

оцінюючий здатність ґрунту до самоочищення і ґрунтовий мікробіоценоз, можливості хімічних перетворень – табл. 2.4 (*Инженерно-геологические... 1997*).

Таблиця 2.4 – ГДК окремих хімічних речовин у ґрунтах і допустимий вміст за показником шкідливості

| Речовина                           | Клас небезпеки | Форма, вміст  | ГДК, мг/кг з урахуванням фону | Показник шкідливості ( $K_{max}$ ) |                  |       |                  |
|------------------------------------|----------------|---------------|-------------------------------|------------------------------------|------------------|-------|------------------|
|                                    |                |               |                               | $K_1$                              | $K_2$            | $K_3$ | $K_4$            |
| <i>Zn</i>                          | 1              | рухома        | 23,0                          | 23,0                               | 200,0            | -     | 37,0             |
| <i>Cu</i>                          | 2              |               | 3,0                           | 3,5                                | 72,0             | -     | 3,0              |
| <i>Ni</i>                          | 2              |               | 4,0                           | 6,7                                | 14,0             | -     | 4,0              |
| <i>Co</i>                          | 2              |               | 5,0                           | 25,0                               | > 1000,0         | -     | 5,0              |
| <i>Cr</i>                          | 2              |               | 6,0                           | 6,0                                | 6,0              | -     | 6,0              |
| <i>F</i>                           | 1              | водорозчинна  | 10,0                          | 10,0                               | 10,0             | -     | 25,0             |
| <i>Pb</i>                          | 1              | валовий вміст | 30,0                          | 35,0                               | 260,0            | -     | 30,0             |
| <i>As</i>                          | 1              |               | 2,0                           | 2,0                                | 15,0             | -     | 10,0             |
| <i>Hg</i>                          | 1              |               | 2,1                           | 2,1                                | 33,0             | 2,5   | 5,0              |
| <i>Pb + Hg</i>                     | 1              |               | 20,0+1,0                      | 20,0+1,0                           | 30,0+2,0         | -     | 50,0+2,0         |
| <i>Sb</i>                          | 2              |               | 4,5                           | 4,5                                | 4,5              | -     | 50,0             |
| <i>Mn</i>                          | 3              |               | 1500,0                        | 3500,0                             | 1500,0           | -     | 1500,0           |
| <i>V</i>                           | 3              |               | 150,0                         | 170,0                              | 350,0            | -     | 150,0            |
| <i>Mn + V</i>                      | 3              |               | 1000,0<br>+100,0              | 1500,0+1<br>50,0                   | 2500,0<br>+200,0 | -     | 1000,0<br>+100,0 |
| <i>H<sub>2</sub>S</i>              | 3              |               | 0,4                           | 160,0                              | 140,0            | 0,4   | 160,0            |
| <i>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></i> | 1              |               | 160,0                         | 180,0                              | 380,0            | -     | 160,0            |
| <i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>  | 2              |               | 130,0                         | 180,0                              | 130,0            | -     | 225,0            |
| Бензол                             | 2              |               | 0,3                           | 3,0                                | 10,0             | 0,3   | 50,0             |
| Толуол                             | 2              |               | 0,3                           | 0,3                                | 100,0            | 0,3   | 50,0             |
| Стирол                             | 2              |               | 0,1                           | 0,3                                | 100,0            | 0,1   | 1,0              |
| Ксилол                             | 2              |               | 0,3                           | 0,3                                | 100,0            | 0,4   | 1,0              |

## 2.3 Екологічна оцінка стану і якості компонентів навколишнього природного середовища

### 2.3.1 Оцінка якості атмосферного повітря на основі комплексних показників

Для оцінки забруднення атмосфери певною ЗР (або групою ЗР) по місту в цілому або по якому-небудь району використовують ряд інтегральних показників забруднення атмосфери.

**Індекс забруднення атмосфери.** Для оцінки ступеня забруднення атмосфери отримані в результаті спостережень середні і максимальні концентрації нормуються на величину середньої (максимальної)

концентрації для більш великого регіону або на санітарно-гігієнічний норматив, наприклад на ГДК. Нормовані характеристики забруднення називають *індексом забруднення атмосфери (ІЗА)*.

В Україні для аналізу рівня забруднення атмосферного повітря населених місць окремими домішками використовується *ІЗА (I)*, який розраховують за формулою:

$$I = \left( \frac{q_p}{ГДК_{mp}} \right)^{C_i}, \quad (2.5)$$

$$\text{або } I = \left( \frac{\bar{q}}{ГДК_{cd}} \right)^{C_i}, \quad (2.6)$$

де  $q_p$  та  $\bar{q}$  – фактичні максимальна та середня концентрації ЗР в атмосферному повітрі, мг/м<sup>3</sup>;

$C_i$  – константа, що набуває значень 1,7; 1,3; 1,0; 0,9 відповідно для 1; 2; 3; 4-го класу небезпеки речовини і дозволяє привести ступінь шкідливості  $i$ -ї речовини до ступеня шкідливості діоксиду сірки.

Розрахунок *ІЗА* заснований на принципі, що на рівні *ГДК* усі шкідливі речовини характеризуються однаковим впливом на людину і при подальшому збільшенні концентрації ступінь їхньої шкідливості зростає з різною швидкістю, що залежить від класу небезпеки речовини. Вважають, що при  $ІЗА \leq 1$  якість повітря за вмістом окремої ЗР відповідає санітарно-гігієнічним вимогам.

*Комплексний ІЗА (КІЗА)* – це кількісна характеристика рівня забруднення атмосфери, утвореного  $n$  речовинами, наявним в атмосфері міста.  $КІЗА(I_n)$  розраховують за формулою:

$$I_n = \sum_{i=1}^n I_i = \sum_{i=1}^n \left( \left( \frac{\bar{q}}{ГДК_{cd}} \right)^{C_i} \right)_i. \quad (2.7)$$

Розраховується *КІЗА* по одному або  $K$  постах міста як сума всіх *ІЗА*. Комплексний *ІЗА* враховує  $n$  речовин, наявних в атмосфері (Е. Ю. Безуглая, 1986).

Для інтегральної оцінки рівня забруднення атмосфери за допомогою *КІЗА* можна використати значення одиничних індексів *ІЗА* тих п'яти ЗР ( $I_5$ ), для яких ці значення найбільші. Тобто:

$$I_5 = \sum_{i=1}^5 I_i. \quad (2.8)$$

За величиною  $I_5$  виділяють чотири рівні забруднення: безпечний ( $I_5 \leq 5$ ); підвищений ( $5 < I_5 \leq 7$ ); високий ( $7 < I_5 \leq 13$ ); дуже високий ( $I_5 > 13$ ).

Існує також інша характеристика рівня забруднення атмосферного повітря за величиною  $I_5$ . Величина  $I_5$  менше 2,5 відповідає чистій атмосфері; від 2,5 до 7,5 – слабо забрудненій; від 7,6 до 12,5 – забрудненій; від 12,6 до 22,5 – сильно забрудненій; від 22,6 до 52,5 – високо забрудненій; більше 52,5 – екстремально забрудненій атмосфері (О. В. Івлієва, 2003).

Відзначимо, що аналіз динаміки стану атмосферного повітря можна здійснювати з урахуванням  $I_3A$ , а також ще двох показників:

-  $НП$  – найбільша повторюваність (у відсотках) перевищення  $ГДК$  будь-якої речовини;

-  $СІ$  – стандартний індекс забруднення – найбільша виміряна концентрація домішки, поділена на  $ГДК$ .

Враховуючи ці показники, значення рівня забруднення атмосферного повітря на підставі документів Федеральної служби по гідрометеорології та моніторингу навколишнього середовища Росії можна класифікувати згідно з табл. 2.5 (Матеріали..., 2007). При цьому враховується вміст п'яти найбільш поширених шкідливих речовин (пил, діоксид сірки, оксид вуглецю, діоксид азоту та формальдегід).

Таблиця 2.5 – Рівні забруднення атмосферного повітря залежно від окремих показників (Матеріали..., 2007)

| Рівень забруднення | Значення $I_3A$ | Значення $СІ$ | Значення $НП$ , % |
|--------------------|-----------------|---------------|-------------------|
| Низький            | $< 5$           | $< 1$         | $< 10$            |
| Підвищений         | 5–6             | 1–4           | 10–19             |
| Високий            | 7–13            | 5–10          | 20–49             |
| Дуже високий       | $\geq 14$       | $> 10$        | $> 50$            |

Існують також інші види  $I_3A$ . У системі соціально-гігієнічного моніторингу Білорусі використовують сумарний показник забруднення атмосферного повітря ( $P$ ), який розраховують за формулою:

$$P = \sqrt{\sum_{i=1}^n K_i^2}, \quad (2.9)$$

де  $P$  – сумарний показник забруднення;

$K_i$  – нормовані по  $ГДК$  концентрації речовин 1; 2; 4-го класів небезпеки, приведені до біологічно еквівалентного 3-го класу небезпеки за коефіцієнтами ізоефективності, що дорівнюють: 1 клас – 2,0; 2 – 1,5; 3 – 1,0; 4 – 0,8.

Так, основна відмінність показника  $P$  від традиційного  $IЗА$  – дещо інші значення ізоефективності для речовин 1, 2 і 4-го класів небезпеки.

Агентство з охорони навколишнього середовища США і його регіональні підрозділи на регулярній основі розраховують і публікують індекс якості атмосферного повітря (*Air Quality Index – AQI*), що передбачено чинними нормативними актами. *AQI* розраховують на основі індексів концентрацій п'яти ЗР: озон, завислі речовини, оксид вуглецю, діоксид сірки і діоксид азоту.

