілля, комп'ютеризації процесів діяльності та інформаційної комунікації, загальних правил створення і ведення розподілених баз та банків даних і знань, картування і картографування екологічної інформації, стандартних технологій з використанням географічних інформаційних систем.

Метрологічне забезпечення моніторингу здійснюється на основі: єдиної науково-технічної політики щодо стандартизації, метрології та сертифікації вимірювального, комп'ютерного і комунікаційного обладнання; єдиної нормативно-методичної бази, яка забезпечує достовірність і порівнянність вимірювань і результатів оброблення екологічної інформації.

Слід зазначити, що на відміну від нормативно-законодавчого забезпечення нормативно-методичне забезпечення державної системи моніторингу, в тому числі й біомоніторингу, суттєво відстає від вимог практики. Виконання робіт з розробки нових нормативно-методичних документів в області біомоніторингу відповідає “Положенню про державний моніторинг”, згідно якому “суб'єкти системи моніторингу забезпечують вдосконалення підпорядкованих їм мереж спостережень за станом довкілля, уніфікацію методик спостережень і лабораторних аналізів, приладів і систем контролю.”



У роботі [74] розглядається стан екологічного моніторингу на Україні та шляхи його вдосконалення. В цій роботі відмічено, що найбільш суттєвим кроком в розробці успішних та екологічних програм моніторингу є чітке визначення інформаційних вимог та цілей моніторингу на основі стратегічних цілей комплексного управління природними ресурсами. Інформаційні вимоги мають бути чітко визначені (зокрема для осіб, які приймають стратегічні рішення), а програми моніторингу повинні задовольняти цим вимогам.

Однією з найбільш важливих сфер використання матеріалів біомоніторингу водойм та водотоків України є на теперішній час система екологічного нормування якості вод. В зв'язку з вказаним повинні бути чітко сформульовані конкретні вимоги до проведення біологічного аналізу водних об'єктів країни та розроблено їх методичне забезпечення.

Аналіз системи біомоніторингу поверхневих вод України свідчить про те, що не дивлячись на проведену у 80-90х роках велику роботу гідробіологічною службою країни, даний компонент системи державного моніторингу довкілля знаходиться в найбільш незадовільному стані. Це виражається в край обмеженій кількості створів спостережень, практичній відсутності експедиційних обстежень водних об'єктів країни, використанні застарілих методів аналізу і узагальнення гідробіологічної інформації, слабому використанні результатів біологічного контролю якості вод в водоохоронній практиці.

Вказане свідчить про необхідність проведення комплексу робіт з вдосконалення системи біомоніторингу країни, перш за всього з підвищення її ефективності та гармонізації з аналогічними системами в розвинутих країнах.

Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв України побудована за екосистемним принципом. Необхідна повнота і об'єктивність характеристики якості поверхневих вод досягається достатньо широким набором показників, які відображають особливості абіотичної і біотичної складових водних екосистем [75].

Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає загальні і специфічні показники. Загальні показники, до яких належать показники сольового складу і трофо-сапробності вод (еколого-санітарні), характеризують звичайні властиві водним екосистемам інгредієнти, концентрація яких може змінюватись під впливом господарської діяльності. Специфічні показники характеризують вміст у воді забруднюючих речовин токсичної і радіаційної дії.

Система екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України включає три групи спеціалізованих класифікацій, а саме:

- група класифікацій за критеріями сольового складу;
- класифікація за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями;
- група класифікацій за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, а також за рівнем токсичності.

Група класифікацій за критеріями сольового складу включає чотири спеціалізовані класифікації, кожна з яких має суттєве екологічне значення:

1) класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критерієм мінералізації;

2). класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями іонного складу;

3) класифікація якості прісних гіпо- та олігогалинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу;

4) класифікація якості солонуватих -мезогалинних вод за критеріями забруднення компонентами сольового складу [75].

Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями включає такі групи показників:

1) гідрофізичні – завислі речовини, прозорість;

2) гідрохімічні – концентрація іонів водню, азоту амонійного, азоту нітритного, азоту нітратного, фосфору фосфатів, розчиненого кисню; перманганатна та біхроматна окислюваність, біохімічне споживання кисню;

3) гідробіологічні – біомаса фітопланктону, індекс самоочищення самозабруднення;

4) бактеріологічні – чисельність бактеріопланктону та сапрофітних бактерій;

5) біоіндикація сапробності – індекси сапробності за системами Пантле-Букка – Гуднайта – Уітлея.

Група класифікацій якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями вмісту і біологічної дії специфічних речовин включає три спеціалізовані класифікації :

1) екологічну класифікацію якості вод суші та естуаріїв за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії;

2) екологічну класифікацію якості поверхневих гіпо- та олігогалинних і солонуватих -мезогалинних вод за рівнем токсичності;

3) екологічну класифікацію поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями специфічних показників радіаційної дії.

Із зазначених класифікацій якості води за своєю будовою перші дві відрізняються одна від одної та від решти.

Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критерієм мінералізації має три класи і підпорядковані їм сім категорій якості води:

1) клас прісних вод з двома категоріями – гіпогалинних вод і олігогалинних вод ;

2) клас солонуватих вод (II) з трьома категоріями – -мезогалинних (3), -мезогалинних (4), і полігалинних (5) вод;

3) клас солоних вод (III) з двома категоріями – еугалинних (6) і ультрагалинних (7) вод.

Класифікація якості поверхневих вод суші та естуаріїв за критеріями іонного складу поділяє їх на три класи (гідрокарбонатні, сульфатні та хлоридні), кожен з яких, в свою чергу, диференціюється на три групи (кальцію, магнію і натрію), тобто існує дев'ять категорій за іонним складом. Крім того, пе-

вні категорії вод за іонним складом поділяються також на чотири типи за кількісним співвідношенням іонів [75].

Всі інші класифікації системи екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України побудовані за однаковою принципом: поділяють води на п'ять класів та сім підпорядкованих їм категорій.

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та специфічні кількісні показники є елементарними ознаками якості вод. Комплексні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості вод, є узагальнюючими ознаками якості вод. На основі елементарних і узагальнюючих ознак визначаються класи, категорії та індекси якості вод, зони сапробності, ступені трофності.

Визначені за цими ознаками класи і категорії якості вод відображають природний стан, а також ступінь антропогенного забруднення поверхневих вод суші та естуаріїв України.

Назви, дані класам і категоріям якості вод за їх станом, є такими:

- I клас з однією категорією (1) – відмінні;
- II клас – добрі, з двома категоріями: дуже добрі (2) і добрі (3);
- III клас – задовільні, з двома категоріями: задовільні (4) і посередні (5);
- IV клас з однією категорією (6) – погані;
- V клас з однією категорією (7) – дуже погані.

Назви, дані класам і категоріям якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості), є такими:

- I клас з однією категорією (1) – дуже чисті;
- II клас – чисті, з двома категоріями: чисті (2) і досить чисті (3);
- III клас – забруднені, з двома категоріями: слабо забруднені (4) і помірно забруднені (5);
- IV клас з однією категорією (6) – брудні;
- V клас з однією категорією (7) – дуже брудні.

Зазначені класи і категорії якості поверхневих вод, визначені за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними критеріями, відповідають певній трофності та сапробності вод, а саме:

- клас I, категорія 1 – оліготрофні, олігосапробні води;
- клас II – мезотрофні води: категорія 2 – мезотрофні, -олігосапробні; категорія 3 – мезо-евтрофні, -мезосапробні води;
- клас III – евтрофні води: категорія 4 – евтрофні, -мезосапробні, категорія 5 – ев-політрофні, – мезосапробні води;
- клас IV, категорія 6 – політрофні, – мезосапробні води;
- клас IV, категорія 7 – гіпертрофні, полісапробні води.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України повинна обов'язково включати всі три блоки показників: блок сольового складу, блок трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників, блок показників вмісту і біологічної дії специфічних речовин [75].

Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, котра ґрунтується на заключних висновках за трьома блоками.

Екологічна оцінка якості води у водному об'єкті може бути орієнтовною і ґрунтовною. Орієнтовна екологічна оцінка є необхідною з розвідувальною (рекогносцирувальною) метою для вироблення попередніх, орієнтовних висновків і рішень. Ґрунтова узагальнююча оцінка необхідна для переконливих, відповідальних висновків і рішень.

Орієнтовна екологічна оцінка виконується на основі разових вимірів окремих показників якості води, котрі найточніше характеризують екологічний стан водного об'єкта (чи його ділянки) і відповідну цьому станові якість води (наприклад, мінералізація, вміст розчиненого кисню, БСК<sub>5</sub>, концентрація біогенних елементів, пріоритетних важких металів та органічних забруднюючих речовин тощо). Ці разові значення окремих показників якості води зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи екологічної класифікації. На підставі такого зіставлення визначаються категорії і класи якості води за окремими показниками, взятими для разового виміру. Об'єднання результатів разових вимірів для узагальненої оцінки якості води не допускається.

Процедура виконання ґрунтової екологічної оцінки якості поверхневих вод складається з чотирьох послідовних етапів, а саме:

- етап групування і обробки вихідних даних;
- етап визначення класів і категорій якості води за окремими показниками;
- етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) за окремими блоками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води;
- етап визначення об'єднаної оцінки якості води (з визначенням класів і категорій) для певного водного об'єкта в цілому чи його окремих ділянок за певний період спостережень.

Етап групування і обробки вихідних даних якості води полягає у виконанні певних дій і дотриманні певних умов.

Вихідними даними для екологічної оцінки якості води є, насамперед, зведені і розрізнені результати систематичного контролю за якістю води у водних об'єктах України, котрі зібрані і оброблені за мережею пунктів спостережень і лабораторій систем Мінприроди, Держкомгідромету та Держводгоспу України. До уваги беруться також матеріали систематичних спостережень якості води, одержані науковими установами екологічного профілю.

Вихідні дані з якості води за окремими її показниками групуються у просторі й часі в певному, чіткому порядку: окремо для різних пунктів спостережень, або ж вкупі (з різних пунктів спостережень) для певних ділянок водного об'єкта або ж для водного об'єкта в цілому за певний відрізок часу (місяць, сезон, рік, кілька років поспіль тощо).

Вихідні дані з якості води за окремими показниками групуються в межах трьох блоків. Згруповані за блоками щодо кожного наявного показника якості води, вихідні дані (вибірки) піддаються певній обробці: обчислюються середньоарифметичні значення, визначаються мінімальні та максимальні (найгірші) значення, котрі всі разом характеризують мінливість величин кож-

ного з показників якості води в реальних умовах виконання і аналізу результатів спостережень [75].

Серед вихідних даних трапляються поодинокі дані, котрі за своїми екстремальними значеннями виходять за межі окресленого діапазону мінливості величин цієї вибірки, досить далеко від максимальних (найгірших) значень. Екстремальні значення окремих показників якості води підлягають спеціальному аналізу: з'ясуванню природних чи антропогенних причин, котрі могли викликати їх появу. Після такого аналізу приймається рішення про використання чи вилучення екстремальних значень певних показників якості води.

При групуванні, обробці і використанні вихідних даних рекомендується, якщо це можливо, використовувати методи математичної статистики для малих і звичайних вибірок.

Етап визначення класів і категорій якості води для окремих показників полягає у виконанні таких дій:

- середньоарифметичні (середні) значення для кожного показника окремо зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи її екологічної класифікації;

- найгірші значення якості води (максимальні чи мінімальні) серед цих показників кожного блоку також зіставляються з відповідними критеріями якості води;

- на основі проведеного зіставлення середньоарифметичних та найгірших значень для кожного показника окремо визначаються категорії якості води за середнім і найгіршим значеннями (найбільшим за номером) для кожного показника окремо;

- зіставлення середніх і найгірших значень з критеріями спеціалізованих класифікацій та визначення класів і категорій якості води за окремими показниками теж (як і на першому етапі) виконується в межах відповідних блоків.

Етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконується лише на основі аналізу показників в межах відповідних блоків. Це узагальнення полягає у визначенні середніх і найгірших значень для трьох блокових індексів якості води, а саме: для індексу забруднення компонентами сольового складу ( $I_1$ ), для трофо-сапробіологічного (еколого-санітарного) індексу ( $I_2$ ), для індексу специфічних показників токсичної і радіаційної дії ( $I_3$ ). Таким чином, повинно бути визначено шість значень блокових індексів. Маючи значення блокових індексів якості води, легко визначити їх приналежність до певного класу та категорії якості води за допомогою системи екологічної класифікації

Середні значення для трьох блокових індексів якості води визначаються шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку; при цьому категорія 1 має номер 1, категорія 2 – номер 2 і т.д.

Середні значення блокових індексів можуть бути дробовими числами. Це дозволяє диференціювати оцінку якості води, зробити її більш точною і гнучкою. Для визначення субкатегорій якості води, відповідних середнім зна-

ченням блокових індексів, треба весь діапазон десятичних значень номерів (поміж цілими числами) розбити на окремі частини і позначити їх. Найгірші значення для трьох блокових індексів якості води визначаються за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії) серед всіх показників даного блоку.

Етап визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального, або екологічного індексу ( $I_E$ ). Використання екологічного індексу якості води доцільно в тих випадках, коли зручніше користуватися однозначною оцінкою: для планування водоохоронної діяльності, опрацювання водоохоронних заходів, здійснення екологічного і еколого-економічного районування, екологічного картографування тощо. Значення екологічного індексу якості води визначається за формулою:

$$I_e = \frac{(I_1 + I_2 + I_3)}{3}, \quad (2.10)$$

де  $I_1$  – індекс забруднення компонентами сольового складу;  
 $I_2$  – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;  
 $I_3$  – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Екологічний індекс якості води, як і блокові індекси, обчислюється для середніх і для найгірших значень категорій окремо:  $I_{\text{серед}}$  та  $I_{\text{макс}}$ . Він може бути дробовим числом.

Визначення субкатегорій якості води на підставі екологічного індексу здійснюється так само, як для блокових індексів.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв подаються у вигляді таблиць, графіків і карт (КНД 211.1.4.010-94). Таблиці можуть складатися як для окремих пунктів спостережень, так і для водного об'єкта в цілому. В таблицях послідовно розміщують значення показників та відповідні їм класи і категорії якості води.

Найбільш очним та інформативним способом подання результатів екологічної оцінки якості води є картографічний. В залежності від потреб розробляють комплексні синтетичні та аналітичні карти, що відображають:

- узагальнену екологічну оцінку якості поверхневих вод;
- екологічну оцінку якості поверхневих вод за середніми значеннями блокових ( $I_1, I_2, I_3$ ) індексів;
- екологічну оцінку якості поверхневих вод за окремими показниками.

На підставі методики екологічної оцінки поверхневих вод суші та естуаріїв України розроблена “Методика картографування екологічного стану поверхневих вод України за якістю води”.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод України та картографування їх екологічного стану за якістю води виконуються організаціями і установами, які мають дозвіл Мінекобезпеки України.

В науково – дослідній установі «Український науково – дослідний інститут екологічних проблем» щоквартально розробляються інформаційно-

аналітичні огляди, у яких наводиться узагальнена інформація стосовно забруднення атмосферного повітря України, стану поверхневих вод суші, радіаційного стану, геологічних явищ та стану поводження з відходами[76].

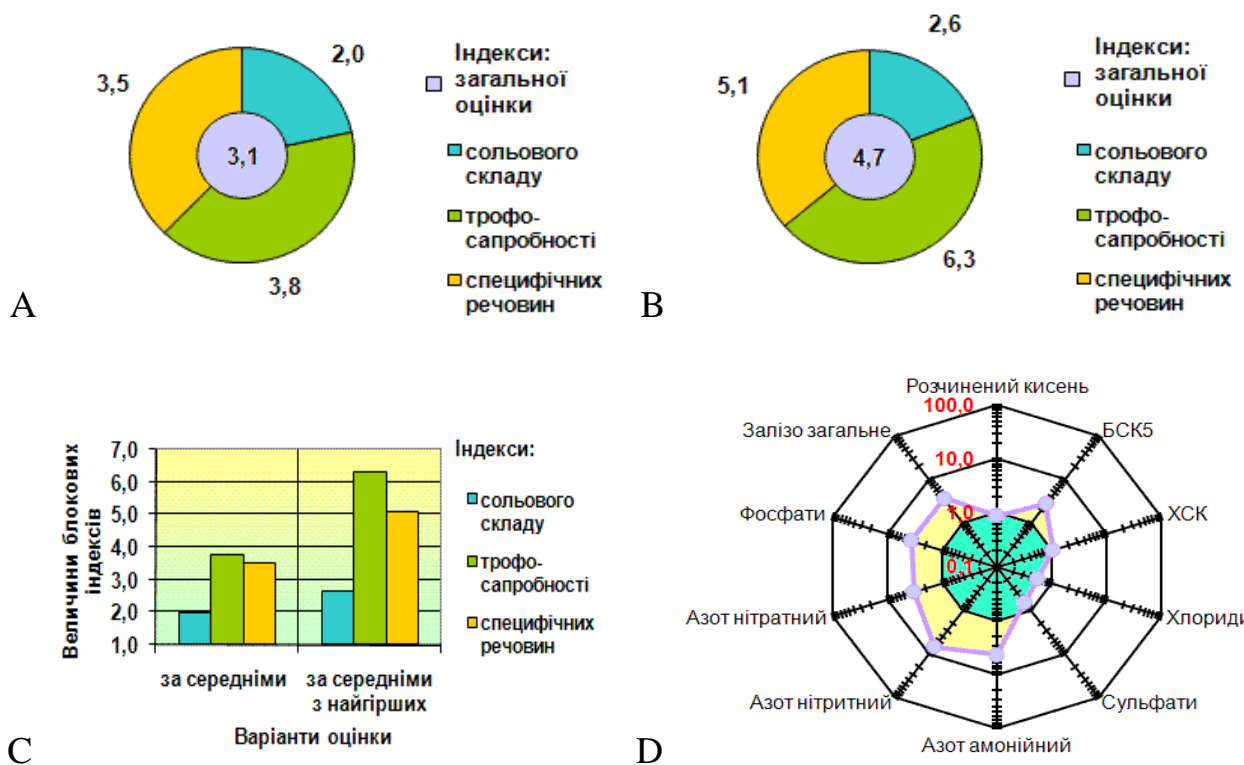
Аналіз стану поверхневих вод виконується на основі даних спостережень за вмістом гідрохімічних показників, наданих спеціальними підрозділами Міністерства охорони навколишнього природного середовища України (Мінприроди), Державного комітету України по водному господарству (Держводгоспу), організаціями Державної гідрометеорологічної служби МНС України та закладами державної центральної санітарної епідеміологічної служби Міністерства охорони здоров'я (СЕС МОЗ).

Загальна екологічна оцінка стану вод здійснюється за басейновим принципом. Для цього отримуються блокові індекси екологічної оцінки по кожному пункту за двома варіантами: шляхом усереднення категорій показників у блоці та шляхом вибору найгіршої у блоці категорії. Індекс загальної екологічної оцінки знаходиться, як середнє блокових індексів по кожному пункту. Після цього отримані індекси осереднюються по всіх пунктах басейну. Таким чином, оцінка проводиться за середніми величинами й за середніми з найгірших величин по пунктах басейну. Усереднені значення індексів екологічної оцінки, на відміну від категорій якості за окремими показниками, можуть бути дробовими, отже на їх основі кожену категорію можна додатково поділити на кілька субкатегорій за принципом, наведеним в [75].

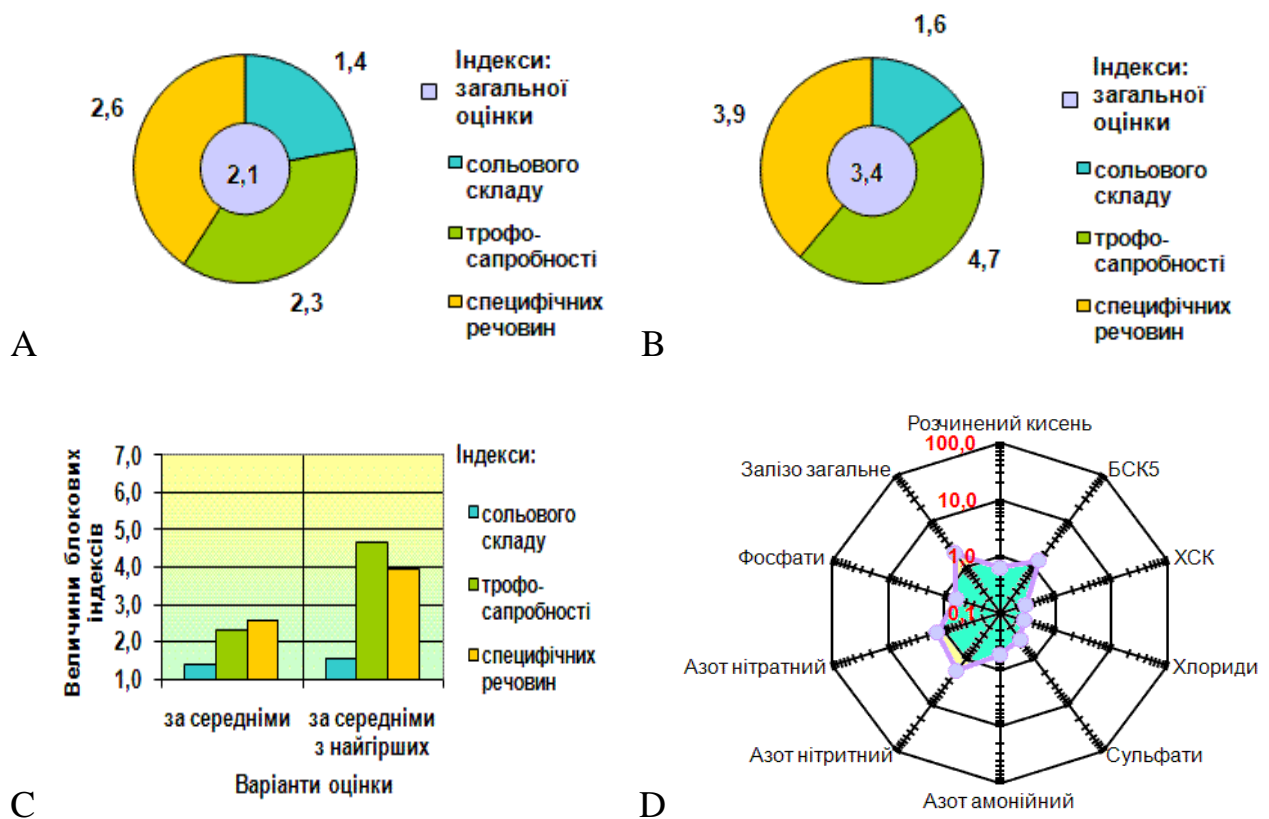
Аналіз якості поверхневих вод суші здійснюється за басейновим принципом. Розглядаються такі головні річкові басейни: Західного Бугу та Сяну, Дунаю, Дністра, Дніпра, Південного Бугу, Сіверського Дінця. Окремо розглядаються також групи річок Криму й Приазов'я та причорноморські лимани. На рис. 2.1 – 2.9 наведено екологічна оцінка стану поверхневих вод річкових басейнів за даними моніторингових спостережень за четвертий квартал 2011 року.

Води басейнів рік Західний Буг і Сян за середніми рівнями показників (рис.2. 1А) відносяться до досить чистих (3 категорія), а за осередненими найгіршими рівнями (рис. 2.1 В) до помірно забруднених із переходом у слабо забруднені (5 категорія з переходом у 4). Як за середніми рівнями, так і за середніми з найгірших рівнів, найнижча якість води була відзначена за показниками трофо-сапробіологічного блоку (рис. 2.1 С). У середньому по басейну відзначено (рис. 2.1 D) перевищення верхньої межі 3 категорії екологічної оцінки по БСК<sub>5</sub>, вмісту заліза загального та сполук біогенних елементів.

Води басейну Дунаю за середніми рівнями показників характеризуються (рис.2.2А), як чисті (2 категорія), а за середніми з найгірших (рис. 2.2 В) як достатньо чисті з переходом у слабо забруднені (3 категорія з переходом у 4). За середніми рівнями найнижча якість вод басейну відзначена за показниками блоку специфічних речовин, а за середніми з найгірших – блоку трофо-сапробіологічного стану (рис.2.2 С). Верхню межу 3 категорії екологічної оцінки незначно перевищують (рис.2.2 D) середньобасейнові концентрації органічних речовин (за БСК<sub>5</sub>), азоту нітритного й нітратного, а також заліза загального.

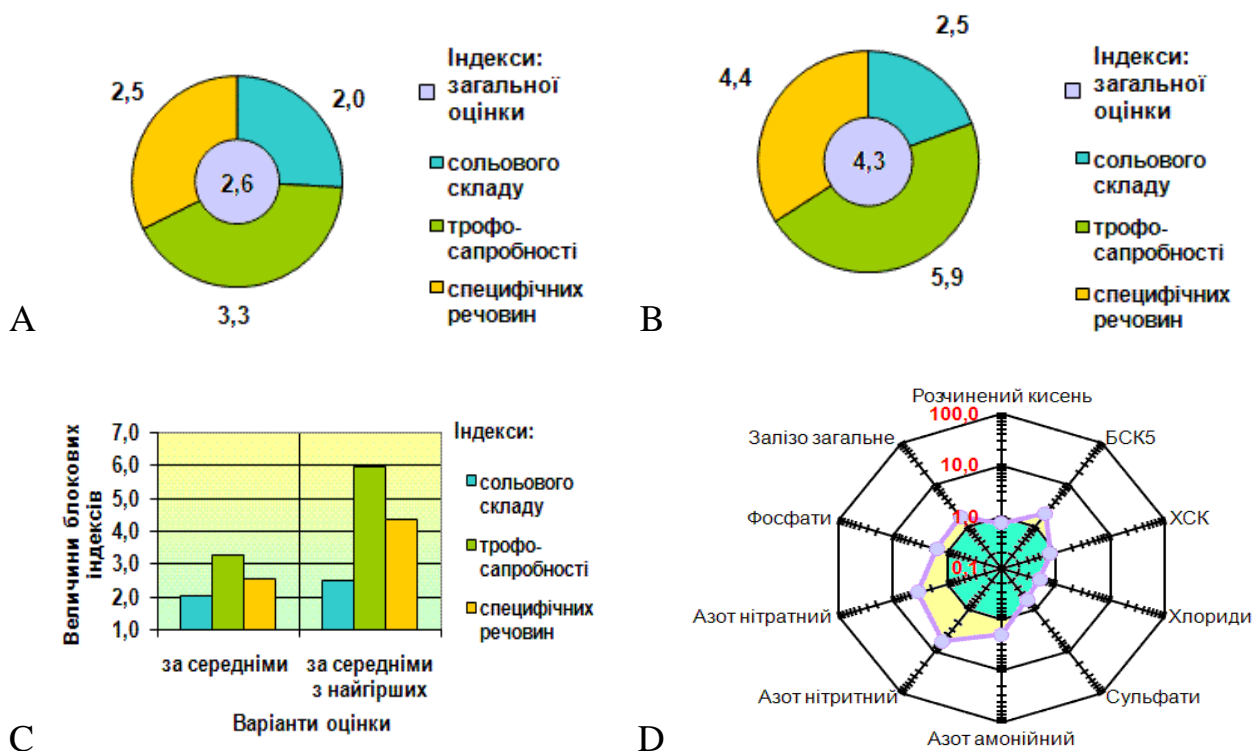


**Рисунок 2.1 – Екологічна оцінка якості вод басейнів рік Західний Буг і Сян:**  
 А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, D) перевищення граничної межі 3 категорії



**Рисунок 2.2 – Екологічна оцінка якості вод басейну Дунаю:**  
 А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, D) перевищення граничної межі 3 категорії





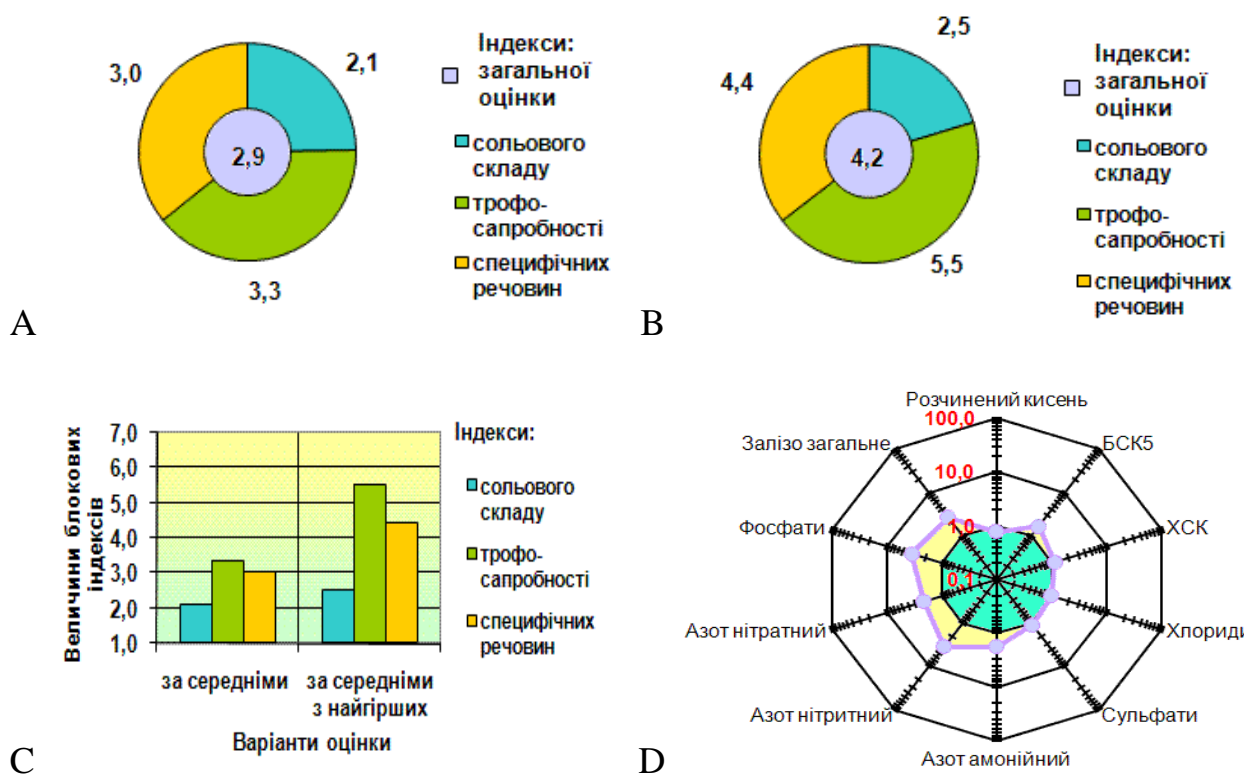
**Рисунок 2.3 – Екологічна оцінка якості вод басейну Дністра:**

А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, Д) перевищення граничної межі 3 категорії

За середніми рівнями показників (рис.2.3А) води басейну Дністра характеризуються як чисті – достатньо чисті (між 2 і 3 категоріями), а за середніми з найгірших (рис. 2.3В) як слабо забруднені з переходом у помірно забруднені (4 категорія з переходом у 5). Найнижчою якість води була за показниками трофо-сапробіологічного блоку (рис. 2.3С). Перевищення верхньої межі 3 категорії відзначено за БСК<sub>5</sub>, середнім вмістом заліза загального та сполук біогенних елементів (рис. 2.3Д).

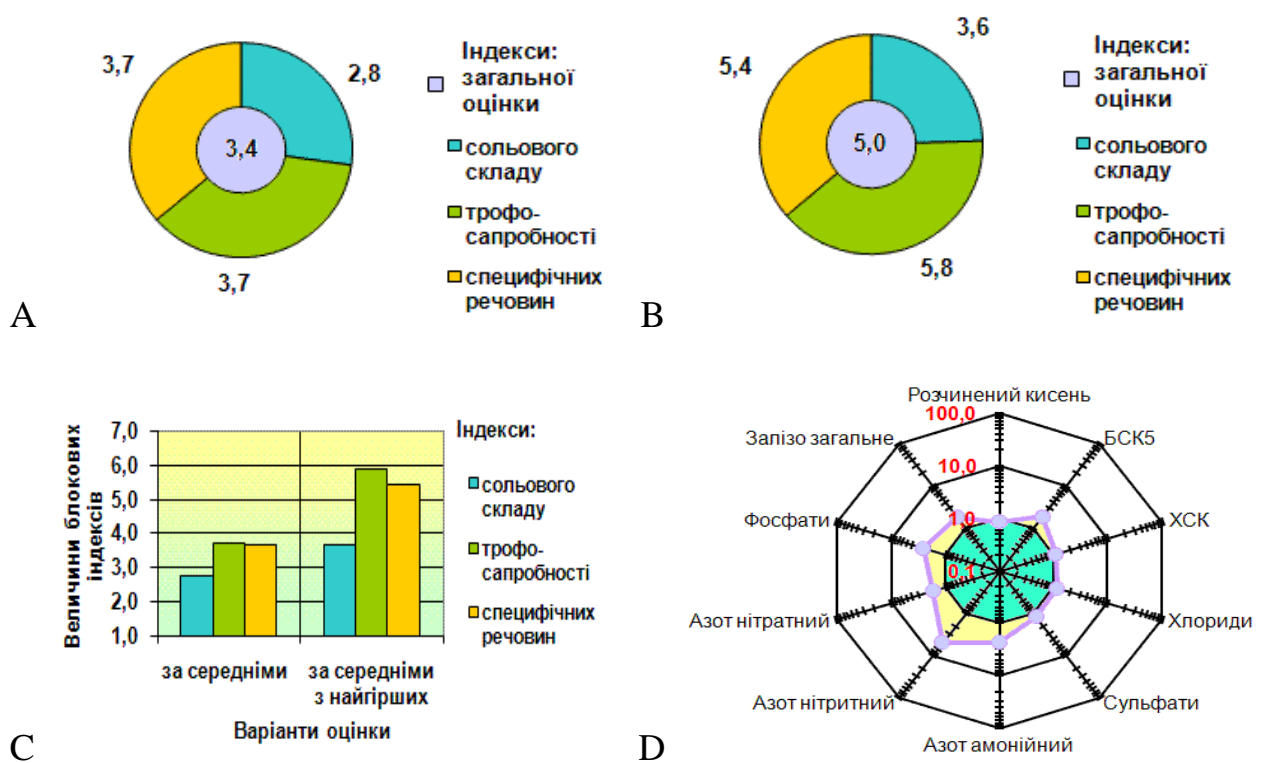
За середніми рівнями показників (рис. 2.4А) води басейну Дніпра характеризуються, як достатньо чисті (3 категорія), а за середніми з найгірших (рис. 2.4В) як слабо забруднені (4 категорія). Найгірша якість води була відзначена за показниками блоку трофо-сапробіологічного стану вод (рис. 2.4С). Перевищення верхньої межі 3 категорії спостерігалися за БСК<sub>5</sub>, вмістом заліза загального і сполук біогенних елементів (рис. 2.4Д).

Води басейну Південного Бугу за середніми рівнями показників (рис. 2.5А) можна віднести до достатньо чистих з переходом у слабо забруднені (3 категорія з переходом у 4), а за середніми з найгірших (рис. 2.5В) – до помірно забруднених (5 категорія). Найгіршою (рис. 2.5С) була якість води за показниками трофо-сапробіологічного блоку. Перевищення верхньої межі 3 категорії екологічної оцінки (рис. 2.5Д) відзначені за БСК<sub>5</sub>, вмістом заліза, та сполук біогенних елементів.



**Рисунок 2.4 – Екологічна оцінка якості вод басейну Дніпра:**

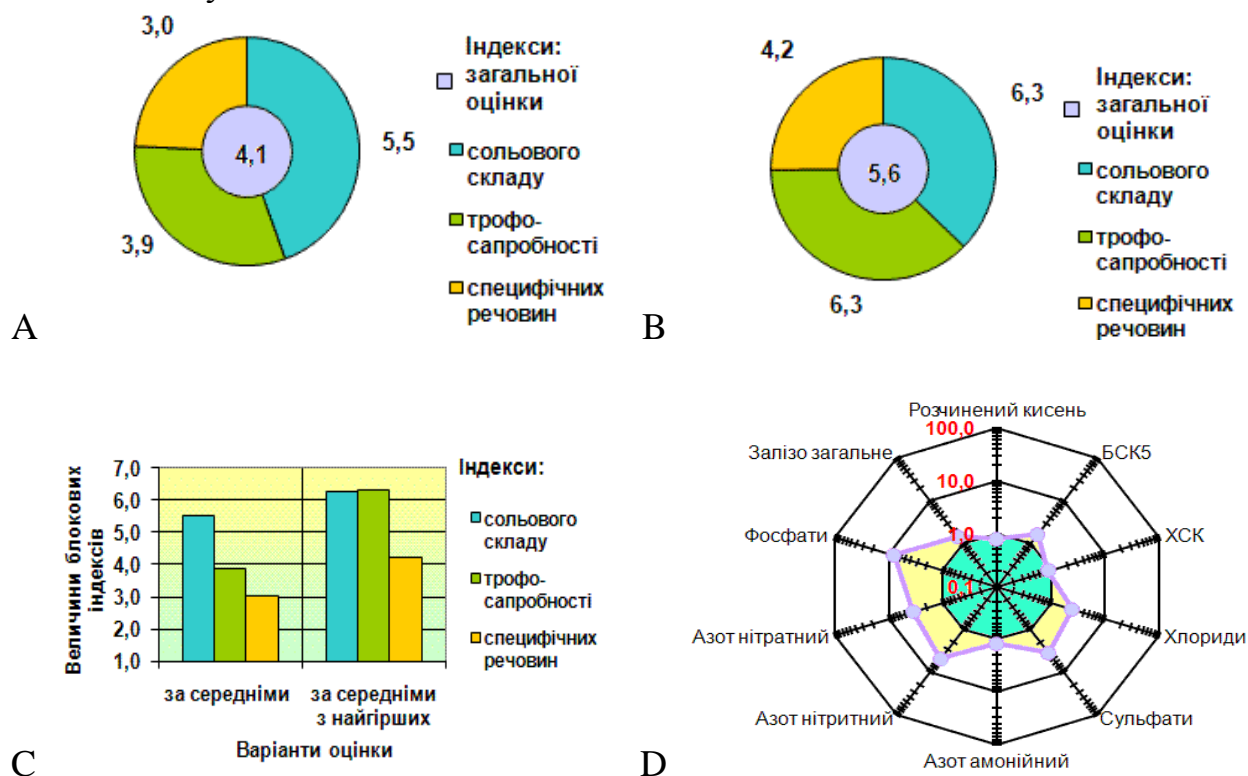
А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, D) перевищення граничної межі 3 категорії



**Рисунок 2.5 – Екологічна оцінка якості вод басейну Південного Бугу:**

А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, D) перевищення граничної межі 3 категорії

Якість вод басейну Сіверського Дінця за середніми рівнями показників (рис. 2.6А) відповідає 4 категорії (слабко забруднені води), а за середніми з найгірших (рис. 2.6В) – межі 5 і 6 категорій (помірно забруднені – брудні води). За середніми рівнями показників найгірша якість води відзначена по блоку показників сольового складу (рис. 2.6С). Істотні перевищення верхньої межі 3 категорії відзначені за середнім вмістом хлоридів, сульфатів, фосфатів, азоту нітритного й нітратного (рис. 2.6D); менш значні – за БСК<sub>5</sub> та вмістом заліза й азоту амонійного.

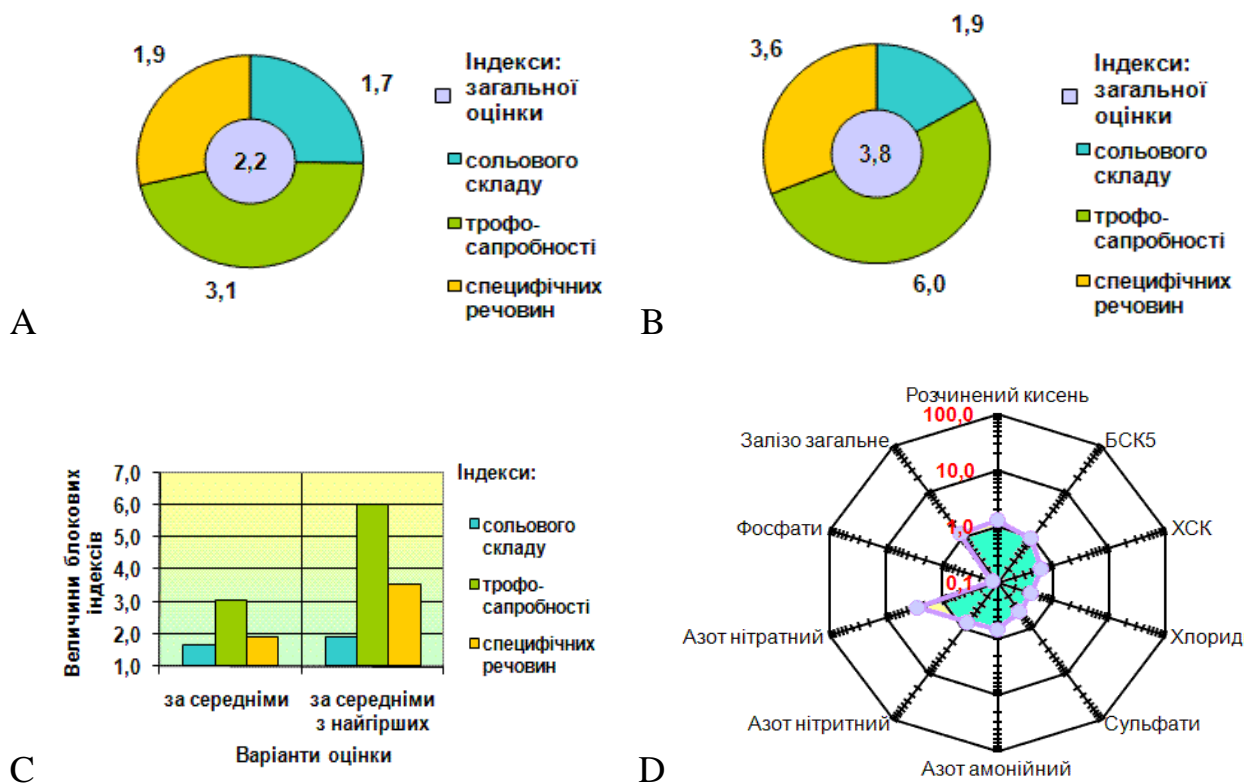


**Рисунок 2.6 – Екологічна оцінка якості вод басейну Сіверського Дінця:**

А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, D) перевищення граничної межі 3 категорії

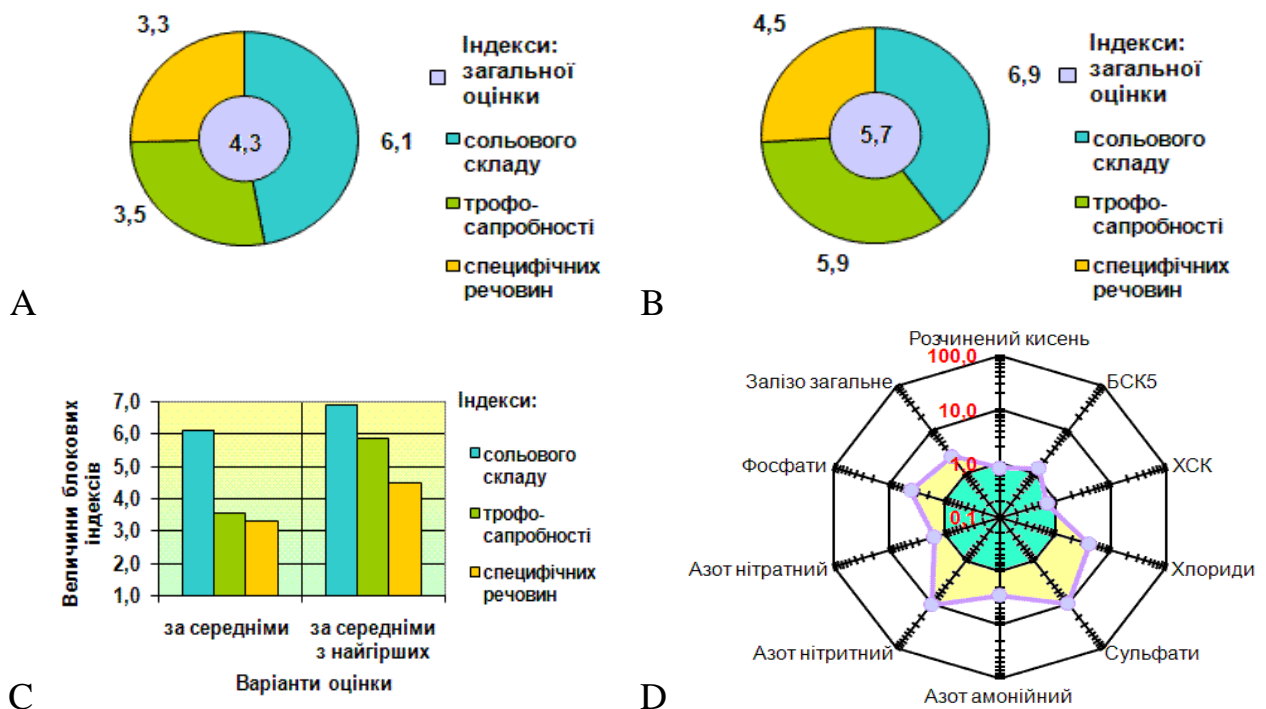
Кримські річки (рис. 2.7) за середніми рівнями показників характеризуються, як чисті (2 категорія), а за середніми з найгірших як слабко забруднені з переходом у достатньо чисті (4 категорія з переходом у 3). Найнижча якість води відзначається за трофо-сапробіологічним блоком. Перевищення верхньої межі 3 категорії відмічається за середнім вмістом азоту нітратного, заліза і кисню.

