

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

**ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

**НОРМУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО  
НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ  
СЕРЕДОВИЩЕ**

**Частина перша**

**Нормування інгредієнтного  
забруднення**

**Навчальний посібник**

**Вінниця  
ВНТУ  
2013**

**УДК 504.05(075)  
Н83**

**Автори: Петрук В. Г., Васильківський І. В., Іщенко В. А., Петрук Р. В., Турчик П. М.**

Рекомендовано до видання Вченою радою Вінницького національного технічного університету Міністерства освіти і науки України як навчальний посібник ВНТУ для студентів, які навчаються за напрямом підготовки «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» (протокол №\_\_від «\_\_» \_\_\_\_\_ 2013 р.)

Рецензенти:

**А. П. Ранський**, доктор хімічних наук, професор

**Д. І. Крикливий**, доктор технічних наук, професор

**В. Г. Макац**, доктор медичних наук, професор

**Н 83        Нормування** антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Частина 1. Нормування інгредієнтного забруднення: навчальний посібник / Петрук В. Г., Васильківський І. В., Іщенко В. А., Петрук Р. В., Турчик П. М. – Вінниця : ВНТУ, 2013. – 253 с.

У навчальному посібнику розглянуті теоретичні основи сучасної системи екологічного нормування інгредієнтного забруднення, яка включає комплекс природоохоронних нормативів, регламентів, правил та вимог, які спрямовані на забезпечення екологічної безпеки населення, охорону навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів.

Розрахований на студентів екологічних спеціальностей, фахівців управління охорони навколишнього природного середовища, екологічної інспекції та працівників комунального господарства.

**УДК 504.05(075)  
Н83**

ISBN

© Петрук В.Г., Васильківський І.В., Іщенко В.А., Петрук Р.В., Турчик П.М., 2013

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1 ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ.....	9
1.1. Ключові поняття екологічного нормування.....	10
1.2. Поняття норми стану екосистеми.....	12
1.3. Мета екологічного нормування.....	19
1.4. Наукові основи екологічного нормування.....	20
1.5. Методичні основи екологічного нормування.....	23
1.6. Структура комплексу екологічних норм.....	25
1.7. Критерії норми.....	31
1.8. Параметри екосистем, які підлягають реєстрації під час екологічного нормування.....	34
1.9. Державна система екологічного нормування.....	36
1.10. Міжнародне співробітництво в галузі екологічного нормування...	38
Контрольні запитання.....	39
РОЗДІЛ 2 МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ.....	40
2.1 Загальні положення.....	41
2.2 Методика екологічного нормування.....	42
2.2.1 Методи згортання інформації про біоту.....	42
2.2.1.1 Індекси стану.....	42
2.2.1.2 Індекси-маркери.....	43
2.2.1.3 Умовні функціонали.....	45
2.2.1.4 Функції бажаності.....	46
2.2.1.5 Експертні функції бажаності.....	46
2.2.1.6 Прості аналітичні функції бажаності.....	48
2.2.1.7 Функція бажаності Харрінгтона.....	51
2.2.1.8 Узагальнена функція бажаності.....	53
2.2.2. Методи згортання інформації про забруднення.....	56
2.2.2.1 Надійність вимірювань.....	56
2.2.2.2 Міри навантаження.....	57
2.2.2.3 Індекси забруднення.....	58
2.2.2.4 Реакція біотестів.....	60
2.3. Методи визначення граничних значень навантаження.....	61
2.3.1 Критична точка на кривій доза – ефект.....	61
2.3.2 Максимально недіюче навантаження.....	65
2.3.3 Коефіцієнти запасу.....	67
2.3.4 Методи, що залучають «зовнішню» інформацію.....	68
2.3.5 Метод розрахунку граничного значення навантаження.....	69
2.4 Методи екологічного нормування антропогенних впливів і навантажень на навколишнє середовище.....	76
2.4.1 Метод екологічного нормування, заснований на аналізі матеріального балансу.....	79

2.4.2	Метод екологічного нормування, заснований на допустимих дозових навантаженнях.....	85
2.5	Радіоактивне опромінення за рахунок споживання забруднених харчових продуктів.....	91
2.6	Організаційні принципи забезпечення екологічної безпеки.....	97
2.7	Послідовність екологічного нормування.....	99
2.7.1	Вибір полігону досліджень.....	99
2.7.2	Міра навантаження.....	101
2.7.3	Вибір параметрів біоти.....	103
2.7.4	Форма залежності доза – ефект.....	104
2.8	Критичні точки і екологічні нормативи.....	104
2.8.1	Види нормативів.....	105
2.8.2	Гігієнічні ГДК і ГДЕН.....	105
2.8.3	Вторинні нормативи.....	106
2.8.4	Тимчасові етапи процедури нормування.....	107
2.8.5	Область адекватності нормативів.....	107
	Контрольні запитання.....	108
	<b>РОЗДІЛ 3 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ</b>	
	<b>АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ.....</b>	<b>109</b>
3.1	Оцінювання стану повітряного середовища.....	113
3.1.1	Сумарна допустима концентрація забруднюючих речовин в атмосферному повітрі.....	115
3.1.2	Визначення максимального значення приземної концентрації шкідливої речовини.....	117
3.2	Визначення ГДВ шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери.....	123
3.3	Визначення реального хімічного навантаження на людину при забрудненні повітряного середовища.....	128
3.4	Розрахунок розміру відшкодування збитків в результаті наднормових викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря.....	134
3.4.1	Розрахунок наднормативних викидів.....	135
3.4.2	Розмір компенсації збитків, регулюючі коефіцієнти.....	137
3.4.3	Приклади розрахунків розмірів компенсації збитків за наднормативні викиди.....	139
3.5	Обґрунтування створення санітарно-захисних зон.....	142
	Контрольні запитання.....	147
	<b>РОЗДІЛ 4 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ</b>	
	<b>ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ.....</b>	<b>148</b>
4.1	Нормативні показники якості води.....	152
4.2	Нормативи якості води водойм рибогосподарського призначення... ..	156
4.3	Методи оцінювання якості води.....	158
4.3.1	Метод інтегрального оцінювання якості води.....	158
4.3.2	Метод оцінювання сумарного ефекту якості води.....	158
4.4	Комплексне оцінювання рівня забрудненості води за заданою	

лімітуючою ознакою шкідливості.....	159
4.5 Екотоксикологічний критерій оцінювання ступеня забруднення води.....	161
4.6 Оцінка стану водних об'єктів з гідрологічних позицій.....	162
4.7 Оцінка стану водних об'єктів за гідрохімічними показниками.....	163
4.8 Оцінка стану водних об'єктів по гідробіологічним показникам.....	165
4.9 Визначення рівнів токсичного забруднення.....	169
4.10 Класифікація якості поверхневих вод за мікробіологічними показниками.....	171
4.11 Гранично допустимий скид.....	172
4.12 Розрахунок допустимої концентрації забруднюючої речовини у стічних водах.....	173
4.13 Розрахунок розміру відшкодування збитків в результаті скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти.....	174
4.14 Нормативи виділення смуг лісів уздовж берегів водних об'єктів....	177
4.15 Визначення розмірів і меж водоохоронних зон.....	177
Контрольні запитання.....	180
<b>РОЗДІЛ 5 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТУ.....</b>	<b>181</b>
5.1 Нормативні показники якості ґрунту.....	186
5.2 Оцінювання рівня хімічного забруднення ґрунтів.....	187
5.3 Оцінювання санітарного стану ґрунтів.....	188
5.4 Нормативи оцінок пестицидного забруднення ґрунтів.....	190
5.5 Екологічна оцінка ґрунтів населених пунктів.....	192
Контрольні запитання.....	193
<b>РОЗДІЛ 6 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ.....</b>	<b>194</b>
6.1 Нормативи пестицидного забруднення харчових продуктів.....	197
6.2 Санітарна оцінка продуктів тваринництва.....	200
6.3 Нормування вмісту важких металів у харчових продуктах.....	200
6.4. Нормування забруднення харчових продуктів антибактеріальними речовинами.....	202
Контрольні запитання.....	205
<b>РОЗДІЛ 7 НОРМУВАННЯ ПОКАЗНИКІВ НАКОПИЧЕННЯ ВІДХОДІВ.....</b>	<b>206</b>
7.1 Джерела утворення відходів та їх класифікація.....	206
7.2. Показники накопичення відходів.....	207
7.3 Методики визначення обсягів утворення відходів та розмірів відшкодування збитків.....	209
7.3.1 Методика розрахунку об'ємів утворення відходів металообробки	214
7.3.2 Методика розрахунку об'ємів утворення відходів відпрацьованих елементів живлення.....	217
7.3.3 Методика розрахунку обсягів утворення відходів відпрацьованих	

люмінесцентних ламп.....	220
7.3.4 Методи розрахунку обсягів утворення деревних відходів.....	224
7.3.5 Методика розрахунку об'ємів утворення відходів, що утворюються при використанні лакофарбових матеріалів.....	228
7.3.6 Методика розрахунку обсягів утворення нафтошламових відходів.....	232
7.3.7 Методика розрахунку обсягів утворення відпрацьованих шин.....	232
7.3.8 Методи розрахунку обсягів утворення відходів моторного і трансмісійного мастила (II клас небезпеки) від автомобілів.....	233
7.4 Розрахунок розмірів компенсації збитків за розміщення у навколишньому природному середовищі відходів.....	237
Контрольні запитання.....	238
ЛІТЕРАТУРА.....	239
Додаток А. Значення ГДК забруднювальних речовин у повітрі.....	241
Додаток Б. Нормативи збору за забруднення навколишнього середовища.....	246
Додаток В. Значення ГДК забруднювальних речовин у водоймах.....	248
Додаток Г. Значення ГДК забруднювальних речовин у ґрунтах.....	250
Додаток Д. ГДК важких металів у харчових продуктах, мг/кг.....	252

## ВСТУП

В усіх сферах природокористування антропогенні навантаження на навколишнє природне середовище повинні забезпечувати безпеку середовища мешкання людини і не призводити до деградації природних екосистем. Оцінка навколишнього середовища припускає порівняння його стану з визначеними нормами. Як критерії можуть виступати показники природного непорушеного стану природних комплексів або фонові параметри середовища.

Екологічне нормування є етапом стратегії регулювання якості навколишнього природного середовища. Система нормування є інструментом державної політики в області природокористування і охорони навколишнього середовища [1-5].

Під нормуванням антропогенного навантаження на навколишнє середовище розуміється оцінка дії антропогенних факторів на природне середовище (вода, повітря, ґрунт), природні ресурси і здоров'я людей.

Відповідно до природоохоронного законодавства нормування якості навколишнього природного середовища здійснюється з метою встановлення гранично допустимих норм впливу, які забезпечують раціональне використання і відтворення природних ресурсів в умовах стійкого розвитку господарської діяльності.

Дисципліна “Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище” відноситься до професійно-орієнтованих дисциплін, які сприяють формуванню еколого-юридичної культури майбутніх спеціалістів. Нині суспільство й навколишнє середовище слід розглядати як складну соціально-еколого-економічну систему в середині якої повинна бути досягнута рівновага між інтересами виробництва та станом природи.

В основу нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище - покладено екологічне нормування всіх забруднювачів на основі визначення ГДК у різних середовищах, яке ґрунтується на санітарно-гігієнічних нормах.

Виходячи з цього, нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище ставить перед собою наступні основні задачі:

- визначення шкідливих для довкілля видів антропогенної діяльності;
- нормування кількості шкідливих речовин, що викидаються в повітря, ґрунти й води всіма типами забруднювачів;
- постійний контроль шкідливих викидів промислових, військових та сільськогосподарських об'єктів;
- прогнозування екологічного стану довкілля та прийняття відповідних санкцій й рішень щодо порушників законів про охорону природи;

- розрахунок показників шкоди, спричиненої забрудненням чи негативними змінами природного середовища;
- визначення еколого-економічних параметрів природного середовища.

Дисципліна “Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище” базується на знаннях студентів, які одержані при вивченні ряду фундаментальних і спеціальних дисциплін: основи загальної екології, соціальна екологія, економіка природокористування, моніторинг навколишнього середовища, екологічне право.

Після вивчення дисципліни “Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище” студент повинен:

- знати системи управління якістю природного середовища, екологічного нормування антропогенних забруднень, форми і методи оцінок якості природного середовища, екологічні стандарти, методи визначення екологічних навантажень;
- уміти визначити ГДК, ГДН, ГДВ, ГДЕН, користуватися нормативними документами при виконанні екологічних оцінок та експертиз, складати відповідні акти і звіти, приймати участь у вдосконаленні і поновленні екологічних нормативних документів.

Знання з дисципліни “Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище” необхідні студенту спеціальності 6.040106 для вивчення в подальшому таких дисциплін як “Екологічна паспортизація територій і підприємств”, “Природоохоронне інспектування”, “Геоаномальні зони і біота”, “Утилізація та рекуперація відходів”, “Штучні екосистеми” та інших. При вивченні вище названих дисциплін студент має можливість застосувати набуті знання з нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище для вирішення конкретних практичних задач. Навчальний посібник може бути корисним також широкому колу фахівців природоохоронних служб, керівникам підприємств, установ та організацій.

Автори висловлюють особливу подяку за рецензування рукопису і критичні зауваження по покращенню навчального посібника доктору технічних наук, професору кафедри хімії Д. І. Крикливому Вінницького державного педагогічного університету ім. М.Коцюбинського, доктору хімічних наук, професору А. П. Ранському завідувачу кафедри хімії та хімічної технології Вінницького національного технічного університету і доктору медичних наук, професору В. Г. Макацу, директору вінницької філії Державного підприємства Український НДІ медицини транспорту МОЗ України.

Матеріали навчального посібника підготовлені авторами відповідно розділам: В.Г. Петрук (вступ, розд. 1), І.В. Васильківський (розд. 2, 7), В.А. Іщенко (розд. 3, 4), Р.В. Петрук, (розді 5), П.М. Турчик (розд. 6, додатки).



## РОЗДІЛ 1 ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ

Втручання людини в природні процеси в біосфері, маючи на увазі небажані для екосистем антропогенні зміни, можна згрупувати за такими видами забруднень:

- **інгредієнтне забруднення** як сукупність речовин, кількісно чи якісно ворожих природним біогеоценозам (інгредієнт - складова частина складної сполуки або суміші);

- **параметричне забруднення**, пов'язане зі зміною якісних параметрів навколишнього середовища (параметр навколишнього середовища – одна з його властивостей, наприклад, рівень шуму, радіації, освітленості тощо);

- **біоценотичне забруднення**, що полягає у впливі на склад та структуру популяції живих організмів;

- **стаціонально-деструкційне забруднення** (стація – місце існування популяції, деструкція – руйнування) являє собою зміну ландшафтів та екологічних систем в процесі природокористування.

Детальніше ці види забруднень подано на рис. 1.1.



Рис. 1.1 – Класифікація забруднення природного середовища

Вплив шкідливих хімічних, фізичних, біологічних факторів на біоценоз характеризується чотирма рівнями:

I рівень – забруднення природного середовища не викликає змін в біоценозі, тобто:

$$\frac{dP^{зобр}}{dt} < \frac{dP_{самооч}}{dt};$$

II рівень – забруднення природного середовища викликає навантаження на біоценоз в межах його пристосувальних можливостей:

$$\frac{dP^{зобр}}{dt} = \frac{dP_{самооч}}{dt};$$

III рівень – забруднення природного середовища викликає в біоценозі незворотні зміни, його види хворіють, скорочується термін їхнього життя, тобто:

$$\frac{dP^{зобр}}{dt} > \frac{dP_{самооч}}{dt};$$

IV рівень – забруднення природного середовища викликає загибель та зникнення окремих видів біоценозу:

$$\frac{dP^{зобр}}{dt} \gg \frac{dP_{самооч}}{dt}.$$

З метою захисту біоценозу від хімічних, фізичних та біологічних факторів забруднення необхідно встановлювати норми допустимих забруднень. В основі нормування впливу різних негативних факторів на навколишнє природне середовище та організм людини лежать гігієнічні, санітарні, ветеринарні підходи, сутність яких полягає в тому, що на основі експериментів з тваринами встановлюються межі, які протягом всього життя людей не будуть негативно позначатися на стані їх здоров'я [1].

В усіх сферах природокористування антропогенні навантаження на навколишнє природне середовище повинні забезпечувати безпеку середовища мешкання людини і не призводити до деградації природних екосистем.

Оцінка навколишнього середовища припускає порівняння його стану з визначеними нормами. Як критерії можуть виступати показники природного непорушеного стану природних комплексів або фонові параметри середовища. Розробляються екологічні нормативні показники, що характеризують міру можливого впливу людини на природу.

Екологічне нормування є етапом стратегії регулювання якості навколишнього природного середовища. Система нормування є інструментом державної політики в області природокористування і охорони навколишнього середовища [5-7].

### **1.1. Ключові поняття екологічного нормування**

Нижче охарактеризовані основні поняття, які використовуються в галузі екологічного нормування.

*Екологічне нормування* – діяльність з метою встановлення екологічних норм.

*Система екологічного нормування* – сукупність структурних елементів та різних видів забезпечення їх функціонування (нормативно-правового, методичного, інформаційного та ін.), покликаних забезпечити створення та ефективне використання екологічних норм.

*Природоохоронні норми* – це весь комплекс нормативів, регламентів, правил та вимог (санітарно-гігієнічних, екологічних, рибогосподарських, лісгосподарських та ін.), які спрямовані на забезпечення екологічної безпеки населення, охорону навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів.

*Екологічна норма* – 1) обов'язкові межі збереження екологічного благополуччя екосистем та їх компонентів; 2) обмеження рівнів впливу господарської та іншої діяльності, які встановлюються відповідно до природоохоронного законодавства і спрямовані на регулювання питань раціонального природокористування і охорони навколишнього природного середовища (екологічні нормативи, регламенти, правила, вимоги).

*Екологічні нормативи* – це науково обґрунтовані критерії максимально допустимих змін природних властивостей об'єктів нормування та максимально допустимого рівня впливу на навколишнє природне середовище господарської та іншої діяльності.

*Екологічні регламенти* – кількісні та якісні обмеження діяльності людей, які спрямовані на дотримання діючих екологічних нормативів.

*Екологічні правила* – порядок здійснення різних видів діяльності, встановлений з метою дотримання діючих екологічних нормативів та екологічних регламентів.

*Екологічні вимоги* – комплекс положень, умов, виконання яких є необхідним для дотримання екологічних нормативів.

*Система екологічних норм* – сукупність взаємопов'язаних екологічних нормативів, регламентів, правил і вимог, що встановлюють взаємопогоджені вимоги до об'єктів екологічного нормування на підставі загальної мети.

*Норматив екологічної безпеки* – це науково обґрунтовані критерії безпеки та (або) нешкідливості для людини та інших живих організмів факторів навколишнього природного середовища.

Екологічний норматив якості об'єктів навколишнього природного середовища (атмосферне повітря, ґрунти, води та ін.) – це науково обґрунтовані критерії (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні) екологічного благополуччя екосистем.

*Екологічний норматив антропогенного навантаження* – це науково обґрунтовані критерії гранично допустимого впливу антропогенних факторів, який не змінює якості навколишнього природного середовища, або змінює його в допустимих межах та гарантує екологічну безпеку для людини та інших живих організмів.

*Екологічне благополуччя екосистеми* – оптимальні умови існування екосистеми, які забезпечують стабільність її структурних та функціональних характеристик.

*Ресурсогосподарські нормативи* – це науково обґрунтовані критерії раціонального природокористування, спрямовані на досягнення максимального соціально-економічного ефекту господарської діяльності при дотриманні екологічних нормативів охорони природних ресурсів [2-5].

## **1.2. Поняття норми стану екосистеми**

Проблема норми має тривалу історію розвитку. Зародившись в античності, це поняття широко використовується зараз в більшості наукових дисциплін. Особливе місце воно займає в екології, де питання про співвідношення норми – одне з основних. Важливе значення проблема норми набуває при вивченні живих систем надорганізмового рівня, стаючи однією центральних в екології.

Поняття «норма» широко застосовується в багатьох природних суспільних і технічних науках. Найчастіше термін «нормальний» виступає синонімом слів «звичайний», «типовий», «середній», «правильний», «стандартний», «оптимальний», «природний», «ідеальний». В той же час загальноприйняті визначення норми відсутні в більшості конкретних областей знання, немає і загальноприйнятого загальнонаукового тлумачення. Відсутність узагальнюючих робіт з проблеми норми змушує представників різних наук спиратися або на випадкові, малообґрунтовані визначення поняття норми, або розробляти власні визначення. Значною мірою це справедливо і для сучасної екології.

Нерідко відбувається змішування понять «норма» і «норматив». Очевидно, що їх необхідно розділяти: норми відображають реальний стан об'єкту, а норматив – ступінь його пізнання, тобто норматив є відображенням об'єктивної норми, яке може бути і неповним. Норматив (норма) для якого-небудь показника – це найчастіше число; норма стану – це число, що розраховують як функцію із сукупності показників станів системи в безлічі чисел. Кожному стану буде відповідати визначена чисельна величина, набір величин або межі коливань величин. Нормою може бути також крива залежностей між величинами. Відхилення від кривої вважають аномалією.

Аналізуючи використання поняття «норма» в різних науках, можна виділити два основних аспекти розуміння: норма як середнє і норма як оптимальне.

Норма як середнє фіксує зовнішній прояв: очевидно, що нормальних систем повинно бути більше, ніж ненормальних. Звідси випливає, що самі нормальні системи – ті, яких найбільше. Найбільше систем знаходиться в модальному класі розподілу, який характеризує мода – один з видів середніх. Оцінкою моди можуть служити інші середні, наприклад середнє

арифметичне. Середнє – це одне число. Таке жорстке обмеження не може задовольнити дослідників з ряду причин. По-перше, існують похибки вимірювань, які визначають інтервал, в якому лежить справжня величина. По-друге, існує варіювання параметрів систем, обумовлене випадковими причинами. Крім того, незадоволеність жорстким визначенням норми як середнього впливає з наявності у дослідників (нехай навіть у неусвідомленому вигляді) іншого уявлення про норму – як про оптимальний стан, що фіксує внутрішні властивості системи. На противагу розумінню норми організму як середнього існує розуміння норми як зони оптимального функціонування живої системи. Найбільш раціональним визначенням норми живих систем є характеристика її як функціонального оптимуму [Корольков]. Відповідно до цього під нормою розуміється інтервал, в рамках якого кількісні зміни коливань в фізіологічних процесах здатні утримувати основні життєві константи на рівні фізіологічного оптимуму. Тобто під нормою розуміється деякий інтервал варіювання. Формально це виражається так: норма – це «середнє  $\pm$  міра варіювання». Таким чином, визначення норми переходить у вирішення питання про оптимальний стан, яке аж ніяк не є простішим. В якості міри варіювання використовують одне, два, три середньоквадратичних відхилення. Але цей шлях приводить до методологічного глухого кута. Вже інтервал у два середньоквадратичних відхилення охоплює майже всю вибірку (при нормальному розподілі – понад 95%). Але й об'єкти, що залишилися, не обов'язково будуть патологічними. Отже, необхідно ще більше розширити інтервал варіювання. Завершенням цього буде інтервал, що охоплює всю вибірку повністю. Це, безумовно, є взагалі заперечення норми: виходить, що все існуюче є нормальним в силу свого існування. У такій ситуації поняття норми зайве.

Виходом з глухого кута може бути визнання умовності меж норми. Але подібне суб'єктивістське розуміння норми зводить її до допоміжного поняття, яке може бути і зайвим.

Перейдемо до розгляду другого розуміння норми. Тут основне питання – критерії оптимальності. Можна відзначити певний зв'язок між нормою-середнім і нормою-оптимальним. В якості критеріїв оптимального стану організму використовуються його пристосованість (адекватність реагування) до умов середовища, життєздатність, розмножуваність і т. д. Вони застосовуються в практиці токсикологічних експериментів і гігієнічного нормування [4-7].