Розроблено шкалу індексу *AQI*, що включає кілька інтервалів залежно від ступеня впливу різних концентрацій даних речовин на здоров'я людини, а також систему колірних позначень кожного ступеня забруднення. Згідно з чинними в США нормативами, інформація про *AQI* повинна збиратися регулярно, принаймні, п'ять днів на тиждень. Розрахунок *AQI* включає такі етапи: визначення найвищої концентрації з усіх вимірювань у кожній з підконтрольних територій та округлення результатів; знаходження інтервалу, в який потрапляє дана вимірювана концентрація; обчислення індексу за формулою; округлення отриманого числа до цілих.

Індекс розраховують за формулою:

$$I_p = \frac{I_{Hi} - I_{lo}}{BP_{Hi} - BP_{Lo}} (Cp - BP_{Lo}) + I_{lo}, \quad (2.10)$$

де  $Cp$  – усереднена концентрація ЗР;

$BP_{Hi}$  – межа інтервалу, більше або що дорівнює  $Cp$ ;

$BP_{Lo}$  – межа інтервалу, менше  $Cp$ ;

$I_{Hi}$  – значення *AQI*, що відповідає  $BP_{Hi}$ ;

$I_{lo}$  – значення *AQI*, що відповідає  $BP_{Lo}$ .

Метеорологічна служба Канади використовує для представлення результатів моніторингу повітряного середовища індекс якості атмосферного повітря *AQI*, шкала значень якого змінюється від 0 до 100. Чим більше значення індексу, тим вищий ризик для здоров'я. Розрахунок індексу проводиться для шести ключових ЗР: діоксид сірки, озон, діоксид азоту, загальний вмісту відновлених сполук сірки, оксид вуглецю і завислих речовини. Шкала *AQI* має такий вигляд: 0-25 – добра якість (зелений колір); 26-50 – помірна (жовтий); 51-100 – погана (помаранчевий); більше 100 – дуже погана якість (червоний колір) (С. В. Какарека, 2012).

Герберт Інхабер (*Herbert Inhaber*) для Канади також запропонував індекс, заснований на даних про викиди завислих речовин і діоксиду сірки. Такий індекс для різних районів Канади визначався за формулою:

$$I_{ki} = \frac{M_i / N}{\overline{M_i} / \overline{N}}, \quad (2.11)$$

де  $\overline{M_i}$  – сумарні викиди речовини для всієї території Канади;

$M_i$  – сумарні викиди для окремого району;

$N$  і  $\overline{N}$  – чисельність населення відповідно цього району і Канади в цілому.

Цей індекс являє собою оцінку внеску району (або міста) у загальний рівень забруднення повітря розглянутою домішкою в країні (Е. Ю. Безуглая, 1986).

Порівняльний аналіз *ІЗА*, який використовують в Україні, та *ІЗА*, запропонований Г. Інхабером, показав, що перший індекс є більш надійним для отримання достовірних результатів. Запропонований Інхабером індекс враховує показник чисельності населення, який не має прямого зв'язку з рівнем забруднення. Можливо, було б доцільно в цьому індексі використовувати показник площі населеного пункту.

Також Г. Інхабер запропонував ще один *ІЗА*, заснований на такому фізичному показнику забруднення повітря як *видимість*:

$$I_k = \frac{B_i}{2B}, \quad (2.12)$$

де  $B_i$  – видимість для розглянутого району;

$B$  – видимість у «чистому» повітрі, отримана осередненням результатів спостережень за видимістю на двох північних станціях Канади.

А. В. Приймак запропонував як *ІЗА* використати «індекс небезпеки забруднення»:

$$I_n = \sqrt{\sum_{i=1}^n k_i^2}, \quad (2.13)$$

де  $k_i$  – перевищення *ГДК* розглянутої домішки (Е. Ю. Безуглая, 1986).

Процедура оцінки якості атмосферного повітря в країнах Євросоюзу регулюється Директивою Ради 96/62/ЕС (*Council Directive*, 2001). Директивами ЄС не регулюється процедура використання конкретних прийомів порівняльної оцінки якості атмосферного повітря, в т.ч. інтегрального (у вигляді формул, шкал і т.д.). У той самий час у багатьох країнах Євросоюзу широко використовуються показники оцінки інтегрального забруднення повітряного середовища.

У Франції для інтегральної оцінки забруднення атмосферного повітря використовують індекс *АТМО*. Він розраховується за вмістом чотирьох ЗР: діоксид сірки, діоксид азоту, озон і завислі речовини. Для кожної із ЗР

розраховується первинний індекс, а *I3A* за день розраховується шляхом сумування найвищих первинних індексів. У табл. 2.6 представлена шкала розрахунку індексу *АТМО*.

Метеорологічний департамент Великобританії публікує прогнози якості атмосферного повітря, в яких рівень забруднення повітря описується індексом (від 1 до 10) і відповідним йому рівнем забруднення (від 1 до 3 – низький, від 4 до 6 – помірний, від 7 до 9 – високий, 10 – дуже високий). Ці рівні встановлені на основі впливу кожної ЗР на здоров'я. При розрахунку індексу враховують заміряні на станціях мережі моніторингу концентрації озону, діоксиду азоту, діоксиду сірки і завислих речовин.

Таблиця 2.6 – Шкала індексу забруднення атмосфери *АТМО* (Франція)  
(С. В. Какарека, 2012)

| Індекс <i>АТМО</i> | Діапазон середніх із максимальних<br>годинних концентрацій, мкг/м <sup>3</sup> |                       |                        | Діапазон середніх денних<br>концентрацій (завислі<br>речовини, мкг/м <sup>3</sup> ) |
|--------------------|--------------------------------------------------------------------------------|-----------------------|------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
|                    | <i>SO</i> <sub>2</sub>                                                         | <i>O</i> <sub>3</sub> | <i>NO</i> <sub>2</sub> |                                                                                     |
| Дуже добрий        | 0-39                                                                           | 0-29                  | 0-29                   | 0-9                                                                                 |
| Дуже добрий        | 40-79                                                                          | 30-54                 | 30-54                  | 10-19                                                                               |
| Добрий             | 80-119                                                                         | 55-79                 | 55-84                  | 20-29                                                                               |
| Добрий             | 120-159                                                                        | 80-104                | 85-109                 | 30-39                                                                               |
| Середній           | 160-199                                                                        | 105-129               | 110-134                | 40-49                                                                               |
| Посередній         | 200-249                                                                        | 130-149               | 135-164                | 50-64                                                                               |
| Посередній         | 250-299                                                                        | 150-179               | 165-199                | 65-79                                                                               |
| Поганий            | 300-399                                                                        | 180-209               | 200-274                | 80-99                                                                               |
| Поганий            | 400-499                                                                        | 210-239               | 275-399                | 100-124                                                                             |
| Поганий            | ≥ 500                                                                          | ≤ 240                 | ≥ 400                  | ≥ 125                                                                               |

У Бельгії для інтегральної оцінки стану повітряного середовища застосовується індекс якості атмосферного повітря (*BELATMO*), подібний за методикою розрахунку з *AQI* АООС США. Індекс обчислюється виходячи із виміряних на станціях мережі моніторингу концентрацій озону, діоксиду азоту, діоксиду сірки і завислих речовин. Залежно від виміряного вмісту компонентів значення індексу варіює в межах від 1 (відмінна якість повітря) до 10 (дуже погана).

У Китаї для оцінювання якості атмосферного повітря використовують індекс забруднення повітря (*API*). При розрахунку індексу враховують концентрації трьох ЗР: діоксид сірки, діоксид азоту і завислі речовини. Добовий звіт розраховують за інтервал часу від 12 год попереднього дня до 12 год поточного. Для розрахунку *API* використовують спеціальну шкалу. Згідно з нею визначається компонент, рівень забруднення повітря яким є найвищий; значення *API* обчислюють за рівнем забруднення повітря цим компонентом згідно з формулою:

$$API = \max (I_1, I_2, ..., I_i, ..., I_n). \quad (2.14)$$

Якість атмосферного повітря відповідно до значень *API* оцінюють за спеціальною шкалою. При значеннях *API*: 0-50 якість повітря вважається відмінною, 51-100 – доброю; 101-150 – незначно забрудненим, 151-200 – слабо забрудненим, 201-250 – середньо забрудненим, 251-300 – середньо-сильно забрудненим, більше 300 – сильно забрудненим.

Індекси забруднення атмосферного повітря розраховуються і в багатьох інших країнах (Індія, Нова Зеландія, Ірландія, Мексика, Таїланд, Корея, Австралія, Малайзія та ін.). Принципи розрахунку в більшості випадків базуються на підходах до розрахунку індексу *AQI* АООС США (С. В. Какарека, 2012).

Т. А. Акімова та Ю. М. Мосейкин (2009) запропонували «енергетичний» підхід у визначенні ІЗА – індекс забруднення повітря для певної території:

$$ІЗП = 0,05 \cdot \left( \frac{P_o}{B_o} + \frac{A}{T} \right), \quad (2.15)$$

де  $P_o$  – енергетичне споживання кисню, тис.т/рік;

$B_o$  – біопродукція кисню, тис.т/рік;

$A$  – річна сума викидів ЗР від стаціонарних джерел, т/рік;

$T$  – площа території, км<sup>2</sup>.

**Інтегральні показники фоновому забруднення атмосферного повітря.** Фонове забруднення повітряного басейну міста формується в результаті взаємного перемішування викидів ЗР від усіх джерел. Характеристики фоновому забруднення менш схильні до різних коливань, чим концентрації домішки в окремих точках міста. Вони менше залежать від режиму викидів і в основному визначаються метеорологічними чинниками, термодинамічними умовами розсіяння домішок в атмосфері і тощо.

Нижченаведені показники доцільно об'єднати в групу інтегральних показників, що характеризують фонове забруднення по місту в цілому.