Річки Приазов'я (рис. 2.8) можна охарактеризувати за середніми рівнями показників, як слабко забруднені з переходом у помірно забруднені (4 категорія з переходом у 5), а за середніми з найгірших як брудні з переходом у помірно забруднені (6 категорія з переходом у 5). Найгірша якість води спостерігається за показниками сольового складу. Перевищення верхньої межі 3 категорії відзначається за середніми рівнями концентрацій хлоридів, сульфатів, заліза загального та сполук біогенних елементів.



**Рисунок 2.7 – Екологічна оцінка якості вод річок Криму:**

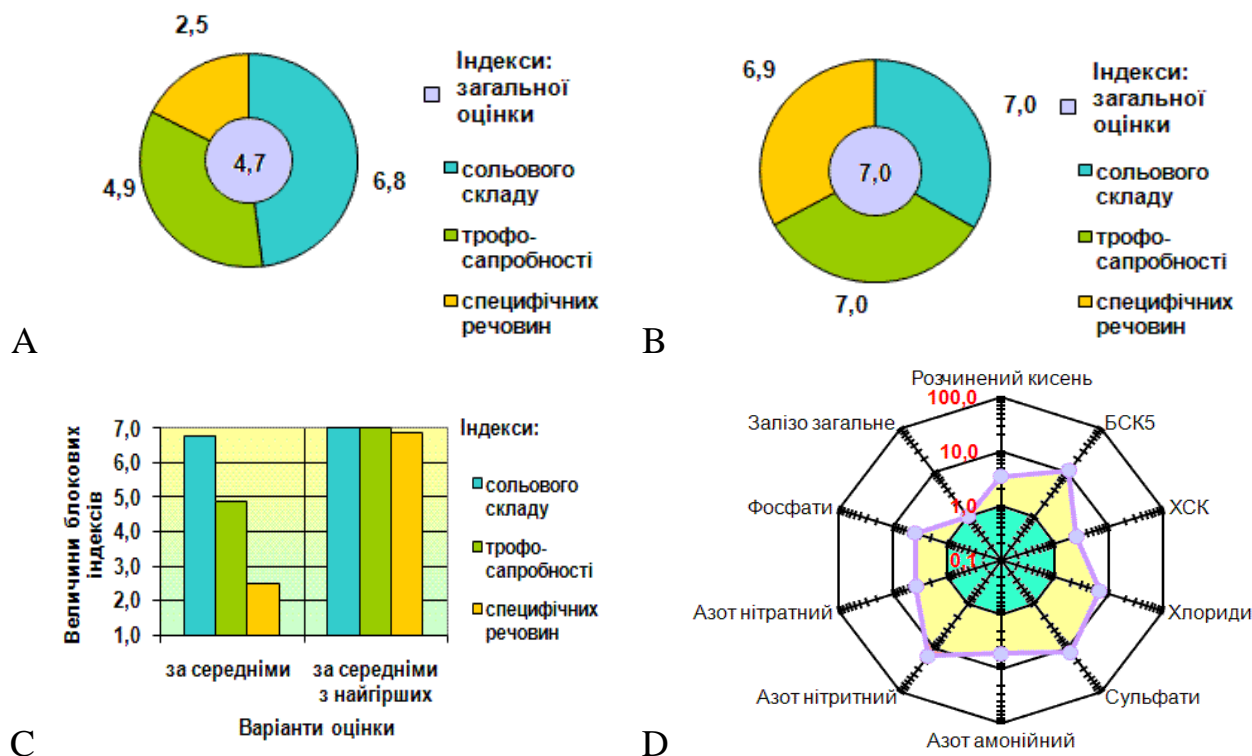
А) середні рівні, В) середні з найгірших, С) порівняння блокових індексів, Д) перевищення граничної межі 3 категорії



**Рисунок 2.8 – Екологічна оцінка якості вод річок Призов'я:**

А – середні рівні, В – середні з найгірших, С – порівняння блокових індексів, Д – перевищення граничної межі 3 категорії

Річки Причорномор'я (рис. 2.9) можна охарактеризувати за середніми рівнями показників, як помірно забруднені з переходом у слабо забруднені (5 категорія з переходом у 4), а за середніми з найгірших як дуже брудні (7 категорія). Найгірша якість води спостерігається за показниками сольового складу. Перевищення верхньої межі 3 категорії відзначалися за середніми рівнями концентрацій хлоридів, сульфатів, органічних речовин, кисню та сполук біогенних елементів.



**Рисунок 2.9 – Екологічна оцінка якості вод річок Причорномор'я:**

А – середні рівні, В – середні з найгірших, С – порівняння блокових індексів D – перевищення граничної межі 3 категорії

## 2.4 Визначення спрямованості розвитку процесів в річкових басейнах

Замулення, виснаження і забруднення річок – це прогресуючий процес в умовах господарської діяльності на водозбірній площі, тому що рельєф місцевості є носієм ерозійної енергії території, а активно проведені роботи в басейнах річок визначають інтенсивність розмиву ґрунтів із трансформацією їх у річкові долини.

Нераціональне використання водних об'єктів підприємствами промисловості і комунального господарства, інтенсивне сільськогосподарське використання земель у річкових басейнах, індустріалізація сільського господарства та інші антропогенні чинники є причиною таких руйнівних процесів як яругоутворення, площинна ерозія, заболочуваність і замуленість, що можуть привести до загибелі річок.

З метою оцінки інтенсивності деградаційних процесів автори [77] пропонують на осі координат відкласти показники яругоутворення  $O$  (відсоткове ві-

дношення площі земель з процесами яругоутворення до площі басейну річки  $O = S_o/S_{\text{бп}}$ , заболочуваності Б (відсоткове відношення площі земель, зайнятих болотами до площі басейну річки  $B = S_b/S_{\text{бп}}$ ), еродованості земель Е (відсоткове відношення площі земель, підданих площинній ерозії до площі басейну річки  $E = S_e/S_{\text{бп}}$ ), замуленості І (відсоткове відношення довжини замуленої річки до загальної довжини річки  $I = L_n/L_{\text{бп}}$ ). Показник інтенсивності деградаційних процесів, що відбуваються в басейні річки обчислюється за формулою [77]:

$$S_{\text{пр}} = \frac{1}{2} (O + B) \times (E + I) \quad (2.11)$$

З метою визначення оборотності деградаційних процесів необхідно досліджувати чинники, що на них впливають, і розділити їх на “негативні” фактори, що є причиною чи можуть прискорити процес деградації екосистем, і на “позитивні” фактори, які можуть стабілізувати екологічний стан річкових басейнів.

До антропогенних чинників, що є причиною деградаційних процесів водних екосистем відносяться, насамперед

- розораність (Р);
- урбанізованість (У);
- водозабір підприємствами промисловості, комунального і сільського господарства (ВЗ);
- стічні води підприємств промисловості, комунального і сільського господарства (СВ).

У районах інтенсивного землеробства використання орних земель без достатніх ґрунтоохоронних заходів приводить не тільки до зміни водного режиму річок, але й до посилення ерозійних процесів, стимулює яругоутворення, що є причиною повної деградації основних природних комплексів і впливає на структуру морфологічної системи, збільшує площу поверхні випаровування. Процес інтенсивної водної ерозії визначає підвищене надходження наносів у річки, порушуючи заплавно-руслові процеси. Для річок у районах інтенсивного землеробства характерно не тільки замулювання заплави, але і зменшення їхньої довжини в зв'язку з дефіцитом енергії водних потоків на переміщення наносів і замулювання місць виклинцювання ґрунтових вод [78].

Таким чином, розораність (Р) – є одним з основних “негативних” чинників, що впливають на стан екосистем басейнів річок і визначається відношенням площі розораних земель до площі басейну ріки [78]:

$$P = \frac{S_n}{S_{\text{бп}}} \quad (2.12)$$

Урбанізованість (У) являє собою відношення площі селітебної території до площі басейну річки (див. формулу 2.13) [78].

$$Y = \frac{S_{cm}}{S_{bp}}. \quad (2.13)$$

Урбанізація неминуче викликає підсилення експлуатації водних ресурсів, а поверхневий стік з урбанізованих територій значно погіршує якісний стан водних об'єктів. На формування якісного складу поверхневого стоку впливає багато факторів. Насамперед, це атмосферні опади, хімічний склад яких залежить від забруднення повітряного басейну, що в умовах великого промислового міста представляє серйозну проблему. Крім цього на формування поверхневого стоку з урбанізованих територій впливають як умови водозбору (ступінь благоустрою і санітарний стан території, щільність забудови і її функціональне призначення, інтенсивність руху транспорту тощо), так і гідрометеорологічні умови (інтенсивність і кількість опадів, інтенсивність процесу сніготанення, період сухої погоди й ін.) [79]. Таким чином, урбанізація (Y) також значно впливає на стан водних екосистем.

Водозбір підприємств промисловості, комунального і сільського господарства впливає на виснаження водних ресурсів річок. Показник впливу водозбору на зменшення стоку річок (B3) розраховується як відношення витрат водозбору підприємствами – водокористувачами до витрати річки 95% забезпеченості [78]:

$$B3 = \frac{W_z}{W_{95\%}} \quad (2.14)$$

Водовідведення промислових підприємств, а також об'єктів комунального і сільського господарства відноситься до одному з найбільш значних “негативних” чинників впливу на гідрологічний і гідрохімічний режим водних об'єктів. Багато неорганічних і органічних речовин, які надходять у воду, гальмують процеси самоочищення, що збільшує ризик забруднення водою і порушення їхньої екологічної стійкості.

Показник впливу скидів стічних вод підприємств промисловості, комунального і сільського господарства на гідрологічний режим річок (CB) визначається відношенням витрат скиду води підприємствами – водокористувачами до витрати річки 95% забезпеченості [78]:

$$CB = \frac{W_{CB}}{W_{95\%}} \quad (2.15)$$

Для визначення ступеня негативного впливу антропогенних чинників на розвиток деградаційних процесів у екосистемах річок необхідно визначити наступні показники: розораність (P); урбанізованість (Y); показник впливу водозбору на зменшення стоку річок (B3); показник впливу скидів стічних

вод підприємств промисловості, комунального і сільського господарства на гідрологічних режим річок (СВ). Показник ступеня негативного впливу антропогенних факторів на розвиток деградаційних процесів у екосистемах річок обчислюється як площа чотирикутника [78]:

$$S_a^- = \frac{1}{2}(Y + P) \times (B3 + CB) \quad (2.16)$$

До “позитивних” чинників стабілізації і поліпшення стану екосистем річкових басейнів відносяться:

- лісистість (Л);
- залуженість (ЛГ);
- озерність (ПО);
- показник зміни стоку річки (ВІ).

Лісистість (Л) являє собою відношення площі басейну, покритих лісами ( $S_{л}$ ) до загальної площі басейну річки ( $S_{бр}$ ) (див. формулу 2.17) [78].

$$Л = \frac{S_{л}}{S_{бр}} \quad (2.17)$$

Лісові насадження впливають на якісний склад стоку, поглинаючи з розчину катіони й аніони, поліпшуючи бактеріологічні властивості води, очищаючи їх від зважених твердих часток і впливаючи на температурний режим водних об'єктів, а також забезпечує трансформацію поверхневого стоку в підземний і його рівномірність у часі. Зменшення лісистості водозбірної площі призводить до обміління і навіть загибелі річок.

Залуженість (ЛГ) являє собою відношення площі басейну, покриту лугами ( $S_{лг}$ ) до загальної площі басейну річки ( $S_{бр}$ ) [78]:

$$ЛГ = \frac{S_{лг}}{S_{бр}} \quad (2.18)$$

На процес замулення великий вплив чинить гідрологічний режим річки. Показник озерності (ПО) являє собою відношення площі водойм ( $S_{в}$ ) до загальної площі басейну річки ( $S_{бр}$ ) [78]:

$$ПО = \frac{S_{в}}{S_{бр}} \quad (2.19)$$

Озерність впливає на рівномірний розподіл стоку в ріці, отже, це позитивний чинник стабілізації екологічного стану річок.

Показник зміни гідрологічного стоку річки являє собою відношення ( $W_{сг}$ ) норми стоку до середньорічного об'єму стоку річки ( $W_{бр}$ ) [78]:



$$VI = \frac{W_{CF}}{W_P} \quad (2.20)$$

Показник впливу позитивних факторів на розвиток процесів в річкових басейнах розраховується за формулою 2.21 [74].

$$S_{ec}^{+} = \frac{1}{2} (Л + ЛГ) \times (ПО + VI) \quad (2.21)$$

Для кожної природної зони і підзони існують значення лісистості, розораності й інших показників, при яких компоненти природного середовища знаходяться в близьких до оптимальних відношеннях. Відхилення фактичних показників формування гідрологічного і гідрохімічного режимів річок від природних (антропогенно-непорушених) дозволяє визначити імовірність (ризик) порушення екологічної стійкості басейнів річок і може бути прийнята як міра екологічної небезпеки.

Коефіцієнт спрямованості процесів в річкових басейнах ( $K_n$ ) можна визначати відношенням величини негативного впливу антропогенних факторів на розвиток деградаційних процесів ( $S_a^-$ ) до величини позитивного впливу природних факторів ( $S_{ec}^+$ ) [78]:

$$K_n = \frac{S_a^-}{S_{ec}^+} \quad (2.22)$$

Показник розвитку процесів ( $\Pi_{np}$ ), що відбуваються в річкових басейнах під впливом природних і антропогенних факторів визначається за формулою [79]:

$$\Pi_{np} = K_n \times S_{пр} \quad (2.23)$$

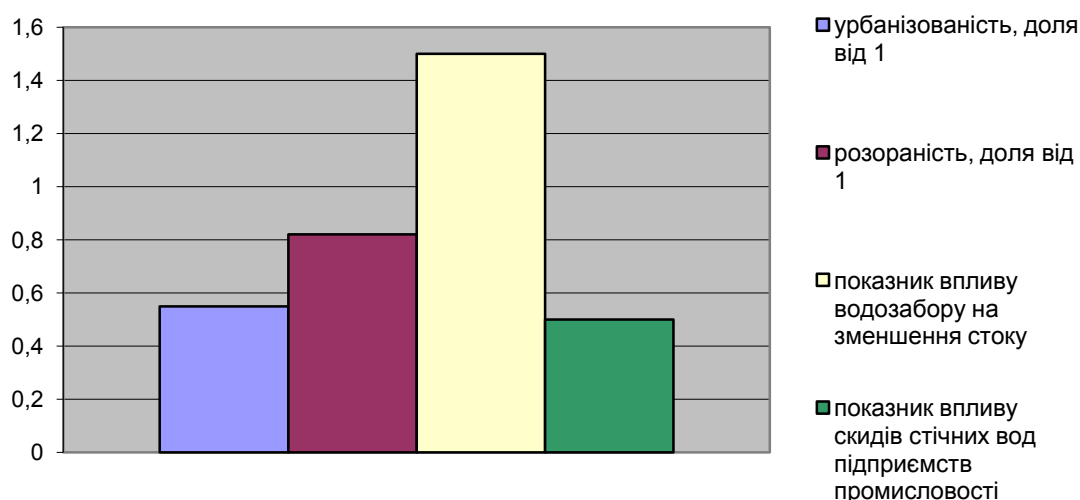
Визначення спрямованості процесів стану водних екосистем має велике значення для ідентифікації проблемних ситуацій і оцінки їхньої гостроти з метою прийняття рішень про першочерговість реалізації водоохоронних заходів у річкових басейнах.

Відновлення і формування оптимального режиму річок може бути досягнуте шляхом усунення причин їхньої деградації і здійснення комплексу спеціальних організаційних, агротехнічних, лісомеліоративних й інших відбудовних водоохоронних заходів на основі аналізу раціональності господарського використання їх водних ресурсів і земель водозбірної площі.

Відповідно до формули (2.22) коефіцієнт спрямованості процесів в річкових басейнах ( $K_n$ ) визначається відношенням величини негативного впливу антропогенних чинників на розвиток деградаційних процесів у водних екосистемах ( $S_a$ ) до величини позитивного впливу природно-сформованих факторів ( $S_{ec}$ ).

Якщо  $S_a > S_{ec}$ , то  $K_n > 1$ , отже, антропогенні фактори впливають на розвиток деградаційних процесів у річкових басейнах, що вимагає визначення комплексу природоохоронних заходів на основі аналізу значимості впливаючих чинників, і оцінки негативних наслідків.

При аналізі раціональності господарського використання водних ресурсів і водозбірної площі річкових басейнів рангують величини розораності (Р), урбанізованості (У), показники впливу водозабору (ВЗ) і скидання стічних вод підприємств промисловості, сільського і комунального господарства (СВ) на стан річок (рис. 2.10). Показник, що має найбільшу величину вивчається найбільш детально при визначенні комплексу природоохоронних заходів.



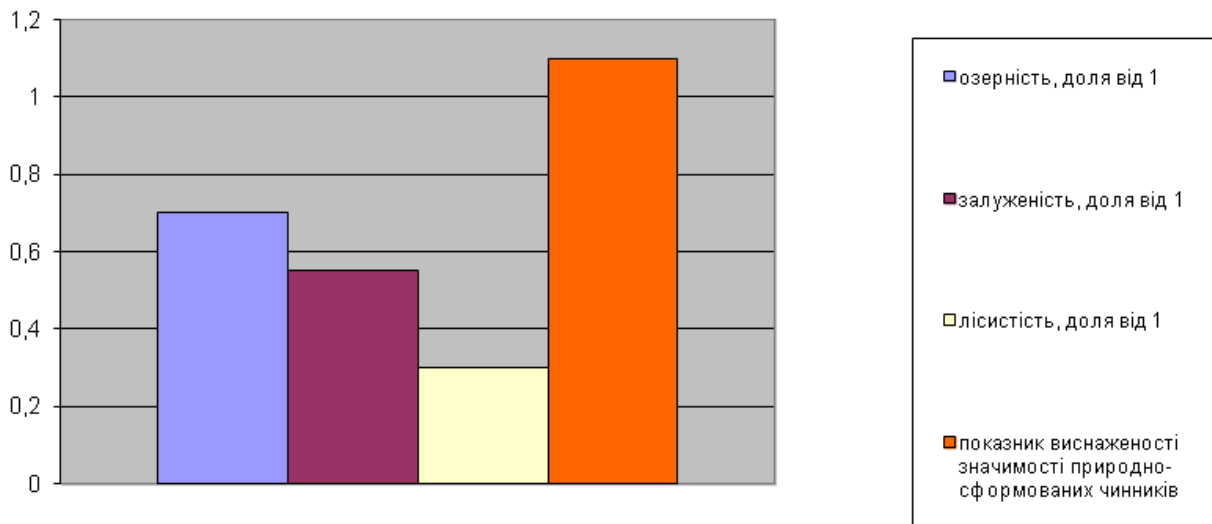
**Рисунок 2.10 – Рангування антропогенних чинників за величиною впливу на розвиток деградаційних процесів у річкових басейнах**

З метою визначення причин розвитку деградаційних процесів і визначення заходів щодо їхньої стабілізації і збільшення стійкості водних екосистем до антропогенного навантаження рангують показники озерності (ПО), залуженості (ЛГ), лісистості (Л) і показник змінювання стоку річки (ВІ) (рис. 2.11). Показникам з найменшою величиною присвоюється перший ранг і вони ідентифікують проблеми, на які необхідно звернути першочергову увагу при виборі заходів щодо захисту річок від забруднення і виснаження [79, 80].

Для стабілізації процесів формування гідрологічного і гідрохімічного режимів річки необхідне дотримання умови:

$$(У + Р) \times (ВЗ + СВ) < (Л + ЛГ) \times (ПО + ВІ) \quad (2.24)$$

Відродження річок може бути досягнуте шляхом усунення причин їхньої деградації і здійснення комплексу спеціальних організаційних, агротехнічних, лісомеліоративних і інших відбудовних водоохоронних заходів на основі аналізу раціональності господарського використання водних ресурсів і земель водозбірної площі



**Рисунок 2.11 – Рангування природно-сформованих факторів за величиною впливу на розвиток стабілізаційних процесів у річкових басейнах**

Погіршення якості середовища впливає не тільки на здоров'я і демографічний склад населення, але й на побутові та соціально-економічні умови життя людей, погіршуючи соціальну інфраструктуру і справляючи негативний вплив на розвиток економіки області.

Накопичений досвід природоохоронної діяльності, у тому числі і світовий, обумовив перехід від галузевого і покомпонентного підходу в керуванні якістю навколишнього природного середовища до комплексного, проблемного підходу. Регіональна стратегія природокористування розробляється на основі комплексного аналізу ситуації, що дозволяє ідентифікувати основні екологічні проблеми на сучасному рівні й у перспективі, розробити й оцінити можливі альтернативні проекти їхнього рішення, визначити інструментарій з керування якістю навколишнього природного середовища.

Експлуатація земель у річкових басейнах здійснюється без урахування екологічних закономірностей, які визначають функціонування річкових систем, приводить до замулення річок, скороченню стоку й інших негативних явищ. Тому однією з найважливіших і актуальних задач сучасної науки стає комплексне вивчення закономірностей функціонування екологічних систем басейнів річок в умовах їх інтенсивного використання.

З метою прийняття науково обґрунтованих рішень про першочерговість реалізації водоохоронних заходів у річкових басейнах необхідно визначити спрямованість розвитку процесів стану водних екосистем та проаналізувати раціональність господарського використання їх басейнів.

## 2.5 Методика оцінки екологічного стану поверхневих вод за відповідними категоріями

Важливим завданням екологічного нормування, як зазначалося, зокрема, у роботі [81], є забезпечення стійкості водних екосистем. Отже, екологічні нормативи мають враховувати не тільки вимоги використання природних ресурсів (для чого вже є відповідна нормативна база), а й “вимоги” природного середовища, як такого, які значною мірою залежать від регіональних особливостей, у тому числі й гідрохімічних. Виходячи з цього, на додаток до методики екологічної оцінки [82], що наведена у розділі 2.3, фахівцями УКРНДІ-ЕП підготовлено проект методики встановлення регіональних екологічних нормативів [83].

З моменту розроблення цієї «Методики» накопичений значний досвід її практичного застосування, досліджені нові показники, підвищились інформаційні можливості державної системи еколого-аналітичного контролю в Україні та відбулась низка принципів змін у водоохоронній практиці більшості країн ЄС [84,85]. З метою адаптації до цих змін було надано пропозиції щодо подальшого вдосконалення методики екологічної оцінки. Зокрема, у 2012 році в УКРДНІЕП розроблено проект «Методики оцінки екологічного стану поверхневих вод за відповідними категоріями» [86].

Ця методика була удосконалена наступним чином [84,85]:

- запропонована нова структура побудови екологічної оцінки, що підвищує роль біологічних показників;
- розширений перелік біологічних показників (гідробіологічні показники водного середовища та донних відкладів);
- враховані окремі регіональні гідрохімічні особливості, шляхом вдосконалення класифікацій найбільш показових географічно детермінованих гідрохімічних показників (з точки зору екологічної оцінки й забезпеченими необхідним обсягом ретроспективної інформації), а саме загальна мінералізація, вміст хлоридів, сульфатів і заліза загального.

Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає біологічні, фізико-хімічні та хімічні показники.

До групи біологічних показників входять: гідробіологічні, біохімічні, бактеріологічні та токсикологічні характеристики.

Група фізико-хімічних та хімічних показників включає загальні показники хімічного складу та властивостей поверхневих вод, які характеризують звичайні, властиві водним екосистемам інгредієнти, концентрація яких може змінюватись під впливом антропогенних чинників, а також показники забруднюючих речовин токсичної та радіаційної дії, що найбільш поширені у поверхневих водах України і впливають на функціонування біоценозів.

Крім того, екологічний стан поверхневих вод оцінюється за допомогою показників порушення гідроморфологічних параметрів водних об'єктів.

Система екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України включає дві супідрядні класифікації, а саме: класифікацію за бі-

ологічними показниками та класифікацію за фізико-хімічними і хімічними показниками (рис. 2.12).

**Перша класифікація** (табл. 2.3) включає:

- блок оцінки якості вод за структурними характеристиками біотичних угруповань та біоіндикаційними індексами;
- блок оцінки якості вод за біохімічними критеріями;
- блок оцінки якості вод за бактеріологічними критеріями;
- блок оцінки якості вод за даними біотестування води та донних відкладів.

**Друга класифікація** має три складові:

- блок оцінки якості вод за критеріями сольового складу (табл. 2.4 - 2.6);
- блок оцінки якості вод за хімічними трофо-сапробіологічними критеріями (табл.2.7);
- блок оцінки якості вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії (табл.2.8).

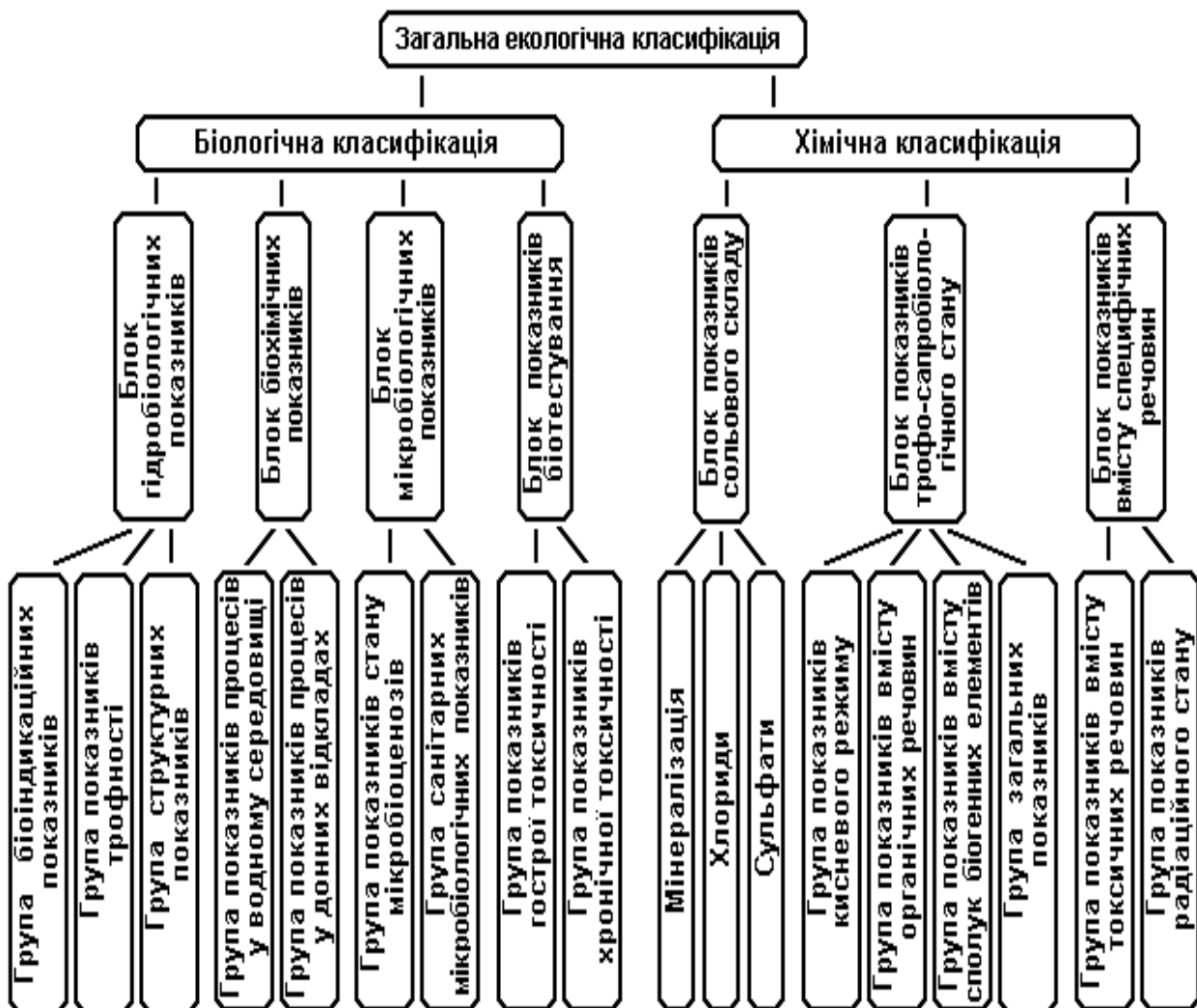


Рисунок 2.12 – Структура екологічної класифікації поверхневих вод

Таблиця 2.3 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод за біологічними показниками

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Гідробіологічні показники							
Структурні показники біологічних угруповань (чисельність, біомаса, число видів, структурні індекси та ін.), відхилення від фонових (еталонних) значень, %	-10 –	-11 – -25	-26 – -35	-36 – -50	-51 – -60	-61 – -75	<-75
	+10	+11 – +25	+26 – +50	+51 – +80	+81 – +90	>+90	-
Біомаса фітопланктону, мг/дм <sup>3</sup>	<0,5	0,5–1,0	1,1–2,0	2,1–5,0	5,1–10,0	10,1–50,0	>50,0
Хлорофіл а, мкг/дм <sup>3</sup>	<2	2–4	5–10	11–30	31–50	51–150	>150
Первинна продукція, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> за добу	<0,2	0,2–0,3	0,4–1,0	1,1–3,0	3,1–7,5	7,6–10,0	>10,0
Біотичний індекс ТВІ, бал	10	9–8	7–6	5–4	3	2	1
Бельгійський біотичний індекс ВВІ, бал	10	9–8	7–6	5–4	3	2	1
Трофічний діатомовий індекс ТДІ, бал	1,0–1,4	1,5–1,8	1,9–2,2	2,3–2,7	2,8–3,1	3,2–3,5	3,6–4,0
Біотичні індекси, % від фонових (еталонних) значень*	>90	90–80	79–60	59–40	39–30	29–20	<20
Індекс сапробності за Пантле–Букком	<1,0	1,0–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	2,6–3,0	3,1–3,5	>3,5
Індекс сапробності за Гуднайтом–Уїтлеєм	1–20	21–45	46–60	61–70	71–80	81–90	91–100
Біохімічні показники							
Індекс самоочищення – самозабруднення (A/R)	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	<0,5
		1,1	1,2	1,3–1,5	1,6–2,0	2,1–2,5	>2,5
Відношення потенційної самоочисної здатності вод (тестова речовина – глюкоза) до БСК <sub>1</sub> (Z <sub>гл</sub> /БСК <sub>1</sub> )	0,91 – 1,25	0,90 – 0,81	0,80 – 0,75	0,74 – 0,65	0,64 – 0,50	0,49 – 0,10	<0,10
		1,26 – 2,00	2,01 – 2,50	2,51 – 3,30	3,31 – 5,00	5,01 – 7,50	>7,50
Показники біохімічних процесів (потенційна здатність вод до самоочищення, активність позаклітинних оксидоредуктаз у донних відкладах та ін.), відхилення від фонових (еталонних) значень, %	-10 – +10	-11 – -20	-21 – -30	-31 – -50	-51 – -60	-61 – -75	<-75
		+11 – +25	+25 – +50	+51 – +100	+101 – +200	>+200	-

Продовження таблиці 2.3

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Біотестові показники							
Смертність <i>Daphnia magna</i> Str., <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lill. та інших тест-об'єктів протягом 48 та 24 годин біотестування, %	0	≤10% за 48 год.		≤50% за 48 год.		≥50% за 48 год.	≥50% за 24 год.
Смертність <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lill. протягом 48 годин біотестування, в одиницях гострої летальної токсичності**	0	0	0	0	0	1	>1
Зменшення величин біохімічного споживання кисню бактеріями протягом однієї доби (БСК <sub>1</sub> ) за методом Кньоппа, %	0	0	<10,0	10,0 – 30,0	31,0 – 50,0	51,0 – 70,0	>70,0
Вживання або плодючість <i>Ceriodaphnia</i> протягом 7-10 діб біотестування, в одиницях хронічної токсичності***	<1	1	1	2	4	8	>8

\* Низка біотичних індексів, які рекомендовано використовувати в країнах ЄС (наприклад, BMWP – британський індекс біологічного моніторингу, EBI – розширений біотичний індекс, ASPT – індекс середнього значення за таксоном, EFI – іхтіологічний індекс, DMI – макрофітний індекс, BC – біотичний коефіцієнт).

\*\* Одиниця гострої летальної токсичності – кратність розбавлення води, за якої гине 50% і більше особин тест-об'єктів (КНД 211.1.4.055-97).

\*\*\* Одиниця хронічної токсичності – найбільше значення мінімальної кратності розбавлення води, в якій хронічна токсичність не виявляється (КНД 211.1.4.056-97).

Таблиця 2.4 – Класифікація якості поверхневих вод за мінералізацією та електропровідністю\*

Гідрохімічна область	Клас якості вод	I	II		III		IV	V
	Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
1 Північне Полісся та Закарпаття	Сума іонів, мг/дм <sup>3</sup>	<100	100-150	151-200	201-300	301-400	401-1000	>1000
	Питома електропровідність, $\mu\text{S}$	<100	100-170	171-225	226-350	351-450	451-1200	>1200
2 Південне й східне Полісся, гірський Крим, Дніпро, Дністер, Південний Буг, Дунай	Сума іонів, мг/дм <sup>3</sup>	<200	200-350	351-500	501-750	751-1000	1001-1500	>1500
	Питома електропровідність, $\mu\text{S}$	<225	225-375	376-550	551-800	801-1200	1201-1700	>1700
3 Північний і західний Лісостеп	Сума іонів, мг/дм <sup>3</sup>	<500	500-750	751-1000	1001-1250	1251-1500	1501-2000	>2000
	Питома електропровідність, $\mu\text{S}$	<550	550-800	801-1200	1201-1500	1501-1750	1751-2250	>2250
4 Східний Лісостеп і Степ	Сума іонів, мг/дм <sup>3</sup>	<1000	1000-1500	1501-2000	2001-3000	3001-4000	4001-5000	>5000
	Питома електропровідність, $\mu\text{S}$	<1200	1200-1750	1751-2250	2251-3500	3501-4500	4501-5500	>5500



Таблиця 2.5 – Класифікація якості поверхневих вод за вмістом сульфатів\*

Гідрохімічна область	Клас якості вод	I	II		III		IV	V
	Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
1 Правобережне Полісся		<5	5-7	8-10	11-20	21-30	31-100	>100
2 Західний Лісостеп, східне Полісся, Карпати, гірський Крим, Дніпро, Дунай		<10	10-30	31-60	61-120	121-180	181-500	>500
3 Південний захід Степу й північний схід Лісостепу		<60	60-100	101-200	201-300	301-500	501-1000	>1000
4 Північний схід Степу, Приазов'я та Причорномор'я		<200	201-500	501-1000	1001-1250	1251-1500	1501-2000	>2000

Таблиця 2.6 – Класифікація якості поверхневих вод за вмістом хлоридів\*

Гідрохімічна область	Клас якості вод	I	II		III		IV	V
	Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
1 Полісся й Закарпаття		<5	5-7	8-10	11-20	21-30	31-100	>100
2 Лісостеп, північний захід Степу, гірський Крим, Дніпро, Дунай		<10	10-25	26-50	51-100	101-150	151-300	>300
3 Східний Степ, крім центру		<50	50-100	101-250	251-500	501-600	601-700	>700
4 Приазов'я, Причорномор'я та центр східного Степу		<250	250-400	401-600	601-1000	1001-1500	1501-2000	>2000

\* Картоосхеми гідрохімічних областей – див. рис. 2.13-2.16



Таблиця 2.7 – Класифікація якості поверхневих вод за хімічними трофо-сапробіологічними критеріями

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Показники							
Кисневий режим							
Розчинений кисень, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	>8,0	7,6 – 8,0	7,1 – 7,5	6,1 – 7,0	5,1 – 6,0	4,0 – 5,0	<4,0
% насичення	96 – 105	91 – 96	81 – 90	71 – 80	61 – 70	40 – 60	<40
		106 – 110	111 – 120	121 – 130	131 – 140	141 – 150	>150
% насичення у гіполімніоні (для водойм)	>70	70 – 60	59 – 50	49 – 40	39 – 30	29 – 10	<0,10
Гідрофізичні й загальні гідрохімічні							
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	<5	5 – 10	11 – 20	21 – 30	31 – 50	51 – 100	>100
Прозорість, м	>1,50	1,00 – 1,50	0,65 – 0,95	0,50 – 0,60	0,35 – 0,45	0,20 – 0,30	<0,20
рН	6,9 – 7,5	6,7 – 6,8	6,5 – 6,6	6,3 – 6,4	6,1 – 6,2	5,9 – 6,0	<5,9
		7,6 – 7,9	8,0 – 8,1	8,2 – 8,3	8,4 – 8,5	8,6 – 8,7	>8,7
Вміст азоту							
Азот амонійний, мгN/дм <sup>3</sup>	<0,10	0,10 – 0,20	0,21 – 0,30	0,31 – 0,50	0,51 – 1,00	1,01 – 2,50	>2,50
Азот нітритний, мгN/дм <sup>3</sup>	<0,002	0,002 – 0,005	0,006 – 0,010	0,011 – 0,020	0,021 – 0,050	0,051 – 0,100	>0,100
Азот нітратний, мгN/дм <sup>3</sup>	<0,20	0,20 – 0,30	0,31 – 0,50	0,51 – 0,70	0,71 – 1,00	1,01 – 2,50	>2,50
Загальний N, мгN/дм <sup>3</sup>	<1,0	1,1 – 1,5	1,6 – 2,0	2,1 – 4,0	4,1 – 6,0	6,1 – 10,0	>10,0
Вміст фосфору							
Фосфор фосфатів, мгP/дм <sup>3</sup>	<0,015	0,015 – 0,030	0,031 – 0,050	0,051 – 0,100	0,101 – 0,200	0,201 – 0,300	>0,300
Загальний P, мгP/дм <sup>3</sup>	<0,015	0,015–0,030	0,031–0,060	0,061–0,120	0,121–0,200	0,201–0,300	>0,300
Вміст органічних речовин							
Загальний C, мгC/дм <sup>3</sup>	<3,0	3,0 – 5,0	5,1 – 8,0	8,1 – 12,0	12,1 – 20,0	21,0 – 30,0	>30,0
Перманганатна окислюваність, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	<3,0	3,0 – 5,0	5,1 – 8,0	8,1 – 10,0	10,1 – 15,0	15,1 – 20,0	>20,0
Біхроматна окислюваність, мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	<9	9 – 15	16 – 25	26 – 30	31 – 40	41 – 60	>60
БСК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	<1,0	1,0 – 1,6	1,7 – 2,1	2,2 – 4,0	4,1 – 7,0	7,1 – 12,0	>12,0

Таблиця 2.8 – Класифікація якості поверхневих вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Показники							
Залізо загальне (основна шкала), мкг/дм <sup>3</sup> *	<50	50 – 70	76 – 100	101 – 500	501 – 1000	1001 – 2500	>2500
Залізо загальне (для північного Полісся, крім рік Горинь, Стир і Случ), мкг/дм <sup>3</sup> *	<200	200 – 600	601 – 1000	1001 – 1500	1501 – 2000	2001 – 4000	>4000
Ртуть, мкг/дм <sup>3</sup>	<0,02	0,02 – 0,05	0,06 – 0,20	0,21 – 0,50	0,51 – 1,00	1,01 – 2,50	>2,50
Кадмій, мкг/дм <sup>3</sup>	<0,1	0,1	0,2	0,3 – 0,5	0,6 – 1,5	1,6 – 5,0	>5,0
Мідь, мкг/дм <sup>3</sup>	<1	1	2	3 – 10	11 – 25	26 – 50	>50
Цинк, мкг/дм <sup>3</sup>	<10	10 – 15	16 – 20	21 – 50	51 – 100	101 – 200	>200
Свинець, мкг/дм <sup>3</sup>	<2	2 – 5	6 – 10	11 – 20	21 – 50	51 – 100	>100
Хром загальний, мкг/дм <sup>3</sup>	<2	2 – 3	4 – 5	6 – 10	11 – 25	26 – 50	>50
Нікель, мкг/дм <sup>3</sup>	<1	1 – 5	6 – 10	11 – 20	21 – 50	51 – 100	>100
Марганець, мкг/дм <sup>3</sup>	<10	10 – 25	26 – 50	51 – 100	101 – 500	501 – 1250	>1250
Миш'як, мкг/дм <sup>3</sup>	<1	1 – 3	4 – 5	6 – 15	16 – 25	26 – 35	>35
Фториди, мкг/дм <sup>3</sup>	<100	100 – 125	126 – 150	151 – 200	201 – 500	501 – 1000	>1000
Ціаніди, мкг/дм <sup>3</sup>	0	1 – 5	6 – 10	10 – 25	26 – 50	51 – 100	>100
Нафтопродукти, мкг/дм <sup>3</sup>	<10	10 – 25	26 – 50	51 – 100	101 – 200	201 – 300	>300
Феноли (леткі), мкг/дм <sup>3</sup>	0	<1	1	2	3 – 5	6 – 20	>20
СПАР, мкг/дм <sup>3</sup>	0	<10	10 – 20	21 – 50	51 – 100	101 – 250	>250
Коефіцієнт донної акумуляції, накопичення важких металів у донних відкладах (КДА), од. <sup>-1</sup>	<10	10 – 50	51 – 100	101 – 250	251 – 500	501 – 1000	>1000
Накопичення поллютантів у гідробіонтах, од. <sup>-1</sup>	<10	10 – 50	51 – 100	101 – 500	501 – 1000	1001 – 5000	>5000
Індекс забруднення донних відкладів (ІЗД)**	<0,5	0,5 – 1,0	1,1 – 1,3	1,4 – 1,6	1,7 – 1,8	1,9 – 2,0	>2
Кадмій у донних відкладах, мг/кг сухої ваги**	<0,2	0,2 – 0,3	0,4 – 0,7	0,8 – 1,3	1,4 – 2,0	2,1 – 5,0	>5,0
Свинець у донних відкладах, мг/кг сухої ваги**	<2,5	2,5 – 5	6 – 15	16 – 30	31 – 60	61 – 200	>200
Мідь у донних відкладах, мг/кг сухої ваги**	<10	10 – 15	16 – 25	26 – 50	51 – 75	76 – 100	>100

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Показники	1	2	3	4	5	6	7
Сумарна бета-активність, $10^{-12}$ Ки/дм <sup>3***</sup>	<4,4	4,4 – 5,5	5,6 – 7,5	7,6 – 10	11 – 150	151 – 270	>270
<sup>90</sup> Sr, $10^{-12}$ Ки/дм <sup>3***</sup>	<0,62	0,62 – 0,75	0,76 – 0,99	1,0 – 3,0	3,1 – 40	41 – 90	>90
<sup>137</sup> Cs, $10^{-12}$ Ки/дм <sup>3***</sup>	<0,12	0,12 – 0,25	0,26 – 0,50	0,51 – 5,0	5,1 – 150	160 – 1500	>1500

\* див.табл.2.8, рис. 2.16

\*\* попередні, до розробки національних стандартів.

\*\*\* 1 кюрі (Ки) =  $3,7 \cdot 10^{10}$  бекерелів.

Блок оцінки якості вод за критеріями сольового складу включає такі спеціалізовані підсистеми, розроблені з урахуванням гідрохімічного районування території України:

- оцінку якості прісних вод за величиною загальної мінералізації та електропровідності (табл.2.4 та рис. 2.13 )
- оцінку якості прісних вод за вмістом сульфатів (табл. 2.5 та рис. 2.14);
- оцінку якості прісних вод за вмістом хлоридів (табл.2.6 та рис. 2.15).

Блок оцінки якості поверхневих вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії (табл. 2.8 та рис. 2.16) включає дві спеціалізовані підсистеми:

- оцінку якості вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії у воді, донних відкладах та гідробіонтах, з окремою шкалою якості вод за вмістом заліза для північного Полісся;
- оцінку поверхневих вод за критеріями вмісту специфічних речовин радіаційної дії.

Екологічна класифікація якості вод за біологічними критеріями включає такі групи показників:

а) **гідробіологічні:**

- структурні показники окремих угруповань – чисельність, біомаса, число видів, індекс Шенона, структурні індекси та ін.,
- показники трофності – біомаса фітопланктону, концентрація хлорофілу “а”, первинна продукція;
- біоіндикаційні оцінки – індекси сапробності за системами Пантле–Букка і Гуднайта–Уітлея, біотичні індекси;

б) **біохімічні** – індекс A/R (самоочищення / самозабруднення), потенційна здатність вод до самоочищення, активність позаклітинних оксидоредуктаз у донних відкладах;

в) **бактеріологічні** – загальна чисельність бактеріопланктону, кількість сапрофітних бактерій та бактерій групи кишкових паличок (індекс БГКП).

д) **біотестові** – біотести на ракоподібних, біотест Кнеппа.

Блок оцінки якості поверхневих вод за хімічними трофосапробіологічними показниками (табл. 2.7) включає такі групи показників:

а) загальні показники – температура, завислі речовини, прозорість, концентрація іонів водню;

б) показники кисневого режиму – концентрація розчиненого кисню, насичення киснем, для водойм і водосховищ – також насичення киснем у гіполімніоні;

в) показники вмісту сполук азоту – амонійного, нітритного, нітратного й загального азоту, а також сполук фосфору – загального фосфору та фосфору фосфатів;

г) показники вмісту органічних речовин – органічний вуглець, перманганатна та біхроматна окислюваність, біохімічне споживання кисню.

Всі спеціалізовані системи оцінок екологічної класифікації якості поверхневих вод побудовані за однаковим принципом: поділяють води на п'ять класів та сім підпорядкованих їм категорій.

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та інші показники є елементарними ознаками якості вод. Інтегральні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості вод, є узагальнюючими ознаками якості вод. На основі елементарних і узагальнюючих ознак визначаються класи, категорії та індекси якості вод, зони сапробності та ступені трофності.

Визначені за цими ознаками класи і категорії якості вод характеризують природний стан, а також ступінь антропогенного забруднення поверхневих вод суші та естуаріїв України.