Найчастіше критерії оптимальності явно не формуються. Вони формуються на основі уявлень про «хороший» або «ідеальний» об'єкт, тобто про таке, яким він повинен бути. Уявлення складаються в більшості випадків під впливом досвіду дослідників, в якому фіксуються найбільш масові стани систем. Саме тому критерії оптимальності здаються «природними і правильними» лише тоді, коли вони задовольняють певним

середнім уявленням про об'єкт. Таким чином, ми в завуальованому вигляді повертаємося до норми-середнього. Коло розривається, коли критерії оптимальності формулюються явним чином. Тільки тоді можливий науковий аналіз поняття норми. Поняття норми і патології набувають смислового навантаження і змісту лише в тому випадку, коли ми називаємо конкретні умови, даємо певну систему відліку, визначаємо вихідні умови, параметри і додаткові норми і патології, точку зору і позиції, з яких розглядаються процеси, що протікають в системі. Таким чином, розгляд норми як оптимального є аксіологічними, воно вимагає опису «хорошого» об'єкту (або «хороших» станів системи). Іншими словами, необхідна оцінка стану або об'єкту в термінах «добре» – «погано». У той же час оцінка завжди повинна мати свого суб'єкта (це може бути група осіб). Це не означає суб'єктивізму у визначенні норми, оскільки оцінка стану повинна виходити з об'єктивних закономірностей функціонування системи і потреб суб'єкту.

Варто відзначити, що норма не обов'язково може задаватися як опис оптимального. Проте в загальному випадку відсутність патології не обов'язково є нормою. Тому, крім норми і патології, запропоновано [3-9] виділяти також аномальний стан.

Розуміння норми як оптимального близьке до філософської категорії міри. Система в стані патології має свою міру, але не являється нормальною. Отже, поняття норми – окремий випадок категорії міри.

Категорію міри в екології конкретизує концепція критичних рівнів розвитку екосистем. Міра екосистеми – це область станів, обмежена критичними точками. Під критичним станом (критичною точкою) розуміється такий стан системи, в якому проходить її якісна перебудова. Під якісним перетворенням системи розуміється процес зміни у складі її елементів або у зв'язках між ними. Інші зміни можуть вважатися кількісними або визнаватися несуттєвими. З цього випливає, що зміна на рівні підсистем може розглядатися як критичний стан, тоді як система більш високого рангу буде зазнавати лише кількісних змін. Даний підхід дозволяє практично реалізувати поняття про норму як міру системи і визначити межі критичного переходу [7-10].

При переході до розгляду систем надорганізмового рівня виникають значні труднощі. На організмовому рівні існує абсолютний показник крайньої патології, що реєструється в більшості випадків достатньо об'єктивно, – загибель організму.

По-іншому складається ситуація в екосистемах. Загибель окремих видів у них не може бути абсолютним критерієм патології. Таким чином, на рівні екосистеми потрібно шукати інші критерії патологічного стану. Можливо, саме відсутність очевидних критеріїв патології на цьому рівні настільки загострило проблему норми в екології.

Розуміння норми як оптимального дозволяє сформулювати наступне найбільш загальне визначення: норма є міра «хорошої» системи. Отже, вирішення проблеми норми пов'язане із вирішенням питання, яка система є «хорошою». Відповідь на нього може бути тільки конкретною. Принципово важливе наступне. З «точки зору» самої екологічної системи будь-який її стан є нормальним. «З точки зору» екосистеми говорити про нормальність чи ненормальності її станів немає змісту. Суб'єктом оцінки може бути тільки людина.

У цьому питанні зустрічається і протилежна точка зору – концепція біоцентризму. Прихильники біоцентризму вважають, що саме антропоцентристський підхід призвів до нинішньої кризової ситуації в галузі природокористування. Наслідком цього є думка про необхідність заміни антропоцентризму іншим підходом, ставлячи в центр «інтереси природи».

По суті будь-яка дія в системі суб'єкт-об'єктних відносин (в даному випадку в системі «суспільство – природа») підставою матиме антропоцентризм (хоча він може бути завуальований біоцентристською термінологією). Причина в тому, що адекватним суб'єктом оцінки може виступати тільки зовнішній спостерігач. Всередині екосистеми знаходиться нескінченне число суб'єктів оцінки. При цьому їх судження про якість системи можуть кардинальним чином відрізнитися. Інтереси якого суб'єкта вважати «інтересами природи»? Тільки явне прийняття антропоцентризму дозволяє предметно вирішити питання про норму екосистем.

Загально визнано, що існуючий стан біосфери можливий лише в досить вузьких межах глобальних параметрів. Необхідність утримання фізичних параметрів біосфери в жорстких межах накладає обмеження на її біологічні параметри: для біосфери існують міра лісистості, міра насиченості живою речовиною і т.д. Але це ніяк не означає, що інженерне розуміння норми повинно бути відкинуто. Інженерне розуміння норми визначає і принцип «варіантності»: для різних ситуацій природокористування та різних цілей норми будуть різні.

Таким чином, загальне вирішення проблеми норми і патології екосистем виглядає так: людина, виходячи зі своїх потреб, формує клас систем, які вона вважає «хорошими», тобто повністю задовольняють її потреби. Для різних цілей хорошими будуть різні системи. Потім визначається міра цього класу, тобто межі кількісних змін параметрів, при яких система залишається в цьому класі (її якість не змінюється). Ця міра і є нормою системи.

Процес формування норми – ітераційний: розуміння її все більше конкретизується з кожним новим кроком при наближенні. Спочатку норма може бути визначена лише в найбільш загальному вигляді і більше про неї нічого не може бути відомо. На першому етапі ітерації клас нормальних станів формується експертами і екологами, які асимілюють як наукові, так

і економічні та естетичні погляди та потреби населення даного регіону. На наступних етапах ітерації відбуваються інструментальні вимірювання, що призводять до звуження класу нормальних станів і суворого опису структури і функціонування «хороших» екосистем. Наступна стадія пов'язана із визначенням меж нормального стану (тобто міри системи), що може здійснюватися при реєстрації змін екосистеми у градієнті навантаження. Якісні зміни починаються тоді, коли відбувається зміна числа елементів системи або зв'язків між елементами.

В принципі поняття норми для екосистеми не має сенсу. Воно виправдано для іншого об'єкту – екосистеми, яку оцінює людина, тобто прямо або побічно залученої в суб'єкт-об'єктні відносини. Тому скрізь, де йдеться про норму екосистеми, мається на увазі екосистема в даному аспекті [7-10].

За способом формування виділяють наступні варіанти норм [7-11]:

1. *Статистична* норма рекомендує як міру нормальності – частоту, з яким даний стан зустрічається в передісторії. Зміст статистичної норми полягає в тому, що фахівці домовилися прийняти деякий період існування системи за еталон її норми. Обґрунтованість статистичної норми впирається в обґрунтованість вибору такого періоду часу, а ранги «добре» – «погано» відповідають рангам «часто» – «рідко», і норма фактично прирівнюється до середнього.

2. *Теоретична*. В якості норми розглядається стан, що виділяється виходячи з теоретичних міркувань. При введенні цільової функції системи нормою буде такий стан, при якому значення цієї функції є екстремальним.

3. *Експертна*. Стан, визначається групою компетентних осіб-експертів. Питання про обґрунтування норми переводиться в площину обґрунтування авторитету експертів. Прикладом можуть бути різні індекси, які широко застосовуються в екології, зокрема, для оцінки стану екосистем і якості води.

4. *Емпірична*. В якості такої виступає так званий контроль при проведенні дослідів з популяціями і спільностями. Вона використовується в практиці біологічного експерименту, коли стан однієї з експериментальних серій з'являється «контрольним» (нормальним), а інших – «дослідним». Очевидно, що тут норма виступає як допоміжне робоче поняття.

За формою подання виділяють *норму-число* і *норму-функцію* [8-10]. У першому випадку норма виражається у вигляді функціоналу, стану системи, який за допомогою якої-небудь оціночної шкали інтерпретується в термінах якості. У другому випадку норма має вигляд певної залежності (наприклад, лінійного зв'язку між рангом виду і логарифмом його чисельності, нормальний розподіл ймовірностей і т.д.).



Хоча поняття норми має медичні корені і пов'язане із протилежним поняттям патології, уявлення про норму екосистем стає необхідним при спробах їх цілісного опису.

Саме поняття «норма» аж ніяк не нове для екології. Було б помилкою вважати, що воно стало використовуватися нещодавно – починаючи з 70-80-х років – у зв'язку з обговоренням прикладних аспектів. В цей час норма лише набуває специфічного («антропогенного») відтінку.

Норма стану екосистеми – поняття більш складне, ніж норма для якої-небудь однієї ознаки (показника). Кількісні підходи до проблеми оцінки норми і патології екосистем включають цілий ряд показників.

У системній екології виділяють два методи досліджень:

1) побудова якомога більш докладних і повних списків змінних – бази числових даних при створенні комп'ютерних моделей та імітації природних екосистем (мікроскопічний підхід);

2) використання деяких цілісних характеристик, що відображають суть (макроскопічний підхід).

На практиці частіше використовують макроскопічний підхід, тому що майже неможливо використовувати всі наявні дані, тому екологи прагнуть скоротити, сконцентрувати весь обсяг інформації і видати її в стисnutій формі. Ведуться пошуки «екологічного термометра» – якого-небудь одного показника, що може досить надійно охарактеризувати стан екосистеми і його зміни. Макроскопічні характеристики поділяють на *дескриптори* (описові характеристики) і *маркери*. Маркери – це індикаторні характеристики, обрані з усього набору як найбільш істотні для визначеної мети роботи. Так, наприклад, у рибництві застосовується показник продукції *вищої* трофічної ланки.

Вибравши аспект опису екосистеми, вирішують, які її характеристики послужать цілям нормування, вибирають математичні засоби опису норми – «хорошого» стану екосистеми – і розробляють критерії оцінки нормального – «хорошого» – і ненормального (патологічного) – «поганого» стану екосистеми [6-7].

У природокористуванні поняття норми стану екосистеми лежить в основі обмежень – меж допустимого впливу на екосистему. Останнє вимагає конкретизації представлень про допустиме навантаження і допустимий вплив на екосистему.

Виділяють два різних поняття: «*допустимі антропогенні впливи*» і «*допустимі антропогенні навантаження*» на природні екосистеми, навколишнє середовище і біосферу.

Будь-яке виникаюче за рахунок якого-небудь впливу навантаження в екологічній системі, здатне вивести її з природного (нормального) стану, визначається як *екологічне навантаження*. Якщо екологічне навантаження не викликає небажаних наслідків, змін в організмах, що живуть на землі, і

в першу чергу в людини, а також не приведе до погіршення (слабкого або істотного) якості природного середовища, його можна вважати допустимим.

Під допустимим антропогенним впливом на навколишнє природне середовище варто розуміти вплив, що складається з окремих однорідних і різнорідних впливів, що не впливає на якість навколишнього середовища або змінює природне середовище в допустимих межах, тобто не руйнує існуючу екосистему і не викликає несприятливих наслідків у найважливіших популяцій, у першу чергу в людини.

Поняття допустимого впливу пов'язане з наступними представленнями:

- про високу і прийнятну якість природного середовища;
- про допустимі і критичні реакції екосистем, інших елементів біосфери на впливи і про стан екосистем в інтервалах, обмежених такими реакціями;
- про допустимі і критичні величини факторів впливу, які відповідають допустимим або критичним станам систем у будь-якій точці, а також усереднених у просторі – для окремого організму, популяції, співтовариства, екосистеми, біосфери в цілому;
- про допустимі коливання якості природного середовища;
- про допустимі і критичні навантаження на організм, популяції, співтовариство, екосистему і біосферу в цілому.

Варто брати до уваги два рівні впливу шкідливих факторів на природні системи:

- *рівень критичного впливу* (починаючи з якого може мати місце загибель або необоротна деградація даної системи, наприклад випадання яких-небудь видів);
- *рівень допустимого впливу*, що істотно відрізняється від критичного. У цьому випадку мова йде про порівняно невеликі зміни якості природного середовища, що не впливають на нормальне функціонування екосистем і окремих популяцій, про оцінку інтенсивності (величини) факторів впливу, що не призводять до значних змін у межах границь, які називаються допустимими.

Для того щоб підтримати стан екологічного благополуччя, необхідно, щоб допустимий вплив відповідав допустимому навантаженню. Отже, потрібно знати кількісні характеристики, тобто величини як антропогенних впливів, так і антропогенних навантажень.

При екологічному нормуванні антропогенних навантажень необхідно враховувати можливості елементів біосфери та екологічних систем. Ця робота включає визначення параметрів бажаної якості навколишнього середовища, допустимих навантажень на біосферу і її елементи та вироблення нормативів по обмеженню антропогенних впливів

(обмеження джерел впливу, обмеження за допомогою раціонального обліку геофізичних характеристик місцевості та ін.).

Норми допустимого впливу, як і інші екологічні норми, не можуть бути єдиними для будь-якого типу екосистем, а також для будь-яких клімато-географічних умов.

Визначення меж допустимого впливу тісно пов'язане з багатьма областями екології, насамперед з екологічним нормуванням, з оцінкою ризику, з екоотоксикологією.

Розробка нормативів допустимих рівнів забруднення навколишнього середовища вимагає знання шляхів поширення, трансформації, можливого накопичення інгредієнта, характеру його взаємодії з біотичною і абіотичною складовими біосфери, співвідношення між концентраціями забруднень різних середовищ і можливих швидкостей надходження цього інгредієнту з різних середовищ в організми тварин і людини – при сталій рівновазі або за її відсутності. Таким чином, для розробки нормативів допустимого впливу необхідно провести комплекс робіт з вивчення характеру і закономірностей поширення, накопичення, деструкції, біоаккумуляції, трофічних перетворень забруднюючих речовин, їх трансформації в екосистемах, переходу з одного середовища в інше в локальному, регіональному і глобальному масштабах [5-10].

### **1.3. Мета екологічного нормування**

Цілі екологічного нормування випливають із загальних стратегічних цілей Державної програми охорони навколишнього природного середовища України, котра розглядає екологічну безпеку як складову частину національної безпеки країни. Згідно з Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища», екологічне нормування повинне проводитися з метою встановлення обов'язкових нормативів, правил, регламентів, вимог до охорони навколишнього природного середовища, використання природних ресурсів і забезпечення екологічної безпеки. Екологічному нормуванню підлягають як стан природних об'єктів, їх компонентів та природних ресурсів, так і характер їх використання, а також вплив на них антропогенних джерел. На відміну від санітарно-гігієнічного нормування, біологічним об'єктом якого є організм, екологічне нормування передбачає розгляд надорганізмового рівня організації живого – популяцій, сукупностей, різних рангів екосистем до біосфери в цілому. Екологічні норми мусять бути орієнтовані на вирішення трьох основних завдань:

- забезпечення екологічного благополуччя екосистем, в тому числі збереження генофонду та умов його існування;
- збереження середовища, тобто збереження природними об'єктами умов відтворення життєвого середовища, сприятливого для людини та всього живого;

- збереження природних ресурсів за кількісними і якісними параметрами та, по можливості, їх відновлення.

Система екологічних норм повинна забезпечити нормативну основу досягнення балансу між рівнями шкідливого впливу на довкілля і його спроможностями на відновлення.

Найбільш пріоритетним завданням у галузі екологічного нормування в наш час є виявлення та нормування тих видів антропогенних навантажень, які в першу чергу можуть привести до подальшого загострення екологічної ситуації в країні, її регіонах, зонах екологічного лиха та відбитися на стані здоров'я людей.

Другим за терміновістю завданням, враховуючи нові товарно-ринкові відносини, кризові явища у функціонуванні господарства та децентралізовану систему управління в країні, є виявлення тих можливих видів антропогенного впливу, які можуть виникнути в нових умовах, породити нову динаміку та викликати нові територіальні зрушення навантажень, з тим щоб забезпечити необхідні превентивні заходи щодо їх регламентації.

Враховуючи сучасне соціально-економічне становище в Україні, задачі в галузі екологічного нормування на найближчий період можуть бути сформульовані таким чином:

1. Розробити цільову державну програму по екологічному нормуванню, в якій визначити, обґрунтувати та затвердити пріоритетні напрямки цієї діяльності.

2. Здійснити інвентаризацію існуючої нормативної бази у галузі охорони навколишнього природного середовища та раціонального використання природних ресурсів (ОНПСРВПР). Визначити відповідність діючих нормативних документів законодавчим актам України. Виконати необхідний комплекс робіт, пов'язаний з їх коригуванням.

3. Оцінити можливість використання закордонних нормативних документів у природоохоронній практиці України та підготувати перелік норм, придатних для цього.

4. Вирішити організаційні питання щодо створення державної системи екологічного нормування.

5. Забезпечити науково-методичну та матеріально-технічну основу робіт, які пов'язані з розробленням екологічних нормативів.

6. Розробити та впровадити в практичну діяльність екологічні нормативи, для котрих можуть бути швидко підготовлені матеріали, необхідні для їх обґрунтування та затвердження.

#### **1.4. Наукові основи екологічного нормування**

Науково-теоретичні основи екологічного нормування, згідно з результатами досліджень вітчизняних та закордонних фахівців, можна подати як сукупність ряду загальних, екологічних та географічних

підходів, принципів та методів. Виходячи з концепції В. І. Вернадського про планетарну роль живої речовини та глобальної стратегії забезпечення сталого розвитку суспільства, методологія екологічного нормування повинна базуватися на ноосферних принципах, які можуть бути сформульовані таким чином:

1. Збереження функціонально-компонентної структури біосфери Землі.
2. Стабілізація сукупної маси виробничих сил та підвищення ефективності використання ресурсів, які споживаються.
3. Відповідність спеціалізації та складу природокористування ландшафтно-зональній організованості природи.
4. Відповідність екологічних навантажень екологічній ємкості екосистем та біосфери в цілому.

Інші загальні принципи формуються на базі таких аспектів: соціально-економічного (врахування потреб та реальних можливостей суспільства), технологічного (орієнтація на можливості досягнення норм), антропоєкологічного (пріоритетне забезпечення сприятливого для людини середовища), історико-динамічного (врахування ретроспективи та динаміки змін екосистем), організаційно-керівного (роль норм в управлінні природокористуванням, в територіальному плануванні), філософського та загальнонаукового (розгляд норм як складного системного утворення, використання загальнонаукових підходів: системного, комплексного та ін.), інформаційного (забезпечення вірогідності використовуваних експериментальних матеріалів).

При екологічному нормуванні необхідно також керуватися географічним підходом, який передбачає всебічний аналіз взаємозв'язків всіх компонентів ландшафтних комплексів у цілому, врахування їх генезису та властивостей, закономірностей формування та змін під впливом природних та антропогенних факторів. В межах географічного підходу особливо варто виділити басейново-ландшафтний принцип розробки екологічних нормативів.

Басейново-ландшафтний принцип передбачає необхідність врахування в процесі нормування просторової організації басейново-ландшафтних систем, термінової організації, типологічного різноманіття та одночасно індивідуальної унікальності, наявності ланцюгових реакцій у відповіді екосистем на антропогенний вплив та ряд інших. Вказаний підхід дозволяє використовувати при екологічному нормуванні як інтегральні показники стану природного середовища кількісні та якісні показники річкового стоку, які характеризують природно-господарчі умови басейново-ландшафтних систем.

Розроблення екологічних норм має здійснюватися з урахуванням загальноекологічних законів, принципів та правил. Зокрема при екологічному нормуванні повинні прийматися до уваги: закон внутрішньої

динамічної рівноваги, закон мінімуму Ю. Лібіха, правила одного та десятих відсотків, принцип Ле-Шательє–Брауна та ін.

Базуючись на розглянутих підходах, до числа основних принципів, якими варто керуватися при екологічному нормуванні, можуть бути віднесені:

- принцип надійності – екологічні нормативи повинні бути науково обґрунтованими, максимально об'єктивними, легко контролюватися;

- принцип ієрархічності – екологічні норми повинні розроблятися для екосистем різних ієрархічних рівнів та для різних рівнів управління природокористуванням (місцевого, регіонального, національного, глобального);

- принцип диференціації та інтеграції – екологічні нормативи повинні розроблятися диференційовано для різних типів екосистем, різних регіонів, ситуацій, з урахуванням зонування території, для різних термінових періодів та ін.; у той же час повинні бути розроблені й інтегральні нормативи, наприклад, міжсередовищні екологічні норми;

- принцип реалістичності – поточні екологічні нормативи мають бути такими, щоб їх можливо було досягти (стимулом для розвитку техніки та технологій повинні бути перспективні екологічні нормативи);

- принцип оптимальності – орієнтація на досягнення максимального соціально-екологічного ефекту від впровадження екологічних норм при мінімізації економічних витрат;

- принцип «слабкої ланки» – екологічні норми повинні розроблятися з урахуванням найбільш вразливих компонентів, зв'язків у системі або самих систем;

- принцип цілі – пріоритет врахування довгострокових наслідків для суспільства та природи в цілому над короткостроковими економічними інтересами окремих природокористувачів, регіональних інтересів над локальними;

- принцип компромісу між поколіннями;

- принцип ненульового (прийняттого) ризику і принцип зменшення питомого ризику та деякі інші принципи.

При екологічному нормуванні можуть також бути враховані деякі підходи з арсеналу санітарно гігієнічного нормування, зокрема:

- врахування виявленості та режиму антропогенного впливу;

- використання найбільш інформативних тест-об'єктів та тест-реакцій;

- використання трьох порогових рівнів виявленості факторів впливу: поріг виявлення адаптаційних реакцій (допустима величина навантаження); поріг реакції компенсації (гранично допустима величина, межа витривалості, за якою відбуваються якісні зміни); поріг деградаційних реакцій (неприпустима величина, перебільшення якої веде до руйнування системи).

Науково-теоретичною та методологічною основою екологічного нормування повинна стати загальна теорія соціальної екології – міждисциплінарного наукового напрямку, що розвивається на межі ряду суспільних та природних наук, та екологічна токсикологія.

За останні роки, як в Україні, так і за кордоном, виконана значна кількість досліджень, присвячених розробці різних критеріїв оцінки природних та природно-антропогенних екосистем. З позиції охорони навколишнього природного середовища найбільше значення серед динамічних характеристик екосистем має їх стійкість, толерантність та неідентичність. В ролі критерію екологічного благополуччя природно-територіальних комплексів при оцінюванні та регламентації їх стану можуть бути використані такі ознаки як: збереження природної родючості ґрунтів, забезпечення високої якості води в гирлах рік, збереження природного балансу між киснем та діоксидом вуглецю, підтримання проективного покриття території наземною рослинністю та ряд інших. Критерії оцінки впливу господарської діяльності на навколишнє природне середовище чисельні та різноманітні. Виділяють критерії оцінки антропогенного впливу на національному, регіональному та місцевому рівнях. Запропоновано підрозділяти їх на тематичні (врахування характеру та сили впливу, ботанічні, зоологічні, ґрунтові та ін.), просторові (врахування площі впливу), динамічні (врахування швидкості збільшення впливу) та інтегральні (врахування соціально-екологічної, біосферно-екологічної та ресурсно-екологічної значущості змін, що спостерігаються в системах). При визначенні допустимого антропогенного навантаження необхідно за основу брати ретроспективні дані та значення стану тих районів біосфери, які в наш час є фоновими, тобто такими, що не підпадають під локальні впливи. Для формування в цілісному вигляді єдиної системи екологічних критеріїв оцінки впливу господарчої діяльності, а також підвищення екологічної обґрунтованості господарчих рішень, необхідно створити в країні державний кадастр стану великих природних територіальних комплексів з виділенням кадастру особливо цінних, рідкісних та особливо чутливих екосистем. Потрібно також розробити методикку еколого-географічного районування території країни за рівнем екологічного ризику та методикку ранжування основних джерел антропогенного впливу на природно-територіальні комплекси [2, 12].