Найбільш розповсюдженим є середнє значення концентрації інгредієнта, обчислене за даними вимірів за конкретний термін або за добу у всіх точках міста, нормованих на середньосезонну концентрацію ( $\tilde{q}$ ):

$$\tilde{q} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{\bar{q}_{ci}}{\bar{q}_{cc}}, \quad (2.16)$$

де  $N$  – кількість контрольно-вимірювальних постів у місті;

$\bar{q}_{ci}$  – середньодобова концентрація домішки на  $i$ -му посту;

$\bar{q}_{cc}$  – середньосезонна концентрація на  $i$ -му посту.

Залежно від значення параметра  $\tilde{q}$  розрізняють такі класи забруднення повітря: 1 – високе забруднення ( $\tilde{q} \geq 1,5$ ); 2 – підвищене забруднення ( $1,0 \leq \tilde{q} < 1,5$ ); 3 – знижене забруднення ( $0,6 \leq \tilde{q} < 1,0$ ); 4 – слабе забруднення ( $\tilde{q} < 0,6$ ).

Нормування на середньосезонну концентрацію дозволяє виключити вплив зміни загальної концентрації від року до року, що дає можливість використовувати для аналізу ряд спостережень за декілька років.

Для характеристики забруднення повітря по місту в цілому як узагальнений показник рекомендовано використовувати також параметр  $P$ :

$$P = \frac{m}{n}, \quad (2.17)$$

де  $n$  – загальна кількість спостережень за концентрацією домішок у місті протягом доби на всіх стаціонарних пунктах;

$m$  – кількість спостережень протягом цієї ж доби з концентрацією  $q$ , що перевищує середньосезонне значення більш ніж у 1,5 рази.

Параметр  $P$  може змінюватися від 1 (якщо всі вимірювані концентрації перевищують  $1,5 \bar{q}_{cc}$ ) до нуля (якщо жодна з концентрацій не перевищує  $1,5 \bar{q}_{cc}$ ).

Отже, параметр  $P$  характеризує частину істотно підвищених, концентрацій від загального числа вимірів впродовж доби.

Для розрахунку параметра  $P$  і його використання як характеристики фоновому забруднення повітря необхідно дотримуватися таких умов:

- а) кількість стаціонарних пунктів в місті має бути не менше трьох;
- б) кількість спостережень за концентраціями домішок у повітрі на усіх пунктах впродовж доби повинні бути не менш ніж 20.

Параметр  $P$  обчислюють окремо для кожної домішки і по усіх домішках разом. Найбільший інтерес представляє цей показник, розрахований по усіх домішках, оскільки в цьому випадку він характеризує загальний стан забруднення повітряного басейну міста.

Залежно від значень параметра  $P$  розрізняють три групи забруднення атмосферного повітря:

- 1 – високий рівень забруднення ( $P \geq 0,35$ );
- 2 – підвищений рівень забруднення ( $0,2 \leq P < 0,35$ );
- 3 – знижений рівень забруднення ( $P < 0,2$ ) (Л. Р. Сонькин, 1991).

**Оцінка якості атмосферного повітря на основі показників фактичного і гранично допустимого забруднення.** Методика міститься в нормативному документі «Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами)» (1997 р.)



В основу методики оцінювання атмосферного повітря покладений розрахунок та порівняння двох показників.

*Показник гранично допустимого забруднення (ГДЗ) атмосферного повітря* – відносний інтегральний критерій оцінки забруднення атмосферного повітря населених місць, який характеризує інтенсивність і характер сумісної дії усієї сукупності наявних в ньому шкідливих домішок. ГДЗ розраховується для кожного випадку на основі визначених експериментально та затверджених у встановленому порядку *коефіцієнтів комбінованої дії* ( $K_{\kappa\delta}$ ). Коефіцієнт комбінованої дії відображає характер сумісної біологічної дії одночасно присутніх в атмосферному повітрі ЗР (сумація, посилення, послаблення або незалежна дія). Його цифрове значення встановлюється експериментальним (або розрахунковим) шляхом та виражається в долях від індивідуальних ГДК ЗР.

Для речовин зі встановленим ефектом сумації біологічної дії  $K_{\kappa\delta} = 1$ . Для групи речовин з неповної сумацією біологічної дії  $K_{\kappa\delta}$  може приймати значення 1,6; 2,0; 2,5. У випадку, коли одночасно присутні ЗР посилюють негативний вплив на живі організми, тобто спостерігається ефект потенціювання,  $K_{\kappa\delta} = 0,8$ . Для речовин з офіційно встановленим характером незалежної біологічної дії  $K_{\kappa\delta}$  дорівнює кількості речовин, що входять у групу. Перелік груп речовин, що володіють різним характером біологічної дії наведений у «Державних санітарних правилах...»

ГДЗ розраховується за формулою (2.18):

$$ГДЗ = K_{\kappa\delta} \cdot 100 \%. \quad (2.18)$$

У випадках, коли значення  $K_{\kappa\delta}$  відсутні, їх визначають за формулою (2.19):

$$K_{\kappa\delta} = \sqrt{n}, \quad (2.19)$$

де  $n$  – кількість речовин, наявних у повітряному середовищі, для яких офіційно не встановлено характер комбінованої дії.

У випадках, коли наявні в атмосферному повітрі ЗР являють собою складну суміш з встановленими та невстановленими  $K_{\kappa\delta}$ , для розрахунку ГДЗ значення  $K_{\kappa\delta}$  цієї суміші визначають за формулою (2.20):

$$K_{\kappa\delta_{cc}} = \sqrt{\sum_{i=1}^j K_{\kappa\delta_{ij}} + n + K_m}, \quad (2.20)$$

де  $K_{\kappa\delta_{cc}}$  – коефіцієнт комбінованої дії складної суміші;

$K_{\kappa\delta_{ij}}$  коефіцієнти комбінованої дії сумісно наявних речовин 1, 2  $j$  ЗР;

$n$  – число речовин у суміші, значення  $K_{\kappa\delta}$  яких відсутні в офіційних списках;

$K_m$  – числове значення коефіцієнта для речовин з незалежним характером комбінованої дії.

У разі наявності у повітрі однієї домішки показник  $ГДЗ = 100 \%$ .

Оцінка фактичного або прогнозного (розрахункового) рівня забруднення атмосферного повітря проводиться шляхом зіставлення показника забруднення ( $ПЗ$ ) однією речовиною або сумарного показника забруднення ( $\Sigma ПЗ$ ) сумішшю речовин з показником гранично допустимого забруднення. Допустимим вважають рівень, що не перевищує  $ГДЗ$ .

Показник фактичного або прогнозного забруднення атмосферного повітря однією речовиною розраховують за формулою (2.21):

$$ПЗ_i = \frac{C_i}{ГДК_i} \cdot 100 \%, \quad (2.21)$$

Сумарний показник забруднення ( $\Sigma ПЗ$ ) сумішшю речовин розраховують за формулою:

$$\Sigma ПЗ = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_n}{ГДК_n \cdot K_n} \right) \cdot 100 \%, \quad (2.22)$$

де  $K_1, K_2, \dots, K_n$  – значення коефіцієнтів, які враховують клас небезпечності відповідної речовини: для речовин 1-го класу – 0,8; 2-го класу – 0,9; 3-го класу – 1,0; 4-го класу – 1,1.

У випадку відсутності значень  $ГДК$  при прогнозуванні приземних концентрацій беруться значення  $ОБРВ$  без урахування значень коефіцієнтів  $K$ .

Відповідно до ГОСТ 17.2.3.01-86 «Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества атмосферного воздуха» та «Руководства по контролю загрязнения атмосферы» (РД 52.04.186-89) для оцінки результатів досліджень на стаціонарних і маршрутних постах використовують максимальні разові і середньодобові  $ГДК$ , на підфакельних – максимальні разові  $ГДК$ ; для оцінки прогнозних (розрахункових) концентрацій використовують значення максимальних разових  $ГДК$ .

Відповідно до ОНД-86 «Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий» для речовин, які мають встановлені лише середньодобові  $ГДК$  використовують наближене співвідношення між максимальними значеннями разових і середньодобових концентрацій і вимагається, щоб  $0,1C \leq ГДК_{сд}$ .

Для встановлення  $ПЗ$  атмосферного повітря використовують значення фактичних концентрацій, одержані при їх статистичній обробці. При цьому для розрахунку  $ПЗ$  або  $\Sigma ПЗ$  значення  $C$  беруться:

- для характеристики забруднення атмосферного повітря в районі окремих стаціонарних постів – середньоарифметичне значення з числа разових або середньодобових концентрацій, виміряних протягом року;

- для характеристики забруднення атмосферного повітря в зоні впливу окремого об'єкта чи групи об'єктів – максимальне значення концентрації, визначене як статистично достовірна максимальна величина з числа разових концентрацій, виявлених в окремих точках населеного пункту (на стаціонарних, маршрутних чи підфакельних постах) або в точках при експедиційних (епізодичних) обстеженнях.

Забруднення атмосферного повітря оцінюють з урахуванням кратності перевищення показників забруднення (*ПЗ*) їх нормативного значення (*ГДЗ*) і включає визначення рівня забруднення (допустимий, недопустимий) та ступеня його небезпечності (безпечний, слабко небезпечний, помірно небезпечний, небезпечний, дуже небезпечний) згідно з табл. 2.7.