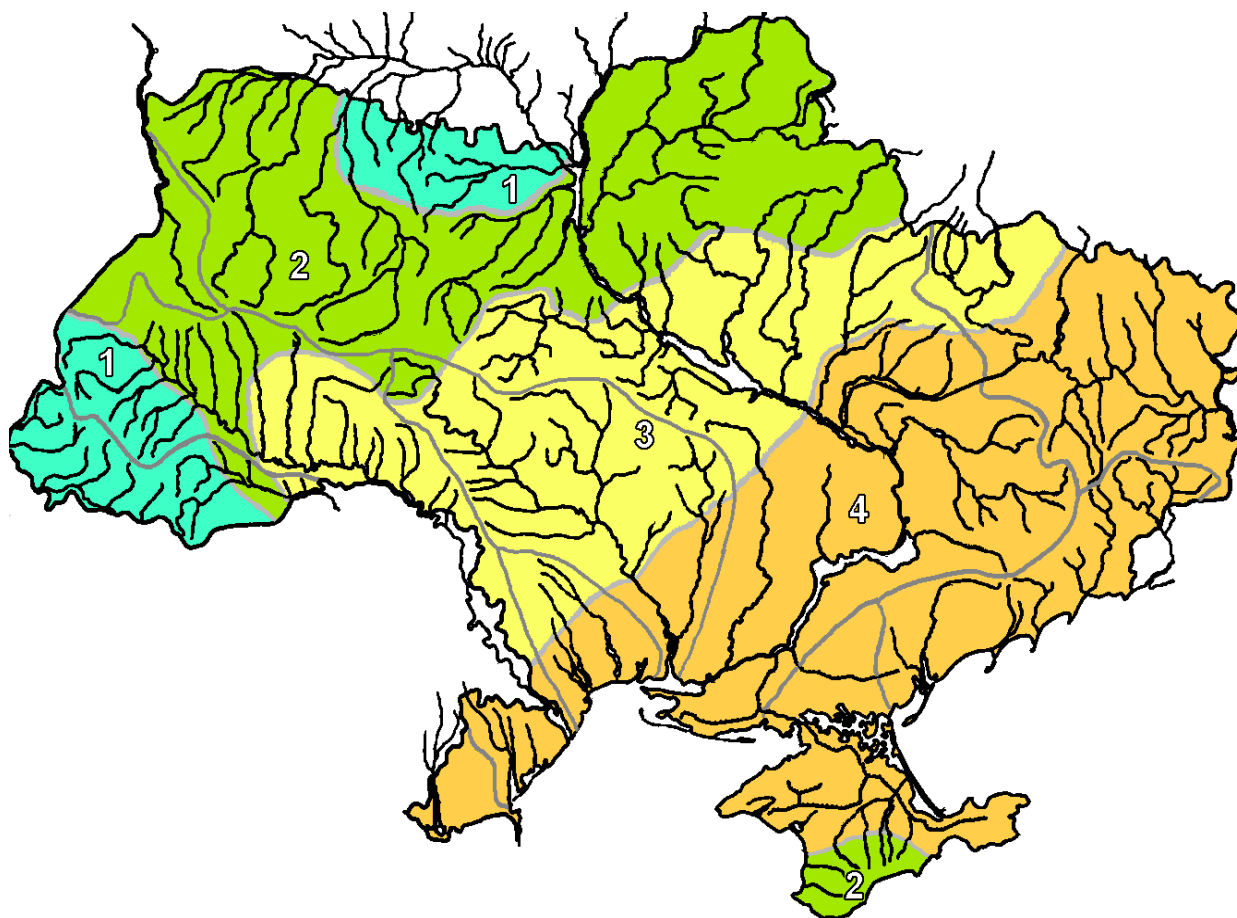


Рисунок 2.13 – Картосхема районування території України за мінералізацією води (позначення гідрохімічних областей (1 – 4) див. табл. 2.4)

Назви, надані класам і категоріям якості вод (табл.2.9) за їх екологічним станом, є такими:

- I клас з однією категорією (1) – відмінні;
- II клас – добрі, з двома категоріями: дуже добрі (2) і добрі (3);
- III клас – задовільні, з двома категоріями: задовільні (4) і посередні (5);
- IV клас з однією категорією (6) – погані;
- V клас з однією категорією (7) – дуже погані.

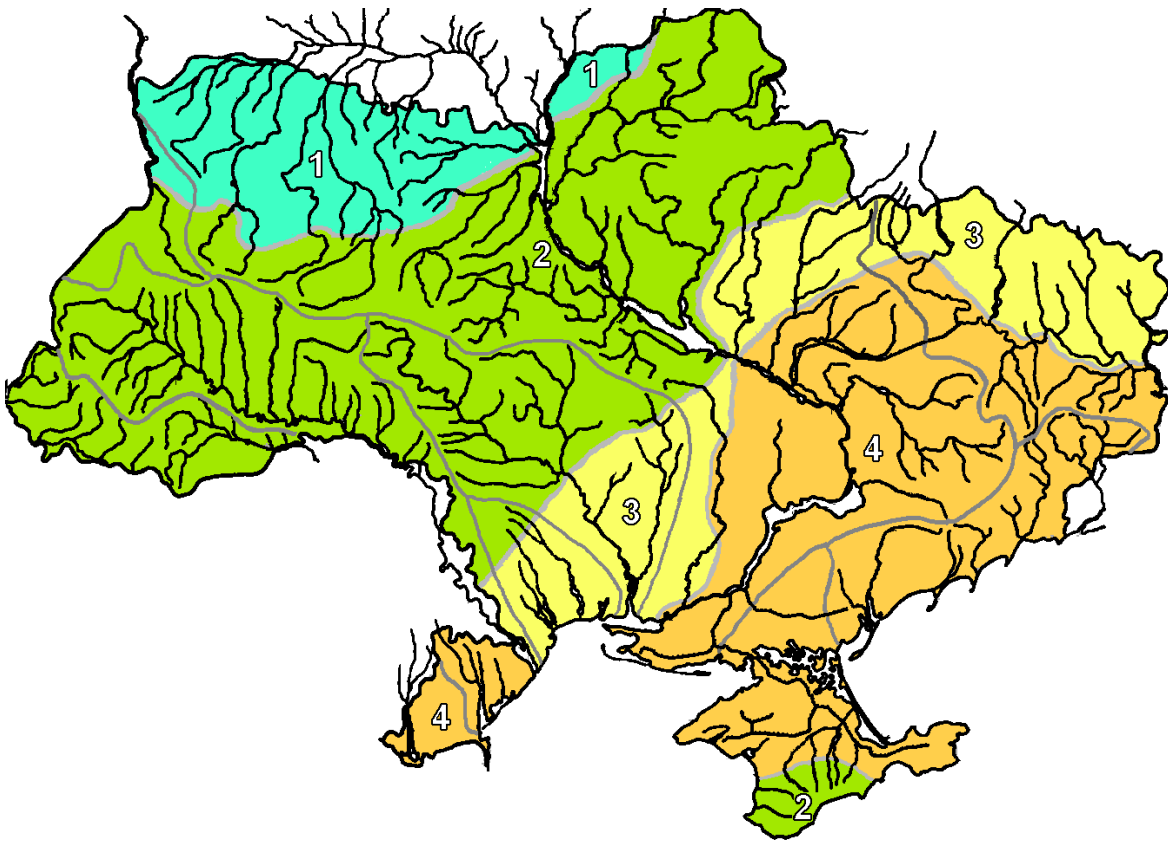


Рисунок 2.14 – Картохема районування території України за вмістом сульфатів у воді (позначення гідрохімічних областей (1 – 4) див. табл. 2.5)

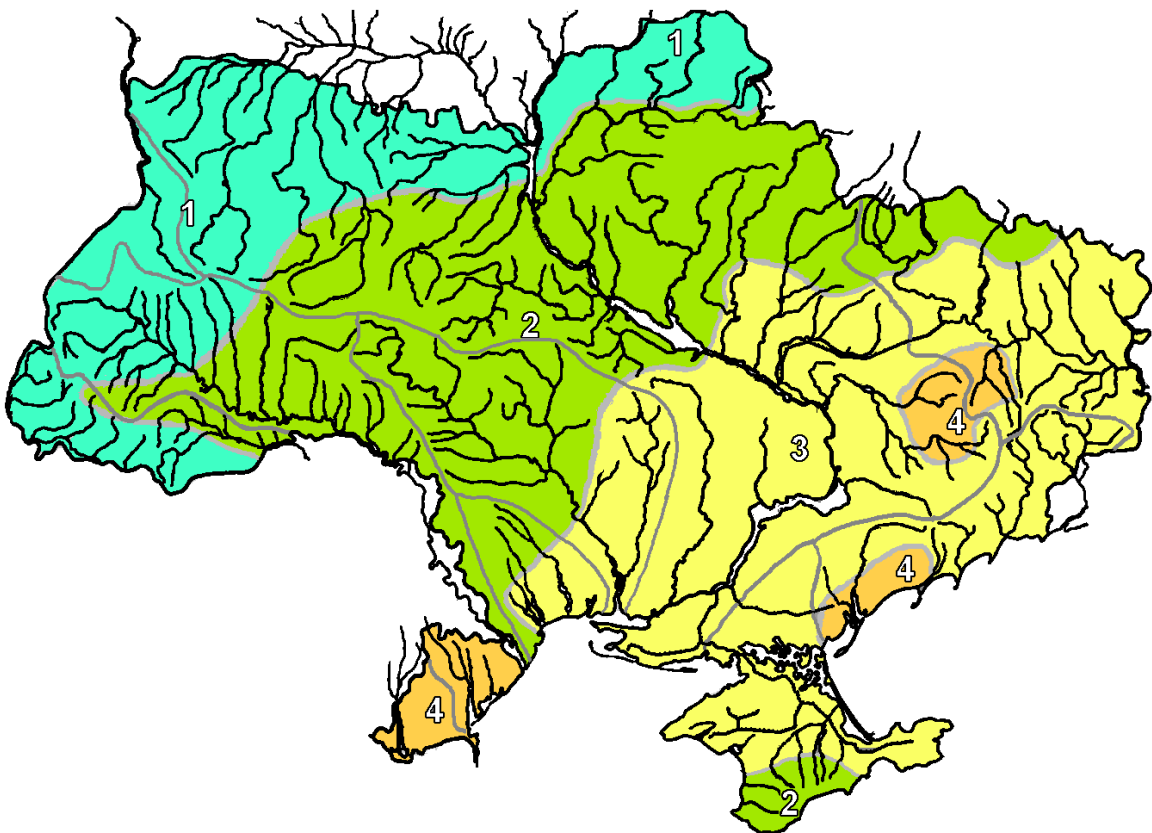
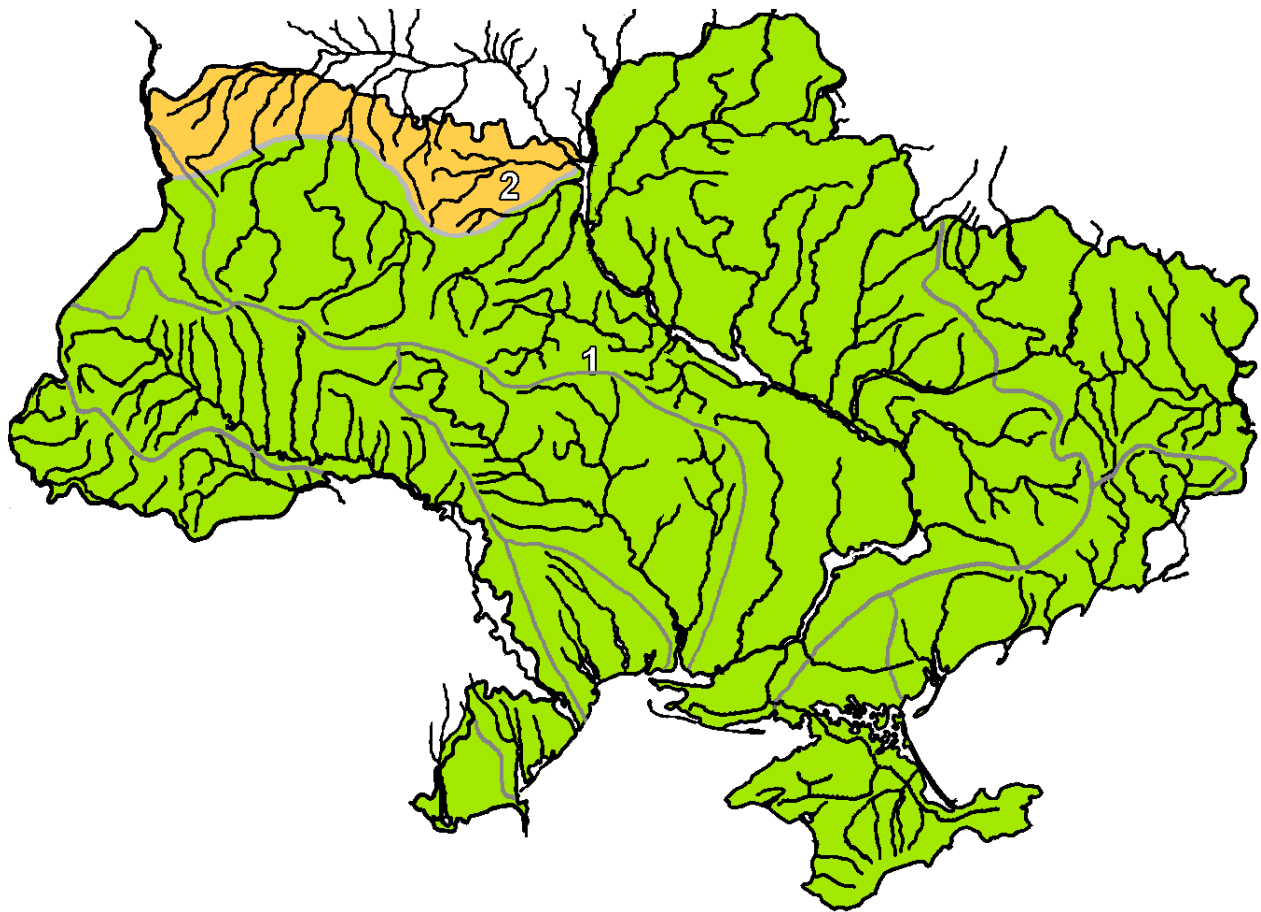


Рисунок 2.15 – Картохема районування території України за вмістом хлоридів у воді (позначення гідрохімічних областей (1 – 4) див. табл. 2.6)



**Рисунок 2.16 – Картосхема районування території України за вмістом заліза у воді (позначення гідрохімічних областей (1 і 2) див. табл. 2.8)**

Назви, надані класам і категоріям якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості), є такими:

I клас з однією категорією (1) – дуже чисті;

II клас – чисті, з двома категоріями: чисті (2) і досить чисті (3);

III клас – забруднені, з двома категоріями: слабо забруднені (4) і помірно забруднені (5);

IV клас з однією категорією (6) – брудні;

V клас з однією категорією (7) – дуже брудні.

Зазначені класи і категорії якості поверхневих вод, що визначені за комплексом запропонованих критеріїв, відповідають певній трофності та сапробності вод, а саме:

клас I, категорія 1 – оліготрофні, олігосапробні води;

клас II – мезотрофні води:

категорія 2 – мезотрофні,  $\alpha$ -олігосапробні;

категорія 3 – мезо-евтрофні,  $\beta'$ -мезосапробні води;

клас III – евтрофні води:

категорія 4 – евтрофні,  $\beta''$ -мезосапробні,

категорія 5 – ев-політрофні,  $\alpha'$ -мезосапробні води;

клас IV, категорія 6 – політрофні,  $\alpha''$ -мезосапробні води;

клас V, категорія 7 – гіпертрофні, полісапробні води.



Таблиця 2.9 – Оцінка якості поверхневих вод за екологічною класифікацією, класи та категорії

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

Для досягнення об'єктивності та достовірності оцінки екологічного стану водних об'єктів необхідно використовувати комплекс гідроморфологічних, біологічних, фізико-хімічних, хімічних та токсикологічних показників.

Оцінка екологічного стану поверхневих вод за біологічними показниками повинна базуватися перш за все на дослідженні фітопланктону, фітобентосу, зообентосу, макрофітів та іхтіофауни. Важливе значення мають також бактеріологічні характеристики та результати біотестування.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод за фізико-хімічними та хімічними характеристиками повинна обов'язково включати всі три блоки оцінок: за показниками сольового складу (табл. 2.4-2.6), за хімічними трофосапробіологічними показниками (табл. 2.7), за показниками вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії (табл. 2.8). Результати подаються у вигляді єдиної оцінки, котра ґрунтується на заключних висновках за трьома групами вказаних класифікацій.

Послідовність дій щодо виконання оцінки екологічного стану поверхневих вод передбачає:

- визначення екорегіону та типу водного об'єкта. Згідно з Водною Рамковою Директивою ЄС 2000/60/ЄС розрізняють такі типи вод: ріка, озеро, прибережні, перехідні води, істотно змінені або штучно створені водні об'єкти;

- оцінка специфіки поверхневих вод на основі систем типізації водних об'єктів відповідного типу;

- виділення основних типів біотопів у водному об'єкті;

- аналіз порушення гідроморфологічних характеристик, притаманних водному об'єкту чи його частині (згідно з Водною Рамковою Директивою ЄС 2000/60/ЄС та стандартом EN 14614:2004/OP);

- визначення еталонних умов та еталонного стану біотичних компонентів водного об'єкта (згідно з Водною Рамковою Директивою ЄС 2000/60/ЄС та іншими керівними документами ЄС у цій галузі);

- порівняння значень досліджених показників якості поверхневих вод з відповідними показниками в еталонних (референційних) умовах та значеннями, які наведені в екологічній класифікації (табл. 2.3-2.8).

Виконання екологічної оцінки може здійснюватися за скороченим та розширеним переліком показників. Скорочений перелік передбачає використання лише обов'язкового мінімуму інформації за показниками, що постійно визначаються на державній мережі моніторингу поверхневих вод України. Використання розширеного переліку показників доцільне за необхідності більш детальної оцінки якості вод, наприклад, при встановленні еталонних створів, проведенні фоновому моніторингу, аналізу наслідків надзвичайних ситуацій та ін.

Показники, що включені до розширеного переліку, є найбільш перспективними щодо вдосконалення програми режимних спостережень на водних об'єктах країни, особливо для оцінки стану транскордонних поверхневих вод.

Екологічна оцінка якості води певного водного об'єкта може бути орієнтовною і ґрунтовною. Орієнтовна екологічна оцінка є необхідною з розвідувальною (рекогносцирувальною) метою для формування попередніх, орієнтовних висновків і рішень. Ґрунтовна узагальнююча оцінка необхідна для переконливих, відповідальних висновків і рішень.

Орієнтовна екологічна оцінка виконується на основі разових вимірів окремих показників якості води, котрі найточніше характеризують екологічний стан водного об'єкта (чи його ділянки) і відповідну цьому станові якість води (мінералізація, вміст розчиненого кисню, БСК<sub>5</sub>, концентрація біогенних елементів, пріоритетних важких металів та органічних забруднюючих речовин тощо). Разові значення окремих показників якості води зіставляються з відповідними критеріями якості води, представленими в таблицях системи екологічної класифікації (табл. 2.3-2.8). На підставі такого зіставлення визначаються категорії і класи якості води за окремими показниками, відібраними для разового виміру. Об'єднання результатів разових вимірів за окремими показниками для узагальненої оцінки якості води не виконується.

Процедура виконання ґрунтової екологічної оцінки якості поверхневих вод складається з п'ятьох послідовних етапів:

- оброблення і групування вихідних даних;
- визначення класів і категорій якості вод за окремими показниками;
- узагальнення класів і категорій якості вод за окремими групами показників;
- узагальнення оцінок якості вод за показниками (вираженими у класах і категоріях) за окремими блоками з визначенням блокових значень класів і категорій якості вод;
- визначення об'єднаної екологічної оцінки якості вод (з визначенням класів і категорій) для певного водного об'єкта в цілому чи його окремих ділянок за певний період спостережень.

Етап оброблення і групування вихідних даних якості вод. Для забезпечення вірогідної оцінки екологічного стану поверхневих вод найбільш доцільно використовувати результати систематичного контролю за якістю води у водних об'єктах України, зібрані й статистично опрацьовані Держгідрометом, а також Мінприроди, МОЗ і Держводагентством України.

Для збору інформації, яка необхідна для оцінки екологічного стану поверхневих вод за гідроморфологічними показниками, доцільно використовувати «маршрутні» спостереження (експедиційні дослідження), ретроспективні дані, довідкові та картографічні матеріали, результати дистанційного зондування водозбірної території та ін.

Вихідні дані щодо якості вод за окремими її показниками групуються у просторі і часі в певному, чіткому порядку: окремо для різних пунктів спостережень або ж для декількох пунктів спостережень для певних ділянок водного об'єкта чи водного об'єкта в цілому за певний час (місяць, сезон, рік, кілька років тощо) – залежно від мети дослідження.

Вихідні дані щодо якості вод за окремими показниками групуються в межах відповідних блоків. Згруповані за блоками щодо кожного наявного показника якості вод, вихідні дані (вибірки) піддаються обробці: обчислюються середньоарифметичні значення та визначаються найгірші значення, які разом характеризують мінливість величин кожного з показників якості вод у реальних умовах виконання спостережень.

Серед вихідних даних можуть зустрічатися окремі значення, що за своїми екстремальними рівнями виходять за межі окресленого діапазону мінливості величин вибірки далеко від найгірших рівнів. Екстремальні значення окремих показників якості вод підлягають спеціальному аналізу для з'ясування причин, що могли викликати їх появу. Після такого аналізу приймається рішення про використання чи вилучення таких екстремальних значень у процесі оброблення даних.

Етап визначення класів і категорій якості вод для окремих показників полягає у виконанні таких дій:

- значення первинних чи осереднених величин кожного з показників зіставляються з відповідними критеріями якості вод, представленими у табли-

цях системи екологічної класифікації (табл. 2.3-2.8) (якщо величини показників вказані з більшою точністю, ніж у класифікації, їх необхідно округлити);

– найгірші значення якості вод серед показників кожного блоку також зіставляються з відповідними критеріями якості вод;

– на основі проведеного зіставлення середньоарифметичних та найгірших значень для кожного показника окремо визначаються категорії якості вод за середнім і найгіршим значеннями;

– зіставлення середніх і найгірших значень та визначення класів і категорій якості вод за окремими показниками виконується у межах відповідних груп і блоків екологічної класифікації.

За значеннями групових та блокових індексів якості вод визначається їх приналежність до певного класу та категорії.

Остаточне узагальнення оцінок полягає у визначенні середніх і найгірших значень для двох індексів якості вод, а саме: для біологічного індексу ( $I_B$ ) та хімічного індексу ( $I_X$ ).

Етап визначення об'єднаної оцінки якості вод для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального (комплексного) екологічного індексу ( $I_E$ ). Використання екологічного індексу якості вод доцільно в тих випадках, коли зручніше користуватися одностаттєвою оцінкою: для планування водоохоронної діяльності, опрацювання водоохоронних заходів, здійснення екологічного і еколого-економічного районування, екологічного картографування тощо.

Середні значення для групових і блокових індексів якості вод визначаються шляхом обчислення середнього значення категорії за всіма показниками даної групи чи блоку, при цьому категорії 1 відповідає значення 1, категорії 2 – значення 2 і т.д.

Середні значення групових та блокових індексів можуть бути як цілими, так і дробовими числами. Це дозволяє диференціювати оцінку якості вод, зробити її більш точною і гнучкою. Для визначення субкатегорій якості вод, відповідних середнім значенням групових та блокових індексів, треба весь діапазон десяткових значень номерів (між цілими числами) розбити на окремі частини і позначити їх таким чином:

Значення індексу	Позначення субкатегорії	Назва субкатегорії
1 – 1,2	1	Перша
1,3 – 1,4	1(2)	Перша з переходом у другу
1,5 – 1,6	1-2	Між першою та другою
1,7 – 1,8	2(1)	Друга з переходом у першу
1,9 – 2,2	2	Друга
2,3 – 2,4	2(3)	Друга з переходом у третю
2,5 – 2,6	2-3	Між другою та третьою
.....		
6,5 – 6,6	6-7	Між шостою та сьомою
6,7 – 6,8	7(6)	Сьома з переходом у шосту
6,9 – 7	7	Сьома

Найгірші значення для групових індексів якості вод визначаються за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії) серед усіх показників даної групи.

З водоохоронної точки зору важливе значення (особливо за обмеженого обсягу інформації) має ступінь наближення значень показника до межі наступного (гіршого) класу. Для визначення цього може бути використана така формула:

$$K_y = K + (A_C - K_{min}) / (K_{max} - K_{min}), \quad (2.25)$$

де  $K_y$  – уточнене значення категорії;

$K$  – ціле число категорії якості вод, що відповідає номеру тієї категорії, до якої належить абсолютна величина показника;

$A_C$  – абсолютна величина показника якості вод у пункті контролю;

$K_{min}$  і  $K_{max}$  – найменше і найбільше значення діапазону величин категорії якості вод, до якої належить абсолютна величина показника.

Наприклад, абсолютна величина вмісту фосфатів у воді в період досліджень становить  $0,070 \text{ мгP/дм}^3$ , що відповідає 4 категорії. Величина вмісту фосфатів у воді в межах категорії змінюється від  $0,051$  до  $0,1 \text{ мгP/дм}^3$ . Номер категорії якості води дорівнює 4. Уточнене (дробове) значення категорії, яке відповідає абсолютній величині цього показника ( $0,070 \text{ мгP/дм}^3$ ), обчислюється таким чином:

$$K_y = 4 + \frac{0,07 - 0,051}{0,1 - 0,051} = 4,39. \quad (2.26)$$

Це означає, що абсолютна величина концентрації фосфатів у дослідженій воді трохи ближче до нижньої межі 4 категорії, ніж до верхньої. За концентрації фосфатів у воді  $0,09 \text{ мгP/дм}^3$  значення  $K_y$  становитиме  $4,80$ . Це вказує на те, що ця вода за вмістом фосфатів близька до 5 категорії.

Екологічний індекс якості вод ( $I_E$ ) розраховується як середньоарифметичне хімічного ( $I_X$ ) та біологічного ( $I_B$ ) індексів:

$$I_E = (I_X + I_B) / 2. \quad (2.27)$$

Екологічний індекс якості вод, як і блокові індекси, обчислюється для середніх і для найгірших значень категорій окремо:  $I_{E \text{ серед.}}$  та  $I_{E \text{ найгір.}}$ .

Біологічний індекс якості вод ( $I_B$ ) визначається на основі узагальнення значень таких блокових індексів:

$$I_{B \text{ серед.}} = (I_{G \text{ серед.}} + I_{M \text{ серед.}} + I_{B_X \text{ серед.}} + I_{B_T \text{ серед.}}) / N, \quad (2.28)$$

де  $I_{G \text{ серед.}}$  – індекс гідробіологічних показників;

$I_{Мсеред}$  – індекс мікробіологічних показників;

$I_{БХсеред}$  – індекс показників біохімічних процесів;

$I_{БТсеред}$  – індекс біотестових показників.

$N$  – загальна кількість блоків біологічних показників, які розглядаються.

Середні значення групових індексів розраховуються як середньоарифметичне значення суми категорій показників, що входять до відповідної групи. Наприклад, індекс гідробіологічних показників ( $I_{Гсеред}$ ) може визначатися за формулою:

$$I_{Гсеред} = (K_{Усеред} + K_{Фсеред} + K_{БТсеред}) / 3, \quad (2.29)$$

де  $K_{Усеред}$  – категорія за структурними показниками біотичних угруповань;

$K_{Фсеред}$  – категорія за показниками фітопланктону;

$I_{БТсеред}$  – категорія за біоіндикаційними оцінками.

Значення хімічного індексу якості вод ( $I_{Хсеред}$ ) розраховується як:

$$I_{Хсеред} = (I_{Ссеред} + I_{ТСсеред} + I_{Тсеред}) / 3, \quad (2.30)$$

де  $I_{Ссеред}$  – індекс показників сольового складу;

$I_{ТСсеред}$  – індекс хімічних трофо-сапробіологічних показників;

$I_{Тсеред}$  – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Індекс хімічних трофо-сапробіологічних показників розраховується на основі узагальнення значень категорій наступних групових показників :

$$I_{Т-Ссеред} = (I_{КРсеред} + I_{ОРсеред} + I_{ЗПсеред} + I_{БРсеред}) / 4, \quad (2.31)$$

де  $I_{КРсеред}$  – індекс показників кисневого режиму;

$I_{ОРсеред}$  – індекс показників вмісту органічних речовин;

$I_{ЗПсеред}$  – індекс загальних показників (рН, завислі речовини та ін.);

$I_{БРсеред}$  – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів.

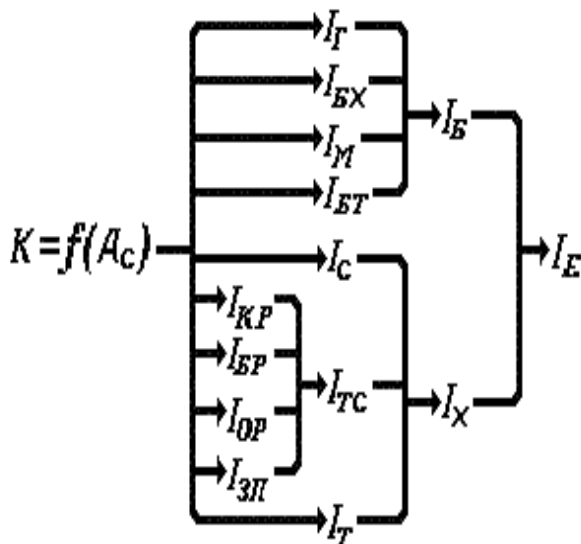
Індекс показників вмісту сполук біогенних елементів ( $I_{БРсеред}$ ) визначається як:

$$I_{БРсеред} = (K_{NH4} + K_{NO2} + K_{NO3} + K_N + 2K_{PO4} + 2K_P) / 8, \quad (2.32)$$

де  $K_{NH4}$ ,  $K_{NO2}$ ,  $K_{NO3}$ ,  $K_N$ ,  $K_{PO4}$ ,  $K_P$  – категорії за показниками вмісту, відповідно, амонійного, нітритного, нітратного і загального азоту, фосфору фосфатів і загального фосфору. Якщо кількість показників, за якими є інформація, менша, у знаменнику ставиться відповідна цифра з урахуванням пропорційного множення категорій по фосфору.

Всі інші індекси розраховуються як середні арифметичні категорій якості показників, які вимірювалися.

Загальна структура побудови екологічної оцінки наводиться на рис. 2.17.



**Рисунок 2.17 – Структура побудови екологічної оцінки:**

$I_{KP}$  – індекс показників кисневого режиму;  $I_{OP}$  – індекс показників вмісту органічних речовин;  $I_{ЗП}$  – індекс загальних показників (рН, завислі речовини та ін.);  $I_{BP}$  – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів;  $I_C$  – індекс показників сольового складу;  $I_{TC}$  – індекс хімічних трофо-сапробіологічних показників;  $I_T$  – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії;  $I_G$  – індекс гідробіологічних показників;  $I_M$  – індекс мікробіологічних показників;  $I_{BX}$  – індекс показників біохімічних процесів у воді та донних відкладах;  $I_{BT}$  – індекс біотестових показників.

Хімічний індекс якості вод  $I_{Хнайгір.}$  визначається за найгіршим значенням з трьох блокових індексів  $I_C, I_{T-C}, I_T$ :

$$I_{Хнайгір.} = \max(I_C, I_{T-C}, I_T). \quad (2.33)$$

Біологічний індекс якості вод  $I_{Бнайгір.}$ , як і хімічний індекс  $I_{Хнайгір.}$ , визначається за найгіршим значенням серед усіх блокових індексів біологічних показників:

$$I_{Бнайгір.} = \max(I_G, I_M, I_{BX}, I_{BT}). \quad (2.34)$$

Для забезпечення достовірності результатів оцінки якості вод за хімічними трофо-сапробіологічними критеріями (табл. 2.7) загальна кількість показників, за якими виконується оцінка, не повинна бути меншою, ніж 10.

Для оцінки якості вод за показниками специфічних речовин токсичної і радіаційної дії (табл. 2.8) доцільно використовувати коефіцієнт донної акумуляції ( $K_{ДА}$ ), який відображає накопичення поллютантів у донних відкладах і гідробіонтах, та індекс забруднення донних відкладів ( $I_{ЗД}$ ).

Коефіцієнт донної акумуляції, накопичення поллютантів у донних відкладах ( $K_{ДА}$ ) та гідробіонтах обчислюється як:

$$K_{ДА} = \frac{C_d}{C_e}, \quad (2.35)$$

де  $C_d$  – концентрація поллютантів у донних відкладах або гідробіонтах;  
 $C_e$  – концентрація поллютантів у воді.

Індекс забруднення донних відкладів ( $I_{ЗД}$ ) розраховується за формулою:

$$I_{ЗД} = \frac{C_{nt} / CXK_{nt} + (\sum C_{xon}^i / CXK_{xon}^i) / n_{xon} + (\sum C_{Mc}^i / CXK_{Mc}^i) / n_{Mc}}{3}, \quad (2.36)$$

де  $C_{нп}/C_{ХКнп}$  – кратність абсолютної концентрації нафтопродуктів (НП) у донних відкладах по відношенню до середньої характерної концентрації НП, визначеної для донних відкладів ідентичного гранулометричного складу у фоновому створі;

$\sum C^i_{хон}/C_{ХК^i_{хон}}$  – сума кратностей абсолютних концентрацій виявлених ( $n_{хон}$ ) пестицидів по відношенню до їх середніх характерних концентрацій, визначених для донних відкладів ідентичного гранулометричного складу у фоновому створі;

$\sum C^i_{Mc}/C_{ХК^i_{Mc}}$  – сума кратностей абсолютних концентрацій виявлених ( $n_{Mc}$ ) металів по відношенню до їх середніх характерних концентрацій, визначених для донних відкладів ідентичного гранулометричного складу у фоновому створі.

Одним із способів подання результатів оцінювання екологічного стану поверхневих вод, згідно Водній Рамковій Директиві ЄС 2000/60/ЕС, може бути індекс екологічної якості ( $EQI$ ). Цей індекс визначається шляхом порівняння значень показників, отриманих у конкретному створі, зі значеннями показників у референційних (еталонних) умовах:

$$EQI = \sum_{i=1}^N \frac{P_i}{P_e}, \quad (2.37)$$

де  $P_i$  – значення показника в  $i$ -му створі;

$P_e$  – значення показника в еталонному створі;

$N$  – загальна чисельність показників.

Градації індексу  $EQI$  відповідно до класів якості вод наводяться у керівному документі ЄС «Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document № 10»:

	1	2	3	4	5
Клас якості вод	Відмінна (high)	Добра (good)	Посередня (moderate)	Низька (poor)	Погана (bad)
Значення $EQI$	1-0,83	0,82-0,62	0,61-0,41	0,40-0,20	<0,20

Для приведення індексу екологічної оцінки якості вод ( $I_E$ ) до діапазону від 1 до 0, який прийнято для  $EQI$ , можна використати відношення:

$$I_{Eпр} = 1 - (I_E / 7). \quad (2.38)$$

Перелік основних біологічних та підтримуючих їх гідроморфологічних і хімічних показників, які рекомендується у Водній Рамковій Директиві ЄС 2000/60/ЕС використовувати при класифікації різнотипних водних об'єктів, представлені у таблиці 2.11.



Таблиця 2.11 – Основні показники, за якими доцільно здійснювати оцінку екологічного стану поверхневих вод (згідно з водною рамковою директивою ЄС 2000/60/ЄС)

Ріки й водосховища руслового типу	Озера й водосховища озерного типу	Перехідні води	Прибережні води
<b>Біологічні показники</b>			
Склад і багатство водної флори	Склад, багатство та біомаса фітопланктону	Склад, багатство та біомаса фітопланктону	Склад, багатство та біомаса фітопланктону
Склад і багатство донних безхребетних	Склад і багатство іншої водної флори	Склад і багатство іншої водної флори	Склад і багатство іншої водної флори
Склад, багатство та структура іхтіофауни за віком	Склад і багатство донних безхребетних	Склад і багатство донних безхребетних	Склад і багатство донних безхребетних
	Склад, багатство та структура іхтіофауни за віком	Склад і багатство іхтіофауни	
<b>Гідрологічні й гідроморфологічні показники</b>			
<i>Гідрологічний режим</i>			
Швидкість і динаміка течії води	Швидкість і динаміка течії води	Надходження прісних вод	Напрямок домінуючої течії
Зв'язок з підземними водами	Зв'язок з підземними водами	Коливання рівня	Коливання рівня
Неперервність потоку	Водообмін		
<i>Гідроморфологічні характеристики</i>			
Глибина та ширина ріки	Діапазон глибин	Діапазон глибин	Діапазон глибин
Структура і характер ложа ріки	Величина, структура і характер ложа	Величина, структура і характер ложа	Величина, структура і характер ложа
Структура берегової зони	Структура берегів	Структура берегової зони	Структура зони припливів та відпливів
<b>Фізико-хімічні та хімічні показники</b>			
<i>Загальні</i>			
Термічний режим	Прозорість	Прозорість	Прозорість
Кисневий режим	Термічний режим	Термічний режим	Термічний режим
Мінералізація	Кисневий режим	Кисневий режим	Кисневий режим
Біогенні сполуки	Мінералізація	Солоність	Солоність
	Біогенні сполуки	Біогенні сполуки	Біогенні сполуки
<i>Специфічні поллютанти</i>			
Усі пріоритетні забруднюючі речовини, які надходять до водного об'єкта			
Інші забруднюючі речовини, які надходять до водного об'єкта й виявляються у значній кількості			

Для коригування екологічної оцінки якості вод відповідно до водності за певний період спостережень можна використовувати величину коефіцієнту водності  $K_B$ :

$$K_B = Q_C / Q_B, \quad (2.39),$$

де  $Q_C$  – середня витрата води за період, для якого виконується оцінка;  
 $Q_B$  – середньобогаторічна витрата води за аналогічний період (сезон).

Враховуючи діапазон зміни індексу екологічної оцінки, уточнений екологічний індекс якості вод з урахуванням водності ( $I_{EY}$ ) може бути розрахований на базі індексу екологічної оцінки ( $I_E$ ) як:

$$I_{EY} = \begin{cases} I_E & \text{при } Q_C \geq Q_B \text{ і } K_B \geq 1; \\ I_E + (7 - I_E)(1 - K_B) & \text{при } Q_C < Q_B \text{ і } K_B < 1. \end{cases} \quad (2.40).$$

Прийнятним варіантом розрахунку можна вважати комбінування обчислень середніх і найгірших величин (середні з найгірших за блоками показників, середні з найгірших у блоках показників за групами пунктів контролю та ін. залежно від мети дослідження й забезпеченості інформацією), але у такому разі до оцінки має бути додано опис методу обчислення й порівнюватися можуть лише оцінки, отримані за одним методом розрахунку.

Екологічна оцінка є неодмінною умовою екологічного нормування якості поверхневих вод, його попереднім етапом. Тому при виконанні екологічної оцінки треба передбачати зіставлення одержаних результатів із значеннями екологічних нормативів, встановленими для даного водного об'єкта. Це необхідно для аналізу відповідності (чи невідповідності) якості вод значенням усіх тих показників, котрі встановлені в результаті екологічного нормування якості вод для конкретного водного об'єкта.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв подаються у вигляді таблиць, графіків і карт. Таблиці можуть складатися як для окремих пунктів спостережень, так і для водного об'єкта в цілому.

Найбільш наочним та інформативним способом подання результатів екологічної оцінки якості вод є картографічний. Залежно від потреб розробляють комплексні синтетичні чи аналітичні карти.

Формалізація екологічної оцінки виконується окремо для блоків гідробіологічних та гідрохімічних показників і призначена для визначення значень гідробіологічного та гідрохімічного індексів відповідно.

Гідробіологічний індекс визначається за формулою:

$$I_{\text{Бсеред}} = \left( \sum_{i=1}^N \delta_i I_{\text{ісеред}} \right) / \left( \sum_{i=1}^N \delta_i \right), \quad (2.41)$$

де  $I_{\text{ісеред}}$  ( $=I_{\text{Гсеред}}$ ) – індекс показників стану біотичних угруповань;

$I_{2\text{серед.}} (=I_{\text{Мсеред.}})$  – індекс мікробіологічних показників;  
 $I_{3\text{серед.}} (=I_{\text{БХсеред.}})$  – індекс показників біохімічних процесів;  
 $I_{4\text{серед.}} (=I_{\text{БТсеред.}})$  – індекс біотестових показників;  
 $N$  – кількість індексів, що враховуються при обчисленні ( $=1 \dots 4$ );

$$\delta_I = \begin{cases} 1, & \text{якщо індекс } I_{\text{Iсеред.}} \text{ присутній;} \\ 0, & \text{якщо індекс } I_{\text{Iсеред.}} \text{ не визначений.} \end{cases} \quad (2.42)$$

(Якщо  $\sum_{i=1}^N \delta_I=0$ , оцінка за блоком неможлива).

Величина гідрохімічного індексу якості води визначається, як:

$$I_{\text{Хсеред.}} = \left( \sum_{i=1}^N \delta_I I_{\text{Iсеред.}} \right) / \left( \sum_{i=1}^N \delta_I \right), \quad (2.43)$$

де  $I_{1\text{серед.}} (=I_{\text{Ссеред.}})$  – індекс показників сольового складу;  
 $I_{2\text{серед.}} (=I_{\text{ТСсеред.}})$  – індекс трофо-сапробіологічних показників;  
 $I_{3\text{серед.}} (=I_{\text{Тсеред.}})$  – індекс показників вмісту специфічних речовин;  
 $N$  – кількість індексів, що враховуються при обчисленні ( $=1 \dots 3$ ); якщо  $N < 3$ , оцінка може вважатися лише орієнтовною;

$$\delta_I = \begin{cases} 1, & \text{якщо індекс } I_{\text{Iсеред.}} \text{ присутній;} \\ 0, & \text{якщо індекс } I_{\text{Iсеред.}} \text{ не визначений.} \end{cases} \quad (2.44)$$

(Якщо  $\sum_{i=1}^N \delta_I=0$ , оцінка за блоком неможлива).

Індекс трофо-сапробіологічних показників розраховується як середнє арифметичне окремих групових індексів, а саме:

$$I_{\text{ТСсеред.}} = \left( \sum_{i=1}^N \delta_I I_{\text{Iсеред.}} \right) / \left( \sum_{i=1}^N \delta_I \right), \quad (2.45)$$

де  $I_{1\text{серед.}} (=I_{\text{КРсеред.}})$  – індекс показників кисневого режиму;  
 $I_{2\text{серед.}} (=I_{\text{ОРсеред.}})$  – індекс показників вмісту органічних речовин;  
 $I_{3\text{серед.}} (=I_{\text{ЗПсеред.}})$  – індекс загальних показників;  
 $I_{4\text{серед.}} (=I_{\text{БРсеред.}})$  – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів;  
 $N$  – кількість індексів, що враховуються при обчисленні ( $=1 \dots 4$ ); якщо  $N < 4$ , оцінка може вважатися лише орієнтовною;

$$\delta_I = \begin{cases} 1, & \text{якщо індекс } I_{\text{Iсеред.}} \text{ присутній;} \\ 0, & \text{якщо індекс } I_{\text{Iсеред.}} \text{ не визначений.} \end{cases} \quad (2.46)$$

(Якщо  $\sum_{i=1}^N \delta_I=0$ , оцінка за блоком неможлива).

Групові індекси-складові гідрохімічного та гідробіологічного індексів визначаються як середні арифметичні значень категорій (цілих чи дробових) якості вимірюваних показників, що входять до складу відповідних груп показників (таблиці 2.3-2.7), крім індексу вмісту показників сполук біогенних елементів. Індекс показників вмісту сполук біогенних елементів визначається як:

$$I_{\text{Брсред.}} = \frac{\sum_{i=1}^{N_N} \delta_i K_i + 2 \sum_{j=1}^{N_P} \delta_j K_j}{\sum_{i=1}^{N_N} \delta_i + 2 \sum_{j=1}^{N_P} \delta_j}, \quad (2.47)$$

де  $K_i$  – категорія якості  $i$ -го показника азотної групи (вмісту амонійного, нітритного, нітратного та загального азоту);

$N_N$  – загальна кількість визначених показників азотної групи, що враховуються при узагальненні (=1 ... 4);

$K_j$  – категорія якості  $j$ -го показника фосфорної групи (вмісту фосфору фосфатів та загального фосфору);

$N_P$  – загальна кількість визначених показників фосфорної групи, що враховуються при узагальненні (=1 ... 2);

$$\delta_{i(j)} = \begin{cases} 1, & \text{якщо індекс } K_{i(j)} \text{ присутній;} \\ 0, & \text{якщо індекс } K_{i(j)} \text{ не визначений.} \end{cases} \quad (2.48)$$

(Якщо  $\sum_{i=1}^N \delta_i = 0$ , оцінка за блоком неможлива).

Значення категорії якості води окремого показника визначається цілим числом, що відповідає інтервалу, до якого потрапляє вимірювана величина цього показника відповідно до таблиць класифікацій:

$$K_i = j, \text{ якщо } K_{ijmin} \leq A_{Ci} \leq K_{ijmax}, \quad (2.49)$$

де  $K_i$  – категорія  $i$ -го показника;

$j$  – ціле число від 1 до 7, що визначає відповідну категорію якості;

$K_{ijmin}$  та  $K_{ijmax}$  – значення меж діапазону (найменше і найбільше значення)  $j$ -ї категорії якості для  $i$ -го показника;

$A_{Ci}$  – вимірювана чи узагальнена (середня) величина  $i$ -го показника якості води.

Уточнене (дробове) значення категорії якості визначається за формулою:

$$K_{iy} = K_i + (A_{Ci} - K_{imin}) / (K_{imax} - K_{imin}) \quad (2.50)$$

де  $K_i$  – категорія якості води (ціле число), якій відповідає вимірювана чи узагальнена (середня) величина  $i$ -го показника якості води.