### **1.5. Методичні основи екологічного нормування**

Розробка методичного забезпечення системи екологічного нормування – одне з найбільш складних завдань у галузі регламентації екологічного стану природних екосистем та рівня антропогенного навантаження на них. Особливості біологічних систем надорганізмового рангу не дозволяють перенести методичні підходи, які використовуються при розробці санітарно-гігієнічних нормативів (за виключенням деяких

методичних заходів), у практику екологічного нормування. Це обумовило необхідність розробки самостійної методичної основи даного виду діяльності. На теперішній час запропоновано різні методичні підходи до визначення екологічних нормативів. До їх числа можуть бути віднесені:

- проведення експериментів в лабораторних та натурних умовах на спеціальних спорудах – мікрокосмах;
- проведення досліджень на ізольованих ділянках природних екосистем;
- виконання робіт на експериментальних еталонних полігонах;
- проведення стаціонарних ландшафтних геохімічних та геофізичних досліджень;
- використання теоретичних та розрахунково-аналітичних методів;
- використання методів математичного моделювання;
- використання експертних процедур;
- узагальнення даних, які здобуті в процесі спостереження за станом екосистем: в умовах надзвичайних ситуацій, у зонах екологічного лиха, з екстремально високим рівнем антропогенного навантаження та виявленими деградаційними процесами, а також за етапами відновлення порушених екосистем;
- використання результатів глобального, фонового та імпаکتного моніторингу.

Кожний з наведених підходів має свої переваги і свої недоліки. Вибір того чи іншого підходу залежить від поставлених завдань та об'єкта досліджень.

В останні роки виконано великий обсяг робіт з методичного забезпечення екологічного нормування антропогенних навантажень на різні компоненти природного середовища: воду, ґрунти, лісові масиви та ландшафти в цілому. Запропонована узагальнена багатофакторна модель екологічного нормування, методика нормування структури ландшафту, методика нормування газопилових навантажень на геосистеми локальних зон забруднення, методика нормування автотранспортних навантажень на компоненти ландшафту та ряд інших. В той же час слід зауважити, що дослідження в даній галузі поки носять фрагментарний характер.

В практиці екологічного нормування особливе значення повинні мати методи біоіндикації та біотестування, тому що екологічні нормативи мають бути орієнтовані не стільки на рівень забруднення середовища під впливом антропогенного навантаження, скільки на реакцію на нього біологічних систем.

Методичні аспекти проблеми визначення еколого-технічних регламентів та екологічних вимог до технологій на наш час розроблені в Україні надзвичайно слабо. Необхідно істотно посилити увагу до вказаних питань, передбачивши ширше використання в даній галузі закордонного досвіду, зокрема, США, Японії, Німеччини та ін. Необхідно, щоб методи



екологічного нормування були стандартизовані, мали необхідні метрологічні характеристики та являли собою єдину цілісну систему [2].

### 1.6. Структура комплексу екологічних норм

Система екологічних норм побудована за ієрархічним принципом і включає три головних блоки:

- 1) еколого-технічні та еколого-технологічні норми;
- 2) природоохоронні норми;
- 3) еколого-економічні та соціально-екологічні норми (рис. 1.2).

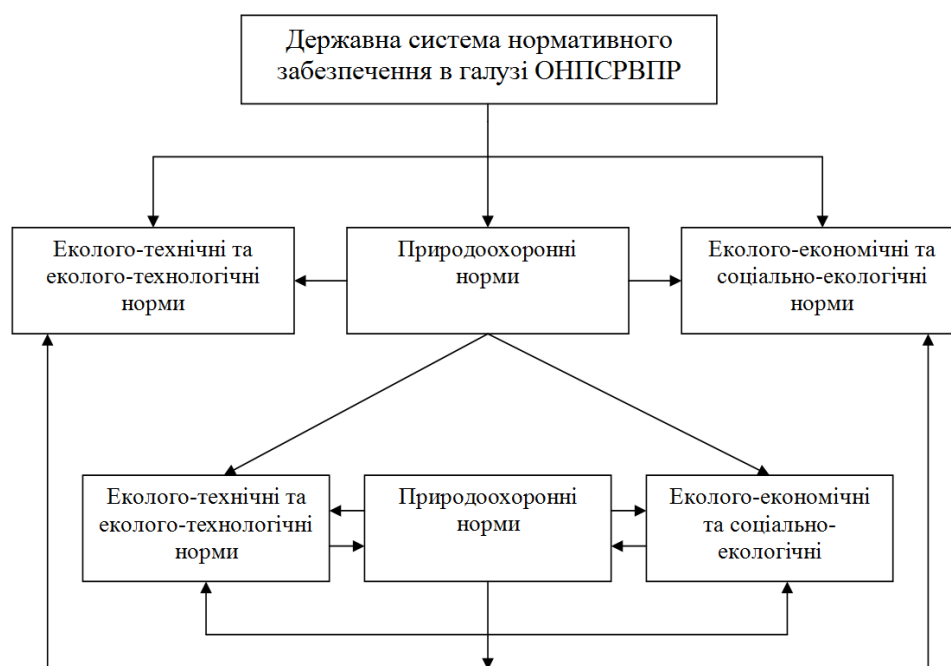


Рисунок 1.2 – Структурна схема державної системи і нормативного забезпечення в галузі ОНПСРВПР

Еколого-технічні та еколого-технологічні норми – обмеження на використання техніки, технологій та матеріалів у різних галузях господарства, наприклад, регламентація з екологічних позицій технології виробництва певного виду продукції, регламентація технології очистки стічних вод та ін.

Еколого-економічні та соціально-екологічні норми – це нормативи, правила, вимоги до управління у галузі ОНПСРВПР, спрямовані на екологізацію природокористування. Наприклад, до цих норм можуть бути віднесені: нормативи плати і розміри платежів за використання природних ресурсів з урахуванням їх екологічної та соціальної цінності, нормативи плати і розміри платежів за викиди і скиди забруднюючих речовин, нормативи розташування відходів з урахуванням їх екологічної небезпеки, нормативи компенсаційних витрат по зниженню екологічної шкоди,

правила участі громадськості у проведенні екологічної експертизи природоохоронних норм, обов'язкові вимоги до укладення угод у галузі ОНПСРВПР (міждержавних, регіональних, обласних та ін.), правила врахування природоохоронної діяльності (при наданні кредитів, затвердженні планів розвитку, призначенні податкових пільг та ін.), правила стимулювання за виконання екологічних нормативів, правил та вимог і санкції за їх порушення та ін.

Комплекс природоохоронних норм може бути розподілений на три групи: нормативи і правила екологічної безпеки, екологічні норми (ЕН), ресурсогосподарські нормативи і правила (рис. 1.3).

В основі сучасного законодавства різних країн, у тому числі України, що регулює антропогенні навантаження на навколишнє природне середовище та забезпечує безпеку середовища для людини, лежить система нормування рівнів концентрацій забруднюючих речовин з використанням стандартів допустимих концентрацій:

- гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих речовин у атмосферному повітрі, у поверхневих та підземних водах, ґрунтах, біооб'єктах та ін.;

- максимально допустимих рівнів (МДР);

- гранично допустимих рівнів (ГДР) акустичного, електромагнітного, іонізуючого (РНБ) та іншого шкідливого фізичного та біологічного впливів;

- орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ);

- допустимих залишкових кількостей (ДЗК) та ін.

В нашій країні найбільш апробованою для характеристики забруднення навколишнього природного середовища є система ГДК забруднюючих речовин. Нормативні показники визначаються виходячи з вимог *екологічної безпеки населення*, а регламентація полягає у встановленні так званих санітарно-гігієнічних нормативів змісту шкідливих речовин у повітрі, воді, ґрунті, сільськогосподарських продуктах, продуктах харчування, матеріалах.

Однак у всіх країнах темпи розробок ГДК не встигають за темпами появи нових речовин. Варто також додати, що розробка ГДК однієї речовини займає 3-5 років і обходиться від 300 до 600 тис. доларів [7-12].

Нормативи екологічної безпеки також включають розраховані на основі ГДК гранично допустимі викиди (ГДВ) та тимчасово погоджені викиди (ТПВ) забруднювальних речовин у атмосферне повітря, гранично допустимі скиди (ГДС) та тимчасово погоджені скиди (ТПС) забруднювальних речовин у водні об'єкти. Прикладом вказаних нормативів можуть бути: нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря, нормативи екологічної безпеки водокористування та ін.

До екологічних норм можуть бути віднесені: екологічні нормативи якості екосистем різних рангів; екологічні нормативи та правила охорони

природних ресурсів; екологічні нормативи антропогенного навантаження. Саме ця група норм є центральною у системі природоохоронних норм. Вона повинна стати провідною і в усій системі нормативного забезпечення у галузі ОНПСРВПР.



Рисунок 1.3 – Класифікація природоохоронних норм

В групу ресурсогосподарських нормативів та правил входять: нормативи використання природних ресурсів (враховуючи простір); нормативи споживання природних ресурсів як сировини виробничого призначення, питомі нормативи утворення відходів (на одиницю продукції, технологічного обладнання, використаного ресурсу та ін.); нормативи використання вторинних ресурсів; нормативи утилізації відходів виробництва та ін. До групи ресурсогосподарських нормативів відносяться, наприклад, нормативи граничного утворення забруднювальних речовин, які викидаються в атмосферне повітря при експлуатації технологічного та іншого обладнання, споруд та об'єктів; галузеві технологічні нормативи утворення речовин, що скидаються у водні об'єкти, тобто нормативи гранично допустимих концентрацій речовин у стічних водах, які утворюються в процесі виробництва одного виду продукції при використанні однієї й тієї ж сировини та ін.

Нормативи використання природних ресурсів можуть бути розподілені на дві великі групи: регіональні поресурсні нормативи та галузеві поресурсні нормативи. Регіональні поресурсні нормативи раціонального природокористування мають визначити максимально допустимі значення споживання тих чи інших природних ресурсів у природно обумовлених межах природно-територіальних комплексів (ПТК)

без загрози викликати безповоротні зміни у навколишньому природному середовищі. Галузеві поресурсні нормативи обмежують вплив на довкілля через нормування кількості витрачених ресурсів та кількості відходів виробництва: газоподібних, рідких, твердих – на одиницю виробленої продукції, одиницю використаної енергії та ін. Прикладом регіональних поресурсних нормативів можуть бути нормативи водоспоживання для зрошення сільськогосподарських культур у різних природних зонах, а галузевих – поточні технологічні нормативи використання води (для існуючого рівня технології) та перспективні технологічні нормативи використання води (з урахуванням досягнень на рівні передових світових технологій).

Екологічні норми якісного стану екосистем включають: нормативи збереження видового та ландшафтного різноманіття; нормативи забезпечення стійкості загального екологічного балансу; гранично допустимі зміни структурно-функціональних показників екосистем; нормативи збереження генофонду; вимоги до збереження унікальних природних об'єктів, ландшафтів, природно-територіальних комплексів; правила вилучення зон екологічного лиха, правила відновлення якісного стану екосистем та ін. (рисунк 1.4).

До нормативів даної групи відносяться, наприклад, екологічні нормативи якості води водних об'єктів, екологічні нормативи якості атмосферного повітря та ін.

До групи екологічних нормативів та правил охорони природних ресурсів належать: гранично допустимі рівні регулювання природних процесів (наприклад, норми регулювання річкового стоку, норми регулювання чисельності диких тварин), правила охорони умов відтворення природних ресурсів (наприклад правила охорони місць нересту та нагулу іхтіофауни), нормативи охорони природно-ресурсного потенціалу регіону (наприклад, нормативи масштабів осушення боліт, нормативи допустимого рівня втрати ґрунту та ін.).



Рисунок 1.4 – Класифікація екологічних норм якісного стану екосистем

Екологічні нормативи антропогенного навантаження (на підставі екологічних норм – ЕН): допустимі рівні навантаження на одиницю території, нормативи розміщення відходів, гранично допустимі викиди (скиди) за одиницю часу, сумарні гранично допустимі екологічні навантаження – ГДЕН, гранично допустимі рівні біологічного та фізичного впливу (на підставі ЕН), нормативи на інфраструктуру території (рисунок 1.5). До вказаної групи належать, зокрема, нормативи гранично допустимого скидів забруднювальних речовин, які встановлюються з метою досягнення екологічних нормативів якості води водних об'єктів; нормативи гранично допустимих викидів забруднювальних речовин у атмосферне повітря стаціонарними та пересувними джерелами, які встановлюються з метою збереження екологічного благополуччя наземних екосистем; норми викиду  $SO_2$  та  $NO_x$  на одиницю площі від усіх джерел певного типу антропогенного впливу в регіоні (районі, місті, квадраті 150 x 150 км); норми викиду хлорфторвуглеводнів, які руйнують озоновий шар, згідно з Монреальським протоколом (1987 р); екологічні норми експлуатації території (співвідношення відсотка площі промислових зон, транспортної мережі, забудовлі, лісів та ін.).



Рисунок 1.5 – Класифікація екологічних норм антропогенного навантаження

Варто зазначити, що перехід від ГДВ та ГДС до гранично допустимих екологічних навантажень (ГДЕН) має відбуватися поступово, у міру розробки та затвердження екологічних нормативів.

Екологічні нормативи можуть бути індивідуальними (для конкретних та унікальних об'єктів, ситуацій) і типовими; для сучасного стану, перспективними і потенційно можливими (з урахуванням новітніх технологій), відносно стабільними (тривалими) і оперативними (для ситуацій, що змінюються). Вони можуть бути диференційовані за цілями, за припустимими наслідками, за припустимими змінами природних комплексів або компонентів у якісному та кількісному відношенні та ін.

Окрему групу нормативів мають складати екологічні нормативи для зон надзвичайної екологічної ситуації, зон екологічного лиха та природних територій і об'єктів, що підлягають особливій охороні.

Поряд з екологічними нормативами мають розроблятися екологічні регламенти у вигляді різних умов, вимог, підзаконних актів, які обмежують антропогенний вплив на навколишнє природне середовище.

Система екологічних норм має охоплювати всю сукупність факторів екологічного ризику, який пов'язаний з розміщенням, проектуванням, будівництвом, реконструкцією, експлуатацією господарських об'єктів та комплексів, з розробкою та використанням нової техніки, технологій та матеріалів, з формуванням житлових та рекреаційних зон та ін. Нормативне забезпечення має бути передбачено для усіх видів і стадій господарської діяльності, що не тільки безпосередньо, але і опосередковано впливають на стан навколишнього природного середовища та безпеку населення (від проектних нормативних документів до сертифікації виробленої продукції). Особлива увага має приділятися нормативному забезпеченню екологічної експертизи та екологічного моніторингу, а також правилам поводження з екологічно небезпечними речовинами за принципом «від колиски до могили».

Для формування плану розробки екологічних нормативів та правил повинна бути розроблена детальна класифікаційна схема всього комплексу екологічних норм. Усі блоки та групи нормативної бази охорони навколишнього природного середовища та раціонального використання природних ресурсів мають розроблятися паралельно. Найбільшу увагу необхідно приділяти у найближчі роки розробці комплексу екологічних вимог у галузі техніки і технологій та визначенню припустимих значень антропогенних навантажень на екосистеми. При встановленні черговості розроблення вказаних нормативів необхідно використовувати критерії екологічної безпеки окремих речовин, природних і техногенних сумішей, різних підприємств, а також критерії оцінки природної схильності до деградації різних типів екосистем. Крім того, необхідно враховувати господарське, природно-історичне та естетичне значення природних об'єктів.

У природоохоронній практиці України має бути передбачено використання таких категорій екологічних норм: міждержавних, державних, міжрегіональних, регіональних, міжгалузевих, галузевих, підприємств, природних об'єктів.

Окрім розробки нових нормативних документів має здійснюватися робота по екологізації на базі екологічних норм документів, які діють у теперішній час у галузі управління економічним розвитком держави, формування інвестиційної політики, інформаційного забезпечення, планування використання природних ресурсів та ін., а також робота по використанню у природоохоронній практиці України міжнародних

екологічних нормативів. Особливу групу в системі екологічних нормативів повинні складати закордонні, в тому числі міжнародні нормативи, котрі прийняті до використання у природоохоронній практиці України.

### 1.7. Критерії норми

Щоб перевести загальне визначення норми на мову конкретних екологічних досліджень, треба вказати ознаки, при яких екосистема нормальна, або ознаки «хорошої» екосистеми.

Питання про критерії нормальності стану та функціонування екосистем дуже важливе для екологічного нормування, оскільки воно дуже тісно пов'язане із вибором параметрів опису біоти. Найчастіше підстави для введення критеріїв досить довільні – автори пропонують їх як формалізацію інтуїтивного розуміння питання. При всій суб'єктивності незалежної оцінки різних авторів, вони можуть бути використані як своєрідна вибірка експертних оцінок. При цьому чим більше число експертів, тим ближчим є кінцевий результат до істинного. Розглянемо критерії нормальності. У [11-17] наведено перелік характерних характеристик екосистем, на екстремізацію яких направлено функціонування системи. В нормальній (тобто «хорошій») екосистемі ці параметри досягають екстремуму (максимуму або мінімуму). Це такі характеристики:

- 1) біомаса, вироблена популяцією, на одиницю поглинутої енергії;
- 2) загальна біомаса популяції;
- 3) загальна чисельність популяції – показник експансії розмноження популяції;
- 4) сумарний потік енергії через екосистему;
- 5) швидкість протікання енергії через екосистему;
- 6) величина субстратного ресурсу, який використовується популяцією;
- 7) продуктивність;
- 8) питома швидкість росту продукції;
- 9) енергія, що йде на репродукцію;
- 10) репродуктивний потенціал;
- 11) біомаса потомства особини;
- 12) пристосованість особин як функція їх коефіцієнтів розмноження;
- 13) дарвінівська пристосованість видів;
- 14) аналог фізичної дії для біологічних систем;
- 15) щільність екологічних ніш в екосистемі;
- 16) аналог добутку термодинамічної ентропії на температуру;
- 17) ентропія видової структури популяції (видове багатство).

Не всі запропоновані характеристики можуть бути використані в конкретних роботах, так як для деяких з них відсутні конструктивні шляхи вимірювання (наприклад пристосованості, ентропії та ін.) В рамках

обговорення проблеми норми екосистем у [8-13] висувають 5 ознак «хорошого» біогеоценозу:

1. Біомаса всіх основних ланок трофічних ланцюгів велика і без різкого переважання фітомаси над зоомасою, що повинно забезпечити синтез максимальної кількості кисню, максимальне зв'язування вуглекислого газу, максимальний запас енергії сонячного випромінювання в біокосних середовищах і синтез великої кількості продуктів рослинного і тваринного походження для задоволення потреб населення.

2. Великій біомасі відповідає велика продуктивність. Це створює передумови для швидкої компенсації можливих втрат біомаси на окремих трофічних рівнях в результаті випадкових або закономірних зовнішніх впливів.

3. Структура системи в цілому і різноманітність окремих трофічних рівнів забезпечують високу стабільність біогеоценозу в широкому діапазоні зовнішніх умов. Підтримка біогеоценозу в стані динамічної рівноваги забезпечує стан гомеостазу неживих складових біогеоценозу, в тому числі гідрологічного режиму території та газового складу атмосфери.

4. Обмін речовини та енергії протікає з великою швидкістю. Процеси редукції забезпечують залучення в біогеоценотичний кругообіг всієї продукованої біогеоценозом біомаси протягом небагатьох річних циклів, що обумовлює і максимальну швидкість самоочищення.

5. Здатність до швидкої адаптивної перебудови при векторизованій зміні зовнішнього середовища.

Аналіз запропонованих підходів дозволяє виділити три основні ознаки, які найчастіше фігурують у якості критеріїв «хорошої» якості екосистеми:

- 1) велика продуктивність та продукція;
- 2) різноманітна продукція необхідної якості;
- 3) висока стійкість екосистеми до існуючих і потенційних збурень.

Ці загальні («первинні») ознаки при конкретизації можуть породжувати окремі («вторинні»). Найбільшою мірою це стосується стійкості екосистеми. Прямі її вимірювання, як правило, не реалізовані на практиці, хоча такі спроби і робляться. Тому стійкість замінюється «індикаторами» – ознаками, при яких система зазвичай стійка. Це, наприклад, велика потужність ґрунтових горизонтів, хороша диференціація трофічної і таксономічної структури, велика швидкість деструкційних процесів і т. д. Фактично будь-яка важлива ознака, що характеризує природну екосистему, може розглядатися як індикатор стійкості.

Таким чином, нормальна («хороша») екосистема – це екосистема з максимальною і різноманітною продукцією (задовольняє економічні та естетичні потреби людини), існуюча необмежено довго в мінливому середовищі [10--15].



Істотні недоліки традиційних ГДК послужили поштовхом до пошуку еколого-гігієнічних і комплексних (інтегральних) критеріїв, що дозволяють адекватно оцінювати стан середовища, біоти і фактор ризику (наприклад, генетичного), що є найважливішим елементом екологічної експертизи.

З одного боку, такі критерії виключають елемент штучності, що властивий ГДК, тому що вона переносить норму з «середнього» досвідченого тест-організму на «середню» людину, тобто не враховує генетичні та індивідуальні особливості людської популяції. З іншого боку, еколого-гігієнічний підхід до нормування якості середовища дозволяє об'єднати екологічний і гігієнічний принципи, при використанні яких окремо, вони неминуче вступають у протиріччя, а взяті разом – ефективно доповнюють один одного, з огляду на їх основні задачі:

- задача екологічного нормування – захистити біосферу та її складові; при такому підході одиничні втрати особин у популяції не приймаються до уваги (якщо подібне допустиме для екосистеми і біосфери в цілому, то у відношенні популяції людини абсолютно недопустиме);

- задача санітарно-гігієнічного нормування забезпечити здоров'я людини, що не гарантує захист екосистем і біосфери в цілому антропогенного впливу.

В Україні в різні роки починалися спроби створення системи комплексної екологічної оцінки (класифікації) якості прісних вод, однак вони виявились досить громіздкими, тому що включають безліч показників.

Екологічні критерії (ЕК) розглядаються як міра антропогенного впливу на екосистеми і ландшафти, при якому їх основні функціонально-структурні характеристики (продуктивність, інтенсивність біотичного кругообігу, видове різноманіття, стійкість та ін.) не виходять за межі природних вимірів. Виділяються дві основні групи ЕК – *покомпонентні і комплексні*.

До *першої групи* відносяться індикатори стану повітря, вод, ґрунтів, біогеоценотичного покриву в цілому. Особливе місце в цьому ряді займають біоіндикатори, по яких можна судити про стан навколишнього середовища. В якості ЕК виступають життєвість і продуктивність виду, видове різноманіття, присутність або відсутність характерних видів та ін. За їх коливанням можна з великою вірогідністю встановити зміну природних комплексів під впливом природних і антропогенних факторів.

До *другої групи* ЕК відносяться сумарні (інтегральні) показники, які характеризують природні системи в цілому. Вони можуть бути отримані на основі інтеграції покомпонентних нормативів або шляхом визначення інтегральних індикаторів. Один із способів одержання сумарного індикатора ( $X_S$ ) представляє розрахунок за формулою

$$X_s = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \cdot k_i, \quad (1.1)$$

де  $n$  – число покомпонентних нормативів,  $x_i$  – норматив стану компоненту (у відносних величинах);  $k_i$  – ваговий коефіцієнт нормативу (тобто його частка).

Пошук інтегральних показників стану навколишнього середовища складна і ще не вирішена задача. До їх числа можна віднести: інтенсивність біотичного кругообігу, яка визначається як відношення маси щорічної біологічної продукції до загальної маси; природну здатність до самоочищення, яка зумовлена швидкістю біотичного кругообігу; енергетико-речовинний баланс природних систем та ін.