Таблиця 2.7 – Параметри оцінки забруднення атмосферного повітря

| Рівень забруднення | Ступінь небезпечності | Кратність перевищення <i>ГДЗ</i> | Процент випадків перевищення <i>ГДЗ</i> |
|--------------------|-----------------------|----------------------------------|-----------------------------------------|
| Допустимий         | Безпечний             | < 1                              | 0                                       |
| Недопустимий       | Слабко небезпечний    | 1 - 2                            | 0 - 4                                   |
| Недопустимий       | Помірно небезпечний   | 2 – 4,4                          | 4 - 10                                  |
| Недопустимий       | Небезпечний           | 4,4 - 8                          | 10 - 25                                 |
| Недопустимий       | Дуже небезпечний      | > 8                              | > 25                                    |

У випадках, коли при оцінці забруднення атмосферного повітря сумішшю речовин виявляється перевищення значення *ГДЗ*, повинні визначатись провідні компоненти; провідними вважають ті речовини в суміші, індивідуальні значення *ПЗ* яких перевищують допустимі рівні.

Дана методика є подібною до розрахунку *ІЗА*, що використовується в Україні. Перевагою цього методу є можливість визначення рівня забруднення та ступеня небезпеки забруднення атмосферного повітря.

### **2.3.2 Методи комплексного оцінювання якості води водних об'єктів**

Оцінка і класифікація якості води базується на системі контрольних показників, з якими порівнюється якість досліджуваної води. Практично неможливо створити контрольну базу для всіх параметрів якості води. Тому найчастіше оцінки і класифікації якості води базуються на окремих критеріях, що є показниками особливо чутливих процесів забруднення води.

Існують *одиничні*, опосередковані (непрямі) і *комплексні* оцінки забруднення поверхневих вод за гідрохімічними показниками.

*Комплексна оцінка забруднення поверхневих вод* – це уявлення про міру її забруднення або про її якість, що виражено через ту чи іншу систему показників або через обмежену сукупність характеристик складу і властивостей води, що порівнюються з критеріями якості води або нормативами для визначеного виду водокористування або водоспоживання.

Комплексні оцінки якості води повинні відповідати таким вимогам:

1) мати фізичну суть, бути нескладними у визначенні, логічно зрозумілими;

2) мати універсальний характер, тобто повинні підходити для їхнього використання при оцінці якості води різних водних об'єктів;

3) мати максимальну інформативність, тобто мінімальна кількість показників, що використовується, повинна забезпечити максимально повну і надійну оцінку забруднення поверхневих вод;

4) бути зіставними між собою в межах однієї території водного басейну або його ділянки;

5) піддаватися автоматизованій обробці і накопиченню.

Сучасні методи комплексної оцінки забруднення поверхневих вод розрізняються за метою використання, принципами розробки, критеріями оцінки, за обсягом і характером наявної інформації, за способами формалізації даних. Залежно від мети пропонуються різні системи оцінок (В. А. Кимстач, 1993, *Комплексные оценки...*, 1984). Умовно їх можна розділити на три великі групи залежно від того, чи враховуються при виконанні оцінки вимоги окремих видів водокористування, умови функціонування екосистем або враховується перше і друге одночасно.

Методи комплексних оцінок якості вод розробляють і за кордоном. Відомі роботи в даній області Брауна (R. M. Brown, 1972), Хартона (R. K. Harton, 1965), Юхабера (H. Juhaber, 1975), Третта (I. B. Truett, 1975) та ін. Різні підходи, використані авторами при створенні систем оцінок, мають свої переваги та недоліки, але жодна з них не може претендувати на універсальність. Крім комплексних оцінок, які стосуються, насамперед, аналізу гідрохімічних і мікробіологічних даних, у зарубіжних публікаціях зустрічається велика кількість методів оцінювання якості природних вод суто гідробіологічного характеру.

Як відмічає А. Л. Бобровський (2005), нині досить чітко визначилися два підходи до оцінки якості води, які умовно можна назвати водогосподарським і екологічним. Водогосподарський підхід включає такі методики оцінювання якості води, які дозволяють оцінити можливості водопостачання (комунального, промислового, сільськогосподарського), перспективи рибного господарства та рекреаційний потенціал. Екологічний підхід до оцінки якості природних вод базується на оцінці рівнів сапробності, видового різноманіття та включає комплексні оцінки за функціональними характеристиками водного об'єкта.

У наш час існує багато методик оцінювання якості природних вод, які відрізняються одна від одної принципами, закладеними в основу методу, кількістю класів якості; комплексом показників, які використовуються як вихідна інформація для дослідження; способами формалізації даних та ін. Загальноприйнятого методу комплексної оцінки забруднення поверхневих вод не існує.

Найбільш інформативними є *індекси забруднення або якості води*. *Індекс якості води* – це узагальнена чисельна оцінка якості води за сукупністю основних показників і видами водокористування. До них належать індекс якості води, комбінаторний індекс забруднення води та інші (С. І. Сніжко, 2001).

Нижче розглянемо деякі основні методи оцінки якості води водних об'єктів.

**Індекс забруднення води.** Існує низка спроб характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (С. І. Сніжко, 2001). Прикладом такого показника є індекс забрудненості  $I_z$  (*Рациональное использование...*, 1991), який дорівнює:

$$I_z = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}. \quad (2.23)$$

Зручність в застосуванні такого методу оцінювання якості води полягає в тому, що застосовується  $I_z$  до всіх показників якості, які має дослідник. Та головна небезпека полягає у тому, що в такому випадку буде синергізм, коли наявність однієї речовини посилює токсичність іншої, або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища, ніж початкові.

Методика оцінки якості води за *індексом забруднення води (ІЗВ)* рекомендована для використання підрозділам Держкомгідромету (*Рациональное использование...*, 1991). Визначення *ІЗВ* – це одна із найпростіших методик комплексної оцінки якості води. Розрахунок *ІЗВ* проводиться за обмеженим числом інгредієнтів (для морських вод – не менше 4, для поверхневих вод суші – не менше 6). Визначається середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з показників: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, БСК<sub>5</sub>. Знайдене середнє арифметичне значення кожного з показників порівнюється з їх *ГДК*. При цьому у випадку розчиненого кисню величина *ГДК* ділиться на знайдене середнє значення концентрації кисню, тоді як для інших показників це робиться навпаки.

*ІЗВ* розраховується за формулою:

$$I3B = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (2.24)$$

де  $n$  – кількість показників;

$C_i$  – середня концентрація  $i$ -го показника складу води;

$ГДК_i$  – ГДК  $i$ -го показника складу води.

За величинами розрахованих  $I3B$  виконується оцінка якості води. При цьому виділяються такі класи якості води: I – дуже чиста ( $I3B \leq 0,3$ ); II – чиста ( $0,3 < I3B < 1$ ); III – помірно забруднена ( $1 < I3B < 2,5$ ); IV – забруднена ( $2,5 < I3B < 4$ ); V – брудна ( $4 < I3B < 6$ ); VI – дуже брудна ( $6 < I3B < 10$ ); VII – надзвичайно брудна ( $I3B > 10$ ).

Існує модифікована методика розрахунку  $I3B$ , коли частина показників є постійною, а в якості інших беруть показники з найбільшими відношеннями до ГДК. Це дозволяє більш повно використовувати наявну гідрохімічну інформацію. До обов'язкових показників відносяться БСК<sub>5</sub> і розчинений кисень (для морських вод – лише розчинений кисень). Інші чотири вибираються зі списку: сульфати, хлориди, ХСК, азот нітритів, нітратів, амонійний, фосфор фосфатів, залізо загальне, марганець, мідь, цинк, хром, нікель, алюміній, свинець, ртуть, миш'як, нафтопродукти, СПАР (С. М. Юрасов та ін., 2012).

Даний індекс не враховує ефект сумачії полютантів, крім того, одночасно використовуються генетично різномірні інгредієнти.

Найповнішу і надійну оцінку якості водних об'єктів з екологічних позицій може дати такий спосіб оцінки якості води, який буде враховувати ефект сумачії ЗР у водному середовищі. Одним з найдосконаліших методів оцінки якості вод є застосування інтегрального показника  $L_j$ , який розраховується для кожної групи шкідливості  $j = 1, \dots, 5$  та характеризує якість води за кожною лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ) (А. В. Караушев, 1987):

$$L_{ij} = \sum_{j=1}^{N_j} \frac{C_{ij}}{ГДК_{ij}}, \quad (2.25)$$

де  $N_j$  – кількість речовин у  $j$ -тій групі ЛОШ;

$ГДК_{ij}$  – ГДК для концентрації  $C_{ij}$  речовини в  $j$ -тій групі сумачії.

Допустимими вважаються значення  $L_{ij} \leq 1$ . Якість води характеризує самий пріоритетний  $i$ -тий показник за  $j$ -тою ЛОШ, для якого повинна виконуватися така умова:

$$\frac{C_{ij}^*}{ГДК_{ij}^*} = \max \frac{C_{ij}}{ГДК_{ij}}. \quad (2.26)$$

Показники, внесок яких у відповідний інтегральний показник  $L_i$  менше 10 %, вважаються несуттєвими, тобто такими, які не несуть в собі значного впливу на якість води.

В Європі і США широко використовується методика оцінки якості вод за загальним індексом якості вод, який вміщує в собі хімічний індекс Баха ( $CI$ ) та індекс якості води Американської санітарної служби ( $WQI$ ). За своєю структурою ці індекси побудовані аналогічно, тільки в  $CI$  представлені хімічні показники якості (їх 8), а  $WQI$  включає мікробіологічні та фізичні показники (їх 9). Показники якості переводяться в безрозмірну шкалу за допомогою «кривих якості». Характерною особливістю цих двох індексів являються вагові коефіцієнти, які виражають значущість кожного з показників в загальній оцінці. Ці коефіцієнти отримані шляхом узагальнення експертних оцінок. Для  $CI$  якість води оцінюється за семи класами, а за  $WQI$  стан якості води поділяється на п'ять класів. Загальний індекс якості розраховується за формулою:

$$I = \prod_i^n q_i^w, \quad (2.27)$$

де  $q_i$  – індекс  $i$ -того параметра,  
 $w$  – вага даного параметра.