Уточнене значення категорії якості дозволяє робити оцінку якості більш гнучкою та точнішою за допомогою подальшого округлення отриманого значення до десятих та віднесення показника (блоку) до відповідної субкатегорії якості води.

Категорії якості води за значеннями блокових та групових індексів визначаються шляхом округлення величин цих індексів до найближчого цілого.

Клас якості води для  $i$ -го показника визначається за величиною отриманої для нього категорії якості води таким чином:

$$Q_i = \begin{cases} 1, & \text{якщо } K_i = 1; \\ 2, & \text{якщо } K_i = 2 \text{ або } 3; \\ 3, & \text{якщо } K_i = 4 \text{ або } 5; \\ 4, & \text{якщо } K_i = 6; \\ 5, & \text{якщо } K_i = 7. \end{cases} \quad (2.51)$$

Клас якості визначається аналогічно на основі отриманих значень блокових і групових індексів.

За наведеною методикою були проведена оцінка екологічного стану поверхневих вод України у межах басейнів річок було проведено розподіл за адміністративними одиницями (областями) результати розрахунків наведені у табл. 2.12

Отримані дані були проранжовані за Іе [87]. Низька якість води 4 категорія "слабко-забруднені" спостерігалась на наступних ділянках:

- Південний Буг (Черкаська та Кіровоградська області);
- Західний Буг (Львівська область);
- річки Причорномор'я (Одеська область);
- Дніпро (Черкаська, Миколаївська та Донецька області);
- Сіверський Донець та річки Приазов'я (Донецька область).

Слід зазначити, що найгірша якість води означених ділянок спостерігалась за блоком трофо-сапробних показників.

Таблиця 2.12 – Значення екологічного індексу (за середніми значеннями) стану поверхневих вод України.

№ з/п	Найменування басейну (Область)	Іс	Ітс	Іт	Іе
1	2	3	4	5	6
1	Південний Буг (Черкаська обл)	3,7	4,8	4,5	4,3
2	Західний Буг і Сян (Львівська обл)	4	4,7	3,5	4,1
3	річки Причорномор'я (Одеська обл)	4	5,7	2,6	4,1
4	Дніпро (Черкаська обл)	3	3,9	5,2	4
5	Сіверський Донець (Донецька обл)	3,7	4,5	3,4	3,9
6	Дністер (Хмельницька обл)	4,7	3,8	2,9	3,8
7	річки Приазов'я (Донецька обл)	3,7	4,1	3,5	3,8
8	Дніпро (Миколаївська обл)	5,3	3,5	2,5	3,8

## Продовження таблиці 2.12

1	2	3	4	5	6
9	Південний Буг (Кіровоградська обл)	3	4	4,5	3,8
10	річки Криму (АР Крим)	3,7	4,2	3,1	3,7
11	Дніпро (Донецька обл)	4,3	3,2	3,4	3,7
12	Дністер (Львівська обл)	3,3	3,9	3,9	3,7
13	Південний Буг (Одеська обл)	3	4,7	3	3,6
14	Дніпро (Рівненська обл)	4,3	3,7	2,8	3,6
15	Дніпро (Хмельницька обл)	3,7	3,8	3,4	3,6
16	Дніпро (Кіровоградська обл)	2,7	4	4,25	3,6
17	річки Приазов'я (Запорізька обл)	5,3	3,3	1,8	3,5
18	Південний Буг (Вінницька обл)	3	3,5	3,6	3,4
19	Західний Буг і Сян (Волинська обл)	3,7	3,5	3,1	3,4
20	Дніпро (Харківська обл)	3	4,1	3,2	3,4
21	Сіверський Донець (Харківська обл)	3	4,1	3,2	3,4
22	Південний Буг (Хмельницька обл)	3,3	3,7	3,3	3,4
23	Сіверський Донець (Луганська обл)	3,3	3,8	3	3,4
24	Дніпро (Сумська обл)	3	4	2,9	3,3
25	Дніпро (Дніпропетровська обл)	2,7	3,8	3,4	3,3
26	Дністер (Івано-Франківська обл)	4	3,8	2,1	3,3
27	Дніпро (Полтавська обл)	2	4,2	3,8	3,3
28	Дніпро (Житомирська обл)	3	3,5	3,4	3,3
29	Дунай (Закарпатська обл)	4,3	2,4	2,9	3,2
30	Дніпро (Київська обл)	2,7	3,9	3,1	3,2
31	Південний Буг (Миколаївська обл)	3	3,7	2,9	3,2
32	Дністер (Одеська обл)	3,3	3,9	2,4	3,2
33	Дністер (Вінницька обл)	3,3	3,2	2,9	3,1
34	Дніпро (Чернігівська обл)	3,3	3,7	2,3	3,1
35	Дніпро (Херсонська обл)	2,3	3,4	3,5	3,1
36	Дніпро (Тернопільська обл)	2,7	3,7	2,9	3,1
37	Дніпро (Волинська обл)	3	3,2	3	3,1
38	Дніпро (Запорізька обл)	3	3	3,1	3
39	Дністер (Тернопільська обл)	2,7	3,7	2,7	3
40	Дунай (Одеська обл)	3,7	3,3	2	3
41	річки Приазов'я (Луганська обл)	3	3,2	2,5	2,9
42	Дунай (Чернівецька обл)	3,3	3,1	2,2	2,9
43	Дністер (Чернівецька обл)	3,3	3,1	1,8	2,7
44	Дунай (Івано-Франківська обл)	3,7	2,1	1,6	2,5
45	річки Причорномор'я (Миколаївська обл)	1,7	2,5	2,1	2,1

Виходячи з аналізу отриманих результатів та рангування басейнів річок України у межах адміністративних районів за станом якості води першочергову увагу необхідно звернути на поліпшення екологічного стану водних об'єктів: р. Південний Буг на території Черкаської та Кіровоградської облас-

тей, Західний Буг на території Львівської області, річки Причорномор'я на території Одеської області, Дніпро на території Черкаської, Миколаївської та Донецької областей, Дністер на території Хмельницької області, Дністер на території Львівської та Хмельницької областей, Південний Буг на території Кіровоградської області, на території Донецької області – річки Приазов'я та Сіверський Донець.

## Література до розділу 2

1. Кузин А. К. Концепция охраны вод / А. К. Кузин // Проблемы охраны окружающей природной среды : сб. науч. тр., УкрНЦОВ. – Харьков, 1996. – С. 23–29.
2. Правила охраны поверхностных вод. – М. : Госкомприрода, 1991. – 26 с.
3. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. Санпин 4630-88. – М. Минздрав СССР, 1988. – 69 с.
4. ГОСТ 17.1.1.01.-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения //Природоохранные нормы и правила проектирования. Справочник – М. : Стройиздат, 1990. – С. 160–165.
5. Руководство по прогнозированию медико–биологических последствий гидрологического строительства. // Научный совет по проблемам биосферы. – М., 1990. – 172 с.
6. Методические указания по эпидемиологической оценке санитарно–гигиенических условий в целях профилактики кишечных инфекций, распространяющихся водным путем. / Минздрав СССР. – М. : 1986. – 21 с.
7. Былинкина А. А. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема / А. А. Былинкина, С. М. Драчев, Л. И. Ицкова // В кн.: Материалы XVI гидрохим. совещания. – Новочеркасск, 1962. – С. 8–18.
8. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками / С. М. Драчев – Л. : Наука, 1964. – 274 с.
9. Horton, R. K. (1965). An Index – Number System for Rating Water Quality. WPCF, 37(3), pp.300–306.
10. Bronw, R. M., Mc. Clelland, Deininger, R. A. and Tozer, R. C. (1970). Water Quality Index – Do We Dare?. *Water Sewage Works*, (10), pp.339–343.
11. Dinius, S. H. (1972). Social accounting system for evaluating water resources. *Water Resources Research*, 8(5), pp.1159-1177.
12. Ott, W. R. (1972). *Environmental Indices: Theory and Practice*. Ann. Arbor: Sci Publ. Ins., p.371.
13. Рекомендации по применению обобщенного показателя для оценки уровня загрязнения природных вод – коэффициента загрязнения. / ВНИИВО. – Харьков, 1982. – 30 с.
14. Емельянова В. П. Опыт предварительной оценки степени загрязнения водных объектов по величине условного коэффициента комплексности / В. П. Емельянова, Г. Н. Данилова // Оценка и классификация качества повер-

хностных вод для водопользования: Тезисы сообщений Всесоюзной конференции – Харьков, 1979. – С. 126–128.

15. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям – М., 1986. – 28 с.

16. Шайн А. С. Интегральные оценки и их использование при долгосрочном прогнозировании качества воды рек / А. С. Шайн // Комплексная оценка качества поверхностных вод. – Л. : Гидрометиздат, 1984. – С. 24–33.

17. Мороков В. В. Комплексные показатели в предплановых обоснованиях охраны вод в регионах / Мороков В. В. // Урал. науч. центр АН СССР – Свердловск, 1987. – 36 с.

18. Исследование комплексных показателей при разработке гигиенической классификации водоемов по степени их загрязнения / [Новиков Ю. В., Плитман С. И., Ласточкин К. О. и др. ] // Гигиена и санитария – 1984. – №6. – С. 11–13.

19. Оценка гигиенической эффективности водоохраных мероприятий: методические рекомендации / МЗ РСФСР. – 1989. – 11 с.

20. Верниченко А. А. Классификации поверхностных вод, основывающиеся на оценке их качественного состояния / А. А. Верниченко под ред. Никанорова А. М. // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – С. 14–23.

21. ГОСТ 17.1.1.02.–77. Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов // Природоохранные нормы и правила проектирования: справочник – М. : Стройиздат, 1990. – С. 165–180.

22. Единые критерии качества вод. Совещание руководителей водохозяйственных органов стран–членов СЭВ. – М. : СЭВ, 1982. – 65 с.

23. Baalsrud, K. (1973). Criteria for discharge to rivers, lakes and confined coastal waters. *Water Qual: Manag. And Pollut. Contr. Probl.* Oxford ed., pp.55–60.

24. Felföldy, L. I. M. (1976). Biological water quality. *Research in water quality and water technology*, 3, p.37.

25. Feliciano, D. V. (1979). Water pollution control in Canada: cleanup through collaboration. *Water Pollut. Contr. Fed.*, 51(10), pp.2344 – 2347.

26. Lester, W. F. (1979). River quality objectives. *Inst. Water Eng. and Sci.*, 33(5), pp.429–440, 441–450.

27. US EPA, (1976). *Quality criteria for water*. p.501.

28. *Water quality Criteria*. (1972). Washington, p.594.

29. Рыбалов А. А. Вопросы оценки социально–экономической эффективности информационной базы ГСКП / А. А. Рыбалов // Технические средства для ГСКП: Тез. докл. 2-4 Всесоюз. Конф – Обнинск, 1983. – С. 61–64.

30. Рыбалов А. А. Социально–экономическая эффективность информационного обеспечения проблем социальной экологии / А. А. Рыбалов // Проблемы социальной экологии: Тез. докл. 1-й Всесоюз. конф. – Львов, 1986. – С. 108–169.

31. *River Water Quality, Ecological Assessment and Control* : EUR 1406EN–FR. (1992). Brussels, p.752.



32. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : труды I советско – английского семинара. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 280 с.
33. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : Труды II советско – английского семинара. – Л. : Гидрометеиздат, 1981. – 280 с.
34. Seager, Y., Milne, I., Rutt, G. and Crane, M. (1992). *Integrated biological methods for river water quality assessment*. Brussels: River Water Quality, Ecological Assessment and Control : EUR 1406EN–FR., pp.399–415.
35. De Pauw, N., Ghetti, P., Manzini, P. and et al., (1992). *Biological assessment methods for running water*. Brussels: River Water Quality. Ecological Assessment and Control, pp.217 – 248.
36. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование / Ф. Вудивисс // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : Труды советско – английского семинара. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – С. 132–161.
37. De Brabander, K., Vanhooren, G. and Ringele, A. (1992). Comparing biological and chemical parameters as complementary tools for the management of river water quality. *River Water Quality. Ecological Assessment and Control* :Brussels, pp.35 – 56.
38. Tolhamp, Harri H. (1985). Biological assessment of water quality in running water using macroinvertebrates, a case study for, Limburg, the Netherlands. *Water Sci. and Technol.*, 17(6-7), pp.867–879.
39. Environmental impacts of nutrient emissions in Denmark. (1991). Denmark: Ministry of the environment, Redegorelse fra Miljostyrelsen.
40. Wasserwirtschaft in Bayern Oberste Baubehorde. F. Lusse und Seen in Bayern. Wasserbeschaffenheit. Gewasser gute, 1989. Heft 23 – 48.
41. Friedrich G. (1986) Stand der Gutebewertung und nutzungsbezogene Qualitätsanforderungen an Flessgewasser in der Bundesrepublik Deutschland // Munch. Beitr. Abwass. / Fisch. und Flussbiol., 40. –S. 9 – 33
42. Friedrich G.( 1986) Stand der Gutebewertung und nutzungsbezogene Qualitätsanforderungen an Flessgewasser in der Bundesrepublik Deutschland // Munch. Beitr. Abwass. / Fisch. und Flussbiol., 40. –S. 9 – 33
43. Azzoni, R. (2015). Il controllo della qualita delle acque del fiume Adda mediante un metodo di analisi biocenotica. *Boll. chim. Unione ital. lab. prov*, 31(6), pp.293-305.
44. Heinonen, P. and Herve, S. (1987). Water quality classification of inland waters in Finland. *Aqua Fennica*, 17(2), pp.147–156.
45. Paasivirta, Z. (1984). Polyaelaimiston kayfto vesistojen tilan arvioinnissa. *Zuonnen tufkija*, 88(3), pp.79-84.
46. Rensvik, H. at al (1983). *Vurderingssystem for vannkvalitet iinnjoer og elver*. Nork institutt for vannforskning Niva. Oslo, p.423.
47. *Bedomningsgrunder for svenska ytvatten* (1969) // Statens Naturvardsverk, Publikationer, 1. – p. 25.

48. Lang, C. (1981). Bull. La faune d'invertebres comme indicateur de pollution groupe 2002. *Assoc. etude et promot. gestion. biol. milicu*, 11, – С. 43–48.

49. Sladeczek, V. (1973) System of water quality from the biological point of view // *Eregebn . Limnol. Arch . Hydrobiol.*, 7th ed. Beih, p.218.

50. Разработка унифицированных методов исследования качества вод. Биологические материалы : Симпозиум СЭВ. – ЧССР, 1988. – 99 с.

51. Методические указания по принципам организации системы наблюдений и контроля за качеством воды водоёмов и водотоков на сети Госкомгидромета в рамках ОГСНК. – Л. : Гидрометеоиздат, 1984. – 40 с.

52. ГОСТ 17. 1. 3. 07–82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М. : Издательство стандартов, 1982.

53. Фрумин Г. Т. Комплексная оценка загрязненности вод Ладожского озера по гидрохимическим показателям / Г. Т. Фрумин, Л. В. Баркан // *Водные ресурсы*. – 1997. – Т. 24, № 3. – С. 315 – 319.

54. Monitoring Water Quality in F Fisher William S. Development and validation of ecological indicators: an ORD approach: Pap. 3rd Symp. Environ. Monit. and Asses. Program (EMAP), Albany, N. I., 8–11Apr. 1997. // *Environ. Monit. and Assess*, 1998. – Т. 51, N 1–2. – С. 23–28uture. *Biomonitoring*, 1995. V. 3 – 83p.

55. Bolger Patrich Rapporteuris report heries (1990) // *Environ. Monit and Assessement*, 15(3), cc. 295–296.

56. Matsumura Тосуйго Кекайси (1983) // *Y. Yap. Sewage Works Assos.*, 20, N230. – P. 2–11.

57. Watanabe Toshiharuru, Mizuno Toshihiko, Gose Kynemon, Sakurai Veshio., Morishita Isamu. (1984) Simple monitoring method of water quality by using the freshwater organisms. // *Когай то тайсаку, Kogai to taisaku, J. Environ. Pollut. Contr.* – Т. 20, N12. – С. 1224–1228.

58. Абакумов В. А. Сопоставление систем биологической индикации, апробированных во время совместных советско–английских исследований на базе Института гидробиологии АН УССР / В. А. Абакумов, В. В. Полищук // *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : Труды II советско – английского семинара*. – Л. : Гидрометеоиздат, 1981. – С. 81–116.

59. Ecological indicators of the state of the enviroment. (1990). *Environ. Monit. and Assessment: Pap. the Workshop*, Toronto, Canada, 15(3), pp.213-310.

60. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy . *Official Journal of the European Communities*. – L. 327, vol. 43, 22. 12. 2000., p. 72

61. Stagg, R. M. (1990). North Sea Task Force Biological Effects Monitoring Programme // *North Sea Pollution. Int. conf.* 10–14. 09. 90. Amsterdam, the Netherlands, pp.195–208.

62. Dick de Zwart (1995). Monitoring water quality in future. *Biomonitoring*. Bilthoven, the Netherlands, Vol. 3., p. 83
63. Akkerman, I., Cofino, W., Colijn, F. (1990). Towards integrated chemical and biological monitoring In: *North Sea Pollution. Int. conf. 10*. Netherlands, pp.209-221.
64. DIN 38410 (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- und Abwasser- und Schlammuntersuchung) Bestimmung des Saprobienindex. Berlin, 1990. Bd. 2. – S. 3–8.
65. Recommendation on methods for marine biological studies in the Baltic Sea . *Phytoplankton and chlorophyll* /Ed. L. Edler, 1979, ВМВ,5.
66. Закон України “Про охорону навколишнього природного середовища” : від 25 червня 1991 року / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид – во, 1991. – 59с. – (Бібліотека офіційних видань).
67. Абакумов В. А. Гидробиологический мониторинг поверхностных вод / В. А. Абакумов // *Гидробиол. журнал.* – 1991. – Т. 27, №3. – С. 3–7.
68. Израэль Ю. А. Гидробиологическая служба наблюдений и контроля поверхностных вод в СССР / Ю. А. Израэль, Н. К. Гасилина, В. А. Абакумов // *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям.* – Обнинск: Гидрометеиздат, 1976. – 8 с.
69. Водний кодекс України: від 06.06.1995 р. № 213/95-ВР // *Відомості Верховної Ради України*, 1995, – № 24, – 189.с
70. Положення про державний моніторинг навколишнього природного середовища, затверджене Постановою Кабінету Міністрів України від 23 вересня 1993 року №785. // *Зібрання постанов уряду України.* – К., 1994. – №2. – С. 29–30.
71. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод : постанова Кабінету Міністрів України № 815 від 20 липня 1996р. // *Зібрання постанов уряду України* – К., 1996. – №15. – С. 29–30.
72. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк [та ін. ]. – К. : Символ–Т, 1998. – 28 с.
73. Постанова Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 року Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля. К. // *Офіційний вісник України* – 1998 –№13. –С. 91–97
74. Осика Ф. В. Вдосконалення державної системи моніторингу довкілля України відповідно до вимог ЄС / Ф. В. Осика, М. С. Кравченко // “Розвиток екологічної політики та системи управління в Україні” – Київ, 1999. – 27 с.
75. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / Романенко В. Д, Жукинський В. М., Оксіюк О. П. [та ін. ] – К., 2001. – 48с.
76. Інформаційно–аналітичні огляди «Стан довкілля в Україні». [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/dopovidi/infooglyad>:

77. Рыбалова О. В. Оцінка спрямованості процесів стану екосистем малих річок / О. В. Рыбалова, С. В. Анісімова, О. В. Поддашкін // Вісн. Междунар. Славянського ун. – та. – Харьков, 2003. – Т. VI, № 1. – С. 12–16.

78. Чалов Р. С. Рельеф пойм / Р. С. Чалов // Эрозия и русловые процессы. – М. : Изд-во МГУ, 1970. – С. 194–204.

79. Рыбалова О. В. Методичні вказівки до виконання курсової роботи “Ландшафтно – екологічний підхід до визначення комплексу природоохоронних заходів щодо оздоровлення малих річок ” з дисциплін “Ландшафтна екологія ”– Харків. : НУЦЗУ, 2012. – 75 с.

80. Рыбалова О. В. Проблема защиты малых рек от загрязнения поверхностным стоком с урбанизированных территорий / О. В. Рыбалова, Е. В. Мостепан, Н. В. Савченко // Сучасні проблеми науки та освіти : зб. наук. праць 4 Міжнар. міждисциплінарної наук. –практ. конф. – 2003. – С. 73.

81. O. V. Rybalova A Method for identification of small river basins with low stability to anthropogenic load. [http://www. cs. vu. nl/~atjournal/2004](http://www.cs.vu.nl/~atjournal/2004) Концепція екологічного нормування. / [Васенко О. Г., Верніченко Г. А., Гриценко А. В., та ін. ] – К., 1997. – 22 с.

82. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. ] – К. : Символ–Т, 1998. – 28 с.

83. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. [Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. ] – К., 2001. – 48 с.

84. Васенко О. Г. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей / О. Г. Васенко, Д. Ю. Верніченко–Цветков, М. С. Коваленко // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УкрНДІЕП. – Х. : ВД «Райдер», 2010. – вип. . XXXII. – С. 36–53.

85. Васенко О. Г. Розширення переліку показників екологічної класифікації якості поверхневих вод України / О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко, Д. Ю. Верніченко–Цветков, М. С. Коваленко // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УкрНДІЕП. – Х. : ВД «Райдер», 2011. – вип. . XXXIII. – С. 33–47.

86. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [Електронний ресурс]: проект / А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко [та ін. ]. – Режим доступу: [http://www. niier. kharkov. ua/sites/default/files/metodika\\_2012\\_14\\_0.doc](http://www.niier.kharkov.ua/sites/default/files/metodika_2012_14_0.doc)

87. Коробкова Г. В. Методи екологічного нормування у адміністративно–басейновому управлінні водоохоронною діяльністю / Г. В. Коробкова // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. ст. XI Міжнар. наук. –практ. конф., (м. Харків, 7–11 вересня 2015), УкрНДІЕП. – Х. : Райдер, 2015. – С. 131–134.

## РОЗДІЛ 3. СУЧАСНІ МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ЯКІСНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ

### 3.1 Індикаторні показники екологічного стану ґрунтів

Ґрунт розглядається у деяких системах як компонент біогеоценозу в більш широкому сенсі чим загально прийнято, враховуючи не тільки властивості основних ґрунтових горизонтів, але й ґрунтових вод (якщо вони беруть участь у біогеоценотичних процесах), а також підстиляючих порід. Такий підхід відповідає поняттю едафічних умов за [1].

Основний принцип вибору параметрів стану із великої сукупності характеристик ґрунту – це не прагнення характеризувати ґрунт найбільше повно, а концентрація уваги на тих властивостях ґрунту, які найбільшою мірою піддані змінам під впливом антропогенних факторів, тобто можуть служити інтегральним показником цих змін.

На основі аналізу декількох підходів сформовано орієнтовний перелік системи чинників та параметрів стану ґрунту, що на думку переважної більшості фахівців найбільш повно й комплексно дозволяє простежити зміни, що відбуваються у ґрунті. Кожна з розглянутих властивостей є важливою характеристикою ґрунту і необхідна для повноти знань про нього.

Параметри стану наземного біогеоценозу, що відносяться до ґрунту:

1). Ємність катіонного обміну (ЄКО) ґрунту (у шарі 0-20 см, мг-екв./100г ґрунту). ЄКО ґрунту є його невід'ємною властивістю (табл. 3.1). Зміна величини ЄКО пов'язані з глибокими перетвореннями в ґрунті. Зменшення ЄКО свідчить про деградацію ґрунту внаслідок процесів водної і вітрової ерозії, дегуміфікації, зняття родючого шару та інших небажаних явищ, що є, як правило, наслідком антропогенних впливів.

Таблиця 3.1 – Катіонообмінні властивості основних типів ґрунтів

Типи ґрунтів	ЄКО, мг-екв. / 100 м,	Обмінні катіони, %		
		Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>3+</sup>
1	2	3	4	5
Арктичні	10-20	96-99		1-4
Тундрові глейові	5-20	30-90	-	10-70
Тундрові ілювіально-гумусові	5-20(40)	20-80	-	20-80
Підзолисті	2-20	15-60	-	40-85
Дерено – підзолисті	5-25	30-80	-	20-70
Болотно – підзолисті	2-4	10-90	-	10-90
Дерено – карбонатні	40-55	90-100	-	до 10
Дерено – глейові		70-90	-	10-30
Мерзлотні лугово-лісові	30-40	90-95	-	5-10
Мерзлотно-тайгові палеві	35-40	70-97	3-10	до 10
Лугові підбіли	20-40	85-100	до 10	до 10
Вохристі вулканічні	8-15	-	-	-
Сірі лісові	15-45	70-90	-	10-30

Продовження таблиці 3.1

1	2	3	4	5
Бурі лісові	5-35	10-95	до 5	5-90
Чорноземи	25-75	90-95	3-15	до 5-7
Каштанові	15-35	90-98		до 3
Солоди	10-40	-	-	-
Солонці	10-60	50-90	10-50	-
Солончаки	10-60	-	-	-
Бурі напівпустельні	3-25	-	-	-
Сіро-бурі пустельні	5-10	-	-	-
Сіроземи	10-20	90-95	5-8	-
Сіро-коричневі	20-30	35-95	5-10	-
Коричневі	20-45	75-95	-	-
Жовтоземи	10-35	40-96	-	-
Червоноземи	10-20	15-40	20-85	-

Правильна експлуатація ґрунтів нерідко супроводжується також збільшенням ЄКО в результаті використання органічних добрив, розумних сівозмін, проведення протиерозійних і рекультиваційних заходів. Визначення величини ЄКО рекомендується проводити відповідно до ДСТ 17.4.4.01-84.

2). Вміст обмінного натрію в ґрунтовому поглинаючому комплексі (для шару 0-20 см, %).

З поглинених основ як параметр стану можливе використання кількості обмінного натрію в ґрунтовому поглинаючому комплексі (табл. 3.1) [2 – 7]. Збільшення частки натрію в ГПК супроводжує проведення так званих меліоративних заходів (зрошення, хімічна меліорація) і свідчить про прогресування таких небажаних процесів як засолення й осолонцювання ґрунтів. При вмісті поглиненого натрію вище 15% ґрунти непридатні, як правило, для сільськогосподарського використання. Визначення величини обмінного натрію рекомендується проводити відповідно до ДСТ 26950-86.

3). Величина рН ґрунту (виміри *in situ* на глибині ~ 10 см).

Критерієм кислотно-основних властивостей ґрунту є його реакція – рН ґрунту.  $pH = -\lg a_{H^+}$ , де  $a_{H^+}$  – активність іонів водню. Це одна з основних характеристик ґрунту, що визначає протікання різних ґрунтоутворних процесів, а також доступність рослинам різних живильних елементів. Різні типи ґрунтів у природних умовах значною мірою відрізняються за даним показником (табл. 3.2) [8]. Оптимальним для більшості вищих рослин є діапазон рН від 6 до 7,5. Різні види антропогенного впливу на ґрунти призводять як до зменшення величини рН так й до збільшення. Однією із самих серйозних проблем є підкислення ґрунту в результаті інтенсивного використання фізіологічно кислих мінеральних добрив (в основному азотних), а також випадання кислих атмосферних опадів, забруднених кислотоутворюючими газами ( $SO_2$ ,  $HF_x$  і іншими). Для ґрунтів, що мають низькі буферні властивості, ці впливи можуть призвести до катастрофічних змін.

Процеси вторинного засолення й осолонцювання супроводжуються, навпроти, істотним збільшенням рН, що також призводить до негативних наслідків для рослинного покриву (зниження продуктивності, зміна видового складу).

Найбільшим наближенням до реальних кислотно-лужних умов у ґрунті є результати вимірів безпосередньо в ґрунті природного залягання (так звані виміри *in situ*).

Таблиця 3.2. – Діапазони величини рН для різних різновидів ґрунтів

ґрунти	Діапазони рН
Дреновані торфоболотні	1,0-3,0
Лісові ґрунти	4,0-6,5
Напіввологі лугові	5,0-7,0
Напівзасушливі лугові	6,5-8,0
ґрунти з надлишком кальцію	7,5-8,5
ґрунту з надлишком натрію	8,0-10,0

4). Величина окислювально-відновного потенціалу ґрунту (виміри *in situ* на глибині – 10 см). Для характеристики окислювально-відновних умов у ґрунті в якості параметра стану рекомендується використовувати величину окислювально-відновного потенціалу (ОВП чи Eh) ґрунту. ОВП ґрунту є функцією співвідношення активностей окислених і відновлених форм сполук у ґрунті і характеризує фізико-хімічні умови протікання процесів ґрунтоутворення і харчування рослин і мікроорганізмів. В свою чергу величина ОВП є інтегральним результатом фізичних, хімічних і біологічних процесів. Величини ОВП різних типів ґрунтів приведені в таблиці 3.3 [9].

Таблиця 3.3. – Окислювально-відновні потенціали різних типів ґрунтів

Типи ґрунту	ОВП, мВ
Тундрові ґрунти	300-650
Підзолисті і торф'янисто-глейоваті ґрунти південної тайги	420-480
Підзолисті і торф'янисто-глейоваті ґрунти середньої тайги	360-670
Мерзлотно-тайгові і мерзлотно-напівболотні ґрунти	200-550
Бурі лісові ґрунти	400-700
Дерено – глейові ґрунти	-80-+300
Болотні ґрунти: поверхня	390-540
глибше 60 см	-300-+300
Сірі лісові ґрунти	300-700
Чорноземні ґрунти	500-700
Солонці	200-400
Солоди	160-400
ґрунту сіроземного пояса	450-500
Солончаки і заплавні ґрунти	-115-+665

Різні антропогенні впливи можуть як збільшувати (розорювання, осушення, ерозія), так і зменшувати (підтоплення ґрунтів, засолення, осолонцювання) ОБП ґрунту, що веде до змін у функціонуванні всього біогеоценозу. Виміри величини Eh варто проводити тільки в ґрунті природного залягання [10].

5). Вміст гумусу (шар 0-20 см, %).

Із вмістом гумусу пов'язані найважливіші біохімічні, фізичні, фізико-хімічні й агрохімічні властивості ґрунтів. Ґрунтовий гумус є головним акумулятором сонячної енергії на поверхні Землі і гарантом продуктивності, що забезпечує екологічну стійкість біосфери. Вміст його у ґрунті – характерна генетична і класифікаційна ознака для кожного з відомих типів ґрунтів (табл. 3.4) [11]. Підвищення вмісту гумусу сприяє росту вологих агрегатів, загальної порізності, найменшої вологоємності, діапазону активної вологи. Гумус є джерелом багатьох живильних компонентів: більша частина азоту, фосфору, сірки знаходиться у формі органічних сполук. У більш гумусованих ґрунтах різноманітніший видовий склад мікроорганізмів і безхребетних тварин і вище їхня чисельність. Ферментативна активність ґрунтів також наростає зі збільшенням вмісту гумусу. Гумус, особливо рухлива його частина, визначає інтенсивність надходження CO<sub>2</sub> у приземний шар повітря, впливаючи тим самим на інтенсивність фотосинтезу.

Таблиця 3.4 – Показники гумусного стану ґрунтів

ґрунти	Вміст гумусу в гумусних горизонтах, %	"Дихання" ґрунтів, кг/га. година
Лугові чорноземи, чорноземно-лугові, лугово-болотні	10	10
Звичайні і типові чорноземи, деякі ґрунти субтропіків	6-10	10
Сірі лісові, деякі чорноземи, темно-каштанові, висококультурні	4-6	7-10
Дерено-підзолисті, світло-каштанові, коричневі, сіроземи	2-4	5-7
Підзолисті, бурі, пустельно-степові	2	2-5

Гумусний стан ґрунтів дуже відчутний до змін екологічної обстановки. Залежність його від характеру рослинного покриву, особливостей рельєфу, зволоження тощо обумовлює істотне варіювання вмісту гумусу навіть у межах елементарних ґрунтових ареалів. Антропогенні ж чинники можуть не тільки змінювати інтенсивність гумусоутворювання, але і кардинально змінювати його спрямованість. Прикладом може служити процес дегуміфікації ґрунтів, широко розповсюджений зараз не лише в нашій країні, але і в усьому світі.

За останні 50 років швидкість дегуміфікації ґрунтового покриву планети стала в 24,3 рази вище середньо-історичної. Цьому сприяли, як підтвер-



джують численні дослідження, наступні антропогенні впливи: богарне землеробство на маргінальних ґрунтах, зрошуване землеробство в аридних, семіаридних і субгумідних умовах, незбалансоване застосування хімічних добрив; застосування біоцидів у землеробстві, пасовищне тваринництво з перевищенням норм випасу; вирубка лісів на рівнинах; надлишкове природокористування в тундрах, аридних територіях тощо.

Метод визначення вмісту гумусу (органічного вуглецю, %) у ґрунті за І.В. Тюріним добре відпрацьований і рекомендований міжнародною програмою комплексного моніторингу.

6). Інтенсивність виділення вуглекислоти ґрунтом (кг  $\text{CO}_2$ /га на годину).

Це один із загально визнаних показників біологічної активності ґрунту. Дихання ґрунтів є також показником швидкості трансформації органічної речовини і визначає рівень вуглецевого харчування рослин (як сільськогосподарських, так і в природних угрупованнях), який необхідний для створення їхньої органічної маси.

Ґрунтове дихання характеризує біологічну активність екосистеми в кожен конкретний період часу, і різкі відхилення від стандартних параметрів дихання можуть дати екологічну оцінку процесам, що викликають ці відхилення. Природні коливання інтенсивності "дихання" ґрунтів показані у табл. 3.4.

В даний час численні роботи вітчизняних і закордонних вчених присвячені дослідженню впливу антропогенних чинників на інтенсивність "дихання" ґрунтів. Детальний аналіз їх подано у роботах [12, 13]. Як правило, інтенсифікація сільськогосподарського виробництва і забруднення ґрунтів супроводжується пригніченням біологічної активності ґрунтів. Але різні чинники можуть по-різному впливати на її інтенсивність. Методика визначення "дихання ґрунту" наведені у роботі [14].

7). Рівень залягання ґрунтових вод (м).

Під ґрунтовими водами маються на увазі в даному випадку води першого від денної поверхні водоносного горизонту. Зміна РГВ відбувається найчастіше за рахунок цільового, безпосередньо антропогенного впливу на ґрунтові води (за рахунок забору вод, зрошення, осушувальних меліорацій, гідротехнічних споруд), а також непрямого впливу за рахунок зміни гідрогеологічних умов зміни фільтраційних властивостей ґрунтів при будівництві будинків та комунікаційних споруд, при гірських виробках.

Амплітуда коливань рівнів підземних вод залежать від ряду причин: ступеня ізольованості водоносного горизонту від поверхні землі, літологічного складу водомістких порід, положення в рельєфі, ступені зволоження території.

Критичні амплітуди коливань визначаються по відношенню до ступеня гідроморфізму ґрунтів. Для ґрунтів важлива не проста зміна РГВ, а особливо зміна знака. Для гідроморфних ґрунтів, небезпечними, критичними будуть не стільки підвищення РГВ, скільки зниження. Для сухих ґрунтів критичними будуть підвищення РГВ вище нормального.

Критичні значення зміни РГВ залежать від кліматичних умов, капілярних властивостей ґрунтів і порід зони аерації, ступеня і характеру мінераліза-

ції ґрунтових вод. Критична зміна РГВ – це зміна автоморфного процесу на гідроморфний, чи навпаки, (відповідно до класифікації ґрунтів). Критичні залягання РГВ повинні розроблятися для кожного біогеоценозу чи його типу.

Рівень ґрунтових вод (РГВ) вимірюється в стаціонарних спостережливих свердловинах. Метод спостережень за РГВ описано в [15].

8). Водопроникність гумусового горизонту ґрунту (для шару 0-20 см, мм/хв).

Водопроникність впливає на наступні важливі для функціонування біогеоценозів процеси: очищення ґрунтів від забруднення, перерозподіл поверхневого і ґрунтового стоку, повітряний режим ґрунтів, водний режим ґрунтів.

Водопроникність – показник інтегральний і визначається гранулометричним складом ґрунту, структурою, будовою, щільністю, вологістю, кількістю органічної речовини, мінералогічним складом ґрунту. Водопроникність – показник досить мінливий у просторі: водопроникність цілинних підзолистих ґрунтів під лісом – 1,80 мм/хв, а чорноземів звичайних – 8,0 мм/хв. Водопроникність орних підзолистих ґрунтів – 0,62 мм/хв, чорноземів звичайних – 1,98 мм/хв, а солонців – 0,19 мм/хв [16].

Водопроникність гумусового горизонту (глибина 0-20 см) в першу чергу реагує на велику частину антропогенних впливів, особливо на механічні впливи, пов'язані зі зміною структури, будови та щільності ґрунтів. В цілому цей параметр реагує майже на усі види впливів, пов'язаних із сільським і лісовим господарством та рекреаційним використанням території. Максимальну водопроникність мають природні біогеоценози. При граничних змінах водопроникності ґрунтів змінюється структура біогеоценозу й його продуктивність, в штучних біогеоценозах – врожайність. Граничні значення показника повинні розроблятися для типу ґрунтів, ґрунтоутворюючих порід.

Показник цей реагує на антропогенні впливи, що змінюють: мерзлотний стан порід, засолення, посилення карстових процесів, зміну режиму зволоження. Водопроникність ґрунту виражається в мм/хв; мм/година; см/доб. Методи її визначення описані у [17].

Оцінка ґрунтів (бонітування) має велике значення для їх порівняння в якості та продуктивності.

На Україні було проведено бонітування ґрунтів спочатку за багаторічними даними врожайності сільгоспкультур, а в 1993 – 1995 рр. – за природними властивостями ґрунтів.

Часткова оцінка ґрунтів була проведена за врожайністю зернових культур і цукрових буряків, а бали загальної оцінки встановлювались за показниками продуктивності всіх культур, які перераховувались в зернові одиниці.

Бальна оцінка ґрунтів за врожайністю сільгоспкультур використовувалась для планування виробництва сільгосппродукції, аналізу господарської діяльності сільськогосподарських підприємств і т. ін.

Ця оцінка зазнала критики, тому що не враховувала природні властивості ґрунтів і наближалась до економічної оцінки земель.

В зв'язку з цим колективом авторів [8, 9] була розроблена методика оцінки ґрунтів за їх властивостями. Бралися до уваги наступні показники: вміст гумусу і фізичної глини в орному шарі, глибина гумусового горизонту, глибина залягання глеєвих горизонтів, індекс агрофізичного стану.

Розрахунок балів бонітетів ґрунтів проводили спочатку на підставі окремих властивостей, а потім розраховували загальну його величину за всіма властивостями з врахуванням долі впливу окремих показників на урожай культури. Для врахування впливу на родючість ґрунтів солонцюватості, засолення, скелетності, кислотності та оглеєння в бали бонітетів вводяться попередньо розроблені поправочні коефіцієнти.

Зональність природних елементів – об'єктивно-існуючий закон природи, який віддзеркалює розподіл сонячної енергії на різних територіях земної кулі і тому відображає енергетику біологічних процесів. Ґрунти та ґрунтові комплекси є похідними і разом з тим активними компонентами певних сукупностей природних елементів і фізико-географічних умов. Типи ґрунтового покриву генетично і нерозривно пов'язані з фізико-географічними обставинами – ландшафтними типами місцевості. Ґрунтові різновиди різних територіальних рангів детально повторюють фізико-географічні регіони (зони, підзони, провінції і т. ін.). Тому саме через те, що ландшафтні регіони на території країни чітко закономірні, то таким же чином закономірно розподілені і типи ґрунтового покриву, які представляють ці регіони [18].

Ґрунтово-екологічна зона – територія поширення певних структур типів ґрунтового покриву і біокліматичних умов, що формують своєрідні ландшафти на ній. В основу виділення зон покладено типи природної обстановки в цілому, а за головний її критерій прийнято типовий склад структури ґрунтового покриву, яка сформувалась за певних умов термічного режиму та зволоження. В Україні виділяють 10 зон (рис.3.1).

Ґрунтово – екологічна підзона – ареал поширення певних підтипів зональних ґрунтів унаслідок відмінностей у перерозподілі сонячної енергії та вологи в межах зон. Виділено 18 підзон. Наступними одиницями розподілу ґрунтового покриву на відносно гомогенні території є ґрунтово – екологічні провінції, ґрунтово – екологічні педопарцели та ґрунтово – екологічні педооротопи.

Нинішня класифікація ґрунтів є продуктом узагальнення досягнень ґрунтознавства і агрохімії, спрямованих на розв'язання науково-практичних завдань. Така класифікація базується на принципах зональності, генетичності, ієрархічності, субстативності, спадкоємності та розумної доцільності [19].

*Принцип зональності.* Ґрунт як природно-історичне тіло і предмет людської діяльності, як основний засіб сільськогосподарського виробництва, не може бути відірваний від географічних умов його формування. Ця функціональна залежність генезису та властивостей ґрунтів від факторів ґрунтоутворення є головним законом ґрунтознавства, який відображає єдність ґрунту і середовища.



*Генетичний принцип* реалізується через оцінку генетичного профілю ґрунту. В існуючих класифікаціях вона здійснюється за морфолого - генетичною будовою профілю. В останньому варіанті класифікації генетичний принцип поряд з будовою профілю за генетичними горизонтами реалізується також через критерій – коефіцієнт профільного нагромадження гумусу (КПНГ), який представляє собою співвідношення між вмістом гумусу в профілі та кількістю фізичної глини в ньому.

*Принцип ієрархічності* (підпорядкування) виражається в диференціації ґрунту як природного тіла послідовно підпорядкованій системі таксономічних одиниць, кожна з яких має власний кількісний показник. Детально на них спинимось при розгляді таксономії ґрунтів.

*Принцип субстативності* (за параметрами складу і властивостей) пов'язаний з вивченням особливостей гумусонагромадження, трансформації органічної маси і формування гумусових речовин, оскільки кількість накопиченого гумусу є результат прояву усього комплексу факторів ґрунтоутворення.

*Принцип спадкоємності* забезпечує установлений порядок складання номенклатурного списку ґрунтів і не допускає його немотивованої зміни.

*Принцип розумної доцільності* допускає певні відхилення від загальних принципів складання класифікації ґрунтів, оскільки жорстке дотримання цих принципів, як показує світовий досвід, неможливе.

Система таксономічних одиниць класифікації побудована на ієрархічних принципах, тобто її елементи розташовуються у певному порядку – від вищого до нижчого. Генетична еколого – субстативна класифікація включає такі таксономічні одиниці: ряд – тип – підтип – рід – вид – варіант – літологічна серія.

*Ряд* представляє групу типів ґрунтів з подібною морфолого-генетичною будовою профілю, єдиною спрямованістю пріоритетного ґрунтоутворювального процесу, гумусонагромадження та характеру зволоження. Виділено 11 рядів.

*Тип ґрунту* – опорна таксономічна одиниця, яка представляє об'єднану групу ґрунтів за однотипними системами генетичних горизонтів і гумусового профілю, за схожості режимів і процесів ґрунтоутворення за рахунок відносної однорідності біокліматичних умов. Типи ґрунтів у польових умовах діагностуються за будовою профілю та морфолого-генетичними властивостями генетичних горизонтів, а уточнюються визначеними параметрами інтенсивності профільного гумусонагромадження через показник КПНГ.

*Підтип ґрунту* розкриває зміст типу за інтенсивністю гумусонагромадження у верхній частині профілю, зумовленого підзональними особливостями біокліматичних умов. Діагностується за параметрами коефіцієнта відносної акумуляції гумусу (КВАГ), градації параметрів якого розроблено для кожного типу ґрунтоутворення.

*Рід ґрунту* – гранулометрична матриця підзонального ґрунтоутворення. Гранулометричному складу належить пріоритетна роль у характеристиці ґрунтів, оскільки він визначає передусім усі параметри ґрунтоутворювального

процесу і загальний габітус ґрунту, його родючість. Отже вміст фізичної глини покладений в основу диференціації ґрунтів на рівні роду.

*Вид ґрунту* – міра прояву енергетики ґрунтоутворення в межах роду через вплив абіотичних факторів. Видовий рівень проявляється в диференціації ґрунтоутворення за ступенем вологозабезпечення через кількість і засвоєння опадів холодного періоду, що зумовлює різну потужність профілю, дією рельєфних чинників через оглеєння та ксероморфність, а також гомогенних проявів за засоленням і солонцюватістю та за вмістом скелета.

*Варіант* – таксономічна одиниця у межах виду, яка відображає зміну властивостей ґрунтів у результаті їх сільськогосподарського використання. На цьому рівні виділяються цілинні та освоєні: модальні (ґрунти без істотних змін), окультурені, еродовані, зрошувані, вторинно-осолонцювані, дренажні, техногенно забруднені та інші.

*Літологічна серія* – класифікаційна таксономічна одиниця за характером природи ґрунтоутворювальних порід і наявності підстилаючих. На рівні цієї таксономічної одиниці враховується ґрунтоутворювальна порода. Виділяються: лесова, лесоподібна, оглеєно-лесова, давньо-алювіальна, піщана, моренна, водно-льодовикова, алювіальна, глиниста, піщаниста, глинисто-сланцева, мергельна, вапнякова та інші.

Детальна назва ґрунту за властивостями з послідовним їх переліком щодо ієрархічної системи таксономічних одиниць класифікації у ґрунтознавстві дістала назву номенклатура ґрунтів. Назва ґрунту включає послідовно всі терміни ієрархічної системи таксономічних одиниць. Для прикладу – чорнозем типовий добре гумусоаккумулятивний легкоглинистий підвищено глибокий освоєний на лесі. Оскільки кожне слово у номенклатурі ґрунту наповнене інформацією відповідно до таксономічного рівня, то повна його назва згідно з класифікаційною схемою віддзеркалює його генетичну природу і водночас характеризує його основні властивості.