Важливим показником стану середовища є здоров'я населення: динаміка дитячої смертності, вроджені аномалії розвитку немовлят, захворюваність дітей і дорослих та ін.

### **1.8. Параметри екосистем, які підлягають реєстрації під час екологічного нормування**

Питання про критерії вибору параметрів опису екосистем зазвичай не порушується в різних програмах екологічного моніторингу, вивчення біогеоценозів і т.д. Наприклад, існуючі програми біогеоценологічних досліджень по суті складаються з багатьох окремих програм, не пов'язаних в єдине ціле. Неможливо уявити, як можна вмістити всі ці дослідження на території одного біогеоценозу. В результаті, у конкретних дослідженнях параметри опису зазвичай вибираються довільно (виходячи з традицій, технічних можливостей і т. д.). Очевидно, що даний підхід – не найоптимальніший.

Схема вибору параметрів складається з двох етапів. На першому – стратегічному – виходячи з мети дослідження будується модель процесу і визначаються параметричні характеристики, необхідні для побудови цієї моделі. На другому – тактичному – визначають найбільш раціональні способи отримання необхідних параметричних характеристик, для чого проводиться відбір оптимальних параметрів. Пропонується кілька принципів вибору:

1. Принцип цілісності; для інтегральних характеристик необхідно шукати способи їх цілісної оцінки, а не отримувати останні шляхом підсумовування.

2. Перевагу необхідно віддавати тим параметрами, вимірювання яких не передбачає руйнування об'єктів.

3. Характерний час зміни параметрів має співпадати з характерним часом процесів.

4. Параметр повинен бути жорстко функціонально пов'язаний з процесом, який характеризується.

5. Принцип функціонально-ізометричний: «масштаб» параметру повинен відповідати «масштабу» процесу (наприклад, для оцінки дії фітофагів, що ушкоджують точки росту рослин, параметром повинна служити їх чисельність, а не біомаса).

У [10, 11] висуваються наступні вимоги до змінних. Параметр повинен:

- 1) відноситися до процесів з гомеостатичним механізмом регулювання;
- 2) неспецифічно реагувати на різні чинники;
- 3) мати реакцію, яка істотно перевищує природний фон;
- 4) володіти мінімальним часом формування реакції;
- 5) тривало фіксувати реакцію і не потребувати тривалого часу для його вимірювання;
- 6) нескладно і недорого вимірюватися.

За [10-12] параметри повинні:

- 1) відноситися до процесів з гомеостатичним механізмом регуляції;
- 2) мати неспецифічну реакцію;
- 3) бути інтегральними характеристиками.

Як видно, критерії, які пропонуються різними авторами, істотно перетинаються. У той же час вони в основному стосуються вибору параметрів для цілей «звичайної» екології, тобто для максимально повного опису процесів в екосистемі. Екологічне нормування перш за все вимагає аксіологічного акценту. Виходячи з цього критерієм вибору показників може бути роль компонента:

- 1) у кругообігу речовини – енергії і в підтримці стійкості екосистеми;
- 2) в здійсненні вкладу у функціонування екосистем більш високого рангу;
- 3) у виконанні екосистемою соціально-економічних і естетичних функцій;
- 4) а також висока чутливість, надійність і малий характерний час реагування на дію техногенних факторів.

У даному аксіологічному аспекті представляється доцільним розділити всі показники на дві нерівнозначні групи. В першу включаються показники, що задовольняють, принаймні, одному з перших трьох критеріїв (основні), у другу – ті, які задовольняють тільки четвертий критерій (кореляційні). Відмінності між цими двома групами стосуються інтерпретації змін, що спостерігаються. Зміни перших можуть бути безпосередньо інтерпретовані в оціночних шкалах, других – ні. Іншими словами, якщо змінюється основний показник, можна безпосередньо сказати, погано це чи добре. Відносно ж корелятивних змінних такого висновку зробити не можна. Але корелятивні змінні можуть бути випереджаючими індикаторами, тобто свідчити про зміну основних параметрів у майбутньому.

## 1.9. Державна система екологічного нормування

Державна система екологічного нормування (ДСЕН) повинна складатися з органа управління системою, сил та засобів, які забезпечують її функціонування та виконання покладених на неї завдань, засобів інформаційного забезпечення. Основними принципами організації та функціонування системи екологічного нормування мають бути:

- використання системного підходу;
- паралельний та збалансований розвиток усього комплексу елементів системи;
- врахування рівня розвитку науки та техніки;
- багатofункціональність, стійкість, певна гнучкість, завершеність, економічність, цілісність та ефективність системи;
- забезпечення відповідності екологічних вимог вимогам законодавства;
- розширення використання міжнародного досвіду в вітчизняній практиці нормування (гармонізація, пряме використання, участі, у створенні міжнародних екологічних нормативів);
- відкритість інформації щодо розробки екологічних норм із врахуванням вимог діючого законодавства,
- участь в обговоренні та апробації екологічних нормативів і правил усіх зацікавлених сторін;
- взаємозв'язок з державною системою стандартизації у галузі ОНПСРВПР;
- використання інформаційних систем та технологій.

Формування системи екологічного нормування в сучасних економічних умовах мусить відбуватися на основі як створення ряду спеціальних міністерських органів безпеки по екологічному нормуванню, так і організаційного об'єднання ряду функціональних елементів та структур, котрі вже є в міністерствах та відомствах і вирішують окремі завдання екологічного нормування. Для організації та управління функціонуванням ДСЕН доцільним є створення при Мінприроди України спеціального координуючого органу, до роботи якого, окрім фахівців Міністерства, на добровільних засадах мають залучатися повноважні представники зацікавлених підприємств, установ та організацій, провідні спеціалісти України у галузі екологічного нормування, представники громадськості.

Екологічні норми повинні розроблятися на замовлення Мінприроди України та інших зацікавлених міністерств та відомств. А спеціальний координуючий орган може також давати завдання на опрацювання екологічних норм на підставі інформації про екологічно значущі фактори, яка отримана від вітчизняних та міжнародних організацій, а також на основі впровадження у дію нових законодавчих актів та міжнародних угод.

В межах ДСЕН доцільно створити орган акредитації розробників екологічних норм, котрий повинен визначити головні і базові організації по розробці та апробації цих норм. В цих установах слід передбачити формування спеціалізованих підрозділів, враховуючи надзвичайну актуальність науково-дослідницьких робіт по екологічному нормуванню та їх господарську значущість. До розробки екологічних норм потрібно залучати наукові центри Мінприроди України та установи, які мають необхідний науково-технічний потенціал для проведення робіт у зазначеній галузі (вищі учбові заклади, академічні, галузеві, науково-дослідні та проектно-конструкторські організації міністерств, відомств, комітетів України та ін.).

У перспективі в країні повинні бути створені спеціалізовані полігони для виконання експериментальних робіт, пов'язаних з екологічним нормуванням, в тому числі на контрактній основі.

Дослідження щодо обґрунтування екологічних нормативів повинні проводитися згідно з інструктивно-методичними документами, в яких мають бути визначені обсяг, спрямованість робіт та вимоги до їх виконання. Дотримання правил та рекомендацій, які викладено в методичних документах, повинно бути обов'язковим; додатково за ініціативою розробників нормативів можуть використовуватися нові методи та підходи.

Проекти екологічних норм до затвердження мають проходити екологічну експертизу. Проекти екологічних норм, які пройшли експертизу (техніко-економічну і екологічну), узгоджуються з відповідними міністерствами та відомствами згідно з Порядком розроблення, погодження та затвердження екологічних норм. Для цього в межах ДСЕН повинен бути створений затверджувальний орган, у функції якого входить розгляд проектів екологічних норм і супровідних матеріалів та затвердження розроблених документів. Після затвердження екологічні норми мають набути чинності на визначений термін, по закінченні якого їх слід повторно розглянути у встановленому порядку.

Дотримання екологічних норм має бути обов'язковим при здійсненні будь-якого виду діяльності. Державний нагляд за додержанням екологічних норм повинне здійснювати Мінприроди України та його територіальні органи разом з іншими спеціально уповноваженими органами.

Для забезпечення інформаційної взаємодії всіх елементів системи екологічного нормування в межах ДСЕН доцільно створити автоматизовану інформаційно-пошукову систему (АПС) законодавчих, нормативних, методичних, довідкових матеріалів у галузі екологічного нормування [2].

Для практичної реалізації Концепції екологічного нормування необхідно вирішити такі основні задачі:

1. Розробити цільову державну програму екологічного нормування, в якій визначити, обґрунтувати та затвердити пріоритетні напрямки цієї діяльності.

2. Створити законодавчі та нормативно-правові засади впровадження та застосування екологічних норм.

3. Розробити фінансово-економічні та організаційні механізми функціонування в країні системи екологічного нормування.

4. Забезпечити науково-методичну основу екологічного нормування.

5. Визначити, обґрунтувати та затвердити пріоритетні напрямки екологічного нормування.

6. Розробити комплекс стандартів, пов'язаних з екологічним нормуванням.

7. Розробити механізми підготовки регіональних програм екологічного нормування.

8. Підготувати державний план екологізації діючої нормативно-технічної документації в усіх галузях господарства.

9. Розробити шляхи нормативного забезпечення екологічної безпеки, в першу чергу в зонах екологічного ризику.

10. Розробити необхідну нормативну основу для проведення у країні екодіагностики, екологічної експертизи, екологічного аудиту та екологічного моніторингу.

11. Розробити програму інформаційного забезпечення екологічного нормування.

12. Сформулювати вимоги щодо аналітичного, метрологічного та приладового забезпечення експериментальних робіт з екологічного нормування та визначити шляхи їх виконання.

13. Вирішити питання, пов'язані з участю громадськості в розробці, обговоренні та впровадженні екологічних норм.

14. Розробити структуру та склад державного фонду екологічних норм і здійснити заходи щодо його створення.

15. Розробити план по розширенню міжнародного співробітництва у галузі екологічного нормування.

### **1.10. Міжнародне співробітництво в галузі екологічного нормування**

Беззаперечним є той факт, що Україні необхідна інтеграція у діяльність міжнародного співтовариства з екологічного нормування, запозичення світового досвіду в цій галузі. Серед завдань цього напрямку найважливіші:

- участь України в розробці та реалізації міжнародних наукових та науково-технічних програм, які стосуються глобальної екологічної безпеки;

- розробка національного плану дій по забезпеченню виконання Україною зобов'язань, що витікають з міжнародних екологічних угод, конвенцій, протоколів, програм;
- спільна розробка екологічних нормативів в межах багатосторонніх та двосторонніх угод;
- зближення та гармонізація систем природоохоронного нормування в Україні з існуючими системами промислово розвинених країн;
- забезпечення взаємозв'язку автоматизованої інформаційно-пошукової системи України з аналогічними АПС інших країн;
- участь України у апробації та експертизі міжнародних, міждержавних та регіональних екологічних нормативів;
- участь України у роботі конференцій, симозіумів, семінарів з екологічного нормування, які проводяться міжнародними органами та організаціями;
- спільна підготовка науковців та фахівців, видавнича діяльність у галузі екологічного нормування [2].

### **Контрольні запитання**

1. Приведіть класифікацію забруднення навколишнього природного середовища.
2. Дайте визначення термінів: екологічне нормування, система екологічного нормування, природоохоронні норми.
3. Дайте визначення термінів: екологічна норма, екологічні нормативи, екологічні регламенти.
4. Дайте визначення термінів: екологічні правила, екологічні вимоги, система екологічних норм, норматив екологічної безпеки.
5. Дайте визначення термінів: екологічний норматив антропогенного навантаження, екологічний норматив якості об'єктів, екологічне благополуччя екосистем, ресурсогосподарські нормативи.
6. Охарактеризуйте екологічні та ресурсогосподарські нормативи і правила.
7. Охарактеризуйте екологічні норми якісного стану екосистеми.
8. Охарактеризуйте нормативи використання природних ресурсів, екологічні нормативи антропогенного навантаження та індивідуальні екологічні нормативи.
9. Дайте характеристику фінансування робіт з екологічного нормування та основним напрямкам міжнародного співробітництва в області природокористування.
10. Проаналізуйте організаційні питання формування державної системи екологічного нормування.

## РОЗДІЛ 2 МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ

### 2.1 Загальні положення

Екологічним нормуванням називається процес розробки регламентів антропогенного впливу на навколишнє середовище, дотримання яких гарантує нормальне функціонування екосистем. У загальному вигляді завдання нормування забруднень зводиться до встановлення таких величин техногенних навантажень, які не викликають протягом невиразно тривалого періоду відхилень у нормальному функціонуванні екосистем, розташованих біля джерела викидів.

Центральне методологічне питання екологічного нормування - про норму екосистем і критерії нормальності. Інакше кажучи, норма - це обмежена якісними переходами область станів екосистем, які задовольняють існуючим уявленням (у широкому розумінні) про високу якість навколишнього природного середовища. При цьому критерії якості повинні бути сформульовані явно. Аксиологічне тлумачення норми визначає її відносність: норма детермінована конкретним регіоном і часовим відрізком.

Отже, в екологічному нормуванні виділяються два істотно різних підходи. Перший зберігає основні риси методології гігієнічного нормування, а саме: 1) граничні навантаження встановлюються для окремих речовин (або для сумішей, але з відомим співвідношенням компонентів; 2) лабораторні експерименти - основа для одержання нормативів. По суті це означає повне асимілювання схеми гігієнічного нормування з тією лише різницею, що об'єктом виступає не людина, а інші біологічні види. Даний підхід має ряд недоліків, а саме:

1. Викиди найчастіше багатокомпонентні, що в конкретній ситуації не дозволяє оперувати нормативами для окремих речовин або їхніх сумішей. Реально можна аналізувати ситуації для трьох-чотирьох компонентів суміші, тоді як звичайно їхнє число не менш чим на порядок більше.

2. Форми знаходження токсикантів у природі можуть відрізнятися від форм, які використовувалися в експериментах і для яких створювалися нормативи.

3. У лабораторних експериментах - зазвичай короткострокових не враховуються адаптаційні процеси й тим більше популяційні й біоценологічні ефекти, які можуть відігравати ключову роль у визначенні долі компонентів екосистем.

4. Знаходження граничних навантажень для окремих видів, нехай навіть «ключових» або найбільш чутливих, занадто довгий шлях для визначення нормативів для екосистеми в цілому (тобто по екосистемним параметрам). Він вимагає: наявності моделі, у якій аргументом для екосистемних параметрів виступає чисельність всіх основних видів (що саме по собі - досить складне завдання), і визначення граничних



навантажень для цих видів. При цьому час одержання нормативів для екосистем збільшиться настільки, що в результаті вони, можливо, стануть уже не настільки актуальними через зникнення об'єкта нормування як такого.

Другий альтернативний підхід використовує гігієнічне нормування лише як аналог рішення подібного завдання. У різних концепціях, що формують цей напрямок, простежуються істотні риси подібності, хоча присутні два різних «шляхи» - біологічний і географічний. Основні загальні положення полягають у наступному.

1. Орієнтиром, що задає критерії для оцінки екосистем, служить явно сформульований антропоцентризм (критерії оцінки задає людина виходячи зі своїх потреб, причому потреба в здоровому навколишньому середовищі - одна з найважливіших).

2. При виробленні критеріїв оцінки локальних екосистем необхідно враховувати їхню поліфункціональність. Найважливіші функції при цьому - забезпечення необхідного внеску в біосферні процеси (тобто в матеріально-енергетичний баланс екосистем більше високого рангу), забезпечення економічних, соціальних й естетичних потреб суспільства.

3. Нормативи граничних навантажень повинні бути варіантними, тобто різними для екосистем різного призначення (необов'язково вимагати виконання всіх функцій одночасно й в одному місці).

4. Нормативи повинні територіально відрізнятися залежно від фізико-географічних умов регіону (тобто свої в кожній географічній зоні).

5. Різні типи екосистем повинні мати свої нормативи.

6. Нормативи повинні бути диференційовані в часі: менш жорсткі - для існуючих технологій, більш жорсткі для найближчої перспективи, ще більш жорсткі - для проєктованих виробництв і нових технологій.

7. Нормувати необхідно інтегральне екологічне навантаження, що повинно бути виражене у відносних одиницях (наприклад, кратність перевищення фонового рівня), а не в концентрації окремих забруднювачів.

8. Серед нескінченно великої кількості показників, якими може бути описана екосистема, для нормування необхідно вибрати основні, що відбивають закономірності її функціонування. Перевагу варто віддавати інтегральним показникам.

9. Одержання нормативів навантаження може бути реалізовано тільки в конкретних (насамперед натурних) дослідженнях реальних екосистем, що знаходяться у градієнті навантаження (тобто тільки на основі аналізу залежностей доза - ефект на рівні екосистем).

10. Нормативом навантаження є така величина, що відповідає критичній точці залежності доза - ефект. Критична точка визначається або як початок трансформації екосистеми, або як точка, після якої починається випадіння основних компонентів екосистеми або руйнування системних зв'язків.

## **2.2 Методика екологічного нормування**

### **2.2.1 Методи згортання інформації про біоту**

Теоретично будь-яка екосистема може бути описана нескінченним набором параметрів. Число таких параметрів на сучасному етапі розвитку екології дуже велике (принаймні, вимірюється сотнями). Для того щоб екологічне нормування могло бути реалізоване на практиці, необхідна певна процедура згортання інформації.

Можливі два шляхи вирішення розглянутого завдання. Перший – назвемо його «стихійним» – означає випадковий добір декількох параметрів з безлічі можливих. По суті це не згортання, а довільне усікання інформації. Безсумнівно, його здійснення таїть у собі небезпеку дуже істотних перекручувань реальності. Дуже багато робіт біоіндикаційного характеру, що становлять основу для екологічного нормування, ідуть саме цим шляхом: реєструються не ті параметри, які необхідні, а ті, які дослідник у стані виміряти або ті, які йому «подобасться» вимірювати. В результаті, інформативність параметрів знижується.

Другий шлях згортання інформації - цілеспрямований - має на увазі наявність спеціально організованої процедури згортання. Вона може бути як вербальною, так і формалізованою. У кожному разі, виходячи з явно сформульованих критеріїв здійснюється вибір або конструювання найбільш інформативних змінних - індексів.

Форма, змінних різна, вони можуть бути натуральними параметрами (наприклад, первинна продуктивність фітоценозу), умовними (похідними від натуральних, але зберігаючими змістовно інтерпретуюему розмірність), різними безрозмірними коефіцієнтами (по своїй суті функціоналами від декількох параметрів, що виражаються в умовних одиницях). Але, яка б не була форма представлення індексу, він є результируючим показником (маркером) стану й функціонування екосистеми. Параметри стану, що лежать у його основі, втрачають свою індивідуальність. Індокси стану можуть бути одномірними (одне число) і багатомірними (набір чисел). В останньому випадку важливо щоб їхня мірність була не дуже великою (істотно меншою, чим мірність вектора стану системи).

#### **2.2.1.1 Індокси стану**

Основна функція індексів - подавати необхідну інформацію для осіб, що приймають керуючі рішення (тобто індекси носять прикладний характер). Є значна подібність між індексами навколишнього середовища і відомими індексами в інших областях - економічними (наприклад індексом цін, валовим національним продуктом) або соціальними (індекс якості життя та ін.).

Отже, «індекс» - це результат згортання інформації про екосистему, процедура якого може здійснюватися різними шляхами й приводити до різних форм. Класифікаційна схема різних індексів станів представлена на рис. 2.1.

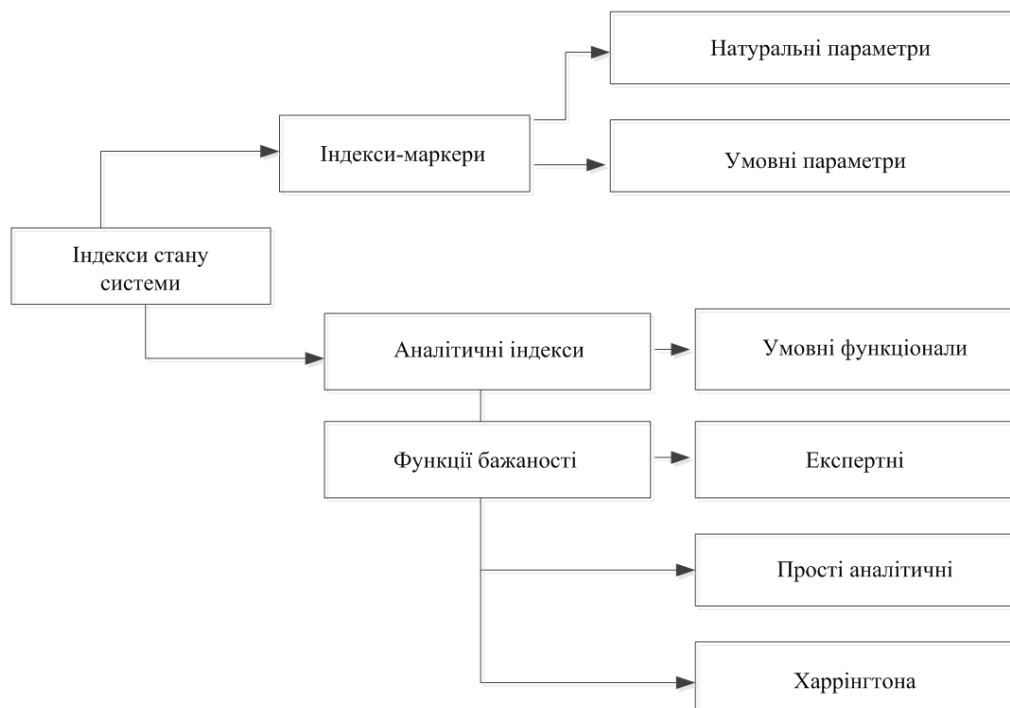


Рис. 2.1 Класифікаційна схема індексів стану системи

Розподіл індексів на дві умовні групи (індекси маркери й аналітичні індекси) визначається розходженням способів їхнього одержання, функції ж їх однакові. При цьому можна провести аналогію з порядковими статистиками (наприклад модою, верхнім лімітом вибірки) і звичайними аналітичними статистиками (наприклад середньої арифметичної).

### 2.2.1.2 Індекси-маркери

Різні індекси - натуральні параметри екосистеми. У нормальній (тобто «гарній») екосистемі ці параметри досягають екстремума, (максимуму або мінімуму). Це наступні характеристики: 1) біомаса, вироблена співтовариством на одиницю поглиненої енергії; 2) загальна біомаса співтовариства; 3) загальна чисельність співтовариства - показник розмноження популяцій; 4) сумарний потік енергії через екосистему; 5) швидкість протікання енергії через екосистему; 6) величина використовуваного співтовариством субстратного ресурсу; 7) продуктивність; 8) питома швидкість росту продукції; 9) енергія, що йде на репродукцію; 10) репродуктивний потенціал співтовариства; 11) біомаса потомства особини; 12) пристосованість особин як функція їхніх коефіцієнтів розмноження; 13) дарвінівська пристосованість видів; 14) аналог фізичної дії для біологічних систем; 15) щільність розміщення екологічних ніш у співтоваристві; 16) аналог добутку термодинамічної ентропії на температуру; 17) ентропія видової структури співтовариства (видове багатство). Не всі запропоновані характеристики можуть бути використані, тому що для

деяких відсутні конструктивні шляхи вимірювання (наприклад пристосованості, ентропії та ін.).

Кожна з наведених змінних може тлумачитися і як одномірний індекс, і як складова багатомірного. Крім того, є деяке перекривання між списками й індексами - умовними параметрами.

Добуток біомаси на продуктивність краще характеризує функціонування й стійкість екосистем, чим кожний з показників окремо.