**Оцінка якості води на основі комплексного показника екологічного стану.** Для оцінки якості води водного об'єкта можна використовувати комплексний показник екологічного стану ( $КПЕС$ ) водних об'єктів господарсько-питного і комунально-побутового водокористування.

Методика визначення  $КПЕС$  ґрунтується на вимогах і нормах якості води у водоймах залежно від виду водокористування. Оцінка якості води на основі  $КПЕС$  відповідно до вимог господарсько-питного та комунально-побутового водокористування проводиться таким чином. По-перше, визначаються показники екологічного стану ( $ПЕС$ ) для речовин 3 і 4 класів небезпеки, які можна представити у такому вигляді:

$$ПЕС_i = \frac{a_i(H_i - П_i)}{H_i}, \quad (2.28)$$

якщо норма гранично допустима, і:

$$ПЕС_i = \frac{a_i(П_i - H_i)}{H_i}, \quad (2.29)$$

якщо норма мінімально допустима, де  $P_i$  і  $H_i$  – відповідно значення і норма  $i$ -го параметра якості води;

$a_i$  – коефіцієнт, пов'язаний із класом небезпеки шкідливої речовини ( $Kл$ ): якщо ступінь небезпеки збільшується зі збільшенням номера класу, то  $a = Кл$ ; якщо ступінь небезпеки зменшується зі збільшенням номера класу, то  $a = 1/Кл$ ; якщо клас не нормований, то приймається клас на один розряд нижче мінімально небезпечного класу.

Норма може бути визначена у вигляді припустимого інтервалу ( $H_{max} \dots H_{min}$ ). Тоді в результаті розрахунків за формулами (2.28) і (2.29) з використанням максимального і мінімального значень норми в якості  $ПЕС$  приймається мінімальне значення з отриманих.

З формул (2.28) і (2.29) випливає, що  $ПЕС$  може бути менше, дорівнювати і більше від нуля. Якщо  $ПЕС$  більше від нуля, то параметр далекий від норми і система до даного елемента стійка. Якщо  $ПЕС$  дорівнює нулю, то значення параметра дорівнює нормі, система за даним елементом знаходиться на межі стійкості. Якщо  $ПЕС$  менше нуля, то параметр за даним елементом не відповідає нормі і система за цим елементом нестійка. За допомогою  $ПЕС$  можна перейти до комплексної оцінки екологічного стану системи (підсистеми).

КПЕС для речовин 3 і 4 класів небезпеки, пестицидів і гігієнічних параметрів ( $КПЕС_{П}$ ), визначається як:

$$КПЕС_{П} = 1 / n \sum_{i=1}^n ПЕС_i, \quad (2.30)$$

де  $n$  – кількість параметрів якості води, для яких розраховані значення  $ПЕС_i$ .

Для речовин 1 і 2 класів небезпеки з однаковою ЛОШ, величина  $КПЕС$  розраховується за такою формулою:

$$КПЕС = 1 - \sum_{i=1}^n (P_i / H_i). \quad (2.31)$$

Величина  $КПЕС_{ср}$  розраховується таким чином:

$$КПЕС_{ср} = \frac{1}{4} (КПЕС_{П} + КПЕС_{с-т} + КПЕС_{заг} + КПЕС_{орг}), \quad (2.32)$$

де  $КПЕС_{с-т}$  –  $КПЕС$  для групи речовин 1 і 2 класи небезпеки з санітарно-токсикологічною ЛОШ;

$КПЕС_{заг}$  –  $КПЕС$  для групи речовин 1 і 2 класи небезпеки з загальносанітарною ЛОШ;



$KПЕС_{орг}$  –  $KПЕС$  для групи речовин 1 і 2 класи небезпеки з органолептичною ЛОШ.

Значення  $KПЕС$  можуть характеризувати стійкість екосистеми до певного набору параметрів. При позитивному значенні  $KПЕС$  більшість значень параметрів не перевищують гранично допустимих, тобто система стійка. При значенні  $KПЕС$ , рівному нулю, система знаходиться на межі стійкості. Якщо  $KПЕС$  менше нуля, то система є екологічно нестійкою.

Якщо проводити визначення  $KПЕС$  за рибогосподарськими вимогами, то для ЗР з однаковою ЛОШ не залежно від класу небезпеки,  $KПЕС$  розраховується за формулою (2.31). Для показників загальних вимог  $KПЕС$  розраховується за формулою (2.30).

Розрахунок  $KПЕС$  дозволяє перейти до більш універсальної характеристики екологічного стану – до *екологічної надійності* ( $ЕН$ ). Екологічну надійність будемо оцінювати як імовірність стійкого стану, тобто імовірність перевищення  $ПЕС$  чи  $KПЕС$  нульового значення, що відповідає межі стійкості.

Розрахунок екологічної надійності проводиться за формулою:

$$ЕН = \frac{1 - \chi^2}{2N - M + 0,5\chi^2}, \quad (2.33)$$

де  $\chi^2$  – значення функції « $\chi^2$ -квадрат» при довірчій імовірності  $\gamma$  і числі ступенів свободи  $(2M + 2)$ ;

$N$  – загальне число значень  $KПЕС$  (чи  $ПЕС$  при оцінці  $ЕН$  елементів системи);

$M$  – число значень  $KПЕС$  (чи  $ПЕС$ ), менших критичного нульового значення (від'ємні значення  $KПЕС$ ).

*Рівні надійності* кваліфікуються таким чином: *високий* –  $ЕН = 0,9$ ; *припустимий* –  $0,9 > ЕН \geq 0,8$ ; *низький* –  $ЕН < 0,8$  (З. В. Тімченко, 2002; С. М. Юрасов та ін., 2012).

До недоліків запропонованих показників можна віднести можливість «перекриття» негативних оцінок одних параметрів позитивними значеннями оцінок інших. Проте такі комплексні показники дозволяють охарактеризувати якість води водних об'єктів за набором показників гідрохімічного складу води.

Представлена методика оцінки якості води може бути застосована до атмосферного повітря.

Екологічна надійність промислово-міського регіону в цілому ( $ЕН_p$ ) визначається за значеннями  $ЕН$  підсистем:

$$ЕН_p = 1 - (1/2) \sqrt{(1 - ЕН_{атм})^2 + (1 - ЕН_{нов})^2 + (1 - ЕН_{нід})^2 + (1 - ЕН_{нед})^2}, \quad (2.34)$$

де  $EH_{атм}$ ,  $EH_{пов}$ ,  $EH_{під}$ ,  $EH_{пед}$  – оцінки екологічної надійності атмосфери, поверхневих і підземних вод гідросфери і педосфери.

**Оцінка якості поверхневих вод суші за гіdroхімічними показниками (методика Гіdroхімічного інституту).** Основою методики оцінки якості природних вод за гіdroхімічними показниками є поєднання диференційованого і комплексного підходів до оцінки якості води та використання при цьому набору відносних критеріїв. Методика дозволяє встановити рівень і клас якості за величиною комбінаторного індексу забруднення, виділити пріоритетні полютанти за кількістю і складом лімітуючих показників забруднення та провести диференційовану оцінку лімітуючи ЗР. Ці можливості даного методу вигідно виділяють його з переліку загальновідомих методів оцінки якості природних вод.

Головна мета методу полягає в одержанні оцінки якості води і проведенні на її основі класифікації води за ступенем придатності для основних видів водоспоживання – господарсько-питного, культурно-побутового, а також для рибогосподарських цілей.

Структура методу включає такі основні напрямки обробки аналітичного матеріалу: 1) визначення характеру забруднення за величиною умовного коефіцієнта комплексності; 2) встановлення рівня і класу якості води за величиною комбінаторного індексу забруднення; 3) виділення пріоритетних забруднювальних компонентів за кількістю і складом лімітуючих показників забруднення; 4) проведення диференційованої оцінки лімітуючих ЗР.

*Визначення виду забруднення залежно від умовного коефіцієнта комплексності.* З метою визначення доцільності застосування для оцінки якості води диференційованого або комплексного підходів на першій стадії обробки матеріалу оцінюється комплексність забруднення води в створі за допомогою *умовного коефіцієнта комплексності*, вираженого відношенням числа ЗР, вміст яких перевищує функціонуючі в країні нормативи, до загального числа інгредієнтів, визначених програмою дослідження:

$$K = \frac{n'}{n} \cdot 100 \%, \quad (2.35)$$

де  $K$  – умовний коефіцієнт комплексності забруднення;

$n'$  – число інгредієнтів і показників якості, склад яких перевищує ГДК;

$n$  – загальне число нормованих інгредієнтів і показників якості.

Коефіцієнт комплексності ( $K$ ) характеризує в основному участь антропогенної складової у формуванні хімічного складу води водних об'єктів.

Встановлення рівня і класу якості води водних об'єктів за величиною комбінаторного індексу забруднення (КІЗ). З метою встановлення рівня якості води проводиться триступенева класифікація за ознаками повторюваності випадків забруднення, кратності перевищення нормативів, а також з урахуванням характеру забруднення.

Перший ступінь класифікації заснований на встановленні міри стійкості забруднення. Як міра стійкості забруднення використовується загальнопоширена в гідрохімічній практиці величина повторюваності випадків перевищення ГДК:

$$H_i = \frac{N_{ГДК}}{N_i}, \quad (2.36)$$

де  $H_i$  – повторюваність випадків перевищення ГДК по  $i$ -му інгредієнту;  
 $N_{ГДК}$  – число результатів аналізу, в яких вміст  $i$ -го інгредієнта перевищує його ГДК;

$N_i$  – загальне число результатів аналізу по  $i$ -му інгредієнту.

Аналіз повторюваності дозволив виділити як якісно відмінні такі характеристики: забруднення може спостерігатися в окремих пробах, тобто бути *одиничним*; забруднення може бути *нестійким*; може не бути домінуючим, але очевидно мати *стійкий характер*; забруднення може бути домінуючим, тобто *характерним*. Якісним вираженням виділених характеристик забруднення води привласнюються кількісні вираження в балах (табл. 2.8).