На основі номенклатури ґрунтів при детальних і великомасштабних дослідженнях ґрунтового покриву з метою складання карт ґрунтів та картографічних матеріалів формують номенклатурний список ґрунтів, який являє собою розмежувальний список ґрунтів, розділених за важливими в генетичному і агропромисловому відношеннях показниками.

При дослідженні ґрунтів на першому етапі визначення їхньої генетичної належності проводиться на підставі будови профілю. Він являє собою сукупність генетичних горизонтів, неоднакових за складом, ознаками та властивостями, які виникли в певних умовах ґрунтоутворювального процесу.

Кожний генетичний горизонт з часів В. В. Докучаєва прийнято позначати відповідними символами. В Україні прийнята система символів О. Н. Соколовського, дещо вдосконалена і доповнена, за якої кожний генетичний горизонт позначається початковою латинською літерою слова, що вказує на генетичну суть та особливості складу і стану горизонтів, пов'язаних з проявом основного ґрунтоутворювального процесу.

Наводимо перелік основних символів генетичних горизонтів та їх стислу діагностику за морфологічними ознаками.

*Гумусовий (H)* – горизонт акумуляції гуміфікованої органічної речовини, рівномірно насичений і тісно пов'язаний з мінеральною частиною ґрунту. Забарвлений в сірий, темно-сірий, коричневий або бурий колір. Звичайно пухкий, добре оструктурений.

*Дернинний (Hd)* – горизонт, складений наполовину і більше з живого і мертвого коріння трав'янистих рослин.

*Елювіальний (E)* – горизонт, збіднений мінеральною глинистою речовиною, а в окремих випадках органічною, внаслідок вимивання, забарвлений у білуваті, світло-сірі або палеві кольори, пластинчастий або плитчастий, пухкий.

*Ілювіальний (I)* – горизонт, збагачений глинистими частинками, рухомими півтораоксидами та органічною речовиною або без неї бурувато-червоного, бурувато-коричневого або темно-сірого кольору, щільний, призмоподібної, горіхуватої чи призмоподібно-горіхуватої структури.

*Ортзандовий (R)* – горизонт, складений зі зцементованих оксидами заліза піску. Він червоного кольору, щільний, безструктурний.

*Ортиштейновий (Rg)* – горизонт збагачений глиною, півтораоксидами, гелями кремнію, твердий, червонувато-коричневий.

*Солонцевий (Sl)* – горизонт, в якому ґрунтова маса інтенсивно пептизована і має підвищений вміст рухомих глин та органічної речовини. Збагачений кремнеземом, сірого або чорного кольору, стовпчатої, призмоподібної з глянцевиими гранями структури, щільний, у зволоженому стані безструктурний, в'язкий, набухаючий.

*Глейовий (Gl)* – горизонт мінеральний або органо-мінеральний блакитного, сизого, оливкового або неоднорідного кольору, безструктурний.

*Торфовий (T)* – горизонт, складений більш ніж на 20 % з рослинних решток (деревних, трав'яних, мохових, лишайникових), різного ступеня розкладення.

*Перехідний* горизонт поєднує ознаки суміжних горизонтів. Позначають перехідні горизонти символами суміжних горизонтів.

*Ґрунтоутворювальна порода (P)* – гірська порода, з якої сформувався ґрунт.

*Підстилаюча порода (D)* – порода, що залягає нижче ґрунтоутворювальної.

За наявності кількох провідних ґрунтоутворювальних процесів здійснюється сполучення відповідних символів, при цьому першим із них ставлять символ визначального за морфологічними ознаками: *HE* – гумусово-елювіальний, *HSl* – гумусово-солонцевий, *HGl* – гумусово-глейовий.

В тому випадку, якщо поряд з основними ґрунтоутворювальними процесами мають місце додаткові ознаки, їх позначають малими літерами. Наведемо приклади деяких символів: *h* – наявність у горизонті незначної гумусованості; *e* – наявність у горизонтах окремих лінз, плям освітленого матеріалу або мінеральних зерен кремнезему, які мають білуватий наліт на гранях стру-

ктурних окремоностей; *i* – наявність незначної ілювіюваності в горизонті; *gl* – наявність ознак оглеєння; *sl* – наявність солонцюватості; *rg* – наявність залізистих цементаций у вигляді лінз або прошарків; *k* – наявність карбонатів; *s* – наявність солей або гіпсу у вигляді вицвітів, нальотів, прожилок, конкрецій, зрощень; *q* – наявність уламків щільних безкарбонатних порід; *z* – наявність копролітів; *al* – наявність алювіального наносного горизонту на поверхні ґрунту; *a* – орні горизонти; *ag* – насипний рекультивований ґрунт; *pl* – плантажовані горизонти; *to* – ознаки, пов'язані зі зрощенням; *m* – ознаки, пов'язані з осушенням.

Ґрунт займає в біосфері особливе місце, найбільшою мірою забезпечуючи біологічну продуктивність біосфери. У той же час він зазнає найбільший антропогенний вплив і є найбільш небезпечною ланкою циркуляції забруднюючих речовин. Оцінки наслідків забруднення ґрунтів розроблені менш повно, ніж для повітря і води.

### 3.2 Сучасні методи інтегральної оцінки якісного стану ґрунтів

Характерною рисою ґрунту є те, що він не ординарне природне середовище, а складна екологічна система з колосальною кількістю зв'язків між її біоценотичними компонентами, між компонентами косної складової та між першими і другими у свою чергу. В основі цих зв'язків лежить матеріально-енергетичний обмін, що обумовлює процеси функціонування і розвитку ґрунту. Ґрунт формується в результаті складної взаємодії фізичних, хімічних, біологічних процесів, що відбивають дію факторів ґрунтоутворення та передають їх на властивості ґрунту у відповідності зі схемою відображення: фактори ґрунтоутворення – процеси ґрунтоутворення – властивості ґрунту. Ґрунт являється екосистемою, що відбиває у своїх властивостях біоекологічні умови його формування і розвитку.

Стан ґрунту, як усякого природного середовища, визначається набором фізико-хімічних параметрів, що характеризують його миттєвий стан та стан, усереднений у часі, набором функціональних і структурних параметрів, що дають уявлення про стан біоти.

Внаслідок надзвичайно складної взаємодії забруднюючих речовин із ґрунтом і розмаїтістю відгуків з боку біотичної та абіотичної складової ґрунту на забруднення, практично важко виділити тільки один показник, що відповідає усім вимогам діагностики.

Забруднення ґрунтів за характером джерел забруднення поділяється на два види: промислового і сільськогосподарського походження. Забруднення ґрунтів від джерел промислового походження, як правило, найбільш небезпечно в зоні безпосереднього надходження забруднюючих речовин у середовище (воду, атмосферу чи відразу в ґрунт): токсичних металів, фтору, нафтопродуктів, бенз(а)пірена й інших. В результаті мають місце істотні негативні наслідки. На відміну від промислового, забруднення сільськогосподарського походження, як правило, має місце в результаті свідомого внесення в ґрунт



забруднюючих речовин з метою досягнення обумовленого позитивного економічного ефекту. У цьому випадку заздалегідь допускається можливість негативних наслідків [20].

Ефект промислового забруднення ґрунтів є суперпозицією результатів різних джерел забруднення, розташованих на території промислового центра. В залежності від фізичних властивостей, потужності і розташування джерел, кліматичних умов, особливо рози вітрів, рельєфу місцевості, а також типу ґрунту і приґрунтового покриву мають місце різні закономірності убування рівня забруднення ґрунту з відстанню. Надходження забруднюючих речовин у ґрунт відбувається трьома шляхами: через атмосферне повітря (сухе випадання, дощові опади); через водний басейн (стоки промислових підприємств, стоки агропрому (тваринницькі), побутові стоки, дощові і ґрунтові води, поливні і меліоративні води, води відвалів, сховищ тощо); безпосереднє надходження (відходи промисловості, агропрому, житлово-комунального господарства, продукти вивітрювання і розпилення відвалів, сховищ, ерозії ґрунтів, нафтохімії, пально-мастильні матеріали, синтетичні і хімічні речовини, продукти надлишкового внесення пестицидів й добрив тощо). Ґрунт – малорухоме середовище. В ньому відбувається постійне нагромадження забруднюючих речовин.

Небезпека забруднення ґрунтів визначається не тільки рівнем вмісту забруднюючих речовин, але і їхньою здатністю справляти непрямі несприятливі ефекти (вторинні реакції). Аналіз результатів вторинних реакцій забруднюючих речовин може використовуватися в певній мері для оцінки небезпеки і прогнозу стійкості ґрунтів до забруднення [21, 22].

Показниками, що характеризують забруднення ґрунтів шкідливими речовинами, можуть служити: загальний вміст забруднюючої речовини в ґрунті, вміст екстрагованих (рухливих) форм сполук забруднюючих речовин у ґрунті, вміст забруднюючих речовин у водних витяжках та у ґрунтових водах.

Показниками, які характеризують ступінь забруднення ґрунтів, можуть служити відношення концентрації забруднюючих речовин до фонового вмісту (накопичення речовин), відношення екстрагованих форм сполук забруднюючих речовин до їх вмісту в незабрудненому ґрунті (активність забруднення), частка екстрагованих форм у валовому вмісті забруднюючих речовин (рухливість речовин у місцевих умовах).

Небезпека забруднення ґрунтів, так само як і відповідна реакція ґрунту на забруднення, можуть бути різні навіть для тих самих забруднюючих речовин і залежать від буферності ґрунтів, їх типу, підтипу, виду і різновиду ґрунтів.

Стійкість ґрунтів до забруднення залежить від цілого ряду умов [23, 24]. Так, ґрунти з більш високим ступенем розвиненості ґрунтового покриву є більш стійкими до впливу. Зі збільшенням крутості схилу зростає поверхневий стік, лінійна і плоска ерозія, що сприяє механічному виносу продуктів забруднення і їхньому накопиченню в зниженнях рельєфу. Чим вище каменистість, тим більше ґрунти зазнають забруднення. Зі збільшенням щільності ґрунтів зменшується їхня загальна пористість і обсяг пір аерації, знижується

швидкість фільтрації і доступність вологи. Безструктурний ґрунт найбільш підданий механічним впливам, а структуровані ґрунти з високим вмістом водоміцних агрегатів стійкі в ерозійному відношенні, а також здатності протистояти розмиваючій дії води. Від механічного складу залежить будова, пористість, вологоємність і інші фізичні властивості ґрунтів, які визначають водний, повітряний і тепловий режими та впливають на міграцію забруднюючих речовин.

Нормування забруднюючих речовин у ґрунті почало розвиватися в середині сімдесятих років [23-28]. Були розроблені і затверджені ГДК для ряду речовин [25, 28, 29]. Це питання ускладнюється тим, що паралельно з нормуванням ведуться роботи над удосконалюванням методології обґрунтування ГДК забруднюючих речовин у ґрунті. Тому раніше обґрунтовані ГДК за валовими формами найчастіше важко зіставляти з більш пізніми розробками, заснованими на підході обліку рухливих форм.

Розроблений у 1983 р. ГОСТ [25] дає тільки загальну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів, однак не враховує специфіку забруднювачів і особливості їхнього поведіння в ґрунті. Запропонована класифікація була розроблена за даними досліджень впливу пестицидів, тому недостатньо прийнятна для класифікації, зокрема, важких металів у ґрунті, а також не вирішує питання про ступінь реальної небезпеки забруднення ними ґрунту. Не знайшов відображення, на жаль, у цій класифікації і найважливіший принцип охорони ґрунтів, виражений критерієм обмеження землекористування з урахуванням ступеня небезпеки забруднення ґрунтів.

З гігієнічних позицій небезпека забруднення ґрунту хімічними речовинами визначається рівнем її можливого негативного впливу на контактуючі суміжні середовища (вода, повітря), харчові продукти й опосередковано на людину, а також на біологічну активність ґрунту і процеси його самоочищення [24, 30].

Основним критерієм оцінки ступеня забруднення ґрунту хімічними речовинами є їх гранично допустима концентрація (ГДК) або орієнтовно допустима кількість (ОДК) [31, 32]. Під ГДК розуміється максимальний вміст забруднюючої ґрунту хімічної речовини, що не викликає прямого чи непрямого негативного впливу (включаючи окремі наслідки) на об'єкти навколишнього середовища (НС) і здоров'я людини і такий, що не призводить до накопичення токсичних елементів у сільгоспкультурах вище ГДК для харчових продуктів і максимально допустимого рівня (МДР) для кормів [32]. Обґрунтування ГДК базується на загальносанітарному, транслокаційному, міграційному водному і повітряному показниках [39]. Загальносанітарний показує вплив хімічних речовин на самоочисну здатність і біологічну активність ґрунтів. Транслокаційний характеризує здатність хімічних речовин переходити з ґрунту в рослини. Міграційний характеризує можливість переходу хімічних речовин із ґрунту в ґрунтові води, поверхневі водні джерела і повітря.

В якості нормативно допустимої концентрації хімічних речовин у ґрунті приймається ГДК і ОДК.

Гігієнічна оцінка небезпеки забруднення хімічними речовинами ґрунту населених пунктів однозначно регламентується відповідними документами [25, 26, 29, 32]. Вона визначається епідеміологічною значимістю забрудненого хімічними речовинами ґрунту, роллю забрудненого ґрунту як джерела вторинного забруднення приземного шару атмосферного повітря і при його безпосередньому контакті з людиною, значимістю ступеня забруднення ґрунту в якості індикатору забруднення атмосферного повітря і води.

Критерієм епідеміологічної безпеки є відсутність патогенних агентів у досліджуваному об'єкті. Індикатором для визначення найбільш розповсюджених забруднювачів ґрунту на території міст може служити оцінка небезпеки забруднення атмосферного повітря. Оцінка рівня хімічного забруднення ґрунтів як індикатора несприятливого впливу на здоров'я людей здійснюється за допомогою коефіцієнта концентрації хімічної речовини [30]. Він вимірюється відношенням фактичного вмісту окремого забруднювача (С) до його фонового рівня ( $C_{\phi}$ ):  $K = C / C_{\phi}$ . У випадку присутності в ґрунті декількох забруднювачів, показник забруднення виражається формулою:

$$Z = \sum K_i - (N - 1), i = \overline{1, N} \quad (3.1)$$

Клас небезпеки хімічних речовин у ґрунті визначається в залежності від атомарної ваги (А), розчинності у воді хімічної речовини (S), середнього арифметичного ГДК хімічних речовин у харчових продуктах – м'ясі, рибі, хлібі, овочах, фруктах, молоці (а), молекулярної маси хімічної сполуки, до якої входить даний елемент (М), ГДК цього елемента у ґрунті [34]:

$$I = \lg(A \cdot S / a \cdot M \cdot \text{ГДК}). \quad (3.2)$$

Виділяється чотири класи небезпеки хімічних речовин у ґрунті: не небезпечні (при  $I < 0,1$ ); мало небезпечні ( $0,1 < I < 2,5$ ); небезпечні (2,6-4); високо небезпечні ( $I > 4,1$ ).

Забрудненість ґрунту характеризується загальним вмістом елементів в ньому. Показником забруднення в порівнянні з природним фоном може служити відношення загального вмісту елемента до його середньої фонові кількості. Однак негативні екологічні наслідки спостерігаються при перевищенні концентрації речовини значення гранично допустимої концентрації. При цьому на стан ґрунтів в умовах техногенезу першорядне значення справляє вміст у ґрунті рухливих форм забруднюючих речовин, як найбільш небезпечних для ґрунтової біоти і рослин. За характером впливу на ґрунт забруднюючі речовини поділяються на три групи: педохімічно активні, біологічно активні, мігруючі [35].

До слабо забруднених ґрунтів можна, згідно [26], віднести ґрунти, вміст забруднюючих речовин у яких вище природного фону, але не перевищує ГДК, а продуктивність і властивості ґрунту не порушені.

Помірно забруднені ґрунти – ґрунти, вміст забруднюючих речовин у яких перевищує ГДК (фон), але не викликає зміни властивостей ґрунту чи ці зміни носять оборотний характер, а транслокація забруднюючих речовин в рослини не спостерігається, продуктивність ґрунту не порушена. Ознакою помірного забруднення ґрунту може служити такий його стан, коли буферність ґрунту до негативного впливу забруднюючих речовин не порушена.

До сильно забруднених ґрунтів варто віднести ґрунти, у яких вміст забруднюючих речовин не тільки перевищує ГДК (фон), але й мають місце зміни, у тому чи іншому ступені, фізико-хімічних, водно-фізичних, біологічних, агрохімічних, міграційних і інших властивостей ґрунту, що підлягають контролю в залежності від типу забруднюючих речовин. Крім того, у цьому випадку має місце порушення продуктивності ґрунтів, трансформація речовин у рослини (сільськогосподарські культури). При цьому, очевидно, ознакою значущості ступеня забруднення ґрунту може служити порушення стійкості й здатності ґрунту протистояти впливу забруднюючих речовин.

Для визначення ступеня забрудненості ґрунтів використовують такі характеристики.

Коефіцієнт концентрації ґрунту:

$$K_c = \frac{C}{C_{сеп}}, \text{ або } K_c = \frac{C}{C_{ГДК}}, \quad (3.3)$$

- де  $C$  – загальний вміст забруднюючих речовин;  
 $C_{сеп}$  – середній фоновий вміст забруднюючих речовин;  
 $C_{ГДК}$  – гранично допустима концентрація забруднюючих речовин.  
 Інтегральний показник поелементного забруднення ґрунту:

$$K_{сi} = \sum_{j=1}^n \frac{C_j}{C_{фj}}, \quad (3.4)$$

- де  $C_i$  – сума забруднюючих речовин;  
 $C_{фj}$  – сума фонового вмісту забруднюючих речовин.  
 Коефіцієнт зворотної реакції ґрунтів, що впливає на динаміку забруднення:

$$K_p = \frac{A - A_{ф}}{A_{ф}}, \quad (3.5)$$

- де  $A$ ,  $A_{ф}$  – параметри, які контролюються в забрудненій та фоновій пробах.

На думку більшості вчених, погіршення здоров'я населення, що спостерігається за останні десятиліття, пов'язане з негативним впливом хімічних факторів навколишнього середовища. Аналіз причинно-наслідкових зв'язків

свідчить про значну роль хімічного забруднення ґрунту в погіршенні здоров'я населення. Це пояснюється тим, що ґрунт займає центральне місце у кругообігу речовин у біосфері. Крім того, він є основним депо, де накопичуються стійкі хімічні речовини в природному середовищі, а також виступає початковою ланкою в їх міграції від джерела забруднення до організму людини за короткими і довгими трофічними ланцюжками.

За ступенем стійкості до забруднень і характером зворотної реакції ґрунти поділяються на дуже стійкі, середньо стійкі, малостійкі. Ступінь стійкості ґрунтів до хімічних забруднень характеризується такими показниками, як гумусний склад ґрунту, кислотно-основні властивості, окислювально-відновлювальні властивості, катіонно-обмінні властивості, біологічна активність, рівень ґрунтових вод, частка речовин, що знаходяться в розчиненому стані.

При оцінці стійкості ґрунтів до хімічних забруднень слід враховувати показники, що характеризують короткотермінові (2–5 років), довготермінові (5–10 років) зміни ґрунтів і показники ранньої діагностики розвитку змін у ґрунтах.

Короткотермінові зміни властивостей ґрунтів діагностуються за динамікою вологості, величиною водневого показника рН, складом ґрунтових розчинів, вмістом поживних речовин. Довготермінові зміни властивостей ґрунтів визначають за складом і запасом гумусу, відношенням вуглецю гумінових кислот до вуглецю сульфокислот, втратами ґрунтів унаслідок ерозії, загальною лужністю, кислотністю, вмістом солей.

Функціонування промислових підприємств, транспорту та енергетичних установок викликає регіональне і навіть глобальне забруднення ґрунтів. Регіональне забруднення ґрунтів може спричинятися кислотними дощами, що випадають поблизу великих промислових підприємств, які викидають в атмосферу шкідливі гази. Природні процеси (міграція, перетворення, розклад, вимивання, вивітрювання, сонячна радіація, клімат) сприяють самоочищенню ґрунтів. Захисна здатність ґрунтів до самоочищення має певні межі, які слід враховувати під час організації виробничої та господарсько-побутової діяльності.

Основними характеристиками ґрунтів щодо самоочищення є тривалість самоочищення та захисна здатність ґрунтів, яка характеризує їхню здатність суттєво знижувати токсичність забруднюючих речовин. Тривалість самоочищення – час, протягом якого відбувається зменшення на 96 % масової частки речовини, що забруднює ґрунт, від початкового значення або до його фонових значення. Для самоочищення ґрунтів, а також їхнього відновлення потрібно багато часу, який залежить від характеру забруднення та природних умов. Процес самоочищення ґрунтів триває від декількох днів до декількох років, а процес відновлення порушених земель – сотні років.

У процесі моніторингу стану ґрунту в зонах забруднення можна використовувати, на думку авторів [36], інтегральний показник біологічної продуктивності ґрунту (БПГ) у вигляді функції, яка залежить від активності дегідрогенази ( $A_d$ ), активності каталізи ( $A_k$ ), активності фосфатази ( $A_\phi$ ), гідролітич-

ної кислотності ( $H_r$ ), рухливості органо-мінеральних компонентів ( $C_n, P_n, M_n$ ), як відношення сум значень параметрів ферментативної активності до вмісту компонентів у ґрунтовому розчині (масі) за формулою:

$$\text{БПГ} = (A_d + A_k + A_\phi) / (H_r + C_n + P_n + K_n). \quad (3.6)$$

Для оцінки ступеня мінливості властивостей ґрунту при забрудненні рекомендується користуватися безрозмірною величиною реакції ґрунту:

$$K = (\text{БПГ}_z - \text{БПГ}_\phi) / \text{БПГ}_\phi, \quad (3.7)$$

де  $\text{БПГ}_z$  і  $\text{БПГ}_\phi$  – величини, які характеризують біологічну продуктивність ґрунтів при забрудненні і фоні.

У роботі [37] запропоновано методичний підхід для розрахунку бальних оцінок різних пестицидів при визначенні пріоритетності їхнього вмісту у ґрунті, що визначаються за десятьма показниками: токсичності для теплокровних (здатності кумуляції у організмі), значенню коефіцієнта кумуляції, персистентності у ґрунті, дії на ґрунтові ферментні процеси і біоту, міграції ґрунтовим профілем, транслокації в культурні рослини, фітотоксичній дії через ґрунт, реакції на інсоляцію, оцінки за нормативами ГДК і ОДК, дії на органолептичні властивості, летючості (пружності пари).

Для визначення потенційної небезпеки (пріоритетності) техногенних елементів за навантаженням на рослини запропоновано [38] коефіцієнт біотехногенності:

$$H_p = B / K_p, \quad (3.8)$$

де  $B$  – величина надходження хімічної речовини у середовище;  
 $K_p$  – кларковий вміст цієї речовини у рослині.

Для оцінки динаміки надходження техногенних елементів у харчові продукти можна використовувати коефіцієнт динамічної біотехногенності [38]:

$$П = B / K_p M, \quad (3.9)$$

де  $M$  – приріст біомаси (врожай).

Надходження в ґрунт різних забруднюючих речовин, токсикантів, відходів господарської діяльності в розмірах, що перевищують необхідні в біологічному круговороті ґрунтових екологічних систем, негативно позначається на родючості ґрунту й, в остаточному підсумку, на продуктивність сільськогосподарського виробництва [39-45].

Одним із критеріїв ступеня небезпеки забруднення хімічними речовинами сільськогосподарських земель може служити показник продуктивності сільгоспвиробництва, обумовлений родючістю сільгоспугідь. Зниження родючості обумовлює, як правило, втрату продукції, зниження її якості, збіль-

шення витрат на її виробництво. В залежності від ступеня впливу техногенного забруднення абсолютна величина зниження величини показника (Рф) у зоні забруднення по відношенню до його середньостатистичного рівня (Ро) для незабруднених територій визначається різницею [20]:

$$P = P_0 - P_f. \quad (3.10)$$

Для оцінки тенденцій негативних наслідків забруднення ґрунту на продуктивність сільгоспугідь можна використовувати індексне рангування техногенних навантажень. Методичний принцип цього підходу можна представити відношенням [20]:

$$I = P_f / P_0. \quad (3.11)$$

Очевидно, що у випадку зростаючого негативного впливу техногенного забруднення на сільгоспвиробництво ( $P_f > P_0$ ) має місце збільшення величини  $P$  при  $I > 1$ . При зменшуванні техногенного впливу  $P_f \rightarrow P_0$ , а значить  $I \rightarrow 1$ .

У роботі [46] запропонована загальна схема оцінки ґрунтів сільськогосподарського використання, забруднених важкими металами, яка може бути використана при відсутності даних про специфіку дії конкретного металу. Умовно виділяються наступні категорії забруднення ґрунтів: слабка (вміст забруднювачів фоновий, але не вище 0,5 ГДК, можливість ґрунтів при цьому не обмежена), припустима (більше 0,5 ГДК, але не вище ГДК, при необмеженому використанні), помірна (вище ГДК з лімітуючого загальносанітарного показника, але не вище припустимого рівня з транслокаційного показника при необмеженому використанні під будь-які сільгоспкультури), висока (перевищення ГДК у ґрунті при лімітуючому транслокаційному показникові, який обмежено використовується під сільгоспкультури з урахуванням рослин – концентраторів), надзвичайно висока (перевищення ГДК у ґрунті за всіма показниками шкідливості, що використовуються при гігієнічному нормуванні, який обмежено використовується під технічні культури і лісопаркові зони).

Підбиваючи підсумки можна відзначити, що на даний час визначилися методичні підходи з оцінки ступеня небезпеки забруднення ґрунтів з урахуванням основних чинників, що визначають рівень їхньої взаємодії на системі ґрунт – рослина, ґрунт – мікробіоценоз, біологічна активність.

### 3.3 Загальна характеристика ґрунтів та земельних ресурсів України

Характеризуючи ґрунти України, вважаємо за доцільне передусім зосередитись на розгляді найбільш розповсюджених та родючих ґрунтів, які представляють надзвичайно цінний земельний фонд нашої країни.

Тому спочатку розглянемо *ряд ґрунтів автоморфних з акумулятивно-гумусовим профілем*.

ґрунти цього ряду характеризуються акумулятивним гумусовим профілем, формування якого відбувалось під трав'янистою рослинністю за різних гідротермічних умов. Вони мають однотипну будову профілю, у них відсутня

диференціація за гранулометричним складом, валовим вмістом  $R_2O$ . Гумус міцно зв'язаний з мінеральною частиною.

До цього ряду входять: чорнозем типовий, чорнозем звичайний, чорнозем південний, темно-каштановий ґрунт, каштановий солонцюватий та бурозем.

*Чорнозем типовий* має найбільш виражені ознаки зазначеного ряду ґрунтів. Насамперед цей ґрунт характеризується дуже високою родючістю. Сформувався під трав'янистою рослинністю і має найхарактерніші ознаки чорноземоутворювального процесу: нагромадження гумусу, поживних речовин, відсутність перерозподілу мінеральної частини у профілі. Потужність гумусованого профілю коливається в межах 110–200 см. Його будова:

$H/k_{40-60} + Hrk_{60-80} + PH_{80-140} + Phk_{110-200} + Pk$ .

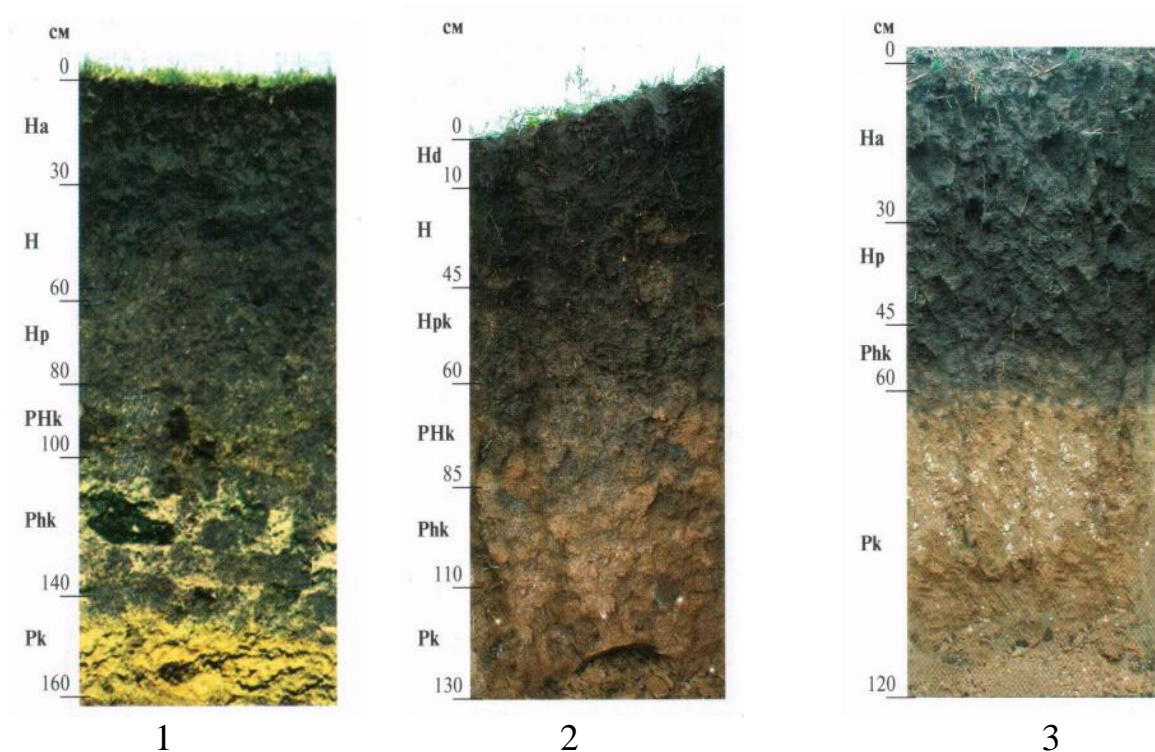
Характерною ознакою гумусового профілю є чітке виділення верхньої частини ( $H/k + Hrk$ ) за кольором від темно-сірого до чорного залежно від стану його зволоження (рис. 3.2). Йому властиві рівномірність і однорідність забарвлення гумусом, відносна пухкість, грудкувато-зерниста структура. Карбонати трапляються переважно на глибині 40–50 см, іноді залягають на поверхні або в породі. Вони представлені в профілі пліснеподібним налітом на поверхні структурних агрегатів, а також внутрішніх стінках різних порожнин. Акумулятивно-карбонатний (перехідний) горизонт за кольором близький до ґрунтоутворювальної породи, слабо оструктурений, грудкуватий, часто горіхуватий за рахунок копролітів. Для типових чорноземів характерна наявність кротовинного шару потужністю 30–80 см, який починається з нижньої частини нижнього перехідного горизонту і охоплює верхню частину материнської породи. Він строкатий за кольором, унаслідок перемішування нижніх горизонтів з гумусованим матеріалом.

Чорноземи типові в однаковій мірі придатні для вирощування під всі районовані сільськогосподарські культури. Ці ґрунти добре реагують на внесення органічних і мінеральних, особливо фосфорних і азотних добрив.

Чорноземи типові – найбільш розповсюджена група ґрунтів Лісостепової зони.

На заході вони починають залягати на Тернопіллі вздовж р. Збруч, потім широкою, майже суцільною смугою пролягають по всій північній половині Придніпровської височини і абсолютно домінують на лівобережній частині Лісостепу, обмежуючись на сході р. Оскіл, на півночі – р. Сейм. На півдні ці ґрунти пролягають вздовж багатсоткілометрової лінії, неподалік від ряду населених пунктів (Ширяєве – Первомайськ – Кіровоград – Кременчук – Красноград – Балаклія – Троїцьке). Загальна площа чорноземів типових складає біля 14 % від площі всіх ґрунтів України. *Чорнозем звичайний* має відносно добрі ознаки чорноземоутворювального процесу: нагромадження гумусу, відносно неглибоке залягання карбонатів, відсутність перерозподілу мінеральної частини в профілі. Але інтенсивність гумусонагромадження менша порівняно з чорноземами типовими, внаслідок погіршення умов зволоження. Потужність гумусованого профілю коливається в межах 45–145 см. Профіль має таку будову:  $H_{40-55} + Hrk_{65-95} + Phk_{85-145}$ .





**Рисунок 3.2 – Черноземи на лесах:**

1 – типовий дуже добре гумусоакумулятивний середньосуглинковий; 2 – звичайний помірно гумусоакумулятивний; 3 – південний слабогумусоакумулятивний

З півночі на південь із наростанням посушливості клімату потужність профілю, як і вміст гумусу, зменшується, ближче до поверхні підходять горизонти акумуляції карбонатів, гіпсу, водорозчинних солей. На легких породах сформувались більш глибокі, але менш гумусовані черноземи, на важких – більш гумусовані, але меншої потужності. Характерною ознакою в підорній частині профілю є наявність реліктових копролітів, які в багатьох випадках домінують горіхуватими формами у складі структури. Водорозчинні солі в черноземах звичайних північної частини зони представлені переважно сульфатами кальцію і магнію з глибини 4 м, у південній частині сольові акумуляції починають виявлятися з глибини 2–2,5 м. При такому порівняно неглибокому заляганні солей ознак солонцюватості в горизонтах не спостерігається. На Донецькому кряжі, Придніпровській та Приазовській височинах на схилах попадаються черноземи звичайні на елювії щільних переважно безкарбонатних порід. У них відсутній карбонатний прошарок у вигляді білозірки. Їм притаманні менш сприятливі агрономічні якості, внаслідок погіршення водно-фізичних властивостей за рахунок скелета, вміст якого в орному шарі становить 10–50 %. Тому знижується в них вміст гумусу, вологемність і агрономічні якості в цілому.

Черноземи звичайні, як і черноземи типові, належать до високородючих ґрунтів, придатних під вирощування всіх районованих в зоні сільськогосподарських культур і плодово-ягідних насаджень.

Розглянутий ґрунт розповсюджений в зоні Північного Степу на вододілах, їх схилах і терасах річок. Простягаються ці чорноземи через всю територію України з південного заходу на північний схід, охоплюючи північну частину Одеської, Миколаївської, центральну – Кіровоградської і Дніпропетровської, північну – Донецької, південну та східну – Харківської та північну частину Луганської областей. Загальна площа чорноземів звичайних складає понад 24 % від площі всіх ґрунтів України.

*Чорнозем південний* залягає переважно на рівнинних вододільних територіях з слабкорозвиненою гідрографічною мережею. Тому вода поверхневого стоку акумулюється в замкнуті від'ємні зниження – поди. Іншою особливістю зони південних чорноземів є неглибоке залягання друз гіпсу та солей. Залежно від регіону глибина залягання водорозчинних солей коливається від 2 до 10 м. Потужність гумусованої частини профілю чорноземів південних значною мірою залежить від їх географічного положення і гранулометричного складу материнських порід. У Задністровському районі потужність профілю коливається в межах 65–85 см, у Криму – 45–65 см, на Лівобережжі – 50–75 см, Правобережжі 65–85. Гумусована частина профілю диференціюється на гумусовий (Н), верхній перехідний (Нр) та нижній перехідний (Ph) горизонти (рис. 3.2).

У зоні чорноземів південних трапляються види на елювії вапняків і крейдяно-мергельних порід, які переважно щебенюваті та кам'яністі, що ускладнює їх сільськогосподарське використання.

Порівняно з чорноземами звичайними ці ґрунти менш родючі, у зв'язку з більшою посушливістю. Вони придатні під зернові, технічні і овочеві культури, сади і виноградники.

З північного боку чорноземи південні межують з чорноземами звичайними приблизно вздовж лінії Ізмаїл – Татарбунари – Кам'янка-Дніпровська – Токмак – Бердянськ. З південного боку зона ґрунтів південних обмежується Чорним морем, Каховським каналом і Азовським морем. Загальна площа чорноземів південних складає 8 % від площі всіх ґрунтів України.

*Темно-каштанові ґрунти* сформувались головним чином на лесах. Солі та гіпс залягають на глибині 150–250 см, але на Правобережжі вони залягають глибше. В темно-каштановому ґрунті чітко проявляється диференціація профілю за елювіально-ілювіальним типом як морфологічно, так і за даними гранулометричного складу. У шарі 0–10 см елювійованість морфологічно проявляється у вигляді слабо вираженого горизонтального розчленування структурних окремоостей, порохнистості та збагаченої кількості присипки  $\text{SiO}_2$ . Будова профілю: гумусовий (He), верхній перехідний (Нрі), нижній перехідний (Phi(k)). Загальна потужність профілю 50–100 см. Гумусовий горизонт (Н(e)) має потужність 25–30 см (у цілих варіантах (Неd) – 8–12 см), у легкосуглинкових та супіщаних – 30–40 см. Горизонт темно-сірий з коричневим або каштановим відтінком, порохувато-грудкуватий, на структурних окремоостях помітна присипка кремнезему ( $\text{SiO}_2$ ).

В цілому ґрунти цього типу придатні для вирощування всіх районованих сільськогосподарських культур (озима пшениця, ячмінь, кукурудза, соняшник). Одержання високих сталих врожаїв на цих ґрунтах лімітує волога.

Ґрунти пролягають на межі з чорноземами південними з боку півдня, простягаючись вузькою смугою від Одеси до Обитічної затоки в районі Бердянська. Ці ґрунти також поширені на північному сході Криму. Загальна площа темно-каштанових ґрунтів – біля 2,8 % від загальної площі ґрунтів України.

*Каштанові солонцюваті ґрунти* сформувались під полинно-типчаково-ковилувими степами, головним чином на лесах. Вони не утворюють суцільних масивів, а залягають в комплексі з солонцями каштановими. Ознаки солонцюватості морфологічно виражені більш чітко. Будова профілю: гумусовий елювіований (He) горизонт потужністю 20–30 см, темно-коричневий, темно-сірий з каштановим відтінком або коричнево-сірий, елювіованість проявляється в полегшенні гранулометричного складу та пилуватості, порохнисто-грудкуватий. Верхній перехідний горизонт (Hr<sub>1</sub>) потужністю 10–15 см помітно ілювіований, темно-каштановий з буруватим відтінком, грудкувато-горіхуватий. Нижній перехідний горизонт (Phi(k)) потужністю 10–15 см, слабо і нерівномірно гумусований, темнувато-коричневий або темно-бурий, грудкувато-горіхувато-призмоподібний. Глибше – лес, зверху слабогумусований, з 65 до 100 см з білозіркою, на глибині 120–160 см залягають солі та гіпс.

Ґрунти придатні для вирощування всіх районованих сільськогосподарських культур та виноградників. У зв'язку з негативними фізичними властивостями, недостатнім забезпеченням поживними речовинами і вологою, вони мають більш низьку родючість порівняно з темно-каштановими ґрунтами. Залягають вони вузькою смужкою південніше темно-каштанових ґрунтів в безпосередній близькості від півострова Крим.

*Бурозем* сформувався під різнотравно-злаковим трав'янистим покривом на елювії пісковиків, сланців, гнейсів та інших кристалічних порід в умовах інтенсивного сезонного промивного режиму. Має акумулятивний тип профілю, в середньому потужністю 70 см, однорідного бурого профілю, за винятком верхньої його частини, яка буро-сіра. Він складається з дерново-гумусового, часто оторфованого ґрунту (Hdt 5–10 см) за рахунок наявності напіврозкладених рослинних решток. Нижня частина цього горизонту темно-коричнева або бурувато-темно-сіра, насичена корінням рослин. Гумусовий горизонт (H 10–30 см) коричнеувато-бурий або вохристо-бурий, зернисто-грудкуватий. Верхній перехідний (Hr) світло-бурий, грудкуватий, нижній перехідний горизонт (Ph) бурий, часто зі слабким оливкуватим відтінком. Характерною ознакою бурозему є значна скелетність профілю, яка з глибиною зростає.

Буроземі займають широкий пояс гірської системи Українських Карпат разом з передгірними територіями Прикарпаття і Закарпаття. Територія використовується переважно для рубки лісу, випасу худоби та туризму. Засновано ряд заповідників та національних парків.

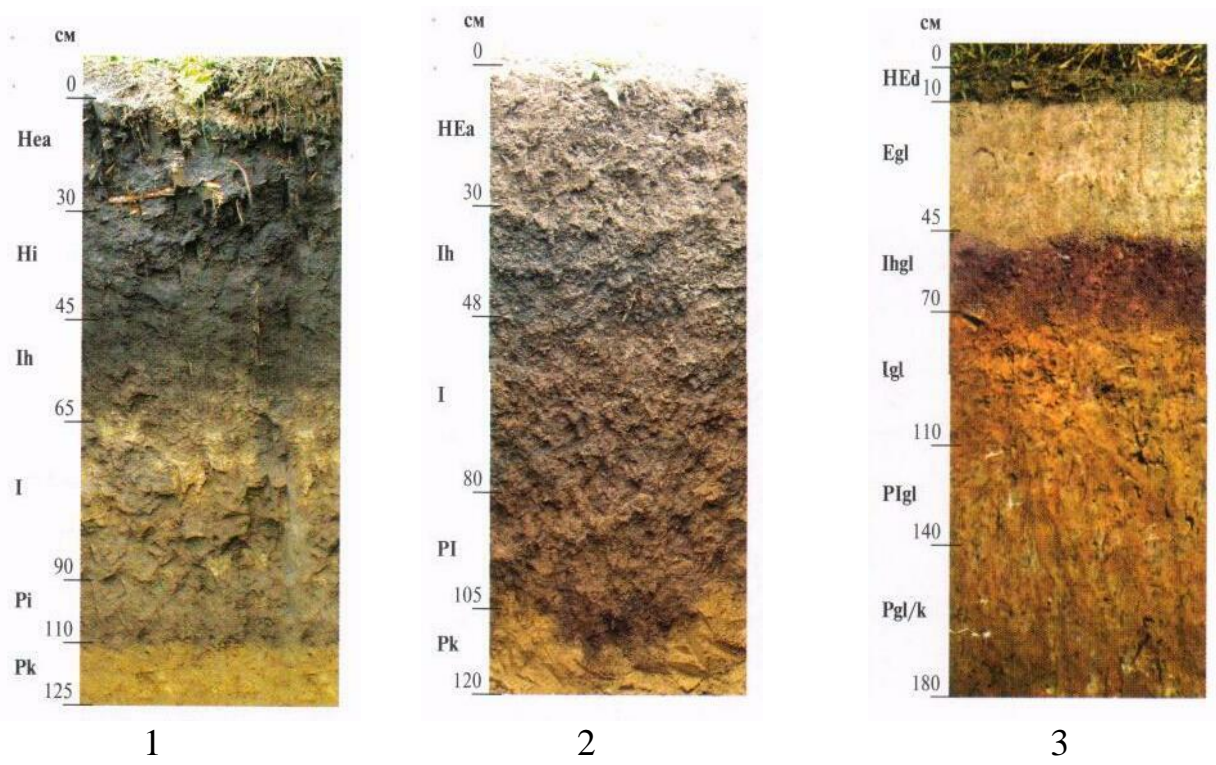
*Ряд ґрунтів опідзолених з гумусоаккумулятивним профілем* залягає в Лісостепу, Поліссі та буроземній зоні. Спільним для них є формування під лісовою рослинністю зі значною кількістю трав'янистої. Велика участь трав'янистого покриву у ґрунтоутворенні проявилась у значній і глибокій гумусованості профілю, але в менших параметрах щодо ґрунтів під чистими трав'янистими асоціаціями. В них дуже слабкий перерозподіл мулистих часток і оксидів  $R_2O_3$  або він може бути відсутнім. Проте зональна специфіка умов ґрунтоутворення позначилася на формуванні своєрідних ознак і властивостей.

*Чорнозем опідзолений* формувався у Лісостепу під широколистяними лісами з проективним покриттям трав'янистою рослинністю на 75–85 %, переважно на лесах і лесоподібних породах. Через це чорноземні ознаки проявляються у значній і глибокій гумусованості профілю (80–130 см), дуже слабкому перерозподілі мулистих часток і оксидів  $R_2O_3$ . У їхньому профілі виділяються такі горизонти: Не – гумусовий слабоелювіюваний (потужність 30–50 см); Нрі – верхній і Рhi – нижній гумусово-перехідні; PI(h) або Pi(h) – перехідний до породи слабогумусований та Р – материнська порода. Елювіюваність діагностується наявністю у верхній частині профілю присипки  $SiO_2$  на структурних гранях. Ілювіюваність визначається грудкувато-горіхуватою структурою у верхній частині профілю та горіхувато-призмоподібною або грудкувато-призмоподібною нижньої його частини. Карбонати у вигляді плісняви у профілі нестабільні.

В цілому чорноземи опідзолені – високородючі ґрунти, придатні для вирощування всіх районованих в зоні сільськогосподарських культур і плодкових насаджень.

Розглянуті ґрунти поширені переважно в західній і центральній частинах України, частіше в комплексі з іншими опідзоленими ґрунтами. Трапляються вони і на північному сході України у вигляді окремих острівців, де панують не зайняті (одвічні) ліси. Загальна площа чорноземів опідзолених складає 4,6 % від площі всіх ґрунтів України.

*Темно-сірі опідзолені ґрунти* формувались в Лісостепу під пологом широколистяних лісів з проективним покриттям трав'янистою рослинністю на 65–75 %, тому у них слабо виражені ознаки опідзолення і добре – гумусонагромадження, переважно на лесах і лесоподібних породах. У їх профілі виділяються горизонти: Не – гумусовий помітно елювіюваний за наявністю присипки кремнезему (потужність 25–35 см), у цілинних варіантах зернисто-грудкуватий або горіхувато-зернистий, в освоєних – порохнисто-грудкуватий; НІ – гумусово-ілювіальний (25–30 см), горіхуватий, велика кількість присипки кремнезему на структурних гранях; Іh – ілювіальний помітно добре гумусований (15–20 см), грудкувато-горіхуватий або горіхувато-призмоподібний; І – ілювіальний грудкувато-призмоподібний та Р – материнська порода з глибини 110–130 см (рис. 3.3). У вологих ґрунтах, починаючи з ілювію, можливе оглеєння у вигляді бурих охристо-сизих плям, чорних цяток, оливкового та сизого відтінків. Карбонати, як правило, знаходяться в материнській породі.