Як інтегральний параметр стану екосистеми, тісно пов'язаного з її стійкістю, можна використати момент інерції. Чим він більший, тим менше амплітуда коливань, схильність до випадкових флуктуацій і дій зовнішніх сил. Оцінкою моменту інерції є наступний вираз:

$$J = \frac{\sum_{i < j} m_i m_j r_{ij}^2}{\sum m_i}, \quad (2.1)$$

де  $m$  – «маса» ( $i$  -й) ( $j$  -й) частини системи;  $r_{ij}$  – відстань між частинами в багатомірному просторі. Однак перехід з рівня аналогій на рівень практичних розрахунків виявляє більшу невизначеність у використанні даного показника: що вважати частиною системи - вид або яке-небудь екологічне угруповання; що вважати «масою»; як знаходити відстань і т.д. Без вирішення цих питань оперування розглянутим показником, незважаючи на його дуже гарну інтерпретацію, навряд чи додасть що-небудь нове в порівнянні з використанням традиційних змінних, наприклад числа видів або загальної біомаси співтовариства.

Як інтегральний показник функціонування популяцій запропоновано використовувати чисту кратність приросту чисельності за рік. Цей показник найбільш прийнятний з погляду можливості експериментального визначення, обліку інтегрального впливу всіх можливих факторів, об'єктивності оцінки стану популяції. Зниження показника нижче природних флуктуацій розглядається як границя переходу в ненормальний стан.

Метод розрахунку граничного часу життя деревостану може розглядатися як інтегральний показник його стану. Метод заснований на аналізі матриці ймовірностей переходів між категоріями санітарного стану. Однак для реалізації процедури розрахунку потрібно знати розподіл дерев по категоріях стану, принаймні, у два моменти часу. Це істотно звужує область застосованості даного методу. Отже, метод може бути використаний тільки для перехідних станів (швидких процесів трансформації).

Розглянуті умовні параметри мають незаперечну перевагу - інтегральність. Тим самим вони в компактній формі характеризують найважливіші процеси в екосистемах. Але вони повинні застосовуватися з

певною часткою обережності, оскільки можуть мати більшу статистичну помилку, чим складові їхні показники.

### 2.2.1.3 Умовні функціонали

Аналітичними індексами - умовними функціоналами - можуть служити численні показники, широко представлені в арсеналі кількісної екології. Це індекси розмаїтності, вирівненності, повноти, подібності, просторової неоднорідності й т.д. Частіше інших знаходять застосування індекси розмаїтності й структури співтовариств, що є функціоналами (не обов'язково у вигляді середніх) відносних показників видів або інших таксономічних одиниць. Найбільш популярні з них індекс Симпсона й інформаційна міра Шеннона, а також засновані на них міри вирівнюваності колекцій. Індекси розмаїтності використовуються навіть у системі державного контролю за станом навколишнього середовища.

Однак всім цим показникам навряд чи можна надавати велике значення, оскільки питання про вірогідність розходжень індексів, розрахованих для різних співтовариств, практично завжди залишається невирішеним. Для більшості з них не відомі ні формули статистичних помилок, ні закони розподілів, без чого не можна коректно здійснювати перевірку статистичних гіпотез.

На додаток до сказаного відзначимо, що роль індексу Шеннона як вимірника екосистемно] інформації в більшості випадків є недостатнім. Елементарне розкладання в ряд Тейлора дає наступний результат:

$$-\sum p_i \ln p_i = \ln S - \frac{1}{2} CV^2 + \frac{1}{6S} + A_s CV^3 - \dots, \quad (2.2)$$

де  $p_i$  – частка  $i$ -го виду;  $S$  – кількість видів;  $CV$  і  $A_s$  – коефіцієнти варіації (у частках одиниці) і асиметрії абсолютних значень чисельності видів. Оскільки третій член розкладання зменшується при збільшенні  $S$ , то їм можна знехтувати.

У рамках проблеми норми екосистем використовуються п'ять ознак «гарного» біогеоценозу.

1. Біомаса всіх основних ланок трофічних ланцюгів велика і без різкої переваги фітомаси над зоомасою, що повинно забезпечити синтез максимальної кількості кисню, максимальне зв'язування вуглекислого газу, максимальне використання енергії сонячного випромінювання в біокосних середовищах і синтез великої кількості продуктів рослинного і тваринного походження для задоволення потреб населення.

2. Великій біомасі відповідає велика продуктивність. Це створює передумови для швидкої компенсації можливих втрат біомаси на окремих трофічних рівнях у результаті випадкових або закономірних зовнішніх впливів.

3. Структура системи в цілому й різномірність окремих трофічних

рівнів забезпечують високу стабільність біогеоценозу в широкому діапазоні зовнішніх умов. Підтримка біогеоценозу в стані динамічної рівноваги забезпечує стан гомеостазу неживих складових біогеоценозу, у тому числі гідрологічного режиму території й газового складу атмосфери.

4. Обмін речовини й енергії протікає з великою швидкістю. Процеси редукції забезпечують залучення в біогеоценотичний колообіг всієї продукованої біогеоценозом біомаси протягом деяких річних циклів, що обумовлює й максимальну швидкість самоочищення.

5. Здатність до швидкої адаптивної перебудови при векторизованій зміні зовнішнього середовища.

#### 2.2.1.4 Функції бажаності

Частина аналітичних індексів базується на функціях бажаності, які знімають відзначені труднощі в інтерпретації значень. Ці функції (звичайно позначаються буквою *d* від фр. *desirable* – бажаний) являють собою спосіб переведення натуральних значень у єдину безрозмірну числову шкалу з фіксованими границями. При цьому полярні значення функції (наприклад 0 і 1,0 і 100, 1 і 10 і т.д.) відповідають градаціям «погано» - «добре», а проміжні також можуть бути інтерпретовані в даних термінах (за принципом «чим ближче значення до верхньої границі, тим краще»). Необхідність введення функцій бажаності визначається різною розмірністю змінних, які входять в індекс, що не дозволяє усереднювати їх безпосередньо. Переведення в єдину для всіх числову шкалу знімає ці труднощі і дає можливість поєднувати в єдиний показник різні параметри. Конкретні способи реалізації функцій бажаності можуть бути досить різноманітні.

#### 2.2.1.5 Експертні функції бажаності

У найбільш простому випадку відповідність між натуральними показниками й числами в безрозмірній шкалі задається експертним шляхом.

У гідробіології для оцінки ступеня забруднення водного середовища органікою існують різні «системи сапробності». Перша з них (Колквітца - Марсона) була запропонована ще на початку ХХ століття. Зараз відомі численні варіанти і модифікації систем сапробності (Пантле-Букка, Сладечека, Ватанаби та ін.). Всі вони побудовані на основі спостережень за черговістю зникнення або появи груп організмів при збільшенні забруднення, що дозволяє ранжувати види по їхній чутливості. Узагальнений показник розраховується, наприклад, у такий спосіб (у системі: Пантле-Букка):

$$\frac{\sum S_i h_i}{\sum h_i}, \quad (2.3)$$

де  $S_i$  – бал сапробності  $i$  - го виду;  $h_i$  – бал повноти цього виду.

На аналогічних обґрунтуваннях базуються індекси в ліхеноіндикації. Найпоширеніший індекс чистоти атмосфери Де Слувера-Лі Блана та індекс полеотолерантності Траса. Останній, наприклад, за формою аналогічний індексу Пантле-Букка, а замість оцінки сапробності виду використовується бал полеотолерантності.

Варіантом сапробної системи є відомий біотичний індекс Ф. Вудівіса, що представляє собою бальну оцінку чистоти води (самій чистій воді відповідає 10 балів, самій брудній - 1). Індекс ґрунтується на наявності і числі видів індикаторних груп; саме визначення значень здійснюється за допомогою таблиці.

У гідробіології поширені також різні таксономічні індекси - відносини чисельності або біомаси деяких індикаторних таксонів. Наприклад, використовуються: відношення біомаси комах до біомаси олігохет (індекс Кінга - Болла), відношення чисельності олігохет до загальної чисельності організмів бентосу (індекс Гуднайта - Уїтлея), співвідношення різних загонів нематод і т.д. Іноді пропонуються не відносини, а більш складні функції. Прикладом може служити хірономодний індекс Е. В. Балушкіной

$$\frac{(a_1 + 10) + 0,5(a_2 + 10)}{a_3 + 10}, \quad (2.4)$$

де  $a_1, a_2, a_3$  – частки трьох підродин у загальній чисельності, сімейства Chironomidae.

Експертними функціями бажаності є широко використовувані в екології рослин бальні оцінки віталітету (життєвості). Такі ж і загальноприйняті бальні оцінки санітарного стану дерев, використовувані в санітарному нагляді лісів, або бальні шкали, створювані для спеціальних цілей, наприклад для діагностики техногенних порушень деревостану. Аналогічну роль може виконувати клас бонітету насадження. У всіх випадках певному набору ознак ставиться у відповідність бал, тобто числова шкала функції бажаності, у цьому випадку - порядкова.

На основі отриманих часткових бажаностей може створюватися усереднений показник. Показником життєвості фітоценозу є середнє арифметичне життєвості кожного виду (життєвість виражається в числах від 0 до 1, що досягається нормуванням всіх балів до максимального).

Узагальнений показник пошкодження деревостану можна розраховувати за формулою

$$D = \frac{30V_2 + 60V_3 + 95V_4 + 100V_5}{V}, \quad (2.5)$$

де  $V_2, V_3, V_4, V_5$  – обсяг деревини різних категорій санітарного стану (відповідно ослаблених, сильно ушкоджених, засихаючих і сухостою);  $V$  – загальний запас деревини. Величина показника інтерпретується в такий спосіб: до 20 % - деревостан здоровий, від 20 до 50% - ушкоджений, від 50 до 80 % - сильно ушкоджений, понад 80 % - зруйнований. Показник  $D$  являє собою середньозважену арифметичну балів пошкодження, Аналогічним чином вводиться й узагальнений показник життєвого стану деревостану:

$$L = \frac{100V_1 + 70V_2 + 40V_3 + 5V_4}{V}, \quad (2.6)$$

де  $V_1$  – обсяг деревини здорових дерев.

Інший варіант інтегрального показника - «індекс стану» деревостану:

$$IC = \frac{\sum c_i n_i}{\sum n_i}, \quad (2.7)$$

де  $c_i$  – номер категорії санітарного стану ( $i = 1, 2, \dots, 6$ );  $n_i$  – число дерев  $i$ -ї категорії. Відмінності  $IC$  від  $L$  і  $D$  визначаються використанням різних вагових функцій. Очевидно, що застосування всіх трьох індексів дасть подібні результати.

Про експертні функції бажаності необхідно відзначити наступне. Хоча вони вимірюють стан екосистем у слабких кількісних шкалах, одержувані з їхньою допомогою результати можуть адекватно відбивати дійсність. Тому експертні функції бажаності можуть бути ефективно використані в екологічному нормуванні.

### 2.2.1.6 Прості аналітичні функції бажаності

Одне з найбільш простих перетворень натуральних значень параметрів у числову шкалу  $[0; 1]$  - функція бажаності наступного виду:

$$y'_i = \frac{y_i}{\max_i [y_i]}, \quad (2.8)$$

або

$$y'_i = \frac{y_i}{y_{\text{еталон}}}, \quad (2.8a)$$



де  $y_i'$  – перетворене значення  $y_i$ ;  $y_{еталон}$  – значення  $y$  прийняте як еталон (фону, контролю). При цьому: перша формула – окремий випадок другої, оскільки верхній ліміт вибірки в розглянутому контексті – це оцінка еталонного значення. Функція бажаності  $y_i'$  приймає значення від нуля (коли натуральне значення параметра дорівнює нулю) до одиниці (коли натуральне значення параметра дорівнює еталонному або максимальному).

Вказані формули (2.8) і (2.8а) - окремий випадок наступного перетворення, що є розширенням для ситуації, коли мінімальні значення не дорівнюють нулю:

$$y_i' = \frac{y_i - \min_i [y_i]}{\max_i [y_i] - \min_i [y_i]} \quad (2.9)$$

Ця формула використовується в математиці і кількісній екології. Причина популярності даної функції - у зручній формі представлення змінних, що роблять їх легко інтерпретуюемою.

Співвіднесення величини з максимумом (або еталоном) входить у метод Бателю - одну із процедур оцінки впливу на навколишнє середовище. В останньому випадку неявно передбачається, що максимальні значення спостерігаються в умовах фону (контролю), тобто автор не розглядає, що більш бажано - нерозрізненість стану від фону або стан з максимальними показниками продукції.

В іншій функції бажаності явно вказується, що найбільш бажано нерозрізненість - стану від контролю, а підвищення повноти так само небажано, як і його зниження. Ця функція задається в такий спосіб:

$$d_N = \begin{cases} \frac{N_i}{N_k} & \text{при } N_i < N_k, \\ 1 - \frac{N_i}{100N_k} & \text{при } N_i > N_k, \end{cases} \quad (2.10)$$

де  $N_i$  – чисельність в  $i$ -му варіанті дослідження;  $N_k$  – чисельність у контролі. Передбачається, що чисельність у дослідженні ніколи не перевищить чисельність у контролі більш ніж на два порядки (у протилежному випадку  $d_N$  перестане бути функцією бажаності, тому що набуває негативні значення). Відзначимо, що аналогічну функцію бажаності можна було б задати й іншим, більш простим способом (при цьому вона перебуває в інтервалі від 0 до 1 при будь-яких значеннях параметрів):

$$d = \begin{cases} \frac{N_i}{N_k} & \text{при } N_i < N_k, \\ \frac{N_k}{N_i} & \text{при } N_i > N_k. \end{cases} \quad (2.11)$$

З інших простих функцій бажаності вкажемо наступні. Якщо найбільш бажаним вважається найбільш імовірний стан (тобто найчастіше зустрічається), функція бажаності може мати такий вигляд:

$$d = \{2P, \text{ при } P < 0,5; 2(1-P), \text{ при } P > 0,5, \quad (2.12)$$

де  $P$  – накопичена ймовірність реалізації події (змінюється від 0 до 1). Близько до цього й завдання функції бажаності графічним способом (рис. 2.2).

При цьому значення ознаки, дорівнює багаторічному середньому  $\bar{X}$ , приймається за одиницю; значення, рівне  $\bar{X} \pm 2s$  (де  $s$  – статистична помилка), приймається за 0,8;  $\bar{X} \pm 4s$  – за 0,6 і т.д. Даний спосіб завдання, як і попередній, має досить обмежену область застосування, тому що припускає наявність багаторічних даних. Крім того, коректність задання функції бажаності цілком визначається коректністю задання еталонного періоду спостережень.

Можлива реалізація функції бажаності за формулою

$$d = \{1, \text{ при } y_{\min} < y < y_{\max}, 0 \text{ при } y < y_{\min} \text{ або } y > y_{\max}, \quad (2.13)$$

де  $y_{\min}, y_{\max}$  – мінімальні і максимальні критичні значення відгуку  $y$ , вихід за межі яких небажаний. Такого роду функції знаходять застосування в оптимізації технологічних процесів.

Інший варіант технологічної функції бажаності задається в такий спосіб:

$$d = \{a_0 + a_1 y, \text{ при } y_{\min} < y < y^*; 1, \text{ при } y \geq y^*; 0, \text{ при } y \leq y_{\min}, \quad (2.14)$$

де  $y^*$  – мінімальне з бажаних значень параметра. Коефіцієнти знаходяться із рішення системи рівнянь

$$\begin{cases} a_0 + a_1 y_{\min} = 0, \\ a_0 + a_1 y^* = 1. \end{cases}$$

Обидві розглянуті функції бажаності ґрунтуються на припущенні, що технологи можуть без особливих труднощів перелічити вимоги, яким повинен задовольняти оптимізований процес, тобто назвати гарні й погані значення кожного з параметрів  $y_i$ , а також їхню порівняльну важливість при оцінці результатів процесу в цілому.

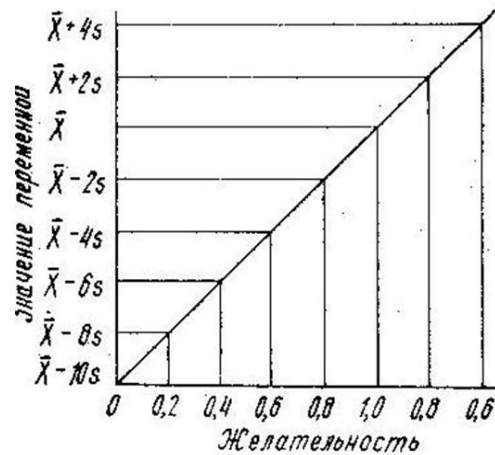


Рис. 2.2 Приклад графічного способу завдання шкали бажаності.  
 $\bar{X}$  – багаторічне середнє арифметичне,  $s$  – статистична помилка

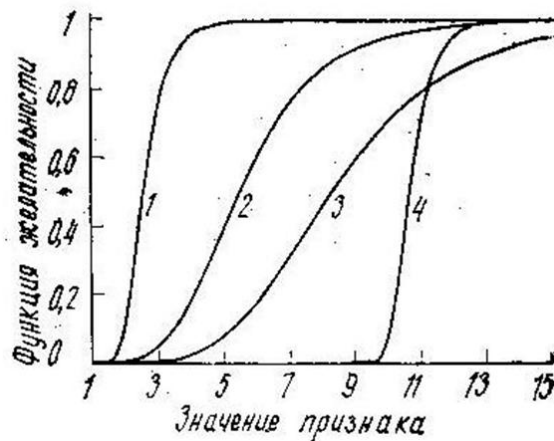


Рис. 2.3 Функція бажаності Харрінгтона. Переведення значень ознаки в кодовані відгуки здійснений за рівнянням  
 $y_i = a_0 + a_1 y$ ; 1 –  $a_0 = -21, a_1 = 2$ ; 2 –  $a_0 = -5, a_1 = 2$ ; 3 –  $a_0 = -3, a_1 = 0,6$ ;  
 4 –  $a_0 = -3, a_1 = 0,4$ .

### 2.2.1.7 Функція бажаності Харрінгтона

Це одна з найбільш популярних у прикладній математиці функцій бажаності (рис. 2.3), що задається наступною формулою:

$$d = \exp(-\exp\{-y'\}), \quad (2.15)$$

де  $y'$  – кодоване значення ознаки. Ця функція використовується в екологічних роботах пов'язаних з нормуванням. Дана функція була запропонована для зіставлення фізичних параметрів і психологічних відгуків і базується на великому експериментальному матеріалі. Відомо, що психологічна оцінка якого-небудь подразника нелінійно пов'язана з величиною цього подразника (закон Вебера - Фехнера). Цей принцип реалізується у функції Харрінгтона: в областях бажаностей, близьких до 0 й 1, її «чутливість» менше,

ніж у середній зоні. Функція має такі позитивні властивості, як безперервність, монотонність і гладкість.

Як аргумент у функції бажаності використовуються кодовані значення, що представляють собою позитивні або негативні цілі числа. Від кількості інтервалів, що задають кодами, залежить крутизна нахилу функції. Звичайно використовують шість інтервалів зростання й шість убуття (для більш крутої кривої) або по трьох інтервалах (для більш пологої).

Функція Харрінгтона має кілька критичних точок, що дозволяє задавати границі градацій бажаності. Точки перегину мають ординати 0,8; 0,63; 0,37; 0,2. Вони задають стандартні оцінки на шкалі бажаності; «дуже добре» (1,00-0,80), «добре» (0,80-0,63), «задовільно» (0,63-0,37), «погано» (0,37- 0,20), «дуже погано» (0,20-0,00).

Відповідність між натуральними і кодованими відгуками може бути задане як графічним способом, так й аналітично. У першому випадку реалізується чисто експертний шлях: будується крива, її точкам перегину ставляться у відповідність натуральні значення.

Аналітичне завдання відповідності здійснюється використанням формули:

$$y'_i = a_0 + a_1 y_i \quad (2.16)$$

$$\text{або } y'_i = a_0 + a_1 y_i + a_2 y_i^2, \quad (2.16a)$$

де  $y'_i$  – кодоване,  $y_i$  - натуральне значення. Для знаходження коефіцієнтів також необхідно вказати початкову відповідність між  $y'$  і  $y$  (у двох або трьох точках). Якщо така, відповідність задана, коефіцієнти знаходяться із розв'язку системи рівнянь

$$\begin{cases} \ln |\ln d_1| = -(a_0 + a_1 y_1), \\ \ln |\ln d_2| = -(a_0 + a_1 y_2), \end{cases}$$

де  $d_1, y_1$  й  $d_2, y_2$  – координати довільних точок, що лежать на кривій.

У другому випадку використовується наступний спосіб визначення коефіцієнтів формули переведення. Значенню  $y' = 2,75$  (при бажаності  $d = 0,63$ ) відповідає середнє значення натурального відгуку  $y_k$  поза зоною впливу; значенню  $y' = 2$  ( $d = 0,37$ ) – величина  $y_k \pm t\sigma_y$ , де  $\sigma_y$  – середньоквадратичне відхилення на контрольній ділянці,  $t$  – нормоване відхилення (дозволяє зважувати різні показники: чим важливіший показник, тим  $t$  менше). Знак вибирається відповідно до того, що бажано -

зменшення або збільшення показника. Коефіцієнти знаходяться із рішення наступної системи рівнянь:

$$\begin{cases} a_0 + a_1 y_k = 2,75, \\ a_0 + a_1 (y_k \pm t\sigma_y) = 2, \end{cases}$$

звідки

$$a_0 = \pm 0,75/t\sigma_y, \quad a_1 = 2,75 \pm \frac{0,75y_k}{t\sigma_y}.$$

Можливі і інші способи побудови формули переведення. Але всі вони так чи інакше пов'язані із суб'єктивними рішеннями. Тому використання функції Харрінгтона в екологічному нормуванні обмежено, хоча вона володіє рядом корисних властивостей (статистична ефективність, чутливість).

Крім, функції Харрінгтона можуть використовуватися й інші, близькі до неї за змістом і властивостями функції наступного виду:

$$d = \exp\left(-\left(y'\right)^n\right),$$

$$\text{або} \quad y' = \left| \frac{2y - y_{\max} - y_{\min}}{y_{\max} - y_{\min}} \right|, \quad n \geq 0. \quad (2.17)$$

Для обчислення величини  $n$  також потрібно вказати одну довільну точку, що лежить на кривій:

$$n = \frac{\ln \ln(1/d_1)}{\ln y'_1}. \quad (2.18)$$

### 2.2.1.8 Узагальнена функція бажаності

Функція бажаності, розрахована одним з вказаних способів, являє собою відгук якої-небудь ознаки. Для оцінки узагальненого відгуку (тобто узагальненої функції бажаності) здійснюють процедуру усереднення. При цьому можливі два варіанти усереднення: у вигляді середньої арифметичної й середньої геометричної. Крім того, у кожному варіанті можуть використовуватись як прості середні, так і середньозважені.

На практиці застосовується проста середня арифметична нормованих до максимуму величин (названа «інтегральним коефіцієнтом збереження біогеоценозу» - ІКС). Можна також використати середню геометричну або середньозважену геометричну:

$$d = \sqrt[k]{\prod_{i=1}^N d_i^{a_i}}, \quad K = \sum_{i=1}^N a_i, \quad (2.19)$$

де  $d_i$  – приватна функція бажаності;  $a_i$  – вага  $i$ -го показника ( $0 < a_i < 1$ );  $N$  – число показників.

Процедура усереднення - це найбільш повний вид згортання інформації, тому що вся безліч параметрів екосистеми замінюється одним числом. Безсумнівні переваги даної процедури в тім, що інтерпретувати зміну однієї величини значно легше, ніж набору чисел.

Однак важливо, щоб спрощення не приводило до перекручування інформації. Одне із центральних положень теорії середніх полягає у твердженні, що середня - це характеристика однорідного масиву, і тільки в такому випадку вона є об'єктивним параметром процесів. Якщо всі компоненти екосистеми під дією аналізованого фактору змінюються однонапрямлено і з подібними швидкостями, а відмінності між ними обумовлені лише несуттєвими причинами, то використання усереднення цілком коректно і виправдано. Тільки в цьому випадку узагальнена функція бажаності не спотворює реальну ситуацію і об'єктивно характеризує процес трансформації екосистеми. Часта дія забруднення може викликати як зменшення, так і збільшення повноти окремих компонентів. Наприклад, азотовмісні викиди можуть стимулювати сапрофітну мікрофлору і мезофауну ґрунту при одночасному придушенні азотофіксації.