Таблиця 2.8 – Класифікація води водних об'єктів за ознаками повторюваності випадків забруднення

| Повторюваність, % | Характеристика забруднення води | Часткові оціночні бали |                    |
|-------------------|---------------------------------|------------------------|--------------------|
|                   |                                 | виражені умовно        | абсолютні значення |
| 0; 10             | одинична                        | $a$                    | 1                  |
| 10; 30            | нестійка                        | $b$                    | 2                  |
| 30; 50            | стійка                          | $c$                    | 3                  |
| 50; 100           | характерна                      | $d$                    | 4                  |

Другий ступінь класифікації ґрунтується на встановленні рівня забруднення, мірою якого є показник кратності перевищення ГДК:

$$K_i = \frac{C_i}{C_{ГДК}}, \quad (2.37)$$

де  $K_i$  – кратність перевищення ГДК по  $i$ -му інгредієнту;

$C_i$  – концентрація  $i$ -го інгредієнта у воді водного об'єкта, мг/дм<sup>3</sup>;

$C_{ГДК}$  – ГДК  $i$ -го інгредієнта, мг/дм<sup>3</sup>.

За аналізом забруднення води по кратності перевищень нормативів окремою ЗР також виділяють чотири ступеня рівня забруднення, що якісно відрізняються: *низький, середній, високий, дуже високий*.

Якісним вираженням виділених характеристик також присвоюються кількісні вираження градацій у балах (табл. 2.9).

При сполученні I і II ступенів класифікації води по кожному з урахованих інгредієнтів отримують узагальнені оцінки якості води (табл. 2.10). Узагальненим характеристикам присвоєно узагальнені оціночні бали  $S_i$ . Значення  $S_i$  можуть змінюватися від 1 до 16.

Таблиця 2.9 – Класифікація води водних об'єктів за рівнем забруднення

| Кратність перевищення нормативів | Характеристика рівня забруднення | Часткові оціночні бали |                    |
|----------------------------------|----------------------------------|------------------------|--------------------|
|                                  |                                  | виражені умовно        | абсолютні значення |
| 0; 2                             | низький                          | $a_1$                  | 1                  |
| 2; 10                            | середній                         | $b_1$                  | 2                  |
| 10; 50                           | високий                          | $c_1$                  | 3                  |
| 50; 100                          | дуже високий                     | $d_1$                  | 4                  |

Таблиця 2.10 – Можливі варіації якісного стану води по окремих інгредієнтах і показниках забрудненості

| Комплексна характеристика стану забрудненості води | Загальні оціночні бали $S_i$ |                    | Характеристика якості води б |
|----------------------------------------------------|------------------------------|--------------------|------------------------------|
|                                                    | виражені умовно              | абсолютні значення |                              |
| Одинична забрудненість низького рівня              | $a \times a_1$               | 1                  | Слабко забруднена            |
| Одинична забрудненість середнього рівня            | $a \times b_1$               | 2                  | Забруднена                   |
| Одинична забрудненість високого рівня              | $a \times c_1$               | 3                  | Брудна                       |
| Одинична забрудненість дуже високого рівня         | $a \times d_1$               | 4                  | Брудна                       |
| Нестійка забрудненість низького рівня              | $b \times a_1$               | 2                  | Забруднена                   |
| Нестійка забрудненість середнього рівня            | $b \times b_1$               | 4                  | Брудна                       |
| Нестійка забрудненість високого рівня              | $b \times c_1$               | 6                  | Дуже брудна                  |
| Нестійка забрудненість дуже високого рівня         | $b \times d_1$               | 8                  | Дуже брудна                  |
| Стійка забрудненість низького рівня                | $c \times a_1$               | 3                  | Брудна                       |
| Стійка забрудненість середнього рівня              | $c \times b_1$               | 6                  | Дуже брудна                  |
| Стійка забрудненість високого рівня                | $c \times c_1$               | 9                  | Дуже брудна                  |
| Стійка забрудненість дуже високого рівня           | $c \times d_1$               | 12                 | Неприпустимо брудна          |
| Характерна забрудненість низького рівня            | $d \times a_1$               | 4                  | Брудна                       |
| Характерна забрудненість середнього рівня          | $d \times b_1$               | 8                  | Дуже брудна                  |
| Характерна забрудненість високого рівня            | $d \times c_1$               | 12                 | Неприпустимо брудна          |
| Характерна забрудненість дуже високого рівня       | $d \times d_1$               | 16                 | Неприпустимо брудна          |

Якість води є функцією не тільки окремих її елементів і тривалості їхнього впливу, але і числа цих елементів і комбінаторних відносин їхніх концентрацій. Врахування спільного впливу цих факторів здійснюється в заключному, *третьому ступені класифікації*.

Якість води визначається через комплексний показник, одержаний складанням узагальнених оціночних балів усіх визначених у створі ЗР.

Оскільки при цьому враховуються різні комбінації концентрацій ЗР в умовах їхньої одночасної присутності, можна назвати цей комплексний показник *комбінаторним індексом забруднення (КІЗ)*:

$$KIZ = \sum_{i=1}^n S_i. \quad (2.38)$$

*Заключний етап* класифікації здійснюється на основі величини *КІЗ*. Оскільки величина *КІЗ* значною мірою залежить від числа врахованих інгредієнтів, то встановлення градації якості води щодо її придатності для використання здійснюється в залежності від їхнього числа (табл. 2.11). Виділяють 4 класи якості води: *слабко забруднена, забруднена, брудна, дуже брудна*.

Таблиця 2.11 – Класифікація якості води за величиною комбінаторного індексу забруднення

| Клас якості води | Розряд класу якості води | Стану забрудненості води | Величина комбінаторного індексу забрудненості з урахуванням кількості лімітуючих показників забрудненості (ЛПЗ) |               |               |               |               |               |
|------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|                  |                          |                          | без урахування числа ЛПЗ                                                                                        | 1ЛПЗ (k=0,9)  | 2ЛПЗ (k=0,8)  | 3ЛПЗ (k=0,7)  | 4ЛПЗ (k=0,6)  | 5ЛПЗ (k=0,5)  |
| I                | -                        | слабко забруднена        | 1n                                                                                                              | 0,9n          | 0,8n          | 0,7n          | 0,6n          | 0,5n;<br>1,0n |
| II               | -                        | забруднена               | 1n;<br>2n                                                                                                       | 0,9n;<br>1,8n | 0,8n;<br>1,6n | 0,7n;<br>1,4n | 0,6n;<br>1,2n | 1,0n;<br>2,0n |
| III              | -                        | брудна                   | 2n;<br>4n                                                                                                       | 1,8n;<br>3,6n | 1,6n;<br>3,2n | 1,4n;<br>2,8n | 1,2n;<br>2,4n | 1,0n;<br>1,5n |
| III              | а                        | брудна                   | 2n;<br>3n                                                                                                       | 1,8n;<br>2,7n | 1,6n;<br>2,4n | 1,4n;<br>2,1n | 1,2n;<br>1,8n | 1,5n;<br>2,0n |
| III              | б                        | брудна                   | 3n;<br>4n                                                                                                       | 2,7n;<br>3,6n | 2,4n;<br>3,2n | 2,1n;<br>2,8n | 1,8n;<br>2,4n | 2,0n;<br>3,0n |
| IV               | а                        | дуже брудна              | 4n;<br>6n                                                                                                       | 3,6n;<br>5,4n | 3,2n;<br>4,8n | 2,8n;<br>4,2n | 2,4n;<br>3,6n | 3,0n;<br>4,0n |
| IV               | б                        | дуже брудна              | 6n;<br>8n                                                                                                       | 5,4n;<br>7,2n | 4,8n;<br>6,4n | 4,2n;<br>5,6n | 3,6n;<br>4,8n | 4,0n;<br>5,0n |
| IV               | в                        | дуже брудна              | 8n; 10n                                                                                                         | 7,2n;<br>9,0n | 6,4n;<br>8,0n | 5,6n;<br>7,0n | 4,8n;<br>6,0n | 5,0n;<br>5,5n |
| IV               | г                        | дуже брудна              | 10n; 11n                                                                                                        | 9,0n;<br>9,9n | 8,0n;<br>8,8n | 7,0n;<br>7,7n | 6,0n;<br>6,6n | 0,5n;<br>1,0n |

*Виділення пріоритетних забруднювальних компонентів по кількості і складу лімітуючих показників.* Із загального числа врахованих інгредієнтів і показників якості води визначаються *лімітуючі показники забруднення (ЛПЗ)*. Це такі інгредієнти і показники, що значно погіршують якість води до класу «недопустимо брудна». До ЛПЗ відносять будь-яку ЗР, забрудненість води якою визначається як «стійка дуже високого рівня» або «характерна високого і дуже високого рівня». Величина сумарного оціночного балу  $S_i$  за таким інгредієнтом дорівнює чи більше 11.

*Проведення диференційованої оцінки лімітуючих ЗР.* Лімітуючі показники забрудненості оцінюються поінгредієнтно. Для одержання якісної оцінки ЛПЗ використовується класифікація води водних об'єктів (С. І. Сніжко, 2001).

Порівняльний аналіз сучасних методик оцінки якості поверхневих вод показав, що різні підходи до створення систем оцінок мають свої переваги та недоліки, але жодна з них не є універсальною.

Наприклад, методика оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями основана на єдиних екологічних критеріях і дозволяє порівнювати якість води на окремих ділянках водних об'єктів, на водних об'єктах в різних регіонах і в країні загалом, але дана методика має ряд недоліків. При проведенні оцінки якості води за індексом забрудненості виникає небезпека явища синергізму.