**Рисунок 3.3 – Опідзолені ґрунти на лесах:**

1 – темно-сірий середньогумусоакумулятивний; 2 – сірий помірно слабогумусоакумулятивний; 3 – ясно-сірий слабогумусоакумулятивний глеюватий легкосуглинковий

Ці ґрунти теж високородючі і придатні для вирощування всіх районованих в Лісостепу культур. В цій зоні вони залягають порівняно невеликими масивами, причому площі розповсюдження їх переважають в західних областях.

*Бурозем опідзолений* сформувався під лісом з великою участю трав'янистої рослинності. Потужність профілю в середньому 85 см, але зустрічаються і менш потужні – 25–45 см. Профіль диференціюється на гумусово-дерновий (Hd 5–10 см), гумусовий (H 15–40 см), верхній перехідний (Hr 15–40 см) і нижній перехідний (Ph 15–30 см) горизонти. Забарвлення профілю від темнувато-палевого до бурого. Структура зерниста, горіхувата і грудкувата. Ґрунт тією чи іншою мірою кам'янисто-щепенуватий.

Ґрунт розповсюджений в Українських Карпатах на висотах 360–1 680 м над рівнем моря. Ґрунти характеризуються високими лісорослинними властивостями, зайняті переважно дубово-буковими лісами, а на вільних від лісів площах використовуються під сади і виноградники.

*Дернові опідзолені ґрунти* формувались під добре освітленими лісами з розвиненим трав'янистим покривом. Приурочені переважно до піщаних і зв'язно-піщаних ґрунтоутворювальних порід, а також крейдіяно-мергельних і рідше лесовидних суглинкових порід. Підзолоутворення у дернових опідзолених ґрунтах розвивалось слабо, а переважав дерновий процес. Наслідком його є формування ґрунтів з недиференційованим або слабодиференційованим профілем, підвищеною інтенсивністю гумусонагромадження. Профіль

поділяється на гумусовий (в орних ґрунтах 25–30 см, у цілинних – 15–28 см) та перехідний, який з глибини 35–60 см змінюється материнською породою.

Цей тип ґрунту об'єднує велику групу ґрунтів Полісся, які переважно перебувають в комплексі з іншими опідзоленими ґрунтами цієї зони. Територіально вони приурочені головним чином до північних районів країни.

*Ряд ґрунтів опідзолених з текстурно-диференційованим профілем* включає групу ґрунтів, характерною особливістю яких є зосередження органічної речовини у невеликому за потужністю шарі у верхній частині профілю, який має різко виражену текстурну диференціацію за елювіально-ілювіальним типом.

Такий тип будови профілю є результатом комплексу відповідних процесів, головним із яких є підзолистий. Лісова рослинність має розвинутий і щільний деревостан, натомість трав'янистий покрив слабозвинений і представлений тіньлюбними видами. Для ґрунтів цього ряду характерне періодичне поверхневе перезволоження і промивний водний режим.

*Сірі лісові ґрунти* формувались під широколистяними лісами з проектним покриттям трав'янистою рослинністю 45–65 %, переважно на лесових породах. У профілі сірих лісових ґрунтів виділяють горизонти: HE – гумусо-елювіальний (потужність 25–35 см); Ih – ілювіальний помітно гумусований (15–20 см); I – ілювіальний та P – материнська порода з глибини 100–150 см (рис. 3.3). За ступенем зволоження ці ґрунти розподіляються на автоморфні і поверхнево перезволожені. Останні розповсюджені у Передкарпатській вологій частині Лісостепу. Оглеєння цих ґрунтів проявляється у верхній гумусованій частині ілювію у вигляді затікання  $R_2O_3$ , глибше по профілю ознаки його посилюються наявністю бурих плям заліза і марганцю, чорних цяток, сизуватих плям. Ці ознаки характерні і для перехідного до материнської породи горизонту. Автоморфні види не мають ознак оглеєння, тільки в I – горизонті трапляються незначні затікання  $R_2O_3$ . Сірі лісові ґрунти поширені в основному у правобережній частині Лісостепової зони, на Лівобережжі Дніпра трапляються невеликими ареалами на правих берегах річок на добре дренажних територіях.

Загальна площа сірих та світло-сірих лісових ґрунтів складає 5,9 % від площі ґрунтів України.

*Ясно-сірі лісові ґрунти* формувались в умовах домінування лісової рослинності, а трав'янистий покрив був у незначній кількості (менше 40 % проекттивного покриття). Ґрунти характеризуються чіткою диференціацією профілю за елювіально-ілювіальним типом і своєрідним гумусонагромадженням у ньому. Виділяються горизонти: HE – гумусо-елювіальний (9–18 см у цілинних ґрунтів, 25–30 см – у освоєних); E – елювіальний (відповідно – 25–35 і 10–20 см); I – ілювіальний, у верхній частині завжди помітно гумусований, і P – материнська порода з 100–130 см (див. рис. 4.3). Ясно-сірі лісові ґрунти розподіляються на поверхнево перезволожені та автоморфні. У вологих районах розповсюджене оглеєння профілю.

Ґрунти, поширені в Поліссі на лесових островах, в Західному і Правобережному Лісостепу – на добре дренованих водороздільних плато і їх схилах, в Лівобережному – по правих корінних берегах. На вільних від лісу площах використовуються під вирощування районованих сільськогосподарських культур, особливо під плодові і ягідні насадження.

*Дерново-підзолисті ґрунти* характеризуються різко вираженою текстурною диференціацією профілю на такі горизонти: HE – гумусо-елювіальний (15–20 см у цілинних, 25–30 см в орних ґрунтах); E – елювіальний (відповідно 15–20 та 5–15 см); I – ілювіальний, який поступово переходить в материнську породу з глибини 100–120 см. Особливістю цього типу ґрунтоутворення є зосередження органічної речовини у невеликому за потужністю шарі в верхній частині профілю. Тому елювіальний та ілювіальний горизонти не містять гумусу. Формування профілю пов'язано з розвитком дернового і підзолистого ґрунтоутворювальних процесів на водно-льодових, моренних, лесових та алювіальних породах переважно супіщано-суглинкового гранулометричного складу. Дерново-підзолисті ґрунти характеризуються низькими параметрами гумусонагромадження.

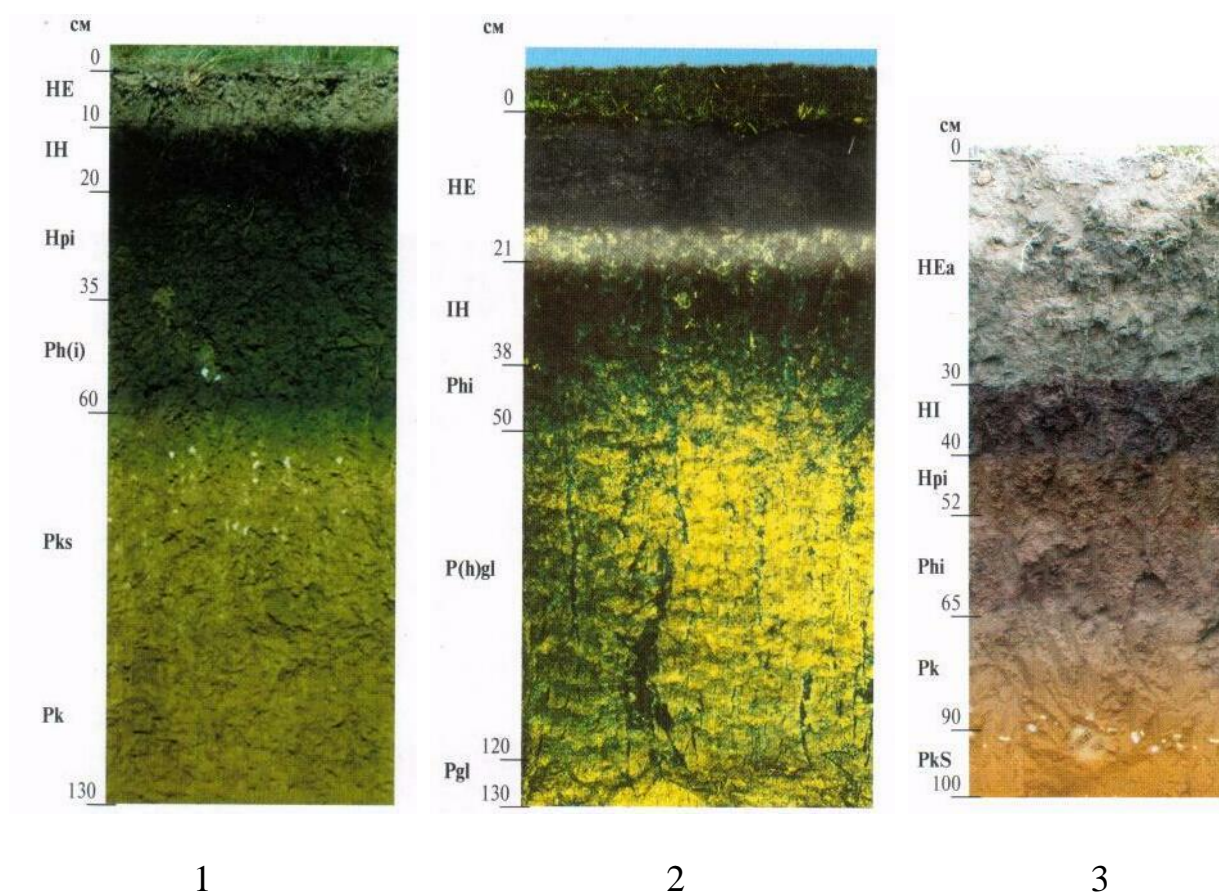
Дерново-підзолисті ґрунти найбільш поширені в Поліссі, де вони займають біля 60 % площі зони. Осередки цих ґрунтів зосереджені також в Північному Лісостепу (Чернігівська та Сумська області).

*Ряд ґрунтів галогенних з текстурно-диференційованим профілем* включає солонці, профіль яких чітко диференційований за елювіально-ілювіальним типом. Їх формування пов'язане із засоленням. Проте за агрономічними якостями і продуктивністю в зональному плані та характером зволоження вони не однакові, що потребує врахування при їхній типології.

*Солонець чорноземний* має в своєму профілі різко виражений солонцевий горизонт зі своїми несприятливими для господарювання властивостями: у вологому стані в'язкий, липкий, злитий, в сухому – щільний, тріщинуватий, з великими структурними окремостями (брили, стовпи, призми). Агрономічна цінність солонців значною мірою залежить від глибини залягання цього горизонту. Тому солонці розподіляються на мілкі (солонцевий горизонт знаходиться на глибині до 5 см), середні (до 15 см) і глибокі (> 15 см).

Потужність гумусованої частини профілю в солонцях чорноземних мілких і середніх становить 40–60 см, глибоких – 65–80 см. У цілинних солонцях така будова профілю: гумусо-елювіальний горизонт (HE) потужністю в мілких солонцях 2–5 см, середніх – 6–15 см, глибоких 16–28 см, сірий або світло-сірий, порохнисто-грудкуватий або пластинчастий, збагачений борошнистою кремнеземистою присипкою, перехід різкий. Солонцевий ілювіальний горизонт (IH) потужністю від 10–20 до 25–35 см залежно від потужності елювіованої частини профілю, темно-сірий, горіхувато-призмоподібний або стовпчасто-брилуватий, перехід ясний. Перехідний горизонт (PHk) потужністю 15–30 см, темно-бурий або темнувато-сірий з бурим відтінком, горіхувато-грудкуватий, слабко ущільнений, карбонатний на лесах, часто засолений (рис. 3.4).

В освоєних солонцях чорноземних орний шар у мілких і середніх видах складається із гумусо-елювіального та ілювіального горизонтів, представляє собою безструктурну масу. В глибоких освоєних солонцях І-горизонт в орний шар звичайно не залучається.



**Рисунок 3.4 – Солонці на лесоподібних породах:**

1 – чорноземний середній; 2 – лучно-чорноземний глибокий; 3 – лучно-кашттановий

Солонець чорноземний розповсюджений в зоні Степу Північного і Південного серед чорноземів звичайних і південних, формуючи з ними комплекси від 10 до 30 %, переважно на лесових терасах річок, засолених глинах на схилах, а на Керченському півострові – і на плато.

*Солонець каштановий* характеризується різкою диференціацією ґрунтового профілю на Е- та І-горизонти. Залежно від потужності першого цілинні варіанти розподіляються на мілкі (потужністю до 5 см), середні (5–15 см) і глибокі (> 15 см). Потужність гумусованої частини профілю 35–60 см, карбонати з глибини 30–90 см. Будова профілю цілинних варіантів: гумусо-елювіальний горизонт (HE) потужністю 5–20 см, каштаново-сірий, пилюватогрудкуватий, не щільний. Елювіальний горизонт (Eh) потужністю 3–15 см, світло-сірий, грудкувато-пластинчастий. Ілювіальний горизонт (Ih) потужністю 10–30 см, темно-коричневий, щільний. Верхній перехідний горизонт (PIh) потужністю 10–15 см, каштановий з бурим відтінком, горіхувато-грудкувато-



призмоподібний, ущільнений. Нижній перехідний горизонт (Phi/k) потужністю 8–15 см, темно-бурий з коричневим відтінком, грудкувато-горіхуватий, у нижній частині карбонатний, можуть попадатися солі.

У солонцях освоєних горизонти HE, Eh і Ih при їх потужності 25–35 см перемішані. Орний шар у них сіро-коричневий. Для них характерний комплекс специфічних властивостей: рухомість пептизованих колоїдів, висока дисперсність мінерального мулу, в'язкість, липкість, низька водопроникність, сильна ущільненість і твердість при висиханні.

Розповсюджений в зоні Сухого степу невеликими плямами серед каштанових ґрунтів як підпорядкований елемент ґрунтового покриву на фоні рівнинного степу, іноді – у верхніх частинах схилів до подів, у мікропідвищеннях. Ґрунти мають низьку природну родючість, у зв'язку з негативними фізичними властивостями. Фактично вони безплідні і лише у вологі роки можна отримати задовільні врожаї.

*Солонець лучно-чорноземний* має важливу діагностичну ознаку: наявність солей по всьому профілю. Неглибокий рівень ґрунтових вод позначився на морфологічних характеристиках і сольовому режимі, що проявляється в наявності оглеєння в ґрунтоутворювальній породі у вигляді оливково-сизого відтінку або буро-охристих плям півтораоксидів. В складі солей, крім сульфатів і хлоридів, попадається сода.

Серед лучно-чорноземних солонців трапляються коркові, мілкі, середні і глибокі види. У солонців коркових із поверхні виділяється E-горизонт потужністю 1–2 см, сірий слабогумусований, повністю складений борошнистою крем'яною, у мілких солонцях його потужність збільшується до 5, у середніх – до 5–15, у глибоких – > 15 см. Солонцевий горизонт (Hs) потужністю 20–30 см, темно-сірий, злитий, щільний, брилистий, засолений. Перехідний горизонт (Phsk) потужністю 30–50 см, засолений, карбонатний. Ґрунтоутворювальна порода (Pksgl) – лес або лесоподібні породи з явними ознаками оглеєння, бура, карбонатна, засолена (рис. 3.4).

Ґрунт розповсюджений в Лісостеповій і Степовій зонах на слабо дренованих рівнинах, на давніх терасах і різних зниженнях рельєфу з неглибоким рівнем ґрунтових вод (2–5 м) у комплексі з лучно-чорноземними ґрунтами. Ґрунт придатний для росту і розвитку солестійкої рослинності.

*Ряд ґрунтів за інтенсивності прояву ґрунтового гідроморфізму в гумуосоаккумулятивному профілі* характеризується підвищеним зволоженням ґрунтовими водами в умовах понижених відміток земної поверхні.

*Чорноземно-лучні ґрунти* сформувались під лучною рослинністю в умовах відносно постійного зволоження неглибоко залягаючими ґрунтовими водами (1–2 м) у зниженнях рельєфу на лесових терасах і плато. Для цих ґрунтів характерна оглеєність нижнього перехідного горизонту, застій вологи у нижній частині профілю, внаслідок чого обмежується поширення коренів рослин у глибину. Профіль складається з трьох генетичних горизонтів – гумусового (H), перехідного (HP) і оглеєного нижнього перехідного (Phgl). Ґрунтоутворювальною породою є лес і лесоподібні суглинки, іноді давньоалювіальні

відклади та щільні глини. Капілярна кайма ґрунтових вод перебуває у межах профілю, що визначає меншу залежність рослинності від зональних гідротермічних умов. При мінералізованості ґрунтових вод формуються солонцювато-солончакуваті види.

Розповсюджені в північній частині низовинного Середнього Придніпров'я, в західній частині лісостепової зони, а також в Степу, особливо в межиріччі Орелі і Самари, де залягають на понижених рівнях лесових терас, в долинах балок, рідше – на заплавах високого рівня.

*Лучно-болотні ґрунти* формувались під лучно-болотною трав'янистою рослинністю в умовах постійного капілярного зв'язку з ґрунтовими водами, що зумовлює пишній її розвиток та високу інтенсивність гумусонагромадження. Будова профілю: Hd – гумусодернинний горизонт до 5–7 см ; H(gl) – гумусовий горизонт потужністю 20–40 см, темно-сірий, у вологому стані майже чорний, переважно пухкогрудкуватий, іноді з окремими іржаво-бурими прожилками та плямами спорадичного анаеробіозу; HPGL – оглеєний перехідний горизонт потужністю 10–25 см, сірувато-сизий або сірувато-оливковий, ґрунтоутворювальна порода сильнооглеєна, сизого або оливкуватого кольору, насичена водою. За мінералізованості ґрунтових вод формуються солонцювато-солончакуваті види. Пептизація колоїдів у цілинних варіантах практично не відбувається, внаслідок високого рівня солей – вище порога коагуляції. Проте у дренованих варіантах ознаки періодичного солонце-проявлення діагностуються в'язкістю у вологому, брилуватістю – у сухому стані, підорний шар ущільнюється і набуває призмоподібної структури.

ґрунти розповсюджені в Поліссі, Лісостепу і Степу. Залягають на заплавах терасах низького рівня і в балкових долинах з близьким заляганням (1–1,5 м) ґрунтових вод та застоюванням вод поверхневого стоку на тривалий час (20–30 днів).

*Болотні ґрунти* формувались під трав'янистою болотною рослинністю, представленою очеретом, рогазом та іншими гідрофітами, іноді за участі деревних порід – вільхи, верби тощо. Характеризуються яскраво вираженими ознаками оглеєння по всьому профілю. За гранулометричним складом можуть бути від супіщаних до легкоглинистих. Будова профілю: Hd(t) – гумусодернинний оторфований горизонт потужністю 5–10 см, часто іржаво-бурий; HG1 – гумусо-глейовий потужністю 25–45 см, темно-сірий з сизуватим відтінком; PHG1 – оглеєний перехідний потужністю 15–35 см, брудно-сіро-сизий або сірувато-оливковий. Глибше залягає оглеєна материнська порода, яка часто перенасичена водою за рахунок високого рівня ґрунтових вод. За мінералізованості ґрунтових вод формуються солонцювато-солончакові види.

ґрунти розповсюджені в лісостеповій, рідше в степовій зонах, в заплавах річок, долинах балок і в притерасних пониженнях з близьким (0,5–1,0 м) заляганням ґрунтових вод.

*Ряд органігенних природних і природно-антропогенних ґрунтів* об'єднує ґрунти, які формувались в субаквальних умовах шляхом трансформації акумульованих рослинних решток з утворенням органігенних відкладів

– торфу різного за потужністю та властивостями. Сформовані на ньому ґрунти значно відрізняються від мінеральних за фізичними, фізико-хімічними та агрохімічними властивостями. Осушення як атрибут сільськогосподарського використання цих ґрунтів кардинально змінює напрям ґрунтоутворювального процесу і сприяє посиленню різноманітності органічних ґрунтів за рахунок формування нових властивостей.

*Торф'янисто-глейові ґрунти* утворюють комплекси з іншими органічними типами та мінеральними ґрунтами: дерновими оглеєними, лучно-болотними і болотними. Характеризуються нестійкістю гідроморфного режиму, у зв'язку з чим органічний шар незначної потужності – до 30 см. Будова профілю: Td – торфопо-дернинний горизонт 5–10 см; T – торфовий горизонт потужністю до 20–25 см, який змінюється оглеєною мінеральною породою PGI.

*Торфово-глейові ґрунти* поширені, як і торф'янисто-глейові, на периферії торфових масивів, утворюючи комплекси з дерновими оглеєними, торфовими, алювіальними лучно-болотними і болотними ґрунтами. За будовою профілю подібні до торф'янисто-глейових, відрізняючись збільшеною до 30–50 см потужністю торфового шару.

*Торфові ґрунти* поширені у заплавах річок, притерасних зниженнях та інших депресіях рельєфу з відносно постійним перезволоженням за рахунок поверхневих і ґрунтових вод. Характерна діагностична ознака типу – потужність органічного (торфового) шару перевищує 50 см. Будова профілю: органічний шар потужністю більше 50 см, який розчленовується на кілька торфових горизонтів (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> тощо), відмінних за ботанічним складом рослинних решток, ступенем розкладу, зольністю і ін. Глибше залягає оглеєна мінеральна порода. Потужність профілю торфових ґрунтів становить від 50 до 400 см, іноді в органічній товщі золисті прошарки – сліди минулих пожеж.

Після осушення і тривалого сільськогосподарського використання торфовий ґрунт набуває нових ознак: зменшується потужність органічного шару за рахунок його усадки та біохімічного спрацювання, підвищується щільність, зростає вміст мінеральних речовин і доступних рослинам елементів живлення.

Зазначені ґрунти використовуються переважно як природні кормові угіддя. Кормова цінність неосушених луків низька, оскільки в травостой переважають осоки, кислі злаки, неїстівне різнотрав'я.

Розгляд особливостей ґрунтового покриву дозволить проаналізувати екологічний стан конкретних ґрунтів та намітити шляхи вирішення багатьох практичних завдань: охорони земель, підвищення їх родючості, раціонального використання ґрунтового покриву за еколого-генетичним статусом ґрунтів тощо.

Сільськогосподарське виробництво характеризується послідовним посиленням антропогенного тиску на ґрунтовий покрив України, що пов'язано не тільки з підвищенням рівня використання земельних ресурсів, а і з ростом деградаційних процесів. Незважаючи на сучасне екстенсивне ведення земле-

робства, деградаційні процеси продовжують зростати, в зв'язку з порушенням основних законів природи. Невизначеність у співвідношенні між сільськогосподарськими угіддями, незбалансованість біогеохімічних речовин і енергії в агроландшафтах, недосконалість протиерозійних систем охорони ґрунтів та відсутність агроґрунтового моніторингу зумовлюють не тільки зниження потенційної родючості ґрунтів, а й порушують екологічну стійкість довкілля та знижують продуктивність сільськогосподарського виробництва.

Станом на 1.01.2013 р. земельний фонд України в межах її кордонів складав 60354,9 тис. га.; значна частка земельної площі (70,8%, або 42,76 млн. га) – сільськогосподарські землі, ліси та інші лісовкриті території займають 17,6% (10,62 млн. га) території країни, забудовані землі – 4,2% (2,53 млн. га) території, покриті поверхневими водами – 4,0%, заболочені землі – 1,6%, інші – 1,7%. (табл. 3.5) [47].

За останні шість років структура земельного фонду змінилася по основних видах угідь: площа сільськогосподарських земель зменшилася на 186,6 тис. га; площа лісів та лісовкритих територій збільшилася на 117,7 тис. га; забудованих земель стало на 67,7 тис. га більше; відкритих заболочених – на 14,1 тис. га; площа територій, вкритих поверхневими водами, збільшилася на 6,1 тис. гектарів (табл. 3.5).

Необхідно відзначити, що територія України характеризується надзвичайно високим показником сільськогосподарської освоєності (71,7%), що значно перевищує екологічно обґрунтовані межі і значно перевищує аналогічний показник більшості країн світу. Порівняно з європейськими країнами, орні землі яких займають 30-32% загальної площі сучасного сільськогосподарського угіддя, розораність українських земель сягає 53,9% за рахунок скорочення площ лісів, сіножатей і пасовищ, внаслідок чого змінюється мікроклімат, рівень залягання ґрунтових вод, активізуються процеси аридизації і опустелювання земель, розвивається водна і вітрова ерозія, що зумовлює падіння родючості ґрунтів, деградацію та зниження продуктивності агроєкосистем та унеможливує їх сталий розвиток, з яким пов'язане не тільки екологічна, але й продовольча безпека країни [47].

Площі сільськогосподарських земель в різних областях України займають від 37 до 85 % [48]. Всі області умовно поділяються на три групи за ступенем сільгоспосвоєності земель: I – < 60 %, II – 61-80 % і III – > 80 %.

Оцінка екологічної стабільності землекористування в межах регіонів України шляхом розрахунку коефіцієнта екологічної стабільності (табл. 3.6.) свідчить, що екологічна стабільність землекористування на території України відноситься до стабільно нестійкої (К.ек.ст. 0,41). Вона за період (2006–2012 рр.) в цілому по Україні не змінилася. Одночасно в 6-ти областях України (Дніпропетровська, Донецька, Запорізька, Кіровоградська, Миколаївська, Одеська) землекористування відноситься до нестабільного [47].

Таблиця 3.5 – Структура земельного фонду України

Види основних земельних угідь та економічної діяльності	Площа земель		Зміни за період з 01.01.2006р. по 01.01.2013р. (+,- тис.га)		
	всього, тис. га	% до загальної площі України (території)	за весь період	у тому числі	
				за 2006-2011рр.	за 2012р.
1	2	3	4	5	6
Сільськогосподарські землі	42756,0	70,8	-186,6	-165,7	-20,9
у тому числі: сільськогосподарські угіддя	41536,3	68,8	-185,9	-164,6	-21,3
з них: <i>рілля</i>	32518,4	53,9	66,5	46,6	19,9
<i>перелоги</i>	253,5	0,4	-165,8	-142,1	-23,7
<i>багаторічні насадження</i>	894,3	1,5	-6,2	-4,6	-1,6
<i>сіножаті</i>	2410,5	4,0	-18,7	-17,7	-1,0
<i>пасовища</i>	5474,5	9,1	-46,8	-46,8	0,0
інші сільськогосподарські землі	1219,7	2,0	-0,7	-1,1	0,4
Ліси та інші лісовкриті площі	10621,4	17,6	117,7	107,6	10,1
у тому числі:					
<i>вкриті лісовою рослинністю</i>	10218,0	16,1	572,6	37,9	534,7
<i>не вкриті лісовою рослинністю</i>	218,2	0,4	28,1	18,6	9,5
<i>інші лісові землі</i>	310,0	0,5	0,9	6,5	-5,6
<i>чагарники</i>	403,4	0,7	44,3	44,6	-0,3
Забудовані землі	2535,2	4,2	67,7	55,7	12,0
у тому числі: <i>під житловою забудовою</i>	479,7	0,8	36,1	29,9	6,2
<i>землі промисловості</i>	222,9	0,4	4,6	4,9	-0,3
<i>землі під відкритими розробками, кар'єрами, шахтами та відповідними спорудами</i>	153,5	0,3	1,0	-0,2	1,2
<i>землі комерційного та іншого використання</i>	55,2	0,1	13,3	12,6	0,7
<i>землі громадського призначення</i>	282,1	0,5	-1,6	-1,6	0,0

## Продовження таблиці 3.5

<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
<i>землі змішаного використання</i>	29,5	0,0	2,8	2,3	0,5
<i>землі, які використовуються для транспорту та зв'язку</i>	495,5	0,8	4,3	3,9	0,4
<i>землі, які використовуються для технічної інфраструктури</i>	71,3	0,1	0,9	-2,3	3,2
<i>землі, які використовуються для відпочинку та інші відкриті землі</i>	745,5	1,2	6,3	6,2	0,1
Відкриті заболочені землі	980,1	1,6	14,1	14,1	0,0
Сухі відкриті землі з особливим рослинним покривом	17,7	0,0	0,1	0,1	0,0
Відкриті землі без рослинного покриву або з незначним рослинним покривом (кам'янисті місця, піски, яри інші)	1021,5	1,7	-19,0	-17,6	-1,4
Всього земель (суша)	57931,9	96,0	-6,0	-5,8	-0,2
Води (території, що покриті поверхневими водами)	2423,0	4,0	6,1	5,9	0,2
Разом (територія)	60354,9	100,0	0,1	0,1	0,0

Найвищий високий ступінь антропогенного навантаження на земельні ресурси: (5 балів) мають забудовані землі, промисловості, транспорту; значний ступінь (4 бали) мають – рілля, багаторічні насадження; середній ступінь антропогенного навантаження (3 бали) мають природні кормові угіддя (сінокоши, пасовища), залужені балки; незначний (2 бали) – лісосмуги, чагарники, ліси, болота, під водою; низький ступінь (1 бал) – мають мікрозаповідники. В цілому по країні антропогенне навантаження складає більше 3,24 бали і характеризується значним ступенем, що свідчить про те, що екологічний стан землекористування в країні наблизився до небезпечної межі, за якою можуть настати непоправні екологічні процеси [47].

Таблиця 3.6– Характеристика екологічного стану землекористування в розрізі регіонів України

Регіон	Розораність с.-г. угідь, %	Коеф. екологічної стабільності землекористування	Екологічна стабільність	Коеф. антропогенної навантаженості
1	2	3	4	5
АР Крим	48,7	0,39	Стабільно нестійка	3,40
Вінницька	65,1	0,33	Стабільно нестійка	3,61
Волинська	33,4	0,59	Середньо стабільна	3,00
Дніпропетровська	66,6	0,28	Нестабільна	3,71
Донецька	62,3	0,29	Нестабільна	3,70
Житомирська	37,1	0,50	Середньо стабільна	3,03
Закарпатська	15,7	0,74	Стабільна	2,68
Запорізька	70,0	0,28	Нестабільна	3,71
Івано-Франківська	28,2	0,60	Середньо стабільна	2,91
Київська	48,2	0,47	Стабільно нестійка	3,33
Кіровоградська	71,7	0,29	Нестабільна	3,72
Луганська	48,0	0,36	Стабільно нестійка	3,40
Львівська	36,4	0,55	Середньо стабільна	3,15
Миколаївська	69,1	0,28	Нестабільна	3,70
Одеська	62,3	0,33	Нестабільна	3,60
Полтавська	61,6	0,35	Стабільно нестійка	3,56

Продовження таблиці 3.6

1	2	3	4	5
Рівненська	32,8	0,59	Середньо стабільна	2,93
Сумська	51,5	0,40	Стабільно нестійка	3,40
Тернопільська	61,8	0,35	Стабільно нестійка	3,58
Харківська	61,4	0,34	Стабільно нестійка	3,57
Херсонська	62,4	0,34	Стабільно нестійка	3,48
Хмельницька	60,7	0,35	Стабільно нестійка	3,56
Черкаська	60,8	0,38	Стабільно нестійка	3,49
Чернівецька	40,9	0,54	Середньо стабільна	3,22
Чернігівська	44,3	0,47	Стабільно нестійка	3,24
Україна	53,9	0,41	Стабільно нестійка	3,42

В Україні показники сільськогосподарської освоєності і розораності чорноземів перевищили всілякі розумні межі і стали найбільшими у світі. Наприклад, у Кіровоградській, Запорізькій, Херсонській, Черкаській і Вінницькій областях площа ріллі досягає 85–90 % від площі сільськогосподарських угідь.

Про структуру ґрунтового покриву на сільгоспугіддях і орних землях дає уявлення табл. 3.7 [49].

З наведених даних ясно, що в Україні домінують чорноземи, які в складі всіх орних земель складають 60,6 %. З них на чорноземи типові припадає 18,1, на чорноземи звичайні – 27,7 і на чорноземи південні 14,8 %. Якщо до чорноземів додати близькі за генезисом та властивостями сірі лісові ґрунти, які переведені в склад орних земель (21,3 %), то загальна частка найцінніших земель буде складати вражаючу величину (81,9 %).

Питання збереження природи, ландшафтів, оптимізації використання території безпосередньо стоять перед вченими і нині. Ще в кінці XIX століття В. В. Докучаєв пропагував ідею, що у землеробських районах України повинно зберігатися відповідне співвідношення між ріллею, луками, пасовищами, лісом. Причому лісистість має бути доведена в південних степах до 18 % (нині маємо 4–6 %). Аналіз співвідношень угідь у різних країнах свідчить, що в нашій державі порушено оптимальний склад угідь (табл. 3.8) [50].



Таблиця 3.7. – Площі основних типів ґрунтів, ступінь їх розораності

Назва ґрунтів	Площі ґрунтів		Площі оранки		
	тис. га	%	тис. га	% загальної	% оранки
Дерново-підзолисті супіщані і глинисто-піщані	1 573,0	3,5	1 015,0	64,5	3,5
Дерново-підзолисті оглеєні	1 916,9	4,3	1 140,7	59,5	3,6
Сірі лісові	7 924,0	17,8	6 719,1	84,8	21,3
Чорноземи типові на лесах	6 272,2	14,1	5 731,4	91,4	18,1
Чорноземи звичайні на лесах	10 395,0	23,4	8 760,0	84,3	27,7
Чорноземи південні переважно на лесах	6 237,9	14,1	4 662,4	74,7	14,8
Лучно-чорноземні переважно на лесах	1 024,9	2,5	700,7	62,3	2,2
Темно-каштанові і каштанові на лесах	1 489,9	3,4	10 241,0	83,3	3,9
Лучні переважно на елювії	1 936,1	4,4	663,0	34,2	2,1
Болотні, торфово-болотні і торфовища	2 061,8	4,6	78,5	3,8	0,2
Солонці і осолоділі	537,8	1,2	256,1	47,6	0,8
Дернові	1 627,1	3,7	396,3	24,4	1,3
Буроземні, дерново-буроземні	956,4	2,2	192,2	20,1	0,6
Коричневі гірські, гірсько-лучні	41,8	0,1	7,2	17,2	0,02
Виходи порід та зольники	311,0	0,7	21,6	6,9	0,1
Разом:	44 406,0	100,0	31 586,3	71,7	99,9

Таблиця 3.8 – Існуюча структура ландшафтів у різних країнах світу

Країна	Загальна площа, млн га	Склад угідь, %			
		рілля	пасовища, луки	ліс	інші землі
Канада	997,6	4,6	3,2	35,3	49,4
США	937,3	20,3	25,8	28,3	23,5
Китай	959,7	10,2	33,2	12,2	41,6
Нідерланди	3,7	24,3	29,7	8,0	29,0
Франція	54,7	34,7	22,2	26,7	16,1
Чехія	12,8	40,2	12,8	36,0	9,0
Україна	60,3	54,1	12,0	17,4	2,1

З табл. 3.8 видно, що в Україні найвища розораність, незначні лісистість і питома вага природних кормових угідь, тобто антропогенне навантаження на наші ландшафти збільшилося і знаходиться у критичному стані. Академік Л. Я. Новаковський вважає, що у зоні змішаних лісів України розораність те-

риторії приблизно в 1,2–1,5 рази вища від норми, а питома вага природних угідь у два рази менша.

Одним із важливих чинників, які обумовлюють екологічну стійкість ґрунтів, є екологічне різноманіття, яке тісно корелює з їх стабільністю та продуктивністю. Екологічне різноманіття в агроландшафтах визначається наявністю різних природних і напівприродних біоценозів між сільськогосподарськими угіддями, лісовими культурами та іншими антропогенними елементами ландшафту. Лісові, природні кормові угіддя, болота й інші природні екосистеми, які характеризуються вищим ступенем замкнутості малих циклів кругообігу речовин і складнішою структурою, ніж агроекосистеми (рілля, пасовища, сіножаті), й виконують роль біохімічних бар'єрів у ландшафті, стабілізують середовище, відновлюють біологічні ресурси, поліпшують умови життєдіяльності мікроорганізмів в ґрунті і цим самим сприяють розвитку природних ґрунтотворних процесів.

Отже, сучасне використання земельних ресурсів України не відповідає вимогам раціонального природокористування. Критерієм якості екологічного стану сільськогосподарських угідь є рівень родючості ґрунтів, як основа функціонування цієї категорії земель. Саме родючість ґрунтів зумовлює рівень продуктивності земель, їх господарську значимість і вартість. Одним із основних показників рівня родючості ґрунтів прийнято вважати урожайність сільськогосподарських культур. Та на жаль, багато які окремо взяті агрономічні заходи, здатні підвищити врожайність, не забезпечують тривалість ефекту і негативно впливають на спрямованість ґрунтотворного процесу [51, 52]. Інакше кажучи, родючість ґрунтів не може бути охарактеризована одним показником – рівнем урожайності сільськогосподарських культур. Насправді родючості притаманна велика кількість різноманітних ознак, які і обумовлюють основні параметри ґрунтових режимів, а їх загальна характеристика можлива тільки через комплексну оцінку рівня родючості ґрунтів.

Комплексна оцінка рівня родючості ґрунтів ріллі Лісостепової зони в єдиному масиві з ґрунтами районів так званого Малого Полісся, а також і Степової зони як результат розрахунку зведеного показника якості ґрунтів (ЗПЯГ), була проведена за результатами агрохімічного моніторингу – обстеження ґрунтів з першого по восьмий цикли (1966–2005 рр.) з урахуванням наступних показників: рН сольового ґрунтового розчину; гумус, %;  $P_2O_5$ , мг/кг;  $K_2O$ , мг/кг ґрунту. Для комплексної оцінки рівня родючості ґрунтів ріллі Лісостепу, Степу і Малого Полісся був застосований метод Т. О. Грінченка і А. А. Єгоршина [53].

Результати розрахунків комплексної оцінки родючості основних типів ґрунтів зони Лісостепу наведено в табл. 3.9 [54].

Найбільш високу оцінку за зазначеними в таблиці показниками отримують чорноземи типові середньогумусні, які мають реакцію середовища, близьку до нейтральної, високий вміст гумусу та основних поживних речовин ( $P_2O_5$ ,  $K_2O$ ).

Таблиця 3.9 – Агрохімічна характеристика ґрунтів Лісостепу і зведений показник якості їх родючості (ЗПЯГ)

ґрунти	pH <sub>KCl</sub> 1	Гу- мус, %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/кг	K <sub>2</sub> O, мг/кг	ЗПЯ Г, бал
Чорноземи типові середньогумусні	6,5	6,3	98	174	83,0
Чорноземи типові малогумусні	6,7	3,9	90	127	76,1
Чорноземи опідзолені	6,0	3,7	80	124	72,9
Темно-сірі опідзолені	5,8	3,0	85	105	63,5
Сірі лісові	5,4	2,2	7,6	90	46,4
Світло-сірі лісові	5,0	1,8	60	41	24,5

Динаміка змін в часі основних показників родючості ґрунтів (гумусу, pH, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> та K<sub>2</sub>O) наочно простежується після висвітлення результатів кожного циклу обстеження ґрунтів (табл. 3.10) [54].

Таблиця 3.10 – Динаміка агрохімічних показників родючості ґрунтів Лісостепу, Мале Полісся та Степу України

Цикли об- стеження	Фізико-географічна зона	Площа, тис. га	Гу- мус, %	pH	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/кг	K <sub>2</sub> O, мг/кг
Перший (1966– 1970 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	8 392,2	–	5,92	79,0	79,6
	Степ	13 490	4,54*	6,01	70,7	153,3
Другий (1971– 1975 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	11 296,7	–	6,05	87,6	79,6
	Степ	14 430	3,33	6,23	77,4	147,6
Третій (1976– 1980 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	11 947,1	3,55	5,99	92,7	88,4
	Степ	14 110	3,50	6,17	84,6	145,2
Четвертий (1981– 1985 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	12 466,3	3,42	5,97	103,3	98,8
	Степ	14 090	3,62	6,22	93,7	149,1
П'ятий (1986– 1990 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	13 231,6	3,32	6,0	110,9	107,6
	Степ	13 930	3,75	6,14	103,6	149,4
Шостий (1991– 1995 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	11 779,2	3,22	6,04	119,3	107,4
	Степ	12 810	3,65	6,09	109,0	158,0
Сьомий (1996– 2000 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	10 438,9	3,12	6,09	113,9	101,0
	Степ	12 530	3,57	7,02	110,4	151,3
Восьмий (2001– 2005 рр.)	Лісостеп і Мале Полісся	9 387,5	3,16	6,07	108,95	100,1
	Степ	10 970	3,53	7,18	101,8	146,1

\* – Дніпропетровська і Луганська області

В представленій таблиці показані результати обстеження в двох фізико-географічних зонах – Лісостепу та Малому Поліссі, а також в Степу.

Зона Лісостепу України займає площу 20291,1 тис. га, сільськогосподарські угіддя якої складають 72,9 %, а їх розораність сягає 85,4 %. На її території розташовані повністю Вінницька, Полтавська, Тернопільська, Черкаська і Хмельницька області. Південною своєю частиною заходять Рівненська, Волинська, Житомирська, Київська, Чернігівська і Сумська області, а також частково Львівська, Івано-Франківська, Чернівецька, північ Одеської, Кіровоградської і Харківської областей. Земельні ресурси і сприятливі кліматичні умови зони Лісостепу обумовлюють високий потенціал виробництва продукції сільського господарства.

Мале Полісся являє собою своєрідну територію в північно-західній частині Лісостепу, головним чином у Львівській, Тернопільській і Рівненській областях. Мале Полісся відноситься до західноукраїнської провінції Лісостепової зони.

В зоні Степу зосереджено 45,9 % сільськогосподарських угідь України, які характеризуються найбільш високим потенціалом продуктивності ґрунтів. Рівень розораності земель складає 76 %. Сюди входять Запорізька, Дніпропетровська, Донецька, Луганська, Херсонська, Миколаївська, частково Одеська, Тернопільська, Львівська, Кіровоградська і Харківська області.

Аналізуючи наведені дані, можемо констатувати незначні коливання величин агрохімічних показників за всі роки спостережень. Лише в останні 10–15 років, коли внесення мінеральних і органічних добрив стало суттєво зменшуватись, вміст поживних речовин і особливо гумусу, в ґрунті помітно знизився.

За результатами агрохімічної паспортизації сільськогосподарських земель протягом 1986-2010 рр. вміст гумусу в ґрунтах зменшився на 0,22 %. Якщо врахувати, що для збільшення його вмісту на 0,04 % потрібно 10 років за умов виведення ділянки з використання, то ці втрати потрібно буде компенсувати протягом багатьох десятків років. Однією з основних причин такого стану є значне зменшення внесення органічних добрив. Лише за останні 10 років внесення органіки зменшилося з 8,6 тонн на 1 га ріллі у 1990 році, до 0,5 тонн на 1 га у 2012 році [47].

Також відбувається збіднення ґрунтів на вміст таких важливих поживних речовин для формування врожаю як рухомий фосфор і калій. Середньозважений вміст рухомого фосфору протягом 20 років знизився на 9 мг/кг ґрунту і калію – 8,6 мг/кг ґрунту [47].

Про зниження родючості ґрунтів також свідчить від'ємний баланс гумусу і поживних речовин (рис. 3.5., 3.6. ). Протягом останніх 10 років баланс гумусу був гостродефіцитним, його втрати становили в межах –0,4 – –0,8 тонн з гектара. У період інтенсивної хімізації (1976-1990 рр.) баланс поживних речовин був у середньому на 20-30 кг/га більше рівноважного стану. З початку 90-х років щорічно фіксується від'ємне сальдо балансу всіх елементів живлення. В особливому дефіциті азот і калій [47].

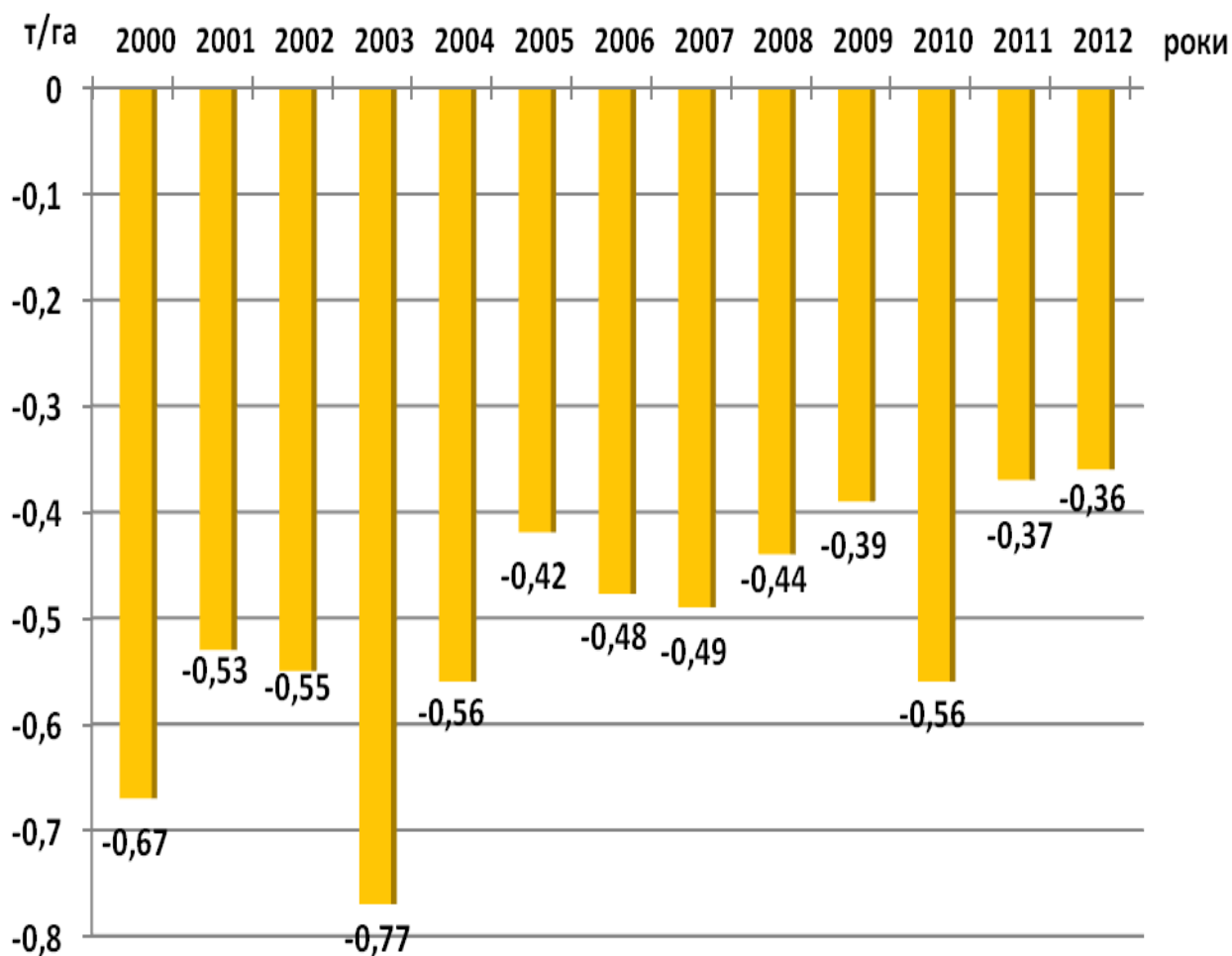


Рисунок 3.5 – Баланс втрати гумусу в ґрунтах України [47].