У цьому випадку узагальнена бажаність буде залишатися незмінною при різких, але різнонапрямлених змінах бажаностей (рис. 2.4а). Але навіть якщо всі компоненти змінюються однонапрямлено швидкості їхніх змін можуть різко розрізнятися. Так, характерний час змін запасу підстилки – роки; параметрів, органомінеральних показників ґрунту - десятки й сотні років; проективного покриття травостою – роки; загального запасу деревини - десятки років і т.д. При простому усередненні всі компоненти визнаються рівнозначними по внеску в узагальнену функцію бажаності. Тому трансформація параметра з невеликим характерним часом зміни буде мало відбиватися в зміні узагальненої бажаності на фоні стабільності змінних з більшими характерними часами змін (рис. 2.4б), у тому числі й у випадках, коли трансформується найважливіший параметр і його зміна може свідчити про деградацію всієї екосистеми. Таким чином, просте усереднення фактично ігнорує принцип «слабкої ланки» в екосистемі. Крім того, якщо різні компоненти будуть характеризуватися різним числом сильно скорельованих показників (наприклад, рослинність - біомасою, проективним покриттям, висотою травостою, числом видів, а підстилка - тільки товщиною), то це надає різним компонентам різну вагу. Отже, включення додаткових показників або їхнє виключення може істотно змінювати величину узагальненої бажаності.

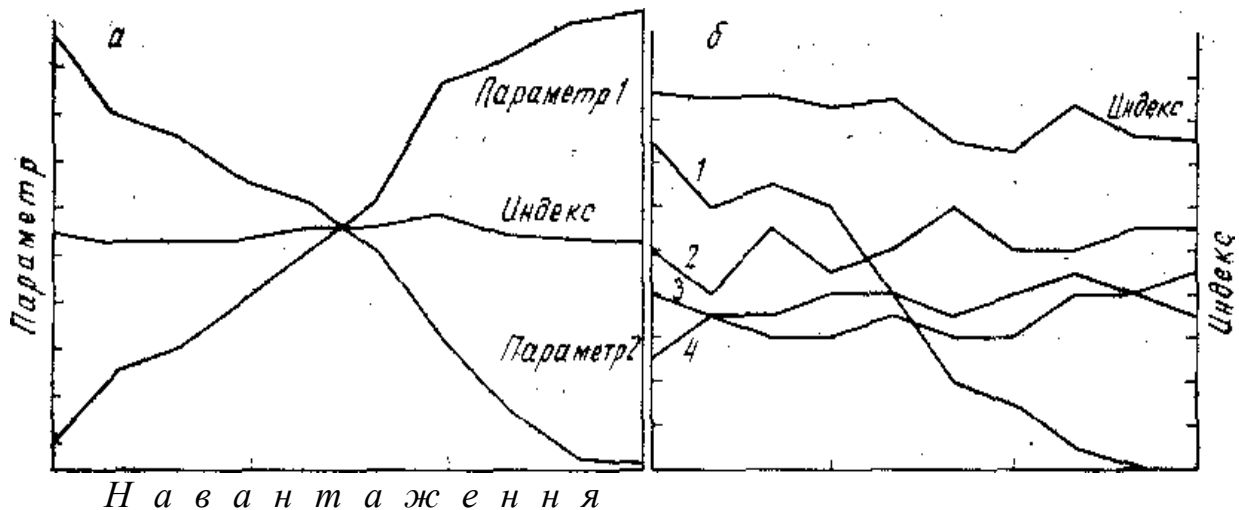


Рис. 2.4. Ілюстрації до аргументів проти використання усереднених індексів: а – стабільність індексу при різких різнонапрямлених змінах змінних, б – стабільність індексу при різкій зміні одного параметра (1) на фоні стабільності інших (2, 3, 4).

Для усунення цього недоліку потрібно ввести ваги по значимості компонентів або накладення обмежень на число показників для кожного компонента (тобто встановлення правила, що число показників для кожного компонента повинно бути однаковим). Сама процедура вибору ваг надзвичайно складна, мало формалізуєма і тому відкриває шлях для суб'єктивних рішень. Із цієї причини при практичному використанні узагальненої функції бажаності ваги звичайно не вводяться.

Кажен компонент характеризується не менш трьома змінними. Однак, для одного компонента знайти три показники досить складно, що змушує використовувати малозначимі (допоміжні або похідні) характеристики, для іншого - трьох показників мало, оскільки вони не можуть охопити всі його важливі властивості. Крім того, якщо в одному випадку показники незалежні, а в іншому сильно корельовані (навіть при однаковому числі змінних), це також призводить до введення ваг, не пов'язаних зі значимістю компонента.

Отже, при вирішенні згаданих проблем використовується усереднення значень змінних. Однак, область коректного використання процедури усереднення настільки невелика (односпрямована зміна компонентів з подібними швидкостями), що середні індекси (узагальнені функції бажаності) не можуть бути рекомендовані як основний інструмент для екологічного нормування.

У результаті згортання інформації здійснювати не формальним усередненням, а вибором найбільш важливих параметрів (серед яких можуть бути й умовні) і представленням їх у зручному для інтерпретації вигляді за допомогою однієї із простих функцій бажаності. Продукований

у такий спосіб багатомірний індекс значно ефективніше може бути використаний в екологічному нормуванні, чим одномірні індекси.

Якісну інтерпретацію величин індексів доцільно здійснювати не ізольовано, тобто виходячи із самих значень індексу (що рекомендовано для функцій бажаності), а у зв'язку з аналізом залежності доза - ефект. Інакше кажучи, віднесення величини індексу до тієї або іншої градації якості здійснюється не саме по собі, а виходячи з того, пройдена чи ні критична точка на кривій доза - ефект.

### **2.2.2. Методи згортання інформації про забруднення**

Звичайно викиди реальних джерел емісії істотно багатокомпонентні. Число різних забруднюючих речовин, концентрації яких можуть бути практично виміряні, досягає декількох десятків. Концентрації ще більшого числа інгредієнтів залишаються невідомими. При цьому далеко не завжди можна виділити головний токсикант. Створювати ж екологічні нормативи окремо для кожного токсиканта можливо тільки в лабораторних умовах. Врахувати спільну дію - можливо тільки для трьох-чотирьох політантив. Отже, при реалізації натурних спостережень за екосистемами гостро відчувається необхідність згортання інформації про концентрації токсикантів в інтегральний показник.

#### **2.2.2.1 Надійність вимірювань**

Одномоментні концентрації політантив в атмосфері зазвичай сильно варіюють. Тому оцінки навантаження базовані на цих даних, будуть ненадійні. Можливі два виходи: організація пунктів постійних вимірів з наступним усередненням даних і вимір концентрацій у природному або штучному середовищах, що депонують, нагромаджуючи політанти за тривалий період часу. У якості останніх використовуються планшети фіксованої площі із сорбентами або різні біоматеріали (слані лишайників, мохи, кора дерев). Із природних середовищ, що депонують, найчастіше аналізують забруднення сніжного покриву і верхнього (0-5 см) шару ґрунту. Очевидно, що цей шлях, що базується на принципі фізичного усереднення, значно простіше в реалізації, надійніше й точніше в порівнянні з реєстрацією концентрацій на стаціонарних пунктах спостережень. У цей час він знаходить широке застосування в екологічних дослідженнях імпактних і фонових територій.

Концентрації в снігу й ґрунті подають різну інформацію: сніг характеризує величину викидів (зимовий: період, рік), ґрунт-сумарний багаторічний ефект. Для: нестационарних ситуацій (тобто для нових джерел викидів) геохімічні аномалії по снігу й ґрунту не збігаються. Приклад: 10-кратне перевищення фонових викидів металів у снігу протягом п'яти років не приводить до підвищення концентрацій у ґрунті. Для досить



довгостроково діючих потужних джерел між забрудненням снігу й ґрунту є чіткий зв'язок, що прагне до лінійного.

Техногенне забруднення різко збільшує просторову неоднорідність полів концентрацій. Як показали спеціальні дослідження, коефіцієнт варіації концентрацій важких металів, (валовий вміст) у ґрунті на площі близько 1 га збільшується з 5-20 до 40-110%, для рухливих форм - з 8-20 до 40-85%. Можливі причини такої великої просторової неоднорідності - перерозподіл концентрацій талими водами в межах нано- і мікрорельєфу, варіабельність «асимиляційної ємності» і біологічної активності ґрунтів. Іншим поясненням може бути нерівномірність випадання забруднених опадів. Спеціальні дослідження неоднорідності випадань металів за даними забруднення сніжного покриву показують, що коефіцієнт варіації концентрацій водорозчинних форм Cu, Zn, Pb, Cd у межах площадки 100x100 м становить 20-80%.

Така неоднорідність полів забруднення встановлена за результатами випробування середовищ, що депонують, змушує з великою обережністю ставитися до різного роду екстраполяцій точкових спостережень на великі площі. Це ж визначає необхідність оперування більшими вибірками й різними процедурами фізичного усереднення для одержання досить надійних оцінок забруднення.

Важливим є питання про форму токсикантів, що підлягають визначенню. Очевидно, що вона повинна бути найбільш близька до тієї яка здійснює токсичну дію. Біогеохімічною й токсичною активністю володіє тільки та частина забруднюючих речовин, що перебуває в рідкій фазі ґрунту - ґрунтовому розчині. Тому, наприклад для важких металів, необхідне визначення рухливих форм, а не валового вмісту.

#### **2.2.2.2 Міри навантаження**

Одержання інтегральної міри навантаження на основі даних по концентраціях поллютантів у середовищах, що депонують, може здійснюватися декількома шляхами. Мірою може служити: 1) відстань до джерела емісії; 2) концентрація однієї речовини; 3) сума концентрацій декількох речовин; 4) індекс навантаження (деяка функція від концентрацій речовин); 5) реакція біотестів. Розглянемо докладніше ці варіанти.

У багатьох роботах показано, що між відстанню до джерела емісії і концентраціями забруднюючих речовин є тісні зв'язки, звичайно описувані експонентною або гіперболічною функцією. Коефіцієнти кореляції між відстанню і логарифмами концентрацій Ni і Cu досягають - 0,95...0,98, що свідчить про майже функціональні залежності. Це визначає популярність такої міри навантаження, як відстань. Інша причина - легкість вимірювань, коли немає необхідності проводити хімічні аналізи. Оскільки концентрації декількох поллютантів добре корелюють із відстанню, вважається, що вони

служать інтегральною мірою навантаження, що характеризує весь комплекс забруднювачів. У першому наближенні це дійсно так. Однак необхідно враховувати кілька коригувальних моментів. По-перше, на розподіл забруднювачів дуже впливає неоднорідність мікро- і мезорельєфа. Це може приводити до того, що ділянки, близько розташовані до джерела, але захищені височинами будуть отримувати менший вплив у порівнянні з віддаленими, але розташованими на схилах, повернених до джерела. Приклади цього неодноразово приводилися в літературі. По-друге, з відстанню можуть корелювати не тільки забруднення, але й інші види антропогенних навантажень (наприклад рекреація); Через це інтерпретація отриманих залежностей ускладнюється. По-третє, різні політанти від одного джерела можуть мати різну дальність переносу через те, що вони асоційовані з аерозольними частками різного розміру. Наприклад, Са, Fe, Ті пов'язані із частками розміром 6-7 мкм, а V і Рb - 0,7-0,8 мкм. По-четверте, при асиметричній троянді вітрів за розглянутим показником порівнюються тільки точки, розташовані на одному радіусі. Все це значно звужує область коректного використання відстані як міри навантаження.

Другий підхід - використання однієї речовини - базується на допущенні, що концентрації окремих забруднювачів тісно корелюють між собою. Приклади цього також численні. Так, коефіцієнт кореляції між концентраціями Cd, Ni, Cu, Zn у ґрунті перебуває на рівні +0,8... +0,9; між Cu, Ni, Fe в снігу +0,90...+0,99. Отже, коректним є висновок, що будь-яка одна речовина може характеризувати весь комплекс політантів.

Третій шлях - використання простої суми концентрацій - ґрунтується на тому же допущенні, що й другий. Але при цьому вважається, що сума точніше відбиває величину забруднення в порівнянні з концентраціями окремих токсикантів, оскільки нівелює різні похибки вимірювань. Дана процедура не зовсім коректна, оскільки через розходження в абсолютних величинах фонових вмістів у цьому показнику нівелюються речовини з малими концентраціями, хоча вони можуть бути дуже токсичні (наприклад Cd). Крім того, зазначений показник непридатний для статистичної обробки: якщо немає процедури вибору суми речовин, у нього можуть включатися всі речовини, які тільки можна визначити, т. е. не обов'язково техногенні. Це повністю вуалює роль техногенних забруднювачів, і розглянутий показник перестає бути мірою навантаження.

### 2.2.2.3 Індекси забруднення

Більш обґрунтовані різні агрегаційні індекси. Наприклад, можна використати суму перевищень концентрацій над фоновим рівнем. Подібний за змістом індекс - сума перевищень ГДК речовин - використовується гігієністами при геохімічній оцінці територій. Цей же показник (за назвою «відносна токсична маса») застосовується в оцінці впливу підприємств на навколишнє середовище. Середнє перевищення

ГДК рекомендоване для комплексної оцінки навантаження на природні об'єкти. Зворотну величину цього індексу, названу «коефіцієнтом екологічної відповідності», запропоновано використовувати при визначенні «природоємкості» виробництва.

Пропонується також модифікація розглянутого індексу, пов'язана із введенням вагових коефіцієнтів для забруднювачів, що не враховується у величинах ГДК:

$$W = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{c_i (1 + P_i)}{ГДК_i}, \quad (2.20)$$

де  $c_i$  – концентрація  $i$ -го забруднювача;  $P_i$  – ваговий коефіцієнт. Для визначення значень  $P_i$  використовується досить складна процедура, реалізована для випадку забруднення середовища пестицидами. На основі спеціальної бальної шкали дається оцінка токсичності конкретного пестициду ( $x_i$ ). Вагова функція задається в такий спосіб:

$$P_i = \begin{cases} 0, & \text{якщо } x_i \leq x_{\min}, \\ k_0 (x_i - x_{\min})^3, & \text{якщо } x_{\min} < x_i \leq x_c, \\ k_1 x_i^3 + k_2 x_i^2 + k_3 x_i + k_4, & \text{якщо } x_c < x_i \leq x_l, \\ 1, & \text{якщо } x_i > x_l, \end{cases} \quad (2.21)$$

де  $x_{\min}$  – мінімальна бальна оцінка;  $x_c$  – середня бальна оцінка;  $x_l$  – мінімальна оцінка для групи особливо небезпечних пестицидів. Значення коефіцієнтів знаходяться із рішення системи рівнянь при заданих значеннях  $x_{\min}$ ,  $x_c$ ,  $x_l$  і за умови  $P(x_c) = 0,5$ . Графік функції представляє S-образну криву. Відзначимо, що вагова функція може бути задана більш простим способом (наприклад через рівняння логістичної кривої).

Підкреслимо, що процедура усереднення, використовувана у всіх розглянутих індексах, коректна, якщо забруднювачі утворюють єдиний комплекс, тобто їхній розподіл у просторі однотипний. Інакше кажучи, якщо в усередненні використовуються речовини, що мають подібні величини максимальних перевищень над фоном, індекс у вигляді середньої буде об'єктивною характеристикою забруднення. У протилежному випадку зміна навантаження за рахунок полютантів нівелюється стабільністю концентрацій речовин, не пов'язаних з техногенними надходженнями, і індекс - неадекватна міра навантаження.

Завершуючи розгляд індексів навантаження, приведемо список їхніх можливих формул, що включає як відомі, так і оригінальні, вирази:

$$F_1 = \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\max_i [x_{ij}]}, \quad F'_1 = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\max_i [x_{ij}]}; \quad (2.22)$$

$$F_2 = \sum_{j=1}^k \left[ \frac{x_{ij} - \min_i [x_{ij}]}{\max_i [x_{ij}] - \min_i [x_{ij}]} \right], \quad F'_2 = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k \left[ \frac{x_{ij} - \min_i [x_{ij}]}{\max_i [x_{ij}] - \min_i [x_{ij}]} \right], \quad (2.23)$$

$$F_3 = \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\min_i [x_{ij}]}, \quad F'_3 = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\min_i [x_{ij}]}, \quad F''_3 = \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\min_i [x_{ij}]} - K; \quad (2.24)$$

$$F_4 = \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\Gamma ДК_{x_j}}, \quad F'_4 = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k \frac{x_{ij}}{\Gamma ДК_{x_j}}; \quad (2.25)$$

$$F_5 = \max_i \left[ \frac{x_{ij}}{\min_i [x_{ij}]} \right]; \quad (2.26)$$

$$F_6 = \sum_{j=1}^k x_{ij}; \quad (2.27)$$

$$F_7 = 1 - \left[ \prod_{j=1}^k \left[ 1 - \frac{x_{ij} - \min_i [x_{ij}]}{\max_i [x_{ij}] - \min_i [x_{ij}]} \right] \right], \quad (2.28)$$

де  $x_{ij}$  – концентрація  $j$ -го речовини ( $j = 1, \dots, k$ ) в  $i$ -й точці простору ( $i = 1, \dots, n$ ).

#### 2.2.2.4 Реакція біотестів

Один з перспективних підходів до визначення інтегрального показника - використання реакції тест-організмів. В даний час біотестування води використовується досить часто. Розроблено вже більше 200 тестів. В якості показників навантаження використовують пророщення насіння, зміну швидкості росту організмів, накопичену біомасу, фізіологічні й поведінкові реакції. Для різних наборів токсикантів використовуються різні біотести. Одним з можливих шляхів може бути пошук біотесту за критерієм максимальної інформативності, що розуміється як максимум дисперсії між різними варіантами досліду при мінімумі дисперсії всередині одного варіанта. Біотести можуть бути

також використані при обґрунтуванні вибору оптимальної формули для виміру міри.

Таким чином, у першому наближенні як інтегральна міра навантаження може виступати відстань до джерела емісії (для однорідного рельєфу й симетричної троянди вітрів). Більш коректно використовувати спеціально сконструйовані індекси у вигляді нормованих (до максимальних або мінімальних величин) концентрацій поллютантів у середовищах, що депонують (для речовин, що утворюють єдиний комплекс) або реакції біотестів.

Важливо підкреслити, що при цьому міра навантаження втрачає токсикологічний зміст, а виступає як маркер, трасер забруднення. Наприклад, якщо в якості індексу використовується сума перевищень над фоном концентрацій Cu і Pb, це зовсім не означає, що на біоту здійснюється токсична дія тільки Cu і Pb.

### **2.3. Методи визначення граничних значень навантаження**

Основне методичне питання, що виникає в практиці екологічного нормування, - яким чином визначати граничні значення навантаження. Від вибору конкретного методу багато в чому залежить кінцевий результат - величина нормативу. Можна виділити, принаймні, три основних підходи.

Перший - граничне навантаження являє собою особливу критичну точку на кривій доза - ефект, що зв'язує вхідні (навантаження) і вихідні (відгуки екосистеми) параметри. Основна умова для визначення цієї точки - побудова в повному обсязі дозової залежності за експериментальними даними на всьому градієнті навантаження.

Другий підхід виглядає як істотна редукція першого: з теоретичних міркувань або в результаті багаторічних спостережень, а також на основі експертних оцінок визначається єдине значення вихідного параметра (поза зв'язком з величинами навантажень), що має зміст границі природної флуктуації. Навантаження, що відповідає вихідному параметру в цій єдиній точці, приймається за граничну.

Третій підхід вимагає наявності «зовнішньої» інформації. Наприклад, економічна доцільність вирощування сільськогосподарської культури визначає припустимий мінімальний урожай. Граничне навантаження, як і в другому підході, встановлюється через співвіднесення із цією величиною.

У рамках розглянутих підходів існує багато конкретних методів визначення граничних навантажень (рис. 2.5). Обговоримо кожний з них.

#### **2.3.1 Критична точка на кривій доза - ефект**

У руслі першого підходу можуть бути прийняті дві інтерпретації критичної точки (умовно назвемо їх теоретичною і прагматичною). При теоретичній інтерпретації проходження критичної точки означає, що в системі відбуваються якісні зміни (тобто це границя міри системи). При прагматичній інтерпретації проходження критичної точки означає лише те, що

параметр починає змінюватися значно швидше, ніж до неї. Це близько до математичного визначення критичної точки функції. Прагматичну інтерпретацію можна вважати первинною.

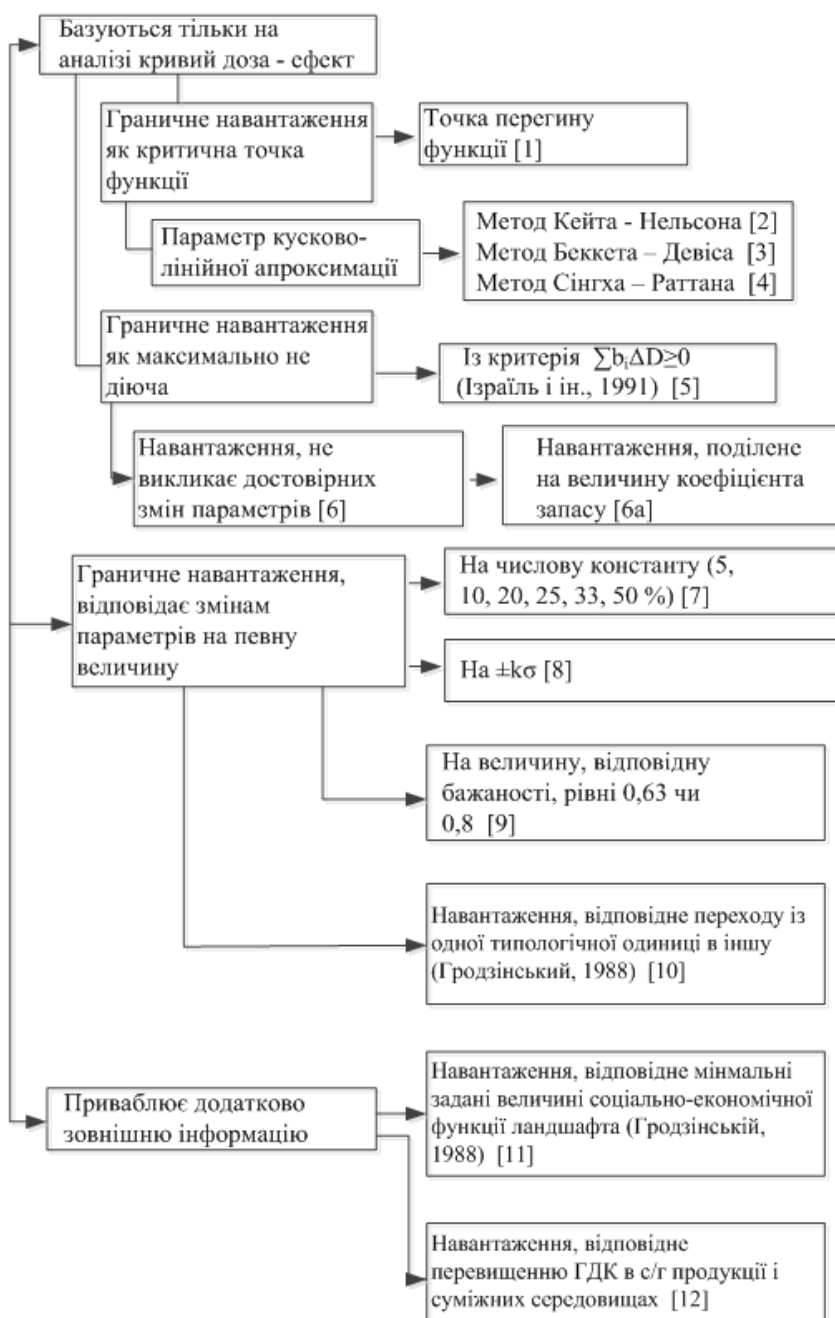


Рис.2.5 Класифікаційна схема методів визначення граничних значень навантаження (у квадратних дужках - номер методу)

Переходити від неї до теоретичної правомірно лише при наявності достатніх підстав.