Методика оцінки якості води за *ІЗВ* не дозволяє в повній мірі оцінити якість водного середовища, оскільки базується тільки на шести показниках якості, але вона зручна у випадку недостатньої кількості даних. При використанні методики оцінки якості вод за допомогою інтегрального показника  $L_j$  дослідник отримає найнадійнішу та найповнішу оцінку якості вод з урахуванням ефекту сумації, а також зможе використати для оцінки абсолютно всі доступні дані про якість води.

Характерною особливістю методики оцінки якості поверхневих вод, яка широко використовується в Європі і США та ґрунтується на індексах *CI* і *WQI*, є врахування значущості кожного із показників у загальній оцінці через вагові коефіцієнти. Методика оцінки екологічного стану водних ресурсів за *КПЕС* містить в собі оцінку як екологічної стійкості, так і екологічної надійності водних ресурсів, що дозволяє оцінити водний об'єкт в цілому. Методика оцінки якості вод за гідрохімічними показниками дозволяє отримати найбільш повні та ґрунтовні результати оцінки якості води.

***Оцінка якісної складової безпеки гідроекосистем за допомогою комплексного індексу потенціалу якості.*** Спосіб оцінки якості поверхневих вод (Л. М. Архипова, 2012), що включає відбір проб води, проведення аналізів, подальше узагальнення з отриманням *комплексного*

індексу потенціалу якості (КІПЯ), знаходження його просторових закономірностей розподілу для фонових природних об'єктів, норми потенціалу якості в будь-якій точці об'єкту. Отримані закономірності використовують для забруднених водних об'єктів-аналогів, оцінюючи рівень потенціалу якості за розробленою шкалою. Запропонована модель може використовуватись при оцінці кількісних показників самоочищення річок.

В основі алгоритму оцінки якісної складової природно-техногенної безпеки гідроекосистем лежить наступне:

1. Шляхом математичної обробки результатів аналізів поверхневих вод отримання комплексного індексу потенціалу якості (КІПЯ);
2. Знаходження просторових закономірностей розподілу КІПЯ для фонових природних об'єктів;
3. Знаходження норми потенціалу якості в будь-якій точці об'єкту.
4. Оцінка стану гідроекосистеми за наступною шкалою:
  - буферний (зона екологічної рівноваги)  $\text{КІПЯ} > 5$ ;
  - оптимальний  $3 < \text{КІПЯ} < 5$ ;
  - напруження адаптації  $1 < \text{КІПЯ} < 3$ ;
  - зона песимуму в межах  $-1 < \text{КІПЯ} < 1$ ;
  - критичний – при значеннях показника  $-3 < \text{КІПЯ} < -1$ ;
  - кризовий – при значеннях показника  $-5 < \text{КІПЯ} < -3$ ;
  - катастрофічний (зона екологічного лиха)  $\text{КІПЯ} < -5$ .

Запропонований спосіб дає можливість використання простого методу встановлення пріоритетів, тобто певні райони чи ділянки гідроекосистем, які відповідають визначеним стандартам якості навколишнього середовища, без подальшого втручання можуть вважатись еталонними, в той час як інші ділянки гідроекосистем можуть ранжуватись і оцінюватись в залежності від знаку і величини КІПЯ.

В способі комплексної оцінки потенціалу якості поверхневих вод, на першому етапі здійснюють ідентифікацію стану фонових водних об'єктів за даними обробки результатів наземних вимірювань шляхом отримання інтегрального показника потенціалу якості, на другому – визначають функціональні залежності між параметрами, які визначають стан водного об'єкту і інтегральним показником якості, а на третьому етапі здійснюють ідентифікацію параметрів моделі стану об'єктів-аналогів.

В розрахунках КІПЯ підсумовуються так звані коефіцієнти запасу показників (відносна величина резервної потужності), що розраховуються як перевищення допустимих значень над фактичними (концентраціями, одиницями, балами, кількістю і т. ін.) та віднімаються коефіцієнти дефіциту запасу показників (відносна величина нестачі резерву), що розраховуються як перевищення концентрацій (або інших вимірів) над допустимими значеннями (в тих же одиницях). Результат ділиться на кількість використаних показників:

$$КПЯ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i; x_i = \begin{cases} \frac{НЯ_i}{C_i}, \text{ якщо } \frac{НЯ_i}{C_i} > 1 \\ -\frac{C_i}{НЯ_i}, \text{ якщо } \frac{НЯ_i}{C_i} < 1 \end{cases}, \quad (2.39)$$

де  $НЯ_i$  – норматив якості води для конкретного показника, під яким розуміють допустимі (граничні величини) показників фізико-хімічного і біологічного стану вод та їх властивостей, що відповідають вимогам різних споживачів;

$i$  – показник;

$n$  – кількість показників.

В розрахунках КПЯ повинні враховуватись різноманітні показники: органолептичні, фізичні, хімічні, біологічні, токсикологічні, санітарного стану. Кількість показників, що беруться для розрахунку КПЯ повинна бути, не менше 10-15, незалежно від того перевищують вони допустимими значеннями показників якості чи ні, але обов'язково включати показники з гідрохімічної, трофосапробіологічної та токсикологічної груп: розчинений кисень, ХСК, рН, мінералізацію та БСК<sub>5</sub>. Крім того, обов'язково повинні бути включені всі показники вказаних груп, значення яких перевищують оптимальні, фонові, нормативні. З обчислень необхідно виключати показники забруднень, яких немає у воді в природному стані, якщо концентрація забруднення далека від ГДК, враховуючи ефекти сумачії, з огляду на те, що потенціал якості природних вод не може характеризувати кількість нестачі забруднюючої речовини, взагалі не характерної для природної води.

В розрахунках КПЯ для показників мінералізації, лужності, водневого показника, концентрації іонів магнію враховуємо і нижню і верхню межу як безпечний інтервал фізіологічної повноцінності води. Тобто, у підсумку додатнім буде перевищення верхньої межі над фактичним значенням показника та від'ємним перевищення фактичної концентрації над нижнім допустимим значенням. Якщо ж фактичне значення показника не попадає в безпечний інтервал, (наприклад, такі випадки ймовірні для забруднень поверхневих вод в районах спорудження нафтогазових свердловин), то у підсумку від'ємним буде перевищення фактичного значення показника і над верхнім і над нижнім допустимим значенням. Виключення складають ті показники якості, для яких встановлений нижній поріг, тобто перевищення нормативу якості є бажаним (наприклад, вміст розчиненого кисню, прозорість тощо).

Якщо виміри концентрації речовини дорівнюють нулю, у формулу необхідно підставляти те значення концентрації, яке ще може бути виявлено за найбільш чутливою методикою вимірювання даної речовини, тобто найменший з порогів його виявлення.



### 2.3.3 Оцінка забрудненості ґрунтів

Загальну оцінку ступеня забруднення ґрунтового покриву можна проводити за ґрунтовими критеріями (табл. 2.12), або виділяти слабо-, середньо- і сильно забруднені ґрунти. У слабо забруднених ґрунтах вміст ЗР не перевищує ГДК, чи фонове значення. У середньо забруднених – перевищення ГДК (фону) незначне і не приводить до істотних змін властивостей ґрунтів. У сильно забруднених ґрунтах вміст ЗР у кілька разів перевищує ГДК (фон), що істотно позначається як на властивостях ґрунтів, так і на якості сільськогосподарської продукції.

Таблиця 2.12 – Класи (зони) екологічного стану ґрунтів

| Показник                                                    | Класи (зони) екологічного стану* |                                      |                                   |                       |
|-------------------------------------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------|
|                                                             | З (Н)                            | УЗ (Р)                               | НЗ (К)                            | К (Л)                 |
| Родючість ґрунтів, % від потенційного                       | > 85                             | 85 - 65                              | 65 - 25                           | < 25                  |
| Вміст гумусу, % від початкового                             | > 90                             | 90 - 70                              | 70 - 30                           | < 30                  |
| Вміст легкорозчинних солей, % от маси                       | < 0,6                            | 0,6 - 1,0                            | 1,0 - 3,0                         | > 3                   |
| Вміст токсичних солей, % от маси                            | < 0,3                            | 0,3 - 0,4                            | 0,4 - 0,6                         | > 0,6                 |
| Площа вторинна засолених ґрунтів, %                         | < 5                              | 5 - 20                               | 20 - 50                           | > 50                  |
| Вміст пестицидів в ґрунті, од. ГДК                          | < 0,5                            | 0,5 - 1,0                            | 1 - 3                             | > 5                   |
| Вміст ЗР, од. ГДК                                           | < 1                              | 1 - 3                                | 3 - 10                            | > 10                  |
| Залишковий вміст нафти і нафтопродуктів в ґрунті, % от маси | < 1                              | 1 - 5                                | 5 - 10                            | > 10                  |
| Ступінь змитості ґрунтових горизонтів                       | немає                            | змиті горизонт А або 0,5 горизонту А | змиті горизонт А і В і частина АВ | змиті горизонти А і В |
| Глибина змитості ґрунтових горизонтів, % ґрунтового профілю | < 10                             | 10 - 30                              | 30 - 50                           | > 50                  |
| Площа дефляції, %                                           | < 5                              | 10 - 20                              | 20 - 40                           | > 40                  |
| Площа рухомих пісків, %                                     | < 5                              | 5 - 15                               | 15 - 25                           | > 30                  |

Зона екологічної норми (Н) містить у собі території без помітного зниження продуктивності і сталості ЕС, її відносної стабільності. Значення прямих критеріїв нижчі за ГДК чи фонові значення. Деградація земель

---

\* За Б. В. Виноградовим та ін. (1993), виділяються 4 рівні (класи) природно-антропогенних порушень: норми, ризику, кризи, катастрофи чи лиха.