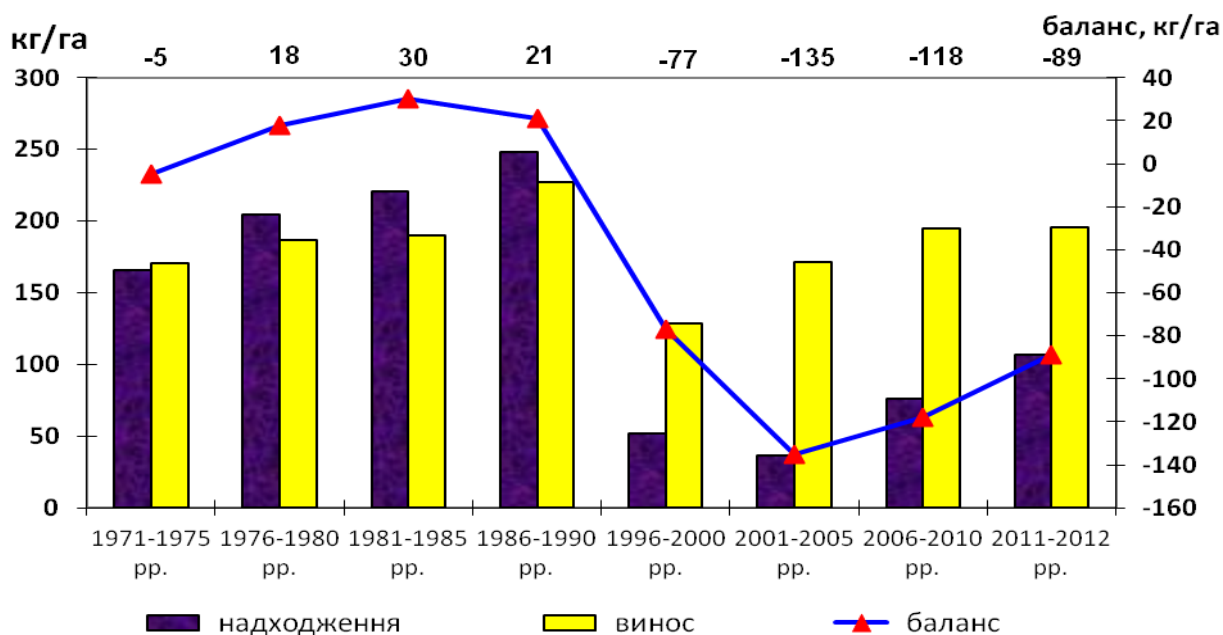


Рисунок 3.6 – Баланс втрати поживних речовин в ґрунтах України [47]

Наведені в табл. 3.10 дані свідчать про те, що з кожним циклом обстеження вміст гумусу, особливо в ґрунтах Лісостепу, зменшується.

Районування ґрунтів за вмістом гумусу (рис. 3.7) підпорядковується певній зональності, що зумовлено особливостями генезису ґрунтів.



**Рисунок 3.7 – Вміст гумусу в орних ґрунтах, %**

Найменшою гумусованістю характеризуються дерново-підзолисті ґрунти Полісся (0,7–2,0 %), в ґрунтах Лісостепу вміст гумусу поступово зростає від ясно-сірих лісових (1,0–2,5) до чорноземів типових (4,0–6,0), в чорноземах Степу у напрямі з півночі на південь вміст гумусу зменшується від 6,0 до 1,5 %. Середньорічні втрати гумусу в ґрунтах Полісся становлять 0,1, Лісостепу – 0,8, Степу – 0,4 т/га. Про зменшення вмісту гумусу в ґрунтах свідчать також відомості, опубліковані в останні роки [55, 56].

Одним із істотних дестабілізуючих факторів щодо втрати гумусу є рілля. При знищенні природної рослинності йде процес руйнування ґрунту, внаслідок різкого збільшення прямого поглинання сонячної радіації, що призводить до “горіння” гумусу, погіршення його агрегуючої здатності. Відкритий ґрунт у сонячний день влітку на поверхні може нагрітися до 80 °C і навіть вище. А це означає не тільки підвищені втрати вологи на випаровування, а і втрати агрономічно-цінної структури ґрунту, втрати гумусу, затухання мікробіологічних процесів. Втрата рослинності і надмірне перегрівання поверхні ґрунту обумовлює погіршення макрокліматичних характеристик. Є підстави припустити, що підвищення проявів посух і посушливості клімату в Україні і ряді інших країн обумовлюється саме цією причиною.

Втрати гумусу, що становлять  $< 0,1$  т/га вважаються припустимими, слабкими і ґрунти не потребують додаткових компенсуючих заходів [48]. Якщо втрати гумусу перевищують 1,1 т/га за рік, виникає кризова ситуація і для відтворення втрачених органічних речовин ґрунту необхідно не лише внесення високих норм органічних добрив, а і застосування радикальних змін у структурі земельних угідь, структурі сівозмін, максимальне використання всіх агротехнічних заходів, спрямованих на акумуляцію органічних речовин, призупинення ерозії тощо.

Зазначені в табл. 3.10 величини рухомого фосфору значно відстають від оптимальних (150–180 мг/кг). Відносно рухомого калію диференціація його вмісту за ґрунтово-кліматичними зонами більш помітна. Найбільш забезпечені калієм важкі за гранулометричним складом ґрунти Степу, але знову ж таки його вміст не досягає оптимальних величин (200–250 мг/кг ґрунту).

Зменшення вмісту гумусу пов'язано з недостатнім внесенням добрив, особливо органічних. В ґрунті процеси мінералізації гумусу починають переважати над процесами його новоутворення.

Починаючи з 1966 р. обсяги внесення органічних добрив в Україні постійно зростали [57]. Якщо в середньому за рік у 1966–1970 рр. вносили 4,3 т/га гною, то з 1976–1980 рр. – 7,2, а в 1986–1990 рр. – 8,9 т/га. А вже починаючи з 1991 р. рівень застосування органічних добрив поступово зменшується. В 1991 р. вносили 8,1 т/га, в 1996 р. – 3,2, в 1997 р. – 2,5, в 1999 р. – 1,7, в 2000–2001 рр. – 1,3, в 2002 р. – 1,2, в 2004–2005 рр. – 0,8, в 2006 р. – 0,7 т/га.

За 10 років (1991–2001 рр.) рівень внесення мінеральних добрив зменшився в 15 разів. Склався дефіцитний баланс гумусу (1986–1990 рр. –80 кг/га, в 1996–2000 рр. – 400 кг/га) та поживних елементів. За ці роки від'ємний баланс азоту виріс від -4 до -41 кг/га, фосфору – від +20 до -14 кг/га, калію – від -12,5 до -46 кг/га. Це негативно позначилось на врожаях, які зменшилися майже вдвічі у 2000 р. порівняно з 1990 р. [3, 58].

Починаючи з 2004 р. загальний обсяг внесення мінеральних добрив із року в рік почав поступово зростати (у 2004 р. – 29, у 2005 р. – 32, у 2006 р. – 40 ц/га (табл. 3.11).

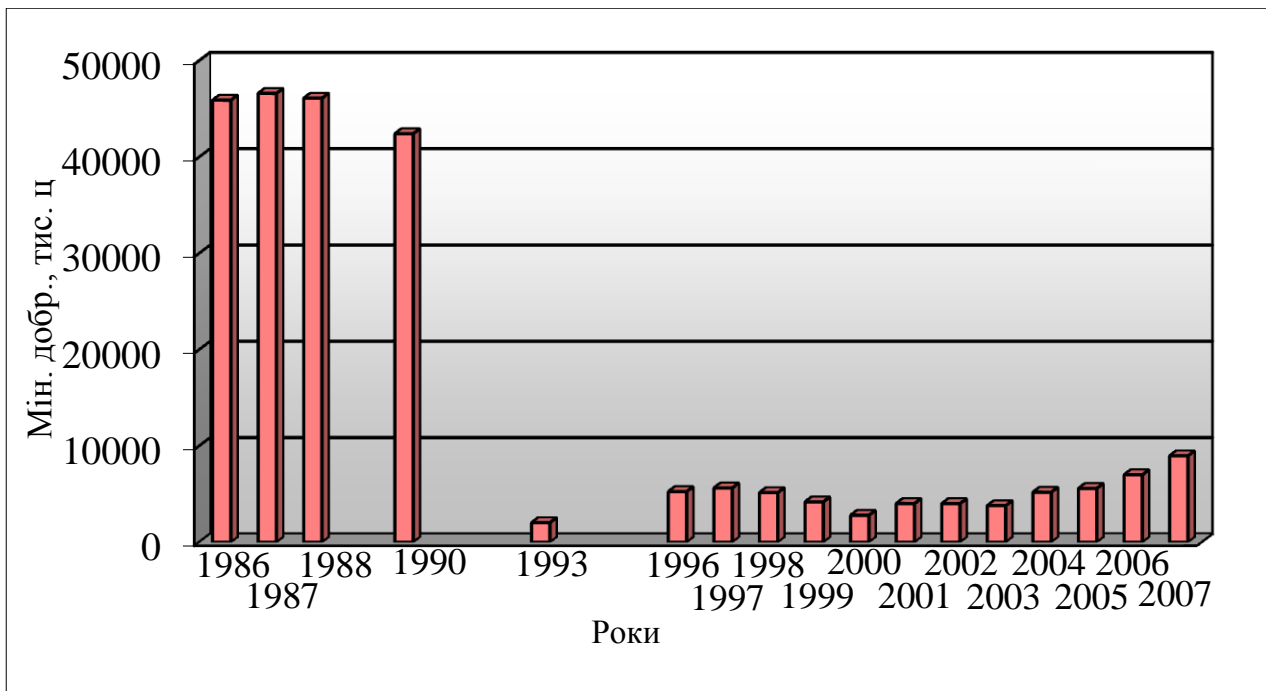
Динаміка внесення мінеральних і органічних добрив представлена на діаграмах (рис. 3.8–3.10) [59].

Незважаючи на те, що кількість внесених мінеральних добрив залишається дуже низькою, ми маємо загальну тенденцію застосування цих добрив в бік збільшення. А от кількість внесеного гною продовжує неухильно падати (табл. 3.11), що, очевидно, викликано зменшенням чисельності худоби в господарствах. Цей факт викликає велику тривогу, оскільки, щоб надолужити прогаяне, потрібен буде досить тривалий час.

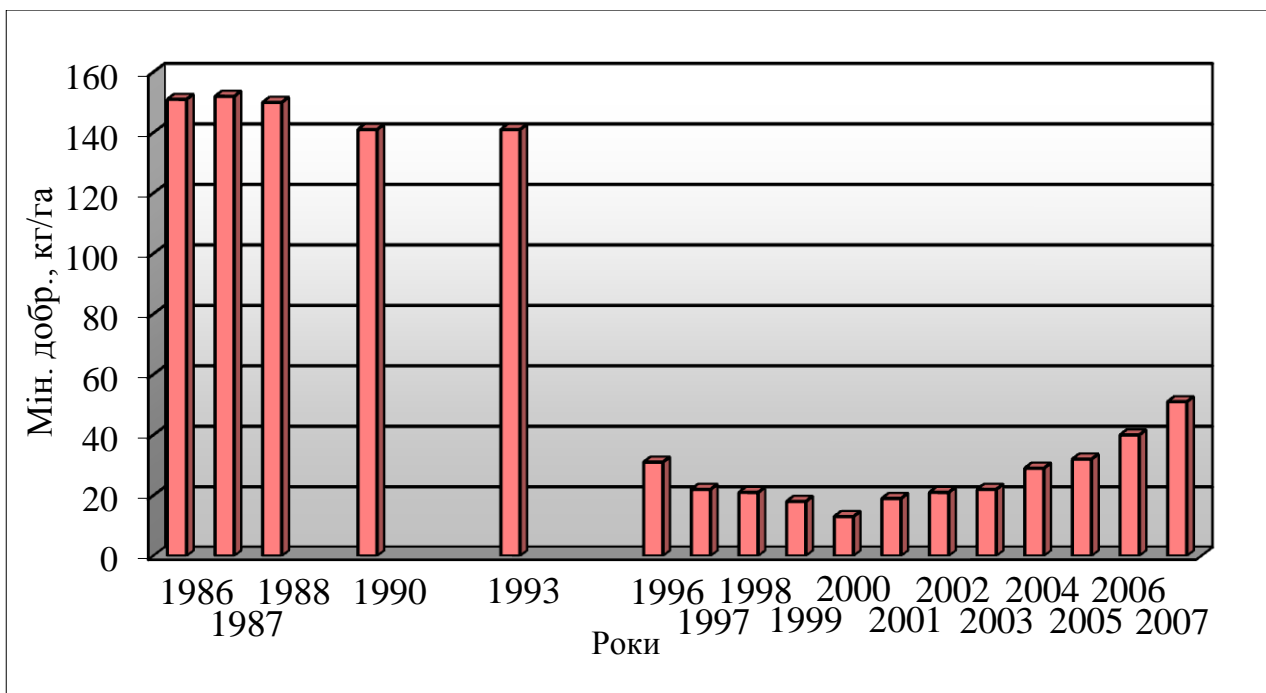
Таблиця 3.11 – Динаміка внесення мінеральних, органічних добрив та хімічних меліорантів

Показники	Роки									
	1990	1996	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Внесення мінеральних добрив – всього, тис. т,	4 242	525	279	401	399	379	518,6	557,9	699,3	896
в т. ч. на 1 га, кг	141	21	13	19	21	22	29	32	40	51
З них:										
Азотні – всього, тис. т,	1 784	–	223	318	313	272	365	376,9	466,8	–
в т. ч. на 1 га, кг	59	–	10	15	16	15,5	20,5	22	27	–
Фосфорні – всього, тис. т,	1 280	–	38	52	55	65	89	101,6	128,8	–
в т. ч. на 1 га, кг	43	–	2	2,5	3	4	5	6	7	–
Калійні – всього, тис. т,	1 178	–	18	31	31	42	64	79,4	103,7	–
в т. ч. на 1 га, кг	39	–	1	1,5	2	2,5	3,5	4	6	–
Внесення органічних добрив – всього, млн т,	257	81	28,4	26,5	22,7	17,4	15,1	13,2	13,0	11,9
в т. ч. на 1 га, т.	8,6	3,2	1,3	1,3	1,2	1,0	0,8	0,8	0,7	0,7
Вапнування – тис. га	1 407,9	286,6	24	26,7	21,5	23,5	40,9	41,7	43,9	49,0
всього, тис. т	6 930,7	1 597,4	169,7	191,1	143,8	132,0	222,8	243,1	283,4	300,3
Гіпсування – тис. га	285,4	18,1	5	3,6	5	1,6	3,8	2,7	5,7	7,9
всього, тис. т	1 275,9	79,2	27	14,3	25	5,4	16,5	12,1	30,4	39,9

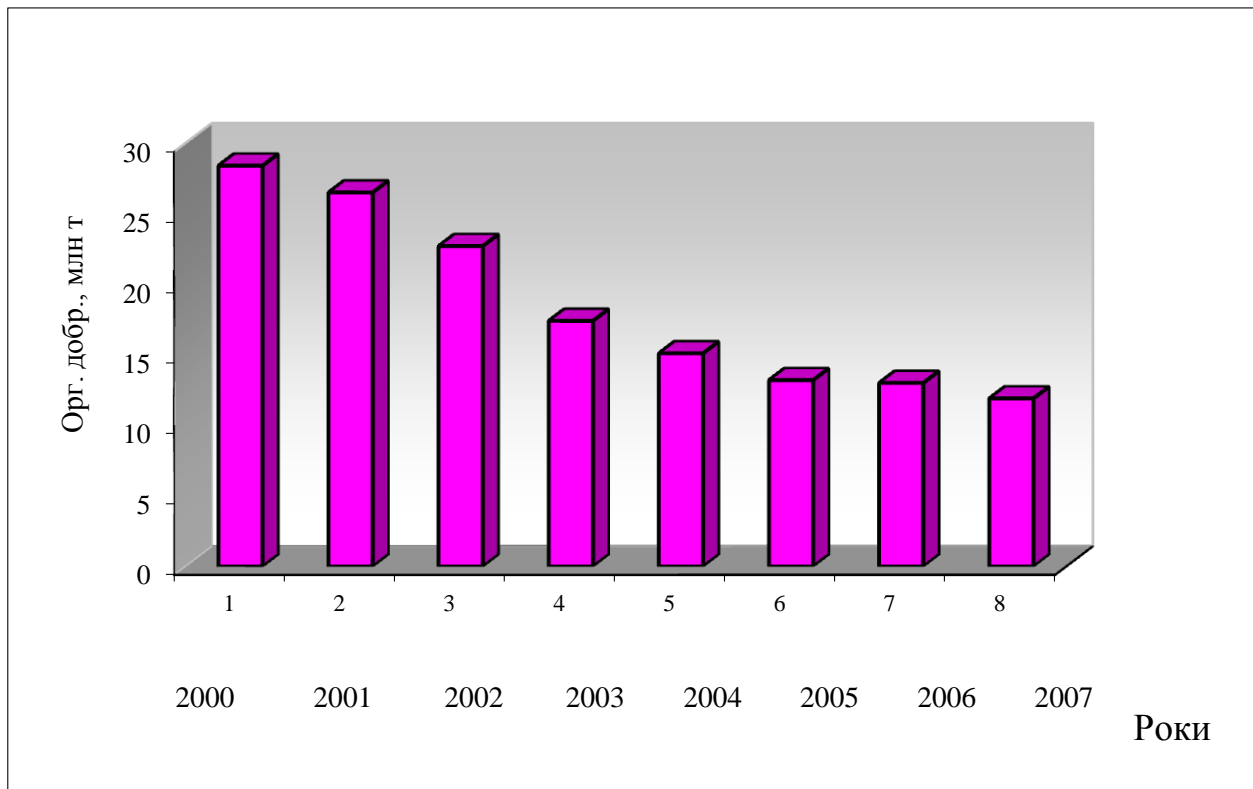




**Рисунок 3.8 – Внесення мінеральних добрив (у перерахунку на 100 % поживних речовин) на сільськогосподарських підприємствах в Україні**



**Рисунок 3.9 – Внесення мінеральних добрив (у перерахунку на 100 % поживних речовин) під посіви сільськогосподарських культур у кг на 1 га в Україні**



**Рисунок 3.10 – Динаміка внесення органічних добрив за період 2000–2007 рр.**

Протягом 2004-2012 рр. господарства України вносили менше 1 тонни на гектар гною, тоді як мінімальна норма для забезпечення бездефіцитного балансу гумусу, залежно від ґрунтово-кліматичної зони, становить від 8 до 14 тонн на гектар. Останні 2 роки вносилося по 0,5 тонн на гектар або 500 кілограм. Головною причиною є занепад тваринництва, що призвело до нестачі органічних добрив [47].

Внаслідок значного зменшення кількості добрив, особливо органічних, що вносяться в ґрунт, та зниження культури землеробства в останні роки погіршилися агрофізичні властивості ґрунтів – підвищилась ущільненість і погіршився структурно-агрегатний стан.

За даними ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії» найпоширеніший вид деградації – дегуміфікація (втрата гумусу й поживних речовин), нею вражено 43 % загальної площі (табл. 3.12). Переущільнення ґрунтів, яке охоплює близько 39 %, супроводжується несприятливими екологічними наслідками і значними економічними збитками. При вирощуванні зернових культур приблизно 20 % ріллі країни мають щільність будови в кореневмісному шарі вище, ніж потребують ці культури.

Середньорічні втрати ґрунту від водної та вітрової ерозії складають 15 т/га. Це означає, що ґрунтовий покрив країни втрачає щороку біля 740 млн. т родючого ґрунту, який містить близько 24 млн. т гумусу, 0,7 млн. т рухомих фосфатів, 0,8 млн. т – калію, 0,5 млн. т азоту та великі кількості мікроелементів [47].

Таблиця 3.12 – Поширення основних деградаційних процесів ґрунтів в Україні [47]

Види деградації ґрунтів	Поширення (% від загальної площі) відповідно ступеню			
	слабкої	середньої	сильної	всього
Втрата гумусу й поживних речовин	12	30	1	43
Переуцільнення	10	28	1	39
Запливання і кіркоутворення	12	25	1	38
Водна ерозія	3	13	1	17
Підкислення	5	9	0	14
Заболочування	6	6	2	14
Забруднення радіонуклідами	5	6	0,1	11,1
Вітрова ерозія, втрата верхнього шару ґрунту	1	9	1	11
Забруднення пестицидами та іншими органічними речовинами	2	7	0,3	9,3
Забруднення важкими металами	0,5	7	0,5	8
Засолення, підлуження, осолонцювання	1	3	0,1	4,1
Водна ерозія, утворення ярів	0	1	2	3
Побічна дія водної ерозії (замулення водойм і ін.)	1	1	1	3
Зниження рівня денної поверхні	0,05	0,15	0,15	0,35
Деформація земної поверхні вітром	0,04	0,23	0,08	0,35
Аридизація ґрунтів	0,04	0,18	0	0,21

Ерозія ґрунтів у всіх її проявах і пов'язані з нею проблеми схилового землеробства набули на території України гострого характеру. Серед процесів, що руйнують ґрунти, домінуючими є ерозійні. Якщо процес руйнування ґрунту відбувається під дією води, то він називається водною ерозією, якщо під дією вітру – вітровою ерозією, або дефляцією. Найбільш помітний ззовні вид водної ерозії – лінійна, або яружна ерозія, а вітрової – пилова, або чорна, буря, здатна за кілька годин знищити посіви і знести верхній шар ґрунту. В лісостеповій і нерідко в степовій зонах однозначно проявляються і водна, і вітрова ерозія.

Ступінь еродованості ґрунту визначається показниками укорочення глибини гумусового горизонту, втрат гумусу і поживних речовин. С. С. Соболев [60] в залежності від ступеню змитості гумусового горизонту ґрунту запропонував наступну їх класифікацію:

- I. Слабозмиті – змито не більше половини гумусового горизонту;
- II. Середньозмиті – змито більше половини гумусового горизонту;
- III. Сильнозмиті – частково змитий перехідний або ілювіальний горизонт;

IV. Дуже сильнозмиті – повністю змиті гумусовий і перехідний або ілювіальний горизонт, розорюється материнська порода.

Для еродованих вітром ґрунтів запропоновано виділити такі категорії еродованості:

- I. Слабоеродовані – видуто до 20 % гумусового горизонту;
- II. Середньоеродовані – 20–40 % гумусового горизонту;
- III. Сильноеродовані – 40–60 % гумусового горизонту;
- IV. Дуже сильноеродовані – більше 60 % гумусового горизонту.

При визначенні ступеню еродованості за еталон приймається профіль ґрунту даного типу, не порушений водною або вітровою ерозією (повнопрофільні ґрунти).

В табл. 3.13 показана площа еродованих орних земель України по адміністративних областях [61].

Таблиця 3.13 – Площа еродованих орних земель України (тис. га)

Адміністративна область	Піддані водній ерозії (змиті)		Еродовані вітром	
	всього	в т. ч. сильно змиті	всього	в т. ч. сильно еродовані
АР Крим	99,4	2,5	145,0	0,6
Вінницька	606,0	10,1	0,1	0,0
Волинська	71,5	10,8	0,0	0,0
Дніпропетровська	851,2	11,1	12,0	0,2
Донецька	1 110,3	71,4	0,0	0,0
Житомирська	58,1	5,6	3,5	0,3
Закарпатська	8,4	0,1	0,0	0,0
Запорізька	540,2	76,2	400,5	13,3
Івано-Франківська	91,0	7,7	0,0	0,0
Київська	134,6	14,6	55,5	5,6
Кіровоградська	855,7	13,1	0,0	0,0
Луганська	895,4	10,2	359,1	11,2
Львівська	300,6	39,6	41,9	2,3
Миколаївська	750,2	22,0	44,0	0,0
Одеська	955,1	31,6	0,5	0,1
Полтавська	304,5	7,4	0,0	0,0
Рівненська	130,9	35,2	5,7	0,2
Сумська	227,3	0,6	21,2	0,1
Тернопільська	334,9	29,8	0,0	0,0
Харківська	886,1	10,2	70,4	0,0
Херсонська	226,1	11,4	348,6	3,6
Хмельницька	574,4	19,0	0,0	0,0
Черкаська	306,3	24,2	2,8	0,1
Чернігівська	143,4	11,3	0,0	0,0
Чернівецька	50,9	1,4	7,9	0,0
Всього по Україні	10 485,4	477,0	1 518,8	37,8

Отже, загальна площа орних земель, підданих водній і вітровій ерозії, складає близько 12 млн га, що становить приблизно третину площі всіх сільськогосподарських угідь. Загальна площа всіх еродованих сільськогосподарських угідь складає 13,9 млн га. Щороку площа еродованих земель збільшується на 100–120 тис. га. Темпи щорічних втрат ґрунту складають близько 15 т на кожному гектарі [57]. У складі еродованих земель налічується 4,6 млн га середньо- і сильнозмитих ґрунтів. Більше всього еродованих сільськогосподарських угідь знаходиться в Донецькій (70,6 % від загальної площі цих угідь), в Луганській (61,6 %) та Одеській (55,8 %) областях. Значні території піддані процесам лінійної ерозії та зв'язаного з нею яроутворення. Площа ярів складає 157,0 тис. га, а їх кількість досягає 600 тис. штук. Швидкість яроутворення в техногенних ареалах агроландшафтів зростає в декілька разів [62].

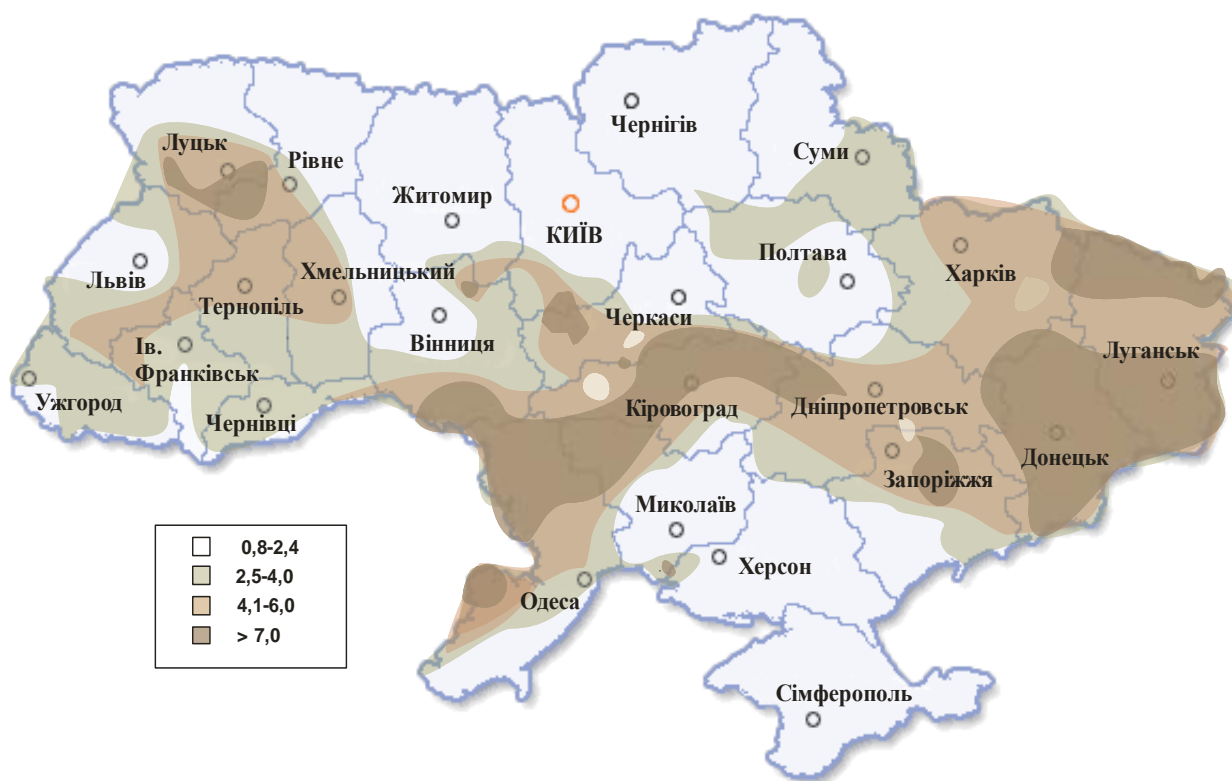
Порівняно з ярами більш розповсюджена поверхнева ерозія. Вона не така помітна, як лінійна, але досить шкідлива. За узагальнюючими даними наукових установ, недобір врожаю в результаті дії поверхневої ерозії на слабозмитих ґрунтах складає 10–30 %, на середньозмитих – 30–50 і на сильнозмитих – 50–80 % [63]. Під час сильних зливових дощів з ерозією виноситься 15–20 т/га ґрунту, якщо він не захищений. Захищений же ґрунт втрачає дрібнозему лише 0,08–0,15 т/га. Під час однієї сильної зливи втрати ґрунту і поживних речовин можуть складати 50 % на відкритому ґрунті, в той же час як на захищеному – менше 5 %.

В результаті водної ерозії з ґрунту втрачаються велика кількість рухомих форм і валових запасів поживних речовин. Найбільша доля втрат приходить на азот, причому втрачаються як мінеральні його форми, так і азот в складі гумусу і інших органічних сполук. В багатьох випадках в результаті ерозії виноситься з угідь фосфору, калію і азоту більше, ніж вноситься їх в складі добрив.

Внаслідок ерозії щороку втрачається близько 11 млн т гумусу, 0,5 млн т азоту, 0,4 млн т фосфору та 0,7 млн т калію [64]. Втрата найродючішого гумусового горизонту призводить до непоправних наслідків. Х. Беннетт підрахував, що для відновлення 2,5-сантиметрового шару ґрунту при хорошому рослинному покриві необхідно 300–1000 років і більше [65].

Найбільше зло вітрової ерозії заключається у втраті родючості ґрунтів, внаслідок видування з верхнього, найбільш родючого гумусового горизонту дрібнозему, який містить найбільшу кількість поживних речовин. Під час пилових бурь на площах, уражених видуванням, із втратою кожного сантиметрового шару ріллі виноситься з гектара 30 кг азоту, 22 кг фосфору і більше 300 кг калію. При систематичному видуванні ґрунту його родючість сильно падає і урожайність сільськогосподарських культур знижується в 2–4 рази [66].

На рис. 3.11 відображені фактичні ерозійні втрати ґрунту за 30 років (1961–1990 рр.). Територія земельних угідь поділена на 5 класів за ступенем еродованості.



**Рисунок 3.11 – Середньозважене ерозійне зменшення потужності ґрунтового профілю (dN, см) за 1961–1990 рр.**

До першого класу входять райони, де середньорічна ерозійна втрата ґрунту не перевищувала швидкості ґрунтоутворення. Це означає, що ґрунти на цих територіях за період 1961–1990 рр. не знизили своєї потужності. Таким чином, є підстави констатувати відсутність процесів ерозії ґрунтів в 1961–1990 рр. в Українському Поліссі і Сухому Степу, в Полтавській області і ще на деяких територіях. Найвища швидкість еродування ґрунтів занесена до п'ятого класу. Це район Донбасу і смуга вздовж межі Лісостепу з Північним Степом.

Вітрова ерозія найбільш проявляється в Кам'яно-Бузькому районі Львівської області, на півночі Чернігівщини і Сумщини, на півдні Херсонської, в центрі Запорізької, південному заході Донецької і Луганської областей. Всі вони знаходяться в зоні транзиту пилового потоку.

Серйозну проблему являє собою водна ерозія, зокрема сільськогосподарських земель, розташованих на схилах. Дефляційно небезпечним ґрунтам належить 33,4 % від загальної площі сільськогосподарських угідь, у тому числі піддані водній ерозії 22,9 %, вітровій 2,9 % та вітровій і водній – 3,5 %. Враховуючи, що сільськогосподарські угіддя найбільше вражені водною ерозією в табл. 3.14 приведена їх характеристика в розрізі регіонів України [47].

Таблиця 3.14 – Характеристика сільськогосподарських угідь за еродованістю [47]

Адміністративні утворення	Зазнали водної ерозії (змиті), тис. га			
	Разом	у тому числі		
		слабко	середньо	сильно
АР Крим	247,2	181,3	52,8	13,1
Вінницька	743,8	570,6	135,1	38,1
Волинська	105,2	59,0	32,0	14,2
Дніпропетровська	1000,8	792,7	163,0	45,1
Донецька	1355,9	810,8	366,6	178,5
Житомирська	63,6	39,3	16,7	7,6
Закарпатська	37,6	25,1	9,0	3,5
Запорізька	799,0	378,8	238,8	181,4
Івано-Франківська	135,9	72,1	42,7	21,1
Київська	173,9	98,5	38,4	37,0
Кіровоградська	1029,1	701,7	250,1	77,3
Луганська	1215,3	960,8	207,8	46,7
Львівська	300,6	168,9	92,1	39,6
Миколаївська	938,3	569,4	294,1	74,8
Одеська	1241,1	807,6	314,6	118,9
Полтавська	355,6	267,3	67,2	21,1
Рівненська	159,6	70,2	44,2	45,2
Сумська	305,1	241,2	54,8	9,1
Тернопільська	391,2	235,1	111,6	44,5
Харківська	1121,4	853,1	217,3	51,0
Херсонська	264,3	180,1	60,3	23,9
Хмельницька	664,2	380,7	244,7	38,8
Черкаська	361,9	219,4	87,0	55,5
Чернівецька	200,3	103,5	57,2	39,6
Чернігівська	65,3	41,7	16,9	6,7
м. Київ	0,4	0,2	0,2	-
м. Севастополь	7,6	4,6	2,9	0,1
Разом по Україні	13284,2	8833,7	3218,1	1232,4

Розвиток ерозії залежить від дії кількох основних факторів: ґрунту (його механічного і мінералогічного складу, структури, вмісту гумусу, складу ґрунтового вбирного комплексу, вологості, коефіцієнту фільтрації ґрунту), геологічної будови земної поверхні (ґрунтоутворюючої породи, характеру напластування порід, водопроникності, здатності породи до розмивання, глибини базису ерозії), рослинності (виду, складу, густоти), господарської діяльності людини (обсягу та способу розорювання земель, способу та інтенсивності посадки та вирубки дерев і чагарників поблизу відкритих ділянок, агротехніки, особливостей застосовуваної оброблювальної техніки, випасу худоби тощо). До переліку факторів, які обумовлені господарською діяльністю людини, варто додати таке. Масова закладка полезахисних смуг згідно з Постановою Ради Міністрів СРСР і ЦК ВКП(б) від 20.10.1948р. «Про план полеза-

хисних лісонасаджень, впровадження травопільних сівозмін, будівництва ставків і водоймищ для забезпечення високих стійких урожаїв в степових і лісостепових районах Європейської частини СРСР» була переважно орієнтована поперек південних і південно-східних суховіїв, внаслідок чого були часті випадки, коли довга сторона поля простягалася вздовж схилів або під деяким кутом до них, що призводило до катастрофічних наслідків дії водної ерозії. Крім того, свою негативну роль зіграла масова кампанія по розширенню посівів кукурудзи в 50–60-ті роки минулого століття без будь-якого протиерозійного захисту ґрунтів на схилах. Адже відомо, що з початку сіви до змикання стебел кукурудзи проходить близько трьох місяців, і за цей час ґрунт залишається незахищеним від руйнуючої дії інтенсивних опадів. Ще одна кампанія з так званого укрупнення полів, коли її розмір часто перевищував 600 і більше гектарів, також сприяла інтенсивному прояву ерозії. Процесам змиву ґрунтів і утворенню ярів сприяє також ущільнення ґрунтів важкою сільськогосподарською технікою, середня маса якої за останні 20–25 років збільшилась в 1,5–2 рази. На сильно ущільнених ґрунтах зниження врожайності рослин досягає 50 % [67].

Загальна площа перезволожених земель в Україні становить 4 млн. 753,7 тис. га, в тому числі торфових ґрунтів (із шаром торфу більше 20 см) – 1 млн 58 тис. га [56].

Значна частка гідроморфних ґрунтів знаходиться у складі ріллі (табл. 3.15) [61].

В гідроморфних, осушених ґрунтах мають місце такі негативні явища, як спрацювання осушених торфовищ, радіонуклідне забруднення ґрунтів, вторинне озалізнення та підкислення, алюмінізація і засолення, ущільнення та погіршення агрофізичних властивостей. За неповними даними приблизно 15 % всієї площі осушених земель підпало під радіонуклідне забруднення різного ступеня інтенсивності. За даними Інституту сільськогосподарської радіології на 176 тис. га осушених торфовищ ми одержуємо забруднену радіонуклідами продукцію навіть при незначних рівнях забрудненості ґрунтів (1,0–1,5 мКі/га). На цих ґрунтах здатність радіонуклідів накопичуватись у рослинах на 3–8 порядків вища, ніж на мінеральних ґрунтах [57].

За даними ННЦ ІГА щорічно спрацьовується (мінералізується) приблизно 10–15 т/га органічної речовини торфу. Використання торфових земель під просапною культурою призводить до їх спрацювання, ерозії, а в кінцевому підсумку – до руйнації торфового шару. В результаті на Поліссі вже зараз створилася ситуація, коли обробляється не торфовий шар, а підстилаюча піщана порода. Продуктивність сільськогосподарських культур при цьому істотно падає.

На мінеральних гідроморфних ґрунтах, основні площі яких сконцентровані на Поліссі, Прикарпатті та Закарпатті, процес дегуміфікації набув широкого розвитку через дефіцит органічних добрив, при цьому на середньо- та важкосуглинкових ґрунтах погіршилася структура, відбулося вторинне підкислення та накопичення рухомих, токсичних для рослин форм алюмінію. Ці



явища інтенсифікувались за останні роки через відсутність вапнування та поновлення (реконструкції) дренажних систем.

Таблиця 3.15 – Перезволожені і заболочені ґрунти, які перебувають у складі ріллі, тис. га

Адміністративна область	Перезволожені		Заболочені	
	всього	в т. ч. розорювані в заплавах	всього	в т. ч. сильно заболочені (ілуваті і торф'яні)
АР Крим	160,3	10,5	0,2	0,0
Вінницька	96,2	2,4	39,8	0,2
Волинська	0,0	0,5	226,4	52,1
Дніпропетровська	25,2	10,7	9,3	0,4
Донецька	35,5	19,0	3,4	0,9
Житомирська	72,7	0,3	256,0	0,0
Закарпатська	48,5	0,6	50,6	0,0
Запорізька	52,8	5,5	15,1	0,2
Івано-Франківська	37,1	2,6	7,4	0,2
Київська	35,1	3,2	28,2	1,2
Кіровоградська	3,4	1,4	0,1	0,0
Луганська	28,3	20,0	1,6	0,2
Львівська	191,9	8,9	75,2	14,6
Миколаївська	66,6	14,7	6,3	0,0
Одеська	69,2	38,3	7,5	1,7
Полтавська	23,6	8,5	1,1	0,4
Рівненська	99,3	19,5	0,0	0,0
Сумська	20,2	4,6	8,8	0,4
Тернопільська	89,9	11,2	57,6	0,3
Харківська	13,5	8,0	1,1	0,3
Херсонська	137,7	4,5	0,2	0,0
Хмельницька	118,9	5,1	25,8	1,1
Черкаська	21,9	0,8	1,1	0,2
Чернігівська	26,6	0,0	4,1	0,5
Чернівецька	94,1	6,9	137,6	2,7
Всього по Україні	1 568,6	215,7	964,4	77,6

Основною економічною проблемою осушуваних земель була і залишається їх низька продуктивність. У найбільш типовій частині гумідної зони – Українському Поліссі в цілому не було досягнуто проектної урожайності. Якщо навіть у відносно сприятливих восьмидесятих роках минулого століття частка фактичної урожайності до проектної становила 87,2 %, то у дев'яностих роках цей показник знизився до середньої відмітки 72,2 %, а за цукровими буряками – до 52,6 % [68].

Загальна економічна криза 90-тих років призвела до зниження загального рівня урожайності на осушуваних землях (табл. 3.16) [69].

Таблиця 3.16 – Динаміка врожайності сільськогосподарських культур на осушених землях, ц/га

Культури	1966– 1970 рр.	1971– 1975 рр.	1976– 1980 рр.	1981– 1985 рр.	1986– 1990 рр.	1991– 1995 рр.	1996– 2000 рр.
Зернові	18,4	23,8	25,8	26,0	33,0	27,5	21,2
Цукрові буряки	277,0	317,0	325,0	312,0	353,0	209,1	172,1
Льон (волокно)	4,1	5,5	6,2	5,0	6,0	6,0	3,1
Картопля	86,0	111,0	122,0	124,0	148,0	110,5	102,1
Овочі	144,0	158,0	164,0	149,0	160,0	120,7	115,1
Кормові корене- плоди	229,0	299,0	319,0	357,0	453,0	318,9	271,9
Однорічні трави (сі- но)	20,7	22,4	24,5	30,0	32,1	25,3	21,4
Однорічні трави (зел. маса)	106	129	144	163	179	148	111
Багаторічні трави (сіно)	27,9	32,2	33,1	36,6	39,0	35,6	31,2
Багаторічні трави (зел. маса)	153	182	198	227	244	199	164
Сіножаті поліпшені	18,0	19,2	20,2	21,9	23,4	19,5	18,1
Сіножаті природні	14,8	15,4	17,6	18,8	20,5	17,7	14,2

Зниження урожайності на осушених землях за період 1991–2000 рр. обумовлюється дефіцитом добрив і хімічних меліорантів та відсутністю робіт по оновленню дренажної системи. Найбільш складна ситуація з внесенням мінеральних добрив склалась в гумідній зоні України. Особливо це стосується регулювання калійного і фосфорного режимів ґрунту. Якщо у не найбільш економічно сприятливому 1990 р. у Рівненській області було внесено діючої речовини добрив 60,8 тис. т. N, 35,4 тис. т. P і 59,6 тис. т. K, то вже в 1998 р. відповідно 19,3 тис. т. N, 3,2 тис. т. P і 3,6 тис. т. K.

Наведена динаміка засвідчує загальний спад зборів основних сільськогосподарських культур в Українському Поліссі у середині 90-х років, а невисокі значення урожайності свідчать про значні резерви підвищення як загальної продуктивності осушуваних земель України, так і продуктивності окремих сільськогосподарських культур. Осушені землі з кризовим агроекологічним станом мають місце майже у всіх регіонах їх поширення.

Площа вироблених торфовищ досягла 105 тис. га. Це непридатні для сільськогосподарського виробництва землі, які вимагають відповідної рекультивациі та вибору напряму використання.

На жаль, через брак коштів введення в експлуатацію нових осушувальних систем майже припинено, а реконструкція меліоративних мереж вкрай обмежена. Внаслідок цього кризовий екологічний стан охопив значну кількість осушуваних земель, що знижує їх продуктивність.

До кислих ґрунтів належать ґрунти з рН менше 5,6 одиниць. Вони розповсюджені переважно в Поліссі, Лісостепу і в регіонах Карпат, Передкар-

паття та Закарпаття. Кислі ґрунти серед земель сільськогосподарського використання займають орієнтовно 5,5 млн га (за даними Держкомзему України, табл.3.17) [70].

Таблиця 3.17 – Площа кислих ґрунтів України, тис. га (сільськогосподарські угіддя)

Область	Всього	Ступінь кислотності		
		сильнокислі $\text{pH}_{\text{сол.}} \leq 4,5$	сильнокислі $4,5 \leq \text{pH}_{\text{сол.}} \leq 5,0$	слабокислі $5,0 \leq \text{pH}_{\text{сол.}} \leq 5,5$
Вінницька	558,5	12,2	125,4	420,9
Волинська	134,9	15,3	49,8	69,8
Житомирська	461,9	54,5	160,1	247,3
Закарпатська	321,8	179,9	89,5	52,4
Івано-Франківська	308,6	98,5	89,6	120,5
Київська	301,5	23,7	81,7	196,1
Кіровоградська	343,2	–	12,6	330,6
Львівська	358,1	88,5	106,2	163,4
Полтавська	324,8	4,7	48,2	271,9
Рівненська	233,4	35,3	74,7	123,4
Сумська	351,9	14,1	76,8	261,0
Тернопільська	252,3	8,2	71,4	172,7
Харківська	326,4	3,0	59,3	264,1
Хмельницька	294,3	20,2	99,1	175,0
Черкаська	220,4	3,8	38,5	178,1
Чернівецька	96,4	23,5	30,6	42,3
Чернігівська	569,9	50,7	158,8	360,4
Разом по Україні	5 458,3	636,1	1 372,3	3 449,9

До ґрунтів з кислою реакцією належить і група сірих лісових ґрунтів та чорноземів опідзолених, які розповсюджені переважно в зоні Лісостепу та частково на Поліссі.