Для коректного здійснення теоретичної інтерпретації потрібна розбивка безлічі станів системи на декілька, що якісно відрізняються один від одного. Здійснити це можливо лише при досить повнім знанні про

траєкторії її розвитку. При сучасному рівні екології в більшості випадків це можливо тільки в рамках математичного моделювання.

Якщо побудовано модель системи, то, досліджуючи її властивості за допомогою методів математичної екології (наприклад заснованих на теорії катастроф), без істотних труднощів можна встановити критичні значення параметрів, при яких система губить стійкість або переходить в інший якісний стан. Практичні способи знаходження граничних навантажень базуються на математичному визначенні критичної точки. Розглянемо їх.

Для визначення критичних для рослин концентрацій токсикантів Р. Кейт і Л. Нельсон запропонували просту ітераційну процедуру, що полягає в наступному. Величини врожаю зіставляються з ранжируемими в зростаючий ряд значеннями концентрацій. На першому кроці ітерацій на графіку проводиться вертикальна лінія, що ділить його простір на дві області (ліворуч і праворуч від лінії). Для кожної з областей обчислюються середнє значення врожаю і сума квадратів відхилень від середньої. Використовується також критерій  $R^2$ , що представляє собою суму сум квадратів відхилень по обох областях, віднесена до загальної дисперсії вибірки. На наступних кроках додаються нові значення врожаю (при відповідних значеннях концентрацій), і обчислення повторюються. В якості граничної концентрація вибирається та, котра відповідає максимальному значенню  $R^2$ . Інакше кажучи, здійснюється розбивка вибірки на два кластери (за критерієм мінімальної внутрикластерної дисперсії), а як гранична концентрація приймається та, котра відповідає границі між кластерами.

П. Бекетт і Р. Девіс для знаходження відповідної концентрації запропонували наступну кусково-лінійну апроксимацію залежності доза - ефект:

$$y = \begin{cases} y_m, & \text{при } C < C_0, \\ y_m - y_m S (\log C_0 - \log C), & \text{при } C_0 < C, \end{cases} \quad (2.29)$$

де  $y$  – величина врожаю;  $y_m$  – максимальний середній врожай який ще не відчув впливу зростаючих концентрацій токсиканта;  $C$  - концентрація токсиканта;  $C_0$  – максимально недіюча концентрація (або критична точка);  $S$  – коефіцієнт (дорівнює тангенсу кута нахилу прямої). Для оцінки параметрів рівняння використовується ітераційна процедура. Критерієм для зупинки служить мінімум квадратів відхилень від рівняння регресії.

А. Сінгх і Р. Раттан трохи модифікували форму кусково-лінійної регресії (рис. 2.6):

$$y = \begin{cases} y_m, & \text{при } 0 < C < C_0, \\ y_m - y_m S (\log C - \log C_0), & \text{при } C_0 < C < C_{100}, \\ 0, & \text{при } C > C_{100}, \end{cases} \quad (2.30)$$

де  $C_{100}$  – концентрація токсиканта, при якій врожай дорівнює нулю (тобто  $LD_{100}$ ). Для знаходження параметрів рівняння застосовується чисельне оцінювання Марквардта. Для завдання початкових значень в ітераційній процедурі використовуються мінімальні й максимальні значення врожаю. Критерій для припинення обчислень - мінімальне значення суми квадратів відхилень від рівняння. У розглянутих рівняннях передбачається, що після проходження критичної точки спостерігається лінійна залежність параметра від логарифма концентрації. У ряді випадків це може не відповідати реальній ситуації. Однак даний підхід легко модифікувати й для інших форм залежності параметра від концентрацій у зоні його швидкої зміни.

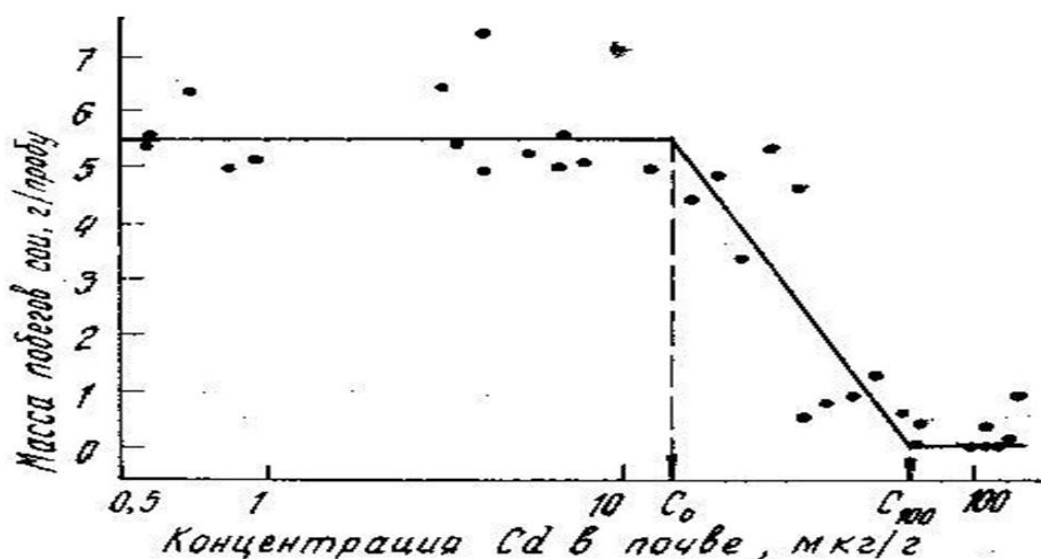


Рис. 2.6. Приклад розрахунку критичних точок ( $C_0$  і  $C_{100}$ ) по методу Сингха – Раттана.

Пропонується наступна форма апроксимації кусково-лінійної залежності:

$$y = \begin{cases} \beta_0 + \beta_1 C, & \text{при } C > C_0, \\ \beta_2 + \beta_3 C, & \text{при } C < C_0, \end{cases} \quad (2.31)$$

де  $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \beta_3$  - коефіцієнти. У точці  $\beta_0$  повинна виконуватися умова  $\beta_0 + \beta_2 C_0 = \beta_1 C_0$ . Знаходження коефіцієнтів також здійснюється ітераційною процедурою.

М. Д. Гродзинський для знаходження граничного навантаження пропонує використовувати точки перегину гладкої функції, які знаходяться за допомогою аналізу похідних. Функція являє собою рівняння



нелінійної регресії. Логіка міркувань при цьому наступна: після проходження точки перегину аналізований параметр «...знижується найбільш інтенсивно, що явно неприпустимо», а до точки перегину «...це зниження може розглядатися як припустиме внаслідок його невизначеності». Точки перегину функції часто відповідають значенням змінних, при яких відбуваються якісні зміни в системі. На підтвердження цього приводиться наприклад залежність врожаю зернових від щільності ґрунту: у точці перегину відбувається руйнування великих ґрунтових агрегатів і зниження до нуля швидкості фільтрації (тобто якісні зміни), що різко зменшує врожай.

Даний підхід дозволяє досить формалізованим способом вказати критичні точки, які можна інтерпретувати як гранично допустимі значення навантаження. Його реалізація можлива без залучення якої-небудь додаткової інформації крім тієї, котра необхідна для побудови залежності доза - ефект. Він більш простий, чим методи, засновані на кусково-лінійних апроксимаціях залежностей. Однак інтерпретація точок перегину функцій як граничних величин, після яких починаються якісні зміни в системі, вимагає особливого обґрунтування. Тому важливо, щоб при реалізації даного підходу не здійснювалася неявна підміна прагматичної інтерпретації теоретичною. Якщо така підміна здійснюється, то вона повинна чітко обумовлюватися.

Залежність доза - ефект на рівні екосистем носить різко виражений східчастий характер, похибка визначення критичної точки «на око» щодо чіткого розрахункового способу невелика. Але кожного разу необхідно прагнути до зменшення похибки у визначенні критичних величин, тим більше що ступінчастість залежності доза - ефект не завжди може бути чітко виражена.

### **2.3.2 Максимально недіюче навантаження**

Варіантом розглянутого підходу є визначення граничного навантаження як максимально недіючого. Саме цей принцип використовується в гігієнічному нормуванні при встановленні ГДК. Суть його зводиться до знаходження такої величини навантаження, при якій реєстровані параметри вірогідно не відрізняються від контрольних значень на прийнятому рівні значимості (звичайно 0,8 або 0,95).

На цьому принципі базується визначення величин граничних концентрацій газоподібних поллютантів, закріплених в існуючих (наприклад у США) стандартах якості повітря для рослин. При цьому використовується наступний критерій: якщо при даній концентрації спостерігається достовірне відхилення якого-небудь показника від контролю, цей рівень вважається неприпустимим. Аналогічно, із усієї безлічі показників стану рослинного організму апріорно обраний один - інтенсивність фотосинтезу. Розглядаючи його, Ю. А. Израель відзначають наступні недоліки. По-перше, відсутній єдиний критерій для оцінки стану рослин (тобто в кожному

випадку вибір показників довільний й у значній мірі визначається традиціями й технічними можливостями дослідників). По-друге, немає об'єктивного представлення істотності змін (тобто відхилення від контролю будь-яких показників приймаються рівнозначними). По-третє, результати залежать від статистичної вірогідності розходжень, що обумовлені обставинами, що не мають відношення до справи (точністю приладів, числом повторень і т.д.). Все це визначає практичну неприйнятність даного підходу для екологічного нормування. Не дивно, що, наприклад, отримані в такий спосіб граничні концентрації озону виявилися нижче фонових.

В результаті граничне навантаження, що сприймається як максимально недіюче, у статистичному контексті є неповноцінною оцінкою. Будь-яке, як завгодно мале відхилення від контролю можна зробити достовірним, збільшуючи обсяг вибірки.

Більше наближений до реальності метод, запропонований Ю. А. Израеєм для визначення гранично допустимих концентрацій газоподібних поллютів ( $SO_2$ ,  $O_3$ ,  $NO_x$  і  $CO_2$ ) для рослин.

На першому етапі за лабораторними даними для згаданих поллютантів знаходяться коефіцієнти наступної простої моделі:

$$\ln B = a + bD + \xi, \quad (2.32)$$

де  $B$  – біомаса рослини;  $D$  – доза навантаження (у цьому випадку – концентрація газу);  $a, b$  – коефіцієнти;  $\xi$  – випадкова складова (непереборний шум). Діапазон концентрацій вибирається таким, щоб не спостерігалось дії, що насичує.

На другому етапі граничні концентрації поллютантів встановлюються з наступного співвідношення:

$$\Delta B = \sum_i b_i \Delta D_i \geq 0, \quad (2.33)$$

де  $\Delta$  – зміна параметра (біомаси або концентрації газу). Підсумовування проводиться для тих поллютантів, які зменшують або збільшують біомасу. В остаточному вигляді критерій нормування виглядає в такий спосіб (для 0,95 %-го рівня значимості):

$$\frac{\Delta B}{\sigma_\Delta} \geq 1,65, \quad (2.34)$$

де  $\sigma_\Delta$  - похибка вимірювання. Формулювання критерію наступне: сукупний негативний ефект хронічних рівнів приземних концентрацій поллютантів на річну первинну продукцію не повинен перевищувати

стимулюючого ефекту  $CO_2$ , концентрація якого зростає в порівнянні з доіндустріальним рівнем. Інакше кажучи, концентрації поллютантів повинні бути такими, щоб первинна продукція не зменшувалася щодо початкового рівня.

Розглядаючи запропонований підхід, відзначимо, що, по-перше, він застосовний тільки для глобального або регіонального рівнів і не може бути адаптований для локального. По-друге, він цілком базується на даних лабораторних вимірів, а це ставить під сумнів його застосовність для природних екосистем. Лабораторні досліди у фумігаційних камерах звичайно короткострокові й не дають можливість враховувати ефекти з більшими характерними часами (наприклад адаптаційні процеси). Крім того, у лабораторних експериментах ніяк не враховуються популяційні й ценотичні ефекти, які в реальних умовах можуть бути вирішальними у визначенні долі досліджуваних об'єктів.

### 2.3.3 Коефіцієнти запасу

Варіантом використання матеріалів лабораторних експериментів для обґрунтування граничних навантажень є група методів, пов'язаних з визначенням коефіцієнта запасу (safety factor). Цей параметр необхідний в екстраполяції експериментально встановлених критичних величин навантажень для організменого рівня на популяції й екосистемі, що представляє одну із центральних проблем екотоксикології. Це здійснюється розподілом напівлетальних або максимально недіючих концентрацій (МНДК) на величину коефіцієнта. Аналогічна процедура використовується і при обґрунтуванні гігієнічних нормативів. Розглянемо метод Ван Страалена і Диннемана, у якому розподіл максимально недіючих концентрацій токсиканта для сукупності видів, що становлять співтовариство, описується логарифмічною функцією (це зроблено для зручності аналітичного представлення результатів). Виходячи із цього може бути обчислена концентрація, небезпечна для певної частки видів. Відповідна формула має вигляд:

$$C(p) = \frac{\bar{C}_0}{T}, \quad T = \exp \left[ \frac{3\sigma_s d_s}{\pi^2} \ln \left( \frac{1-p}{p} \right) \right], \quad (2.34)$$

де  $C(p)$  – концентрація, небезпечна для частки  $p$  видів співтовариства;  $\bar{C}_0$  – середнє геометричне МНДК для набору досліджуваних у лабораторії  $S$  видів;  $T$  – коефіцієнт запасу;  $\sigma_s$  – стандартне відхилення натуральних логарифмів МНДК для  $S$  видів;  $\pi = 3,14\dots$ ;  $d_s$  – коефіцієнт, що залежить від числа досліджених видів ( $S$ ) і ймовірності того, що  $C(p)$  значно більша ( $\sigma$ ). Коефіцієнт  $d_s$  знаходиться в результаті комп'ютерних

імітацій, і його значення табульовані для даних  $S$  і  $\sigma$  (при збільшенні числа  $S$  його значення прагне до константи 1,81). Авторами також виведена формула для знаходження частки видів  $q$ , для яких дана концентрація  $C$  не перевищує їх МНДК:

$$q = 1 - \left[ 1 + \exp\left(\frac{\pi^2 \ln(\bar{C}_0/C)}{3\sigma_s d_s}\right) \right]^{-1}. \quad (2.35)$$

Метод використовувався в знаходженні граничних концентрацій  $C_d$  для ґрунтової фауни. При цьому процедура включала кілька етапів.

1. Вибір досліджуваних видів: вони повинні представляти різні трофічні й таксономічні групи, розрізнятися по шляхах надходження токсикантів в організм.

2. Проведення лабораторних експериментів по встановленню МНДК для досліджуваних видів (по найбільш чутливих параметрах).

3. Приведення знайдених МНДК до стандартних умов. Багатьма експериментами встановлено, що токсичність важких металів для ґрунтової фауни істотно залежить від концентрації органічної речовини й гранулометричного складу ґрунту. Облік цього здійснюється використанням регресійної моделі.

4. Вибір величин  $p$  й  $\sigma$  розрахунок нормативу  $C(p)$ .

В емпіричному методі, запропонованому М. Д. Гродзинским, критичної вважається навантаження, що не виводить екосистему з однієї класифікаційної типологічної групи в іншу. Ознаки типологічних груп (наприклад, у ландшафтному картографуванні) утворюють досить стійкий комплекс. Вони звичайно відбиваються в їхніх назвах і зафіксовані в різного роду довідкових руководствах. Суб'єктивність даного підходу очевидна (критичні стани цілком визначаються критеріями типології ландшафтів).

У ряді методів екологічного нормування використовуються функції бажаності. Числові значення яких можуть бути переведені у вербальну оцінну шкалу (звичайно 5-бальну із градаціями «відмінно», «добре», «задовільно», «погано», «неприйнятно»). Конкретний спосіб переведення задається або довільно, або на основі критичних точок функції Харрінгтона. Як граничні навантаження приймаються ті, які відповідають границям градацій «добре» або «відмінно» (числові значення функції бажаності 0,63 й 0,8). Процедура переведення реальних значень параметрів у функцію бажаності заснована на ряді довільних допущень. Це робить методи визначення граничних навантажень наближеними й суб'єктивними.

### 2.3.4 Методи, що залучають «зовнішню» інформацію

Найбільш простий спосіб знаходження граничних навантажень може бути реалізований за умови, коли відомі критичні значення «вихідних»

функцій екосистеми (соціально-економічних і біосферних). У цьому випадку критичні значення знаходять із рішення зворотного завдання:

$$x_{кр} = f'(y^*), \quad (2.36)$$

де  $y^*$  – задане (зовні системи) мінімально допустиме значення «вихідної» функції екосистеми  $x_{кр}$  – критичне значення параметра;  $f'$  – функція, зворотна до функції  $f$ , що зв'язує параметри й функції екосистеми  $y=f(x)$ . Аналогічним чином по величині  $x_{кр}$  (при наявності відповідної функції, що зв'язує параметри й навантаження), знаходять граничні значення навантажень.

Порівняємо різні методи (див. рис. 2.5) за критеріями мінімальної суб'єктивності й максимальної простоти.

Обґрунтованість граничних навантажень, одержуваних методами [11] і [12], цілком визначається обґрунтованістю «зовнішньої» інформації. Але її одержання - завдання не менш складне (якщо не значно більше складна, як в [11]). Тому вони навряд чи можуть бути базовими для екологічного нормування.

Методи визначення граничного навантаження як критичної точки функції ([1], [2], [3], [4]) дозволяють чітко формалізованим чином здійснити процедуру знаходження шуканої величини. Вони є найбільш адекватними. По-перше, тому що реалізують сучасні представлення екологів про східчастий характер залежності доза - ефект. По-друге, дають більш реалістичну оцінку граничного навантаження в порівнянні з навантаженням як максимальною недіючою дозою (допускається незначна зміна параметра).

При цьому метод [1] має ряд переваг перед іншими в силу своєї простоти і гнучкості (застосуємо для аналізу залежностей, що відрізняються від «класичних» східчастих кривих).

Всі інші методи мають спільний недолік - велику частку довільності при реалізації процедури знаходження граничних навантажень. Так, в [6], [6а], [8.] використовується параметр, що залежить від прийнятого рівня значимості, що задається довільно. Також дуже істотні відмінності кінцевого результату будуть отримані при різних варіантах завдання нахилу функції бажаності Харрінгтона в [9] й [7].

Отже, базовим для екологічного нормування може бути метод [1].

### 2.3.5 Метод розрахунку граничного значення навантаження

Граничні навантаження розраховуються як критичні точки функції, апроксимуючої залежності доза - ефект. Найдоцільніше в якості апроксимуючого рівняння регресії використовувати логістичну криву виду

$$y = \frac{A - a_0}{1 + \exp(\alpha + \beta x)} + a_0 \quad (2.37)$$

або

$$y = \frac{A - a_0}{1 + \exp(\alpha + \beta x + \gamma x^2)} + a_0 \quad (2.37a)$$

де  $y$  - оцінка параметра,  $x$  - оцінка навантаження,  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  - коефіцієнти,  $a_0$  - мінімальний рівень  $y$ ,  $A$  - максимальний рівень  $y$ .

Коефіцієнти можуть бути знайдені двома способами:

1) методом найменших квадратів (МНК), за допомогою логарифмування (2.37) перетворюється на рівняння прямої

$$\ln\left(\frac{A - a_0}{y - a_0} - 1\right) = \alpha + \beta x \quad (2.38)$$

а (2.37a) - параболи

$$\ln\left(\frac{A - a_0}{y - a_0} - 1\right) = \alpha + \beta x + \gamma x^2, \quad (2.38a)$$

далі коефіцієнти знаходяться за стандартними формулами;

2) ітераційним методом чисельного оцінювання Марквардта. Процедура вимагає значного обсягу обчислень і тому ефективно може бути реалізована тільки з використанням ПЕОМ. Суть методу зводиться до наступного. Задаються початкові значення параметрів (зазвичай це МНК-оцінки). На кожному кроці ітерації значення коефіцієнтів «підганяються» таким чином, щоб рівняння точніше описувало залежність (тобто, щоб мінімізувалась сума квадратів відхилень від кривої). Зупинка процедури відбувається при досягненні заданої величини відмінностей між сусідніми кроками ітерацій.

Коефіцієнти рівняння регресії, отримані двома розглянутими способами, можуть істотно різнитися (рис. 2.7).

У першому випадку параметри  $A$  й  $a_0$  інтерпретуються як верхня і нижня асимптоти, в іншому - як середні значення верхнього і нижнього скупчення точок. Очевидно, що другий варіант інтерпретації є більш реалістичний. Причина в тому, що класичний варіант логістичної кривої складено для опису часових процесів, що характеризуються стабільним виходом на плато. Ми ж маємо справу з описом параметрів у просторовому градієнті.

Для знаходження координат критичних точок функції необхідно прирівняти до нуля її похідні різних порядків і вирішити отримані рівняння відносно  $x$ .

На рис. 2.8 показано поведінку логістичної кривої, її другої і третьої похідних. Видно, що виділяються три критичні точки - верхня, середня і нижня ( $x_v$ ,  $x_c$  і  $x_n$ ). Для рівняння (2.37) їх координати легко знаходяться аналітично через значення коефіцієнтів:

$$x_{\hat{a}} = \frac{-\alpha + \ln(2 - \sqrt{3})}{\beta}, \quad y_{\hat{e}} = \frac{A - a_0}{3 - \sqrt{3}} + a_0, \quad (2.39)$$

$$x_{\hat{n}} = -\frac{\alpha}{\beta}, \quad y_{\hat{c}} = \frac{1}{2}(A - a_0) + a_0, \quad (2.40)$$

$$x_{\hat{i}} = \frac{-\alpha + \ln(2 + \sqrt{3})}{\beta}, \quad y_{\hat{u}} = \frac{A - a_0}{3 + \sqrt{3}} + a_0, \quad (2.41)$$

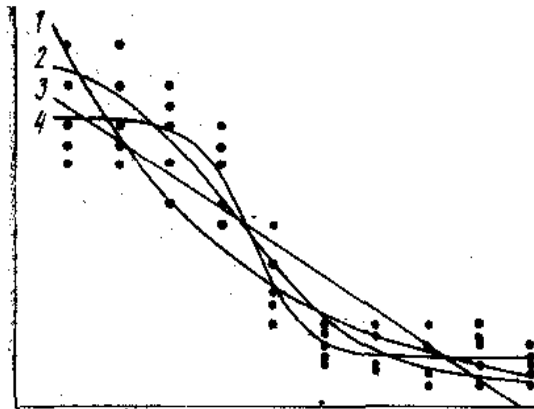


Рис. 2.7 Приклад використання різних рівнянь регресії для апроксимації даних: 1 - експоненціальне рівняння (частина пояснювальної дисперсії дорівнює 78,2%); 2 - логістичне рівняння з обчисленням параметрів традиційним методом найменших квадратів (57,5%); 3 - рівняння прямої (79,4%), 4 - логістичне рівняння з обчисленням параметрів методом чисельного оцінювання Марквардта (91,4%).

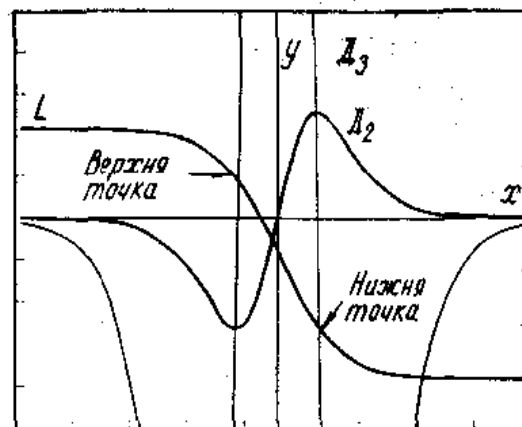


Рис. 2.8 Математичний аналіз логістичної кривої. L - логістична крива, D<sub>2</sub>, D<sub>3</sub> - друга і третя похідні.

У (2.37a) аналітичне представлення координат критичних точок утруднене. Можна скористатися наближеним рішенням. Формула другої похідної має вигляд

$$\frac{d^2 y}{dx^2} = (A - a_0) \lambda \left\{ \frac{2yx + \beta}{1 + \lambda} \right\}^2 \left[ 2 \left( \frac{\lambda}{1 + \lambda} - \frac{y}{(2yx - \beta)^2} \right) - 1 \right], \quad (2.42)$$

де  $\lambda = \exp(\lambda + \beta x + \gamma x^2)$ . Досліджуючи її поведінку, на додатному відрізку осі  $x$  можна встановити абсциси її мінімуму, максимуму і точки перегину (де похідна дорівнює нулю). Вони відповідають  $x_B$ ,  $x_H$  і  $x_C$  логістичної кривої. Точність визначення значень визначається кроком «опробування» похідної.

Іноді буває необхідно за відомим значенням  $y$  знайти відповідне значення  $x$ . Формули мають наступний вигляд:

для (2.37)

$$x = \frac{1}{\beta} \left[ \ln \left( \frac{A - a_0}{y - a_0} - 1 \right) - \alpha \right], \quad (2.43)$$

для (2.37a)

$$x = \frac{-\beta \pm \sqrt{\beta^2 + 4\alpha \left[ \ln \left( \frac{A - a_0}{y - a_0} \right) - y \right]}}{2\alpha}. \quad (2.43a)$$

Якщо (2.43a) не дає істотного виграшу в точності апроксимації в порівнянні з (2.37), переваги необхідно віддати (2.37).

Верхня точка - це початок, а нижня - кінець швидких змін.  $X_C$  являє собою «напівлетальну дозу» ( $LD_{50}$ ), аналогічних базового параметру в токсикометрії. Якщо  $y \in [0, 1]$ , що досягається, наприклад, перетворенням

$$y' = \frac{y - a_0}{A - a_0},$$

критичні точки становлять фіксовану частку від максимального рівня:  $y_e \approx 78,9\% \left[ 1/(3 - \sqrt{3}) \right]$ ,  $y_n \approx 21,1\% \left[ 1/(3 + \sqrt{3}) \right]$ ,  $y_c = 50\%$ .

Випишемо також ряд корисних співвідношень:

$$2y_c = y_e + y_n = A + a_0,$$

$$|x_e - x_c| = |x_c - x_n|.$$

При порівнянні декількох кривих зручно мати показник, що характеризує різкість переходу між верхнім і нижнім рівнями. Ми пропонуємо використовувати індекс крутизни ступені:



$$K = 1 - \left| \frac{x_n - x_g}{x_{\max} - x_{\min}} \right|, \quad (2.44)$$

де  $x_{\min}$ ,  $x_{\max}$  - початок і кінець градієнта навантаження. Теоретично індекс змінюється від нуля (дуже плавний перехід) до одиниці (максимально різкий перехід). Індекс інтерпретується як частка градієнта, де відбуваються плавні зміни параметра до загальної величини градієнта. Легко показати, що

$$x_g - x_n = \frac{1}{\beta} \ln(7 + 2\sqrt{3}), \quad (2.45)$$

тобто індекс - це зручно інтерпретована форма тангенса кута нахилу прямої, описуваної рівнянням (2.38). Очевидно, що порівнювати різні криві по параметру крутизни ступені можна тільки в тому випадку, якщо вони побудовані на одному й тому ж градієнті. Параметри кривих з різними значеннями  $K$  наведено на рис. 2.9. Аналогічні запропонованим індексам показники використовуються в практиці токсикометричних досліджень. У ряді випадків знаходження критичних точок розглянутим способом виявляється неможливим. Це має місце при сильному розкиді даних (або наявності статистичних викидів) в області фонових і малих навантажень. При цьому логістичне рівняння наближається до експоненціального, а знайдені звичайним чином абсциси критичних точок виявляються поза областю реальних значень (наприклад, від'ємними або менше фонових). Можна запропонувати кілька рецептів виходу з цієї ситуації.

1. Усунути статистичні викиди за допомогою однієї з стандартних процедур (при цьому вибірка формується тільки по фоновим значенням).

2. Скористатися функцією бажаності виду

$$y'_i = \begin{cases} 1, & \text{при } y_i \geq \min_i [y_{\text{фон}}^i] \\ \frac{y_i - y_{\min}}{\min_i [y_{\text{фон}}^i] - y_{\min}}, & \text{при } y_i < \min_i [y_{\text{фон}}^i], \end{cases} \quad (2.46)$$

де  $y'_i$  - перетворена величина  $y_i$ ,  $y_{\min}$  - мінімальне значення показника,  $y_{\text{фон}}^i$  - підвбірка значень  $y_i$  в області фонових величин. Дане перетворення нівелює надлишковий розкид, приписуючи всім фоновим значенням максимальну бажаність (одиницю).

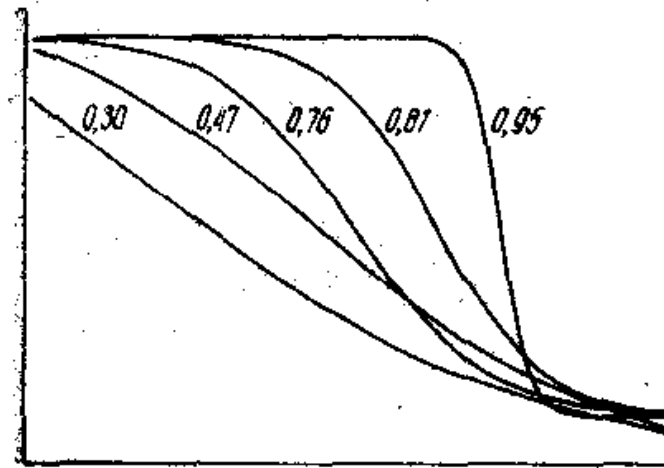


Рис. 2.9. Приклад логістичних кривих з різною величиною, крутизни сходинки

3. Якщо зазначені способи не допомагають і крива не виходить на плато, потрібно або відмовитися від використання даної залежності для знаходження критичних точок, або за рівнянням (1.43) знайти  $x_B$ ,  $x_H$  і  $x_C$  наближено (для  $y = 0,79y_{\max}$ ,  $y = 0,21y_{\max}$ ,  $y = 0,5y_{\max}$  відповідно, де  $y_{\max}$  - значення, розраховується за рівнянням (2.37) для мінімального фоновому рівня навантаження).

Наближена формула для знаходження статистичної помилки абсциси критичної точки (однакова для  $x_B$ ,  $x_H$  і  $x_C$ ):

$$\text{var}(x_{кр}) = \frac{1}{\beta^2} \left[ \text{var}(\alpha) + x_{кр}^2 \text{var}(\beta) \right]. \quad (2.47)$$

Дисперсії коефіцієнтів знаходяться за стандартними формулами.

У систему ціннісних критеріїв входять: безпосереднє виконання соціально-економічних функцій (наприклад, первинна й вторинна продукція певної структури й величини); стійкість екосистеми в цілому (без чого вона не може виконувати свої функції); необхідний внесок конкретної екосистеми у функціонування екосистем більш високого рангу (аж до біосфери в цілому), без чого знову ж неможливе функціонування локальних екосистем і забезпечення здорового середовища для всіх людей.

На першому етапі як точка відліку приймається фоновий стан (для регіонів, у яких зони дії джерел істотно не перекриваються).

Характерний просторовий масштаб у даному варіанті нормування – локальний. Основний об'єкт при розробці нормативів - біогеоценоз (екосистема в межах елементарного водозбірного басейну). Це обумовлено двома обставинами. По-перше, його розміри істотно менше зони впливу великих джерел викидів (тобто біогеоценоз може служити «точкою»

простору). По-друге, біогеоценоз - це екологічний світ людини, тобто характерний просторовий масштаб його сприйняття природи.

Популяції не входять у систему локального нормування. Причини цього наступні. По-перше, локальні популяції можуть виходити за межі конкретних біогеоценозів, а в ряді випадків перекривати зону дії джерела викидів. По-друге, екосистемні параметри можуть залишатися незмінними при трансформації популяцій і зміні видів. Тому вплив на популяції (особливо промислових, рідкісних і зникаючих видів) повинні регламентуватися в рамках регіонального й глобального нормування.

Всі параметри, якими можна описати екосистему, діляться на дві підмножини: основні і корелятивні. До першого відносяться параметри, що безпосередньо задовольняють потреби людини або забезпечують стійке функціонування екосистеми і внесок у функціонування екосистем більш високого рангу, до другого - корелятивно пов'язані з першими, але безпосередньо не інтерпретуються в ціннісних шкалах.

Граничні навантаження знаходять шляхом, виділення критичних точок на кривій доза - ефект, побудованої для всіх основних і корелятивному змінних, що закономірно змінюються в градієнті забруднення. Під критичною точкою розуміється початок найбільш стрімкої зміни параметра. Для побудови дозової залежності необхідне проведення натурних досліджень екосистем, що випробовують різні дози техногенного навантаження від джерела викидів. Інтерпретація результатів базується на методі просторово-тимчасових аналогій: просторовий градієнт вважається «образом» суцесійних змін.

Гранично допустиме екологічне навантаження (ГДЕН) - це мінімальна із граничних навантажень по набору параметрів. Основні параметри визначають поточний (оперативний) норматив, корелятивні-ознайомлювальний (перспективний). Цільові (ноосферні) нормативи можуть бути отримані лише в рамках регіонального і глобального нормування.

Норматив ГДЕН визначає кратність зниження викидів даного джерела до такого рівня, при якому параметри екосистем не будуть відрізнятися від фонових значень на всьому просторі біля цього джерела. Досягнення нормативу може бути здійснено, коли викиди знижені по всіх інгредієнтах. В результаті нормується сукупне навантаження від джерела емісії, а не окремі інгредієнти його викидів. Отриманий норматив означає лише те, що при знайденому рівні навантаження важливі для людини параметри даного типу екосистем у даному регіоні протягом часу дії певного виду джерела викидів не вийдуть за критичний рівень. Екстраполяція результатів за межі обкресленої області неправомірна. Вагається, що одержання нормативу, що визначає кратність зниження викидів, значно більш реалістичний шлях, чим нормування абсолютних величин концентрацій окремих токсикантів.

Нормативи повинні диференціюватися по регіонах (ботанікогеографічним зонам), типам екосистем, типам виробництв і режимам природокористування.

Пропонована концепція нормування має прикладний характер, оскільки все підпорядковано досягненню конкретної мети. При її розробці зроблені наступні істотні спрощення і допущення:

- всі міркування ведуться в припущенні, що екосистеми як у фоновому, так й у трансформованому стані знаходяться на стаціонарних режимах функціонування (це дозволяє залежності доза - ефект - час редукувати до залежностей доза - ефект);

- нормативи отримані для певної структури викидів, а при її істотній зміні необхідна розробка нових;

- схема досліджень може бути коректно здійснена лише в тому регіоні, фонове середовище якого мало відрізняється від доіндустріального стану, тобто саме вважається «гарним».

Крім того, у концепції є наступні слабкі місця: - розбивка параметрів на основні і корелятивні здійснюється експертним шляхом:

- 1) в отриманому нормативі не враховуються можливі віддалені наслідки дії забруднення (тобто норматив дає гарантії тільки на час, рівний періоду дії підприємства, біля якого він отриманий);

- 2) нормативи не мають запасу міцності (введення коефіцієнтів запасу привело б до значного суб'єктивізму);

- 3) вторинні (технологічні) нормативи базуються на матеріалах офіційної статистичної звітності про викиди, яка може бути неповною.

## **2.4 Методи екологічного нормування антропогенних впливів і навантажень на навколишнє середовище**

На різні елементи біосфери здійснюються природні й антропогенні впливи. Незначні за масштабами постійні природні впливи, як правило, компенсуються саморегулюючою здатністю екосистем. Якщо антропогенний вплив перевищує певний рівень, він може привести до порушення екологічної рівноваги. У зв'язку із цим для вирішення завдань, пов'язаних із забезпеченням екологічної безпеки, досить важливим є знання прийнятних рівнів антропогенного впливу, рівнів забруднення навколишнього середовища та навантажень, що впливають на людину, популяції тварин і рослин, біогеоценози.

Антропогенний вплив і антропогенне навантаження є взаємозалежними поняттями. Антропогенним впливом у загальному випадку є будь-який вид господарської діяльності людини, що здійснює вплив на природне середовище. Ця діяльність характеризується виникненням тих або інших антропогенних факторів. До числа таких антропогенних факторів можна віднести різного роду фізичні поля, як

результат людської діяльності, наприклад, поле концентрації шкідливих хімічних речовин у повітрі, поля радіоактивних випромінювань. Антропогенне навантаження являє собою кількісну міру (ступінь) прямого або непрямого впливу людини в процесі його господарської діяльності на навколишнє середовище. У деяких випадках навантаження ідентифікується із впливом.

При обґрунтуванні допустимих рівнів антропогенного впливу й антропогенних навантажень передбачається проведення аналізу ефектів впливу різних факторів на людину й навколишнє середовище, реакцій організмів, популяцій, екологічних систем на впливи, визначення різних видів збитку від впливу, виявлення критичних факторів впливу й найбільш чутливих елементів біосфери з погляду наслідків впливу й з урахуванням результатів цього аналізу, визначення припустимих навантажень для окремих організмів і популяцій, співтовариств, екосистем і регіонів.

При цьому в якості допустимого приймається таке навантаження яке не викликає небажаних змін і наслідків в організмів, що живуть на землі, у першу чергу в людини, і не призводить до погіршення якості природного середовища.

Кількісною мірою допустимого антропогенного впливу як правило, є рівень того або іншого фізичного впливу. Наприклад, у випадку, радіаційного впливу це буде гранично-допустимий рівень випромінювань або гранично-допустима концентрація (ГДК) радіоактивних речовин у навколишньому середовищі, при хімічному забрудненні - гранично-допустима концентрація (ГДК) шкідливих речовин. Кількісна міра допустимого екологічного навантаження позначається ГДЕН і за фізичним змістом, як правило, виражає кількість якої-небудь шкідливо діючої субстанції, розрахованої на індивідуум (особу), популяцію, екосистему прикладами можуть бути середня гранична, смертельна токсодоза СДОР, гранично-допустима індивідуальна доза опромінення і колективна доза опромінення радіоактивним випромінюванням. Разом з тим, в якості кількісної міри допустимого екологічного навантаження, використовуються гранично-допустимі концентрації, встановлювані за токсикологічною ознакою або біогеохімічним методом.

Гранично-допустимі концентрації, що характеризують антропогенний вплив шкідливих речовин на людину, а не навантаження, обґрунтовуються виходячи із санітарно-гігієнічних міркувань. В даний час розроблена й діє система санітарно-гігієнічних норм гранично-допустимих концентрацій забруднюючих речовин у природних середовищах, розрахованих на середню людину. Встановлені ГДК для хімічних шкідливих речовин, радіоактивних речовин для повітряного середовища робочих приміщень об'єктів, для атмосфери міст та інших населених пунктів, для води відкритих водойм і т.д. Розроблені методики встановлення максимально допустимих концентрацій (МДК) хімічних

речовин для осіб, які залучаються до ліквідації аварій на хімічно небезпечних об'єктах. Всі зазначені норми стосуються гранично-допустимих рівнів антропогенних впливів на людину. Встановлення меж допустимих навантажень при антропогенному впливі на популяції тварин і рослин, що формують екосистеми, здійснюється порівняно недавно. В даний час вироблені і встановлені ГДК для рибогосподарських водойм – для популяцій риб, що мають промислове значення, ведеться обґрунтування ГДК для інших гідробіонтів. Ці ГДК визначаються в основному за токсикологічною ознакою шкідливості на рівні організмів і популяцій. Токсикологічний метод встановлення ГДК ґрунтується на результатах експериментальних пошуків границь між токсичними, граничними і недіючими концентраціями хімічних шкідливих речовин для різних видів, груп і стадій розвитку гідробіонтів. При цьому токсичною вважається така концентрація забруднюючих речовин, при якій відносні (у порівнянні з контрольними дослідженнями) показники виживаності, плідності, росту і біопродукування знижуються більш ніж на 50 %. Граничною вважають концентрацію, при якій зниження значень зазначених показників не перевищує 50%, максимальною недіючою (підпороговою) концентрацією – при якій показники життєдіяльності гідробіонтів відхиляються не більше ніж на 25%.

При встановленні екологічної норми для кожної популяції приймається коефіцієнт запасу, що представляє собою відношення допустимого впливу до критичного

$$K_{m_i} = \frac{q_g}{q_k}, \quad (2.48)$$

де  $K_{m_i}$  – коефіцієнт запасу для  $m$  - популяції із розрахунку на вплив  $i$  -інгредієнта;  $q_g$  – припустимий вплив;  $q_k$  – критичний вплив.

Величина коефіцієнта запасу, наприклад, для популяції вухастого окуня і забрудненні водойми сполуками міді приймається 0,02, для популяції райдужної форелі і інгредієнта – сполук хрому – 0,003. Для деяких популяцій й інгредієнтів коефіцієнт запасу приймається рівним 0,05–0,1. У цьому випадку допустимі концентрації забруднюючих речовин повинні бути в 10–20 разів нижче ЛК<sub>50</sub> (летальної для 50 % особин популяції).

При обґрунтуванні екологічних норм необхідно враховувати, що реакції популяцій різних видів на ті самі впливи можуть істотно відрізнятися. Найчастіше санітарно-гігієнічна норма, встановлена для людини, наприклад ГДК, при якій забезпечується захист, є неприйнятною для деяких видів тварин і рослин. Хоча побутує хибна думка про те, що

ГДК по тим або іншим шкідливим речовинам, виведеним для людини, автоматично є ГДК і для інших представників біоти.

Необхідно відзначити ще одну важливу обставину, що стосується ГДК. ГДК прийнято встановлювати для цілком певного середовища: для атмосферного повітря, води відкритих водойм, і т.п. При обґрунтуваннях величин ГДК не враховуються зовсім або враховуються лише частково ефекти хімічного й біологічного нагромадження шкідливих речовин у високих концентраціях у результаті їхнього переходу з одного середовища в інше, наприклад, з повітря у воду, з води в біоту і т.д. Не враховується нагромадження шкідливих речовин у харчових ланцюгах, перетворення при міграції у більш токсичні форми й т.д. Разом з тим зазначені процеси іноді мають вирішальне значення у визначенні критичних ланок екосистем, особливо якщо врахувати нагромадження шкідливих речовин рибами, птахами, ссавцями, що грають важливу роль у харчових ланцюгах. Наприклад, коефіцієнт нагромадження рибою поліхлорбіфенілів, що входять до складу багатьох мастильних матеріалів, гідравлічних рідин, синтетичних смол, становить  $10^3$ - $10^5$  птахами й ссавцями, пов'язаними з водним середовищем,  $10^7$ - $10^8$ .

Сучасне екологічне нормування відбувається з урахуванням всіх складних процесів поширення хімічних шкідливих речовин антропогенного походження в навколишньому середовищі, структури екосистем, з урахуванням можливих шляхів хімічних перетворень, а також можливих шляхів надходження цих інгредієнтів у живі організми.

Відзначені вище міркування можуть бути матеріалізовані при екологічному нормуванні лише за умови застосування певних методів кількісної оцінки.

#### **2.4.1 Метод екологічного нормування, заснований на аналізі матеріального балансу**

Суть методу полягає у складанні рівняння матеріального балансу забруднювачів антропогенного походження.

Розглядається екосистема, що складається з  $N$  компонентів, під якими маються на увазі популяції й елементи середовища.

Система характеризується вектором станів

$$X = (x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N), \quad (2.49)$$

де  $x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N$  – стани компонентів екосистеми, матрицею концентрацій інгредієнтів в екосистемі

$$C = \begin{vmatrix} c_{11}, & c_{22} \dots & c_{i1} \dots & c_{N1} \\ c_{12}, & c_{22} \dots & c_{i2} \dots & c_{N2} \\ c_{1j}, & c_{2j} \dots & c_{ij} \dots & c_{Nj} \\ c_{1M}, & c_{2M} \dots & c_{iM} \dots & c_{NM} \end{vmatrix} \quad (2.50)$$

де  $i=1 \dots N$  – компоненти системи;  $j=1 \dots M$  – інгредієнти, що забруднюють середовище.

Антропогенне надходження  $j$ -го інгредієнта в  $i$ -ий компонент екосистеми характеризується величиною  $E_{ij}$ , зміна концентрації  $i$ -го інгредієнта в компоненті розрахована на одиницю інгредієнта, виражається функцією  $B_i(x_i)$ , вектор зовнішніх впливів (крім забруднень), що істотно впливають на стан екосистеми (зміна температури, водності, площ рослинного покриву і т.п.) записується у вигляді  $S(S_1 \dots S_i, \dots S_n)$ .

Динаміка стану екосистеми описується системою рівнянь

$$\begin{aligned} \frac{dx_i}{dt} &= F_i(X, C, S), \\ \frac{dC_{ij}}{dt} &= \Phi_{ij}(X, C) + E_{ij}\beta_i(x_i), \end{aligned} \quad (2.51)$$

де,  $F_i(X, C, S)$  – функція, що описує зміну стану  $i$ -го компонента;  $\Phi_{ij}(X, C)$  – функція зміни концентрації  $j$ -го інгредієнта в  $i$ -му компоненті, обумовленого хімічними, хіміко-біологічними й іншими перетвореннями й переходами інгредієнтів між середовищами (компонентами).

Друге з наведених рівнянь, є рівнянням матеріального балансу забруднюючої речовини в екосистемі, виражене в диференціальній формі.

Розв'язок цієї системи дає можливість одержати нормовані величини концентрацій й інтенсивності надходження тієї або іншої забруднюючої хімічної речовини (інгредієнта) для  $i$ -го компонента системи й для всієї екосистеми, тобто  $C_i$  й  $E_i$ , а також  $C$  і  $E$ .

Однак для цього необхідно знати  $x_i$ ,  $S$ ,  $\beta_i$  і рішення проводити для кожного компонента екосистеми з дотриманням умови:

$$D_{ij}(x_i, c_{ij}) \leq D_{ij}^0, \quad (2.52)$$

де  $D_{ij}(x_i, c_{ij})$  – збиток, що наноситься  $i$ -ому компоненту системи при забрудненні тим або іншим інгредієнтом при даному стані компонента  $x_i$



концентрації інгредієнта  $c_{ij}$ ;  $D_{ij}^0$  – гранично-допустимий вплив на  $i$ -ий компонент екосистеми.

Величина  $D_{ij}^0$  при даному стані компонента повинна відповідати максимально припустимому значенню концентрації  $C_{ij}^0$ , в  $i$ -му середовищі екосистеми. При цьому має місце умова:

$$0 \leq C_i \leq C_i^0(x_i). \quad (2.53)$$

Крім цих умов, під час рішення розглянутої системи рівнянь варто брати до уваги функцію корисності того виробництва, що обумовлює антропогенне навантаження на розглянуту екосистему. Аргументом цієї функції є обсяги неминучих викидів шкідливих хімічних речовин у навколишнє середовище, що виражається величиною  $E$ . Функція корисності залежить також від  $S$  і стану екосистеми  $X$ . Вимога максимізації корисних ефектів, що враховує при рішенні