(яружна, вітрова і водяна ерозії зі знищенням гумусового шару і вторинне засолення з втратою родючості; або площа земель, виведена із сільськогосподарського землекористування) складає менш 5 % території.

*Зона екологічного ризику (Р)* містить у собі території з помітним зниженням продуктивності і сталості ЕС, що веде до спонтанної деградації ЕС, але ще зі зворотними порушеннями. Територія потребує розумного господарського використання і заходів щодо поліпшення екологічних умов. Значення прямих критеріїв перевищують ГДК чи фон. Деградовано 5-20 % земель від загальної площі.

*Зона екологічної кризи (К)* містить у собі території із сильним зниженням продуктивності і втратою сталості ЕС, і важко зворотними порушеннями. Необхідне вибіркове господарське використання території із застосуванням докорінних заходів щодо поліпшення екологічних умов. Значення прямих критеріїв значно перевищують ГДК чи фон. Деградовано 20-50 % земель.

*Зона екологічного лиха (Л)* містить у собі території з повною втратою продуктивності і сталості ЕС, практично необоротними порушеннями ЕС, що виключають її з господарського використання. Значення прямих критеріїв у десятки разів перевищують ГДК чи фон. Деградовано більше 50 % земель.

Зоні екологічної норми відповідають *задовільні (З)*, зоні екологічного ризику – *умовно задовільні (УЗ)*, зоні екологічної кризи – *незадовільні (НЗ)*, зоні екологічної кризи – *катастрофічні (К)* еколого-геологічні умови.

Іноді проводять оцінку за ступенем забруднення окремими ЗР (важкими металами, бенз(а)піреном, нафтопродуктами і т.д.). Для випадків, коли для ЗР немає ГДК, визначення ступеня забруднення проводиться в порівнянні з фоновими чи кларковими значеннями (*Антропогенне забруднення...*, 1993; *Моніторинг довкілля*, 2010 тощо).

Оцінка рівня аномальності вмісту хімічного елементу (ХЕ) проводиться за *коефіцієнтом концентрації (К<sub>с</sub>)*, що розраховується як відношення вмісту елемента *i*-го виду в досліджуваному об'єкті (*C<sub>i</sub>*) до фонового значення (*C<sub>ф</sub>*):

$$K_c = \frac{C_i}{C_\phi}. \quad (2.40)$$

Замість фонового значення хімічного елементу (ХЕ) можна використовувати його величину ГДК; у цьому випадку визначається *коефіцієнт техногенного геохімічного навантаження (К<sub>р</sub>)*:

$$K_p = \frac{C_i}{C_{ГДК}}, \quad (2.41)$$

де *C<sub>i</sub>* – концентрація компонента (ХЕ) *i*-го виду;

$C_{ГДК}$  – ГДК компонента (ХЕ)  $i$ -го виду.

У випадку поліелементного складу техногенної або природної аномалії розраховуються сумарний показник забруднення ( $Z_c$ ), або сумарний показник навантаження (забруднення) ( $Z_p$ ), які характеризують ефект впливу на групи елементів. Ці показники розраховуються за такими формулами:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1), \quad (2.42)$$

$$Z_p = \sum_{i=1}^n K_p - (n - 1), \quad (2.43)$$

де  $n$  – число аномальних компонентів (ХЕ), що враховуються;

За значеннями  $Z_c$  для важких металів запропоновано оціночну шкалу системи «грунт–людина» (Ю. Е. Саєт, Б. А. Ревич, Е. П. Янин, 1990): 1) припустимий ступінь забруднення ( $Z_c < 16$ ); 2) помірний ступінь забруднення ( $Z_c = 16-32$ ); 3) небезпечний ступінь забруднення ( $Z_c = 32-128$ ); 4) надзвичайно небезпечний ступінь забруднення ( $Z_c > 128$ ). При цьому не враховуються класи гігієнічної небезпеки; той самий ступінь забруднення може спричинятись різними важкими металами.

Всі перераховані показники можна визначати як для вмісту в окремій пробі, так і для ділянки території (район, функціональна зона, природна ландшафтна одиниця, антропогенний ареал). В останньому випадку дослідження проводиться за геохімічним вибором; для кожної вибірки розраховується середнє значення концентрації ХЕ ( $C$ ), стандартне відхилення ( $S$ ) та коефіцієнт варіації ( $V$ ). Після розрахунків  $K_c$  і  $K_p$ , кожна вибірка представляється у вигляді набору відносних характеристик аномальності ХЕ. Більш детально питання оцінки забруднення геологічного середовища та її компонентів викладені в серії методичних рекомендацій.

До основних недоліків показників  $Z_c$  та  $Z_p$  можна віднести те, що вони не враховують відмінностей в потенційній небезпеці речовин і можливий ефект синергізму.

Показник інтенсивності забруднення ґрунтів (В. М. Гуцуляк, 2004):

$$P_i = \sum_{i=1}^n K_{c_i} \cdot M_s, \quad (2.44)$$

де  $M_s$  – значення індексу небезпеки хімічного елементу відносно класу небезпеки:

$$M_s = \frac{A \cdot S}{L \cdot M \cdot ГДК}, \quad (2.45)$$

де  $A$  – атомна вага відповідного елементу;

$S$  – розчинність у воді хімічної сполуки, мг/дм<sup>3</sup>;

$M$  – молекулярна маса хімічної сполуки, до складу якої входить елемент;

$L$  – середнє арифметичне з 6 ГДК речовин в різних харчових продуктах.

За показником інтенсивності забруднення розроблена орієнтовна оціночна шкала екологічної небезпеки забруднення ґрунтів:  $P_i < 15$  – допустима категорія інтенсивності забруднення; 16-30 – помірно небезпечна; 31-50 – небезпечна;  $P_i > 50$  – дуже небезпечна.

### 2.3.4 Оцінка якості геологічного середовища

Геологічне середовище (ГС) – складна багатокomпонентна система, яка включає ґрунти, гірські породи, рельєф, геологічні, геоморфологічні і інженерно-геологічні процеси і явища, підземні води та ін. Отже, можна використовувати різні методи оцінки стосовно певного компонента, наприклад, оцінка якості підземних вод або ступеню антропогенного перетворення рельєфу.

Розрізняють впливи на ГС фізичної, фізико-хімічної, хімічної і біологічної природи (В. А. Королев, 1995). Для кількісної оцінки стійкості ГС додатково до техногенного впливу пропонується використовувати коефіцієнт стійкості ( $K_c$ ), значення якого змінюється від 0 до 1. У випадку, коли зниження еколого-геологічної якості системи супроводжується зменшенням якого-небудь показника (наприклад, мінералізації ПВ при їхньому опрісненні), величина коефіцієнту стійкості визначається як:

$$K_c = \frac{N_t}{N_0}, \quad (2.46)$$

де  $N_t$  – показник будь-якої ознаки чи ґрунту іншого компонента ГС, що зазнав техногенного впливу;

$N_0$  – той же показник до впливу.

У випадку, коли зниження якості системи характеризується збільшенням якого-небудь показника (наприклад, вмісту ЗР),  $K_c$  визначається як:

$$K_c = \frac{N_0}{N_t}. \quad (2.47)$$

За величиною коефіцієнту стійкості виділяються наступні категорії стійкості компонентів ГС до техногенного впливу: 1) дуже висока

( $K_c = 1,0-0,95$ ); 2) висока ( $K_c = 0,95-0,8$ ); 3) середня ( $K_y = 0,8-0,5$ ); 4) низька ( $K_c = 0,5-0,1$ ); 5) нестійка ( $K_c = 0,1-0$ ).

### ***2.3.5 Біоіндикація як метод оцінювання стану біоценозів і довкілля***

*Біоіндикація* – оцінка якості НПС за станом її біоти. Біоіндикація заснована на спостереженні за складом і чисельністю видів-індикаторів.

Біоіндикація ґрунтується на адекватному відображенні живим організмом умов середовища, в яких він розвивається і на зміну яких відповідним чином реагує. Біоіндикатори – види, групи видів або угруповання, за наявності, ступенем розвитку, зміною морфологічних, структурно-функціональних, генетичних характеристик яких судять про якість НПС і стан екосистем.

Біоіндикацію часто плутають з біотестуванням. Але якщо при біоіндикації організми вилучаються з природи і по їх стану оцінюють ступінь забруднення, то при біотестуванні якість води, ґрунтів тощо оцінюється за допомогою лабораторних об'єктів (тварин, рослин, мікроорганізмів), які розміщують в тестованому середовищі вже в лабораторії.

Основним завданням біоіндикації є розробка методів і критеріїв, які могли б адекватно відбивати рівень антропогенного впливу з урахуванням комплексного характеру забруднення і діагностувати ранні порушення в найбільш чутливих компонентах біотичних співтовариств.

Вважається, що використання методу біоіндикації дозволяє вирішувати завдання екологічного моніторингу в тих випадках, коли сукупність чинників антропогенного впливу важко або незручно вимірювати безпосередньо.

На жаль, сучасна практика біоіндикації носить значною мірою феноменологічний характер, виражений в просторовому викладі помічених дослідником фактів поведінки різних видів організмів в конкретних умовах середовища. Іноді ці описи супроводжуються не завжди обґрунтованими висновками, що носять, як правило, суто оцінний характер (типу «добре / погано», «чисто / брудно»), та ґрунтуються на чисто візуальних методах порівняння або використання недостатньо достовірних індексів. Найчастіше такий «прогноз» робиться, коли «громадська» думка по кінцевому результату оцінки якості екосистеми вже заздалегідь відома, наприклад, по прямих або непрямих параметрах середовища. В результаті цього роль біоіндикації виявилася зведеною до такої сукупності дій, що технологічно співпадає з біомоніторингом:

- виділяється один або декілька досліджуваних чинників середовища (за літературними даними або у зв'язку з наявною програмою моніторингових досліджень);