Інтенсивний розвиток ґрунтоутворення за елювіально-ілювіальним типом призводить до формування з кислою реакцією ґрунтового розчину. Наявність кальцію в ґрунтовому комплексі призводить до нейтралізації кислого середовища. Природна кислотність ґрунтів формується в процесі трансформації органічних речовин ґрунту. При низькому вмісті в рослинному опаді лужноземельних металів та білкових сполук, особливо в анаеробному середовищі, процес бродіння завершується утворенням різноманітних органічних кислот, що сильно підкислює ґрунт, особливо якщо в ньому відсутні нейтралізатори цих кислот. За наявності значного органічного опаду інтенсивно розвиваються глейові процеси, які призводять до розхитування кристалічної гратки глинистих мінералів, утворення вільних окислів заліза і алюмінію.

Процес вторинного підкислення ґрунтів відбувається також під впливом розбалансованих систем землеробства і техногенних викидів. Це пов'язано з інтенсивним застосуванням мінеральних добрив, особливо азот-

них, випаданням кислих дощів, порушенням структури сівозміни (висока насиченість кальцієфільними культурами, що виносять з урожаєм значну кількість кальцію і призводять до декальцинації ґрунту). Кислі атмосферні опади (кислотні дощі), які є безпосереднім наслідком забруднення атмосфери викидами промислових підприємств, несуть суттєву загрозу родючості ґрунтів і, відповідно, їх агроекологічному стану. Зазначимо, що за норму вважаються атмосферні опади рН яких дорівнює 5,5–5,7 одиниць. У теперішній час в Україні нерідко випадають дощі з рН 4,5 і менше.

Важливу роль у формуванні кислотно-основного режиму належить буферним властивостям ґрунтів як здатність їх протистояти вторинному підкисленню чи підлуженню. Кисотно-основна рівновага ґрунтів порушується під впливом добрив, меліорантів, кислотних опадів, структури сівозміни тощо. Однак різні ґрунти по-різному протидіють зовнішнім факторам впливу залежно від природи внутрішньоґрунтових буферних систем, які обумовлюють відповідний рівень актуальної кислотності та її стійкості. Сама хімічна меліорація, яку б норму меліоранту ми не застосовували, не може бути ефективною, якщо нехтується весь комплекс заходів з окультурювання кислих ґрунтів, спрямованих не стільки на нейтралізацію зайвої актуальної кислотності як на цілеспрямовану зміну природи рН буферних механізмів. Суцільно-розкладна технологія вапнування за величиною прихованої (гідролітичної) кислотності призводить до інтенсифікації цілої низки негативних явищ (мінералізації органічних речовин та нітрифікації, вимивання кальцію і продуктів мінералізації, емісії газів із ґрунту в атмосферу тощо). Все це негативно відбивається на екології ґрунтів, дренажно-підґрунтових вод, життєдіяльності кальцієфобних організмів тощо. Технологія локального окультурювання, яка була розроблена і запропонована ННЦ ІГА [71], значною мірою вирішує проблему агроекології ґрунтів із зайвою кислотністю.

Отже, акцент у вирішенні проблеми агроекології кислих ґрунтів на сучасному етапі слід поставити на необхідність суттєвого зменшення матеріально-енергетичних затрат, ніж це передбачено застарілими технологічними проблемами, не допускаючи еколого-економічної шкоди при вирощуванні сільськогосподарських культур.

Солонці та солонцюваті ґрунти у структурі ґрунтового покриву України займають загальну площу 2 824,8 тис. га, з них рілля – 2 003,4 тис. га (табл. 3.18) [70]. Розповсюджені солонцеві ґрунти в основному в Лівобережному Лісостепу (Середнє Придніпров'я) у Степу та в невеликій кількості – в Південній частині Полісся.

У геоструктурному відношенні солонцеві території відповідають великим тектонічним западинам – Дніпровсько-Донецькій (лівобережний Лісостеп і Полісся) та Причорноморській (Сухий Степ), де загальне недостатнє дренавання територій створює сприятливі передумови для акумуляції солей та осолонцювання ґрунтів.

Таблиця 3.18 – Загальна площа солонцевих ґрунтів в Україні, тис. га (згідно з Державним земельним кадастром)

Назва адміністративних утворень	Солонцюваті				З солонцевими комплексами			
	всього	в тому числі			всього	в тому числі вміст солонців		
		слабо	середньо	сильно		10–30 %	30–50 %	більше 50 %
АР Крим	450,2	254,0	146,3	49,9	169,2	101,6	22,8	44,8
Дніпропетровська	79,8	45,9	19,1	14,8	23,8	17,1	4,4	2,3
Донецька	146,1	113,7	26,6	5,8	23,5	17,9	3,2	2,4
Запорізька	37,7	29,0	4,9	3,8	8,6	4,9	0,9	2,8
Київська	2,0	1,7	0,3	–	3,0	2,2	0,6	0,2
Кіровоградська	0,8	–	0,8	–	–	–	–	–
Луганська	75,7	50,3	22,7	2,7	17,8	12,0	2,3	3,5
Миколаївська	14,7	11,0	2,4	1,3	1,4	1,1	0,3	–
Одеська	68,4	52,5	11,9	4,0	5,1	4,2	0,3	0,6
Полтавська	310,7	256,1	36,4	9,2	61,6	36,4	8,4	16,8
Сумська	71,5	70,6	0,8	0,1	–	–	–	–
Харківська	146,9	130,4	14,0	2,5	2,5	4,1	1,8	0,8
Херсонська	786,6	760,2	19,5	19,5	249,4	123,7	82,9	42,8
Черкаська	4,8	2,3	1,6	1,6	0,3	0,3	–	–
Чернігівська	54,2	47,2	6,8	0,2	6,9	6,2	0,4	0,3
Разом по Україні	2 250,1	1 833,9	314,1	102,1	574,7	329,4	127,3	118,0

У зоні Лісостепу солонцеві ґрунти поширені в основному в заплавах на низьких терасах річок Дніпра, Десни, Псла, Сули та ін. Їх поява у ґрунтового покриві пов'язана з впливом підґрунтових вод содового або хлоридно-сульфатного хімізму засолення, що залягають близько до поверхні.

У зоні Степу солонцеві ґрунти розвиваються у більш різноманітних умовах, ніж у зоні Лісостепу. Слабка природна дренажність із близьким залягання підґрунтових вод характерна тут лише для приосьової частини Причорноморської западини – Кримського Присивашся і тераси – дельти Дніпра. Інша підвищена частина території є краще дренажною, підґрунтові води залягають глибше 10 м і не впливають на ґрунтоутворення. Тому гідро-морфні й напівгідроморфні солонцеві ґрунти обмежено поширені в зоні Сухого Степу, тоді як переважна частина Причорноморського подолу зайнята атмосферними, переважно темно-каштановими солонцюватими ґрунтами.

За визнанням багатьох ґрунтознавців солонцеві ґрунти належать до найбільш складних природних утворень, тому багато питань їх генезису та меліорації залишаються і досі не до кінця вивченими.

Класичні дослідження К. К. Гедройця [72], що стосуються походження солонцевих ґрунтів, були визнані багатьма дослідниками світу. Ним установлене

но колоїдно-хімічну природу утворення солонцевого горизонту з визнанням вирішальної ролі ввібраного натрію, який при зволоженні солонців легко переходить у рідку фазу, утворюючи на поверхні ґрунту частки високого негативного заряду, що призводить до підвищення дисперсності солонцевих ґрунтів. Однак, як було встановлено пізніше, утворення солонців з солончаків не є універсальним, а ввібраний натрій не є єдиною причиною дисперсності колоїдів.

Так, нерідко попадаються солонці з характерними ознаками фізичної солонцюватості, але без значних кількостей обмінного натрію. В них чітко видно морфологічну диференціацію ґрунтового профілю з ясно вираженим ілювіальним горизонтом, у якому відмічається збільшений вміст мулистої фракції та всі ознаки негативних водно-фізичних та агрофізичних властивостей (ущільненість, знеструктурення, слабка водопроникність, набрякання, висока вологоємність та ін.). Характерною особливістю цих ґрунтів є підвищений вміст обмінного магнію в ілювіальному горизонті. Крім магнію, ряд дослідників вказують на провідну роль у розвитку багато- і малонатрієвих солонців, різних гелів, гідрофільного мулу, рухомих сполук кремнію, алюмінію, заліза, натрію, калію.

За звичайної системи землеробства солонцеві ґрунти малопродуктивні і їх використання у ріллі часто виявляється економічно недоцільним. Причиною цього є їх несприятливі для культурних рослин хімічні, фізико-хімічні і фізичні властивості, що обумовлені спрямованістю солонцевого процесу. У сухому стані солонці щільні, брилисті, у вологому – в'язкі, легко запливають і повільно підсихають. Обробляти такі ґрунти важко. Солонці не утворюють суцільних масивів, а залягають окремими плямами різної площі та конфігурації серед зональних ґрунтів, утворюючи комплекси і сполучення з різною часткою вмісту, що різко знижує продуктивність усього агроландшафту. У посушливі роки врожайність сільськогосподарських культур на солонцях знижується до нуля. Тому економічно доцільним є використання солонцевих ґрунтів лише за умов проведення заходів з їх меліорації (окультурення) та відтворення родючості.

Площі кислих і солонцевих земель постійно змінюються під впливом удобрення, хімічної меліорації і можуть переходити з однієї категорії в іншу, нерідко більш деградовану. Така трансформація відбувається у деяких випадках дуже швидко або ж ґрунти проявляють велику стійкість (опір) щодо зрушення кислотно-лужної рівноваги, яка генетично їм притаманна. Це дуже важливий показник оцінки агроекологічної значимості земель різних категорій якості. Тому ННЦ ІГА була вперше розроблена і представлена картосхема піддатливості ґрунтів України вторинному підкисленню і підлуженню (рис. 3.12 і 3.13) [48], згідно з якою кислі ґрунти і солонцеві комплекси поділяються на: 1 – практично не піддатливі; 2 – слабопіддатливі; 3 – середньопіддатливі; 4 – сильнопіддатливі; 5 – практично нестійкі щодо підкислення чи підлуження.

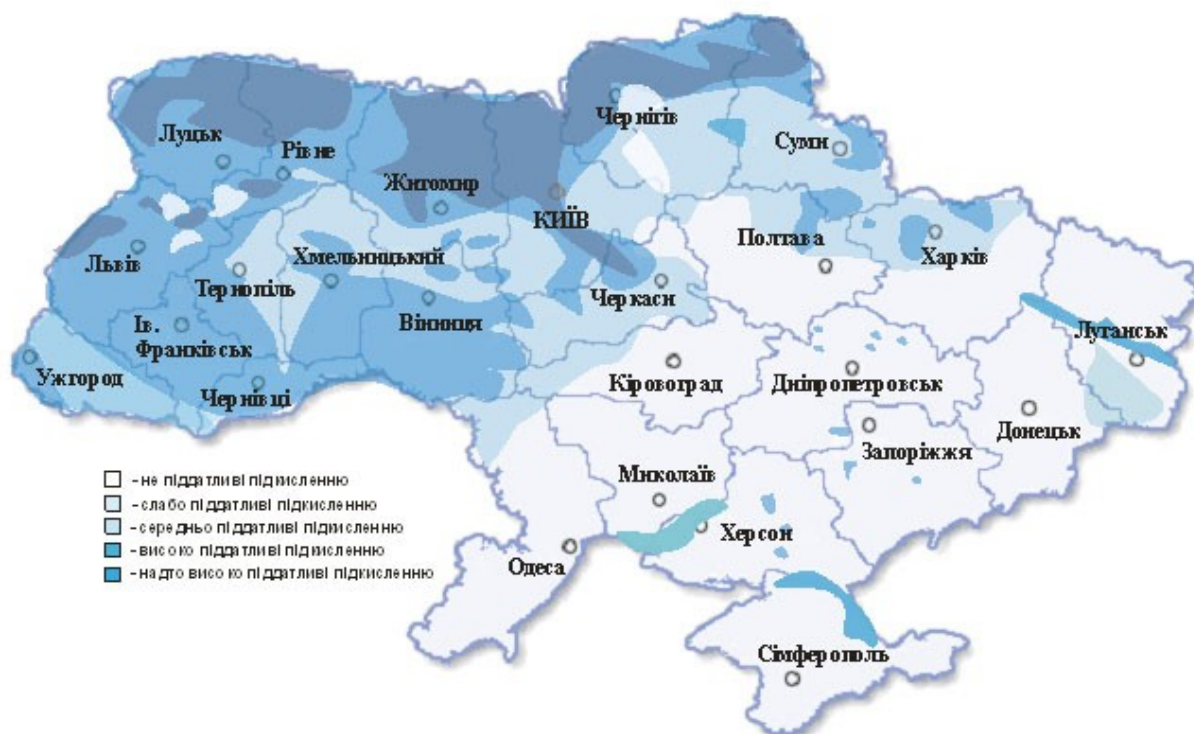


Рисунок 3.12 – Стійкість ґрунтів щодо підкислення



Рисунок 3.13 – Стійкість ґрунтів щодо підлуження

Саме на нестійких ґрунтах з дуже вразливим кислотно-лужним середовищем (з низькою рН-буферністю) найчастіше виникають кризові агроекологічні ситуації. Так, наприклад, вапнування кислих піщаних і навіть супіщаних ґрунтів Полісся дуже швидко змінює реакцію ґрунту із кислого середовища в нейтральне і навіть в дуже лужне. Це створює несприятливі умови для вирощування таких основних для Полісся культур як картопля, люпин, жито, льон і інші, що адаптовані до кислого середовища ґрунту.

Тому картограми категорій стійкості земель щодо вторинного підкислення і підлуження дозволять виділити найуразливіші щодо кислотного і лужного “навантаження” території, на яких виникнення кризових ситуацій найбільш імовірно, а також визначити оптимальні дози хімічних меліорантів для поліпшення продуктивності цих ґрунтів.

На основі аналізу екологічного стану ґрунтів та впливу на них господарської діяльності людини можна скласти інтегровану оцінку агроекологічного стану ґрунтів, яка характеризує їх здатність виконувати функцію сільськогосподарських угідь, підтримувати екологічну рівновагу в агроландшафтах і навколишньому середовищі (рис 3.14) [73].

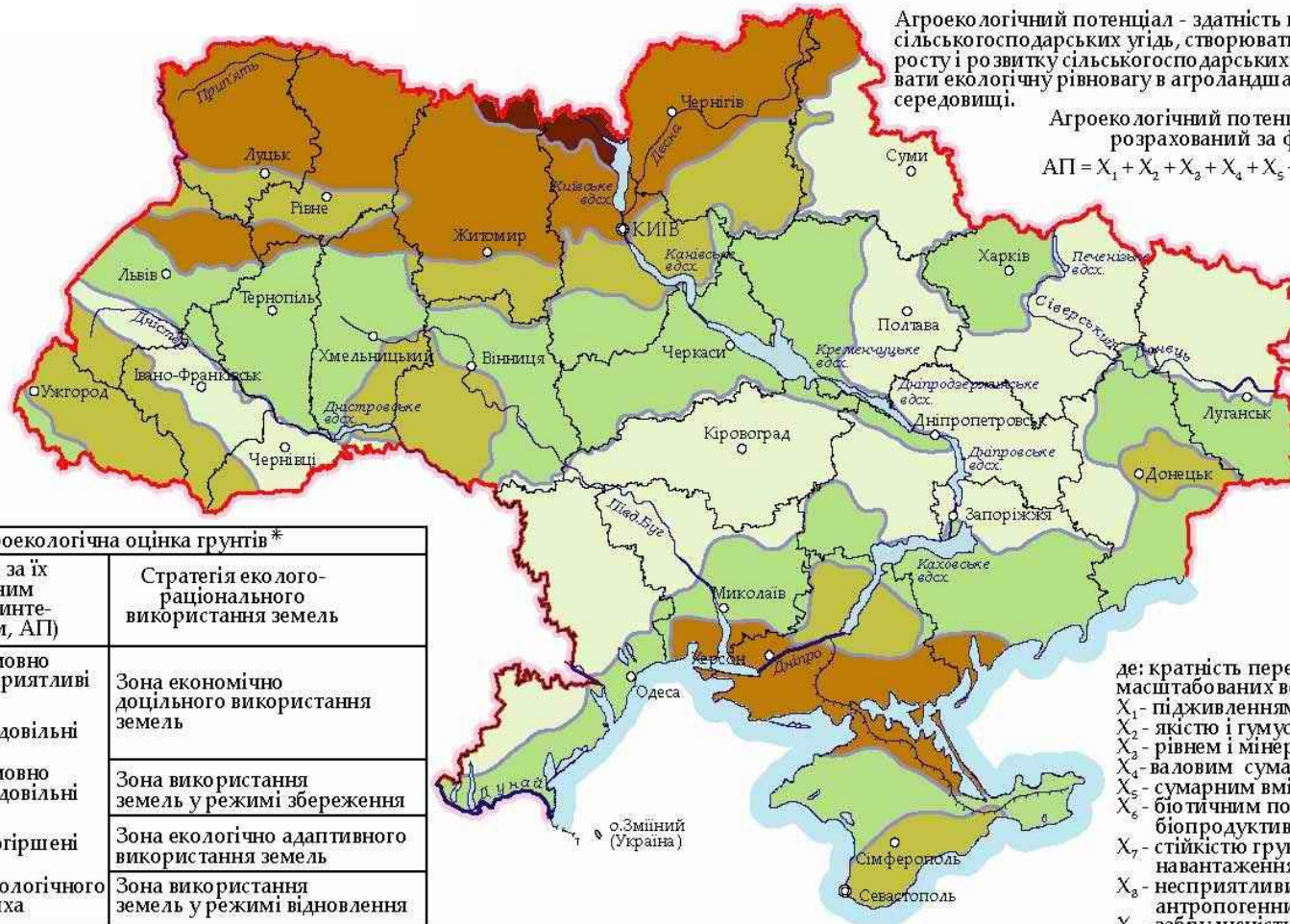
### **3.4 Комплексна оцінка стану ґрунтів та земельних ресурсів**

Оцінка екологічного стану є основою екологічно безпечного природокористування та екологічного нормування. Як зазначається в багатьох дослідженнях [20, 74-76], метою екологічного нормування є виявлення сукупності критичних значень такого набору показників, при яких екосистема досліджуваної території зберігає в цілому свої якості. Визначення такого набору показників гранично допустимого антропогенного тиску та їх критичних значень повинно базуватися на концепції стійкості екосистем до змін та пов'язаних з нею принципах рангування порушень екосистем за глибиною та ступенем їх необоротності [77].

Ґрунт зазнає найбільший антропогенний вплив і є найбільш небезпечною ланкою циркуляції забруднюючих речовин. Характерною рисою ґрунтів є те, що вони не ординарне природне середовище, а складна екологічна система з колосальною кількістю зв'язків між її біоценотичними компонентами, між компонентами кісткової складової та між першими і другими у свою чергу. В основі цих зв'язків лежить матеріально-енергетичний обмін, що обумовлює процеси функціонування і розвитку ґрунту. Ґрунт формується в результаті складної взаємодії фізичних, хімічних, біологічних процесів, що відбивають дію факторів ґрунтоутворення та передають їх на властивості ґрунту у відповідності зі схемою відображення: фактори ґрунтоутворення – процеси ґрунтоутворення – властивості ґрунту.

Фахівцями УКРНДІЕП розроблено методику комплексної оцінки екологічного стану ґрунтів, що призначена для її застосування при визначенні рівня забрудненості ґрунтів різних регіонів України [78].





Агроекологічний потенціал - здатність ґрунтів виконувати функцію сільськогосподарських угідь, створювати оптимальні умови для росту і розвитку сільськогосподарських рослин, а також підтримувати екологічну рівновагу в агроландшафтах і природному середовищі.

Агроекологічний потенціал ґрунтів (АП) розрахований за формулою:

$$АП = X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_6 + X_7 + X_8 + X_9 + X_{10}$$

Агроекологічна оцінка ґрунтів*	
Оцінка ґрунтів за їх агроекологічним потенціалом (синтектичні показники, АП)	Стратегія екологічно-раціонального використання земель
більше +1,71 <span style="background-color: #e0f0e0; border: 1px solid black; display: inline-block; width: 15px; height: 10px;"></span> умовно сприятливі	Зона економічно доцільного використання земель
+1,70 <span style="background-color: #c0e0c0; border: 1px solid black; display: inline-block; width: 15px; height: 10px;"></span> задовільні	
-1,71 <span style="background-color: #e0e0c0; border: 1px solid black; display: inline-block; width: 15px; height: 10px;"></span> умовно задовільні	Зона використання земель у режимі збереження
-5,09 <span style="background-color: #e0c080; border: 1px solid black; display: inline-block; width: 15px; height: 10px;"></span> погіршені	Зона екологічно адаптивного використання земель
-5,10 <span style="background-color: #c08080; border: 1px solid black; display: inline-block; width: 15px; height: 10px;"></span> екологічного лиха	
-8,49 <span style="background-color: #804040; border: 1px solid black; display: inline-block; width: 15px; height: 10px;"></span> екологічного лиха	Зона використання земель у режимі відновлення
менше -8,50	

— Межі умовних агроекологічних зон

- де: кратність перевищення фонових і масштабованих величин за:
- X<sub>1</sub> - підживленням ґрунтів фосфором і калієм;
  - X<sub>2</sub> - якістю і гумусністю ґрунтів;
  - X<sub>3</sub> - рівнем і мінералізацією ґрунтових вод;
  - X<sub>4</sub> - валовим сумарним вмістом важких металів;
  - X<sub>5</sub> - сумарним вмістом радіонуклідів у ґрунті;
  - X<sub>6</sub> - біотичним потенціалом або біопродуктивністю земельних угідь;
  - X<sub>7</sub> - стійкістю ґрунтів до техногенного навантаження;
  - X<sub>8</sub> - несприятливими природно-антропогенними процесами;
  - X<sub>9</sub> - забрудненістю сільськогосподарських угідь пестицидами;
  - X<sub>10</sub> - внесенням мінеральних добрив.

\* Для агроекологічної оцінки ґрунтів використані матеріали книги: "Агроекологическая оценка земель Украины и размещение сельскохозяйственных культур / Под ред. В.В. Медведова.-К.: Аграрная наука, 1997.-161с.

Масштаб 1:7 000 000

Рисунок 3.14 – Агроекологічна карта ґрунтів

Основний принцип вибору параметрів стану із великої сукупності характеристик ґрунту – це прагнення характеризувати ґрунт найбільше повно з концентрацією уваги на тих властивостях ґрунту, які найбільшою мірою піддані змінам під впливом антропогенних факторів, тобто можуть служити інтегральним показником цих змін. Показники, що використовуються для оцінки стану ґрунтів, визначають структуру угідь та покриву, екологічну стійкість, родючість, продуктивність та бонітет відповідного виду земельних ресурсів і багато інших показників.

Але практичне застосування запропонованої методики оцінки екологічного стану ґрунтів показало, що нажалі тільки невелика кількість показників, що входять до класифікаційних таблиць, може бути забезпечена офіційними даними моніторингових досліджень. Тому виникла потреба удосконалити методику оцінки екологічного стану ґрунтів і земельних ресурсів регіону з метою її подальшого використання в практиці управління природоохоронною діяльністю.

В основі нової методики комплексної оцінки екологічного стану ґрунтів і земельних ресурсів є визначення інтегрального показника загального стану земельних ресурсів з використанням лише офіційних даних про стан забруднення ґрунтів і використання земельних ресурсів, що наведено в регіональних екологічних паспортах і обласних щорічних доповідях про стан навколишнього природного середовища та в Національній доповіді про стан навколишнього природного середовища.

Інтегральний показник загального стану земельних ресурсів ( $I_{z\_st}$ ) представляє собою середнє арифметичне між інтегральним показником забруднення ґрунтів ( $I_{zab}$ ) та інтегральним показником стану земельних ресурсів ( $I_{st\_zr}$ ) і визначається за формулою:

$$I_{z\_st} = (I_{zab} + I_{st\_zr})/2 \quad (3.12)$$

Класифікація якісного стану ґрунтів за рівнем забруднення представлена в табл.3.19.

На основі оцінки забруднення ґрунтів за кожним індикаторним показником залежно від отриманих результатів, кожному такому показнику привласнюється відповідний бал ( $I$ ): 1 (благополучний), 2 (задовільний), 3 (посередній), 4 (важкий), 5 (дуже важкий).

Інтегральний показник забруднення ґрунтів ( $I_{zab}$ ) розраховується по формулі [78]:

$$I_{zab} = \max (I_1, I_2, I_7), \quad (3.13)$$

де  $I_j$  – бальна оцінка  $j$ -го показника таблиці 3.19.

Оцінка інтегрального показника стану земельних ресурсів ( $I_{st\_zr}$ ) визначається відповідно до класифікаційної таблиці 3.20.

Таблиця 3.19 – Класифікація якісного стану ґрунтів за рівнем забруднення

Показник	Стан земельних ресурсів				
	Гарний (1 клас)	Задовільне (2 клас)	Незадовільне (3 клас)	Важке (4 клас)	дуже важке (5 клас)
Потужність експозиційної дози на рівні 1 м від поверхні ґрунту, мк Р/год	<20	20 – 100	101 – 200	201 – 400	>400
Щільність забруднення, Кі/км <sup>2</sup> Цезій – 137, Стронцій – 90	природний фон	<1 <0,02	1 – 5 0,02 – 1,0	6 – 15 1,1 – 3,0	>15 >3
Пестицидне навантаження, кг/га а.р.	<3	4	4,1 – 5	5,1 – 7	>7
Залишкові кількості пестицидів (у ГДК) у ґрунті	0	<1	1 – 1,5	1,6 – 2	>2
Рухливі форми важких металів у ґрунті (у ГДК)	<1	≤1	2	100	>100
Інтегральний показник поелементного забруднення ґрунту (Кз)	<1	1-2	2-5	5-10	>10
Коли-Титр, г	>1,0	0,1	0,01	0,001	<0,001

Таблиця 3.20 – Показники стану земельних ресурсів

Показник	Стан земельних ресурсів (класи)				
	Гарний (1 клас)	Задовільний (2 клас)	Посередній (3 клас)	Важкий (4 клас)	Дуже важкий (5 клас)
1	2	3	4	5	6
Показник ( <i>Пгв</i> ) господарського використання земель, %	Норма*	норма+0 -5	норма+6-10	норма +11-20	>норма +20
Показник ( <i>Пр</i> ) розораності земель, %	< 40	40 – 50	51-60	61-70	> 70
Середній вміст гумусу, %	> 4,5	3,8 – 4,6	2,6- 3,7	1,5- 2,5	< 1,5
Показник стійкості ( <i>РС</i> )	> 1	0,71-1,0	0,51-0,7	0,2-0,5	< 0,2

Продовження таблиці 3.20

1	2	3	4	5	6
Стійкість ґрунтів щодо підкислення	не піддатливі підкисленню	слабо піддатливі підкисленню	середньо піддатливі підкисленню	високо піддатливі підкисленню	Надто високо піддатливі підкисленню
Стійкість ґрунтів щодо підлуження	не піддатливі підлуженню	слабо піддатливі підлуженню	середньо піддатливі підлуженню	високо піддатливі підлуженню	Надто високо піддатливі підлуженню
Показник ( <i>Пл</i> ) досягнення оптимальної лісистості, %	91 – 100	76 – 90	61 – 75	25 – 60	< 25
Показник заповідності ( <i>Пнзф</i> ), %	> 15,0	10,1 – 15,0	5,0 – 10,0	1,0 – 4,9	< 1,0
Показник еродованості ( <i>Пе</i> ), %	< 5	5-25	26-40	41-65	> 65
Показник деградованих сільськогосподарських земель ( <i>Пдсг</i> ), %	< 5	5-10	11-30	31-50	> 50
Показник поширення екзогенних геологічних процесів (ЕГП) ( <i>Пегп</i> ), %	< 1,0	1,0 – 10,0	11,0 – 20,0	21,0 – 40,0	> 40,0

\* - за норму прийняте для: зони Полісся – 55%, зон Лісостепу й Степи – 70%, зони Степової посушливої – 75 %, Карпатської гірської області – 35% (НТД 33-4759129-03-04-92).

Показник (*Пгв*) господарського використання земель визначається в % від площі території таксона за формулою:

$$Пгв = \frac{S_{гв}}{S_3} \times 100, \% \quad (3.14)$$

де  $S_{гв}$  – площа земель, зайнятих сільськогосподарськими землями; забудовані землі та інші землі (господарські двори, дороги, піски, яри тощо), тис. га.

$S_3$  – земельний фонд області, тис. га

Показник (*Пр*) розораності земель визначається в % від площі території таксона за формулою:

$$Pr = \frac{Sp}{Sз} \times 100, \% ; \quad (3.15),$$

де  $Sp$  – площа розораних земель (ріллі), тис. га.

Екологічна стійкість земельних ресурсів у межах територіального таксона характеризується показником стійкості ( $PC$ ), і обчислюється по формулі:

$$PC = \frac{S_{cm}}{S_p}, \quad (3.16)$$

де  $S_{cm}$  – площа умовно стабільних земель (косовиць, лугів, пасовищ, земель, покритих лісом і чагарником, боліт), тис. га

$S_p$  – площа ріллі, тис. га

Показник ( $Pl$ ) досягнення оптимальної лісистості визначається в % як відношення існуючої лісистості до оптимальної лісистості за формулою:

$$Pl = \frac{Sl}{Sonl} \times 100, \% ; \quad (3.17)$$

де  $Sl$  – площі лісів, тис.га

$Sonl$  – площі лісів, оптимальна для даного регіону, тис.га.

Показник заповідності ( $Pnz\phi$ ) визначається як відношення земель природно – заповідного фонду до загальної площі земельних ресурсів відповідного територіального таксона в % за формулою:

$$Pnz\phi = \frac{Snz\phi}{Sз} \times 100, \% \quad (3.18)$$

де  $Snz\phi$  – площа земель природно – заповідного фонду, тис. га.

Показник еродованості ( $Pe$ ) визначається як відношення еродованих земель (піддані водній ерозії та еродовані вітром) до загальної площі земельних ресурсів відповідного територіального таксона в % за формулою:

$$Pe = \frac{Se}{Sз} \times 100, \% \quad (3.19)$$

де  $Se$  – площа еродованих земель, тис. га

Показник деградованих сільськогосподарських земель ( $Pдсг$ ) визначається як відношення суми площі малопродуктивних та деградованих сільськогосподарських земель до загальної площі сільськогосподарських земель відповідного територіального таксона в % за формулою:

$$\text{Пдсг} = \frac{S_{\delta z}}{S_{cz}} \times 100, \% \quad (3.20)$$

де  $S_{\delta czn}$  – площа малопродуктивних та деградованих сільськогосподарських земель, тис. га.

Показник поширення екзогенних геологічних процесів ( $\text{Пегп}$ ) визначається в % від площі території таксона за формулою:

$$\text{Пегп} = \frac{S_{zz} + S_k + S_{nid} + S_{inbpr}}{S_{тер}} \times 100, \% \quad (3.21)$$

де  $S_{zz}$  – площа зсувів, км<sup>2</sup>;  
 $S_k$  – площа карстів, км<sup>2</sup>;  
 $S_{nid}$  – площа підтоплення, км<sup>2</sup>;  
 $S_{inbpr}$  – площа інших небезпечних процесів, км<sup>2</sup>;  
 $S_{тер}$  – площа території таксона, км<sup>2</sup>;

Інтегральний показник загального стану земельних ресурсів ( $I_{z\_st}$ ) визначається як середнє арифметичне балів показників стану земель:

$$I_{z\_st} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^k Z_i, \quad (3.22)$$

де  $Z_i$  – бал  $i$ -го показника;  
 $k$  – кількість показників, які враховуються.

Принциповою відмінністю і перевагою запропонованої методики оцінки екологічного стану ґрунтів і земельних ресурсів від існуючих методів є можливість використання офіційних даних екологічних паспортів областей України та регіональних звітів про стан навколишнього природного середовища, а також Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища.

### Література до розділу 3

1. Сукачев В. Н. Избранные труды – Л.: Наука, 1975. – Т. III – 89 с.
2. Ковда В. А. Проблема биологической и хозяйственной продуктивности суши / В. А. Ковда // Общие теоретические проблемы биологической продуктивности. – Л.: Наука, 1969. – С. 8–23.
3. Орлов Д. С. Химия почв / Д. С. Орлов – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 376 с.
4. Почвоведение / Под ред. И. С. Кауричевва. – М.: Колос, 1975. – 496 с.
5. Почвоведение / Под ред. В. А. Ковды, Б. Г. Розанова. – М.: Высшая школа, 1988. – Ч. 1. 399 с., Ч. 2. 368 с.

6. Почвы СССР./ Под ред. Г. В. Добровольского. – М.: Мысль, 1979. – 380 с.
7. Ремизов Н. П. Почвенные коллоиды и поглощательная способность почв / Н. П. Ремизов – М.: Сельхозгиз, 1957.
8. Томпсон Л. М. Почвы и плодородие. / Л. М. Томпсон, Ф.Р. Трой. – М.: Колос, 1982. – 461 с.
9. Кауричев И. С. Окислительно–восстановительные процессы и их роль в генезисе и плодородии почв / И. С. Кауричев, Д. С. Орлов Д.С. – М.: Колос, 1982. – 247 с.
10. Сердобольский И. П. Динамика окислительно–восстановительных условий в черноземных почвах Каменной степи. Вопросы травопольной системы земледелия / И. П. Сердобольский – М.: Изд-во АН СССР. 1953 –Т.2. – 438 с.
11. Гришина Л. А. Гумусообразование и гумусное состояние почв / Л. А. Гришина. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 243 с.
12. Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв / Под ред. Л.А.Гришиной. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 205 с.
13. Моргун Л. В. Биохимические показатели почв как индикаторы загрязненности их пестицидами / Л. В. Моргун – М.: ВНИИТЭИагропром, 1990. – 47 с.
14. Методы почвенной микробиологии и биохимии/ Под ред. Д. Г. Звягинцева. – М.:Изд-во МГУ, 1980. – 130 с.
15. Роде А. А. Водный режим почв и его регулирование / А.А. Роде – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – С. 61–72.
16. Назаров Г. В. Гидрологическая роль почвы / Г. В. Назаров – Л.: Наука, 1981. – 215 с.
17. Зайдельман Ф. Р. Мелиорация почв / Ф. Р. Зайдельман – М.: Изд-во МГУ, 1987. – 304 с.
18. Атлас почв Украинской ССР / Под. ред. Н. К. Крупского и Н. И. Полупана. – К., Урожай. – 1979. – 160 с.
19. Полупан М. І. Класифікація ґрунтів України / М. І. Полупан, В. Б. Соловей, В. А. Величко – К., Аграрна наука, 2005. – 300 с.
20. Рыбалов А. А. Качество окружающей среды: методические подходы оценки / А. А. Рыбалов // обз. информ. Экологическая экспертиза.– М., 2001. – №1. – С. 12–66.
21. Кочуров Б. И. Оценка устойчивости почв к загрязнению / Б. И. Кочуров // География и природные ресурсы. – 1983.– № 4. – С. 55–60.
22. Солнцева Н. Н. Геохимическая совместимость природных и техногенных потоков / Солнцева Н. Н. // Вопросы географии : В сб. – М.: Мысль, 1983.– С. 28–41.
23. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве, как средство для предотвращения загрязнения ландшафтов / К. И. Гончарук [и др.] // Химия в сельск. хоз-ве. – 1981.– № 10.– С. 19–21.

24. ПДК марганца и ванадия в почвах Юго–Восточной Украины./ Шелюк М. Я. [и др.] // Химия в сельск. хоз-ве. – 1982. – № 3. – с. 25–26.
25. ГОСТ 17.4.1.02–83. Почва. Охрана природы. Классификация веществ для контроля загрязнения. – М., Госкомстандарт, 1983.
26. Зырин Н. Г. Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва–растение / Н. Г. Зырин, Е. В. Каплунова, А. В. Сердюкова // Химия в сельск. хоз-ве. – 1985. – №2. – С. 17–21.
27. Ильин В. В. Определение допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах / В. В. Ильин // Химия в сельск. хоз-ве. – 1982. – № 3.– С. 5–7.
28. Лунев М. И. Нормативы допустимого содержания токсикантов в почве / М. И. Лунев, Е. И. Спыну, Е. Г. Моложанова // Химия в сельск. Хоз-ве.– 1985.– № 2.
29. Временные гигиенические нормативы содержания некоторых химических веществ в пищевых продуктах.– М., 1982.– 6 с.
30. Оценка степени загрязнения почв химическими веществами (тяжелые металлы и пестициды).– М., 1992.– 25 с.
31. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК).– М., 1985.– 17 с.
32. Перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве. – М., Минздрав СССР, 1991.– 17 с.
33. Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве.– М., Минздрав СССР, 1982.– 19 с.
34. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами.– М., 1987.– 25 с.
35. Глазовская М. А. Почвенно–геохимическое районирование нечерноземной зоны для целей охраны почв от загрязнения / М. А. Глазовская // Вопросы географии.– М.: Мысль, 1978.– № 108 – С. 127–129.
36. Гапонюк Э. И. О мониторинге состояния почв при загрязнении / Э. И. Гапонюк // Химия в сельск. хоз-ве.– 1987.– № 4.– С. 17–18.
37. Соколов М. С., Стрекозов Б. П. Последовательность и некоторые принципы нормирования пестицидов в почве / М. С. Соколов, Б. П. Стрекозов // Химия в сельск. хоз-ве.– 1975.– № 5.– С. 63–66.
38. Отчет ВНИИМЗ. Гос. номер рег.: 0184.007.4.357.– Калинин, 1984. – 129 с.
39. Временная типовая методика оценки экономического ущерба, причиняемая народному хозяйству загрязнением окружающей среды и определения эффективности природоохранных мероприятий.– М.: ЦЭМИ АН СССР, 1987.– 97 с.
40. Мудрецов А. ф. Проблемы экономической оценки землересурсного потенциала / А. ф. Мудрецов // Совершенствование методов управления, ЦЭМИ.– М., 1986.– С. 250–257.
41. Балацкий О. Ф. Оценка отрицательного воздействия промышленных загрязнений на сельскохозяйственное производство / О. Ф. Балацкий,



Л. Г. Мельник, А. А. Рыбалов [и др.] // Вестник сельскохозяйственных наук. – 1986. – № 11. – С. 26–33.

42. Балацкий О. Ф. Актуальные вопросы экономики природопользования: теоретические и практические аспекты / О. Ф. Балацкий, А. Г. Дегтяренко, О. Н. Дутченко [и др.] : Под. ред. О.Ф. Балацкого. – Сумы, 1990. – 171 с.

43. Рыбалов А. А. Экологические аспекты землересурсного потенциала страны и методические принципы оценки экономического ущерба от техногенных нагрузок на почву / Рыбалов А. А. // НТИ ДОР. – Харьков, 1989.

44. Балацкий О. Ф. и др. Эколого–экономические проблемы сельскохозяйственного производства / Балацкий О. Ф. [и др.] – К.: Урожай, 1992.

45. Устименко В. А. Практические вопросы оценки негативных последствий загрязнения атмосферы статистическими методами / В. А. Устименко, П. В. Тархов, А. А. Рыбалов // Актуальные вопросы экономики природопользования: теоретические и практические аспекты. / Под ред. О. Ф. Балацкого. – Сумы, 1990. – С. 120–132.

46. Отчет НИИ ОКГ АМН. Гос. номер рег.: 0182.306.5821. – М., 1985. – 267 с.

47. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, – 2013. – 416 с.

48. Земельні ресурси України / За ред. В. В. Медведєва, Т. М. Лактіонової. – К.: Аграрна наука, 1998. – 150 с.

49. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України. – К.: Урожай, 1994. – 333 с.

50. Кривов В. М. Екологічно безпечне землекористування Лісостепу України. Проблема охорони ґрунтів. – К.: Урожай, 2008. – 304 с.

51. Гринченко А. М. Плодородие почв и пути его повышения : Труды Харьковского СХИ / А. М. Гринченко – 1976. – 58 с.

52. Кулаковская Т. Н. Агрохимические свойства почв и их значение в использовании удобрений / Т. Н. Кулаковская – Минск, 1965. – 206 с.

53. Гринченко Т. А. Комплексная оценка эволюции плодородия почв и степени их окультуренности при длительном воздействии мелиорации и удобрений / Т. А. Гринченко, А. А. Егоршин // Агрохимия. – 1984. – № 11. – С. 82–87.

54. Атлас мониторинга комплексной оценки плодородия почв Лесостепи и Степи Украины (1965 – 2005гг.) / Под ред. акад. Т. А. Гринченко. – Х.: Изд. “ КП Типография № 13”, 2008. – 121 с.

55. Рижук С. М. Екологічні аспекти ґрунтового покриву України / С. М. Рижук // Стан земельних ресурсів в Україні: проблеми та шляхи вирішення: зб. допов. Всеукр. н.-п. конф. – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2001. – С. 3–4.

56. Національна доповідь України про гармонізацію життєдіяльності суспільства у навколишньому природному середовищі: спеціальне видання до 5-ї Всеукр. конф. міністрів навкол. серед. / Відпов. кер. розробки В. Я. Шевчук. // Довкілля для Європи – К., 2003. – 125 с.

57. Стан родючості ґрунтів України та прогноз його змін за умов сучасного землеробства / За ред. В. В. Медведєва і М. В. Лісового. – Харків: Штрих, 2001. – 100 с.
58. Медведєв В. В. Пропозиції до коригування законодавчої бази охорони ґрунтів / В. В. Медведєв // Стан земельних ресурсів в Україні: проблеми і шляхи вирішення: зб. допов. Всеукр. н.-п. конф. – К.: Центр еколог. освіти та інф. – 2001. – С. 63–69.
59. Гідрогеологічний щорічник про стан підземних вод України за 2007 р. – К.: Геоінформ України, 2008. – 111 с.
60. Соболев С. С. Защита почв от эрозии / С. С. Соболев – М.: Изд-во с.-х. лит., 1961.
61. Медведев В. В., Лактионова Т. Н. Почвенно–технологическое районирование пахотных земель Украины / В. В. Медведев, Т. Н. Лактионова – Харьков: ННЦ ИПА. – 2007. – 395 с
62. Булыгин С. Ю. Прогноз эрозии почв для целей проектирования почвозащитно устроенных агроландшафтов в Лесостепи и Северной Степи Левобережной Украины: метод. указ / Булыгин С. Ю. – Харьков: ИПА, 1988. – 40 с.
63. Осипчук С. О. Сучасний стан сільськогосподарських угідь України та заходи його поліпшення / С. О. Осипчук // Стан земельних ресурсів в Україні: проблеми та шляхи вирішення: зб. допов. Всеукр. н.-п. конф. – К.: Центр еколог. освіти та інформ., 2001. – 284 с.
64. Каштанов А. Н. Почвоохранное земледелие / А. Н. Каштанов, М. Н. Заславский – М.: Россельхозиздат, 1984. – 462 с.
65. Беннетт Х.Х. Основы охраны почвы/Х. Х. Беннетт ; пер. : Т. Л. Чебанова ; ред. : С. С. Соболев. – 1958. – 412 с.
66. Захаров П. С. Эрозия почв и меры борьбы с ней / П. С. Захаров– М.: Колос, 1971. – 191 с.
67. Рожков В. А. Проблемы деградации сельскохозяйственных земель России, их охраны и восстановление продуктивности / В. А. Рожков // Агрохімія і ґрунтознавство: спецвипуск. – Харків: ННЦ ІГА, 2006. – Кн. 1. – 188 с.
68. Вознюк С. Т. Загальний стан і перспективи сільськогосподарських осушувальних меліорацій в Україні / С. Т. Вознюк, В. С. Мошинський, Т. М. Гладовська // Вісник Укр. держ. ун-ту водного госп. та природокористування: зб. наук. праць. – Рівне, 2004. – Вип. 2/26. – 447 с.
69. Стан сільського господарства Рівненської області: статистичний звіт / Рівненське облстатуправління. – Рівне, 2001. – 55 с.
70. Сучасна концепція хімічної меліорації кислих і солонцевих ґрунтів. – Харків: ННЦ ІГА ім. О. Н. Соколовського, 2008. – 100 с.
71. Трускавецький Р. С. Агроекологічні засади застосування технології локального окультурювання кислих ґрунтів / Р. С. Трускавецький, Ю. Л. Цапко // Агроекологічний журнал. – 2002. – № 3. – С. 21–23.
72. Гедройц К. К. Почвенные коллоиды и поглотительная способ-

ность почв / К. К. Гедройц // Избр. соч. – М.: Гос. изд-во с.-х. лит., 1995. – Т. 1. – 560 с.

73. Агроэкологическая оценка земель Украины и размещение сельскохозяйственных культур / Под ред. В. В. Медведева. – К.: Аграрная наука, 1997. – 161 с.

74. Гродзинський, М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень / М.Д. Гродзинський – К.: Лікей, 1995. – 470 с.

75. Концепція екологічного нормування / О. Г. Васенко, Г.А. Верніченко А.В. Грищенко [та ін.] // Мінекобезпеки – Київ, 1997 – 18 с.

76. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М. : Минприроды РФ, 1992. – 51 с.

77. Рибалова О.В. Екологічний ризик погіршення сучасного стану ґрунтів і земельних ресурсів України / Рибалова О. В., Белан С. В. // Экология и промышленность: научн – произв. журнал Харьков – 2013, – №3 С.15–20.

78. Поддашкін О. В. Комплексна оцінка якісного стану ґрунтів Харківської області / О. В. Поддашкін, О. В. Рибалова // Екологія і здоров'я людини, охорона водного і повітряного басейнів, утилізація відходів : зб. наук. праць XV Міжнар. наук.–практ. конф. – Харків, 2007. – Т. 1. – С. 309–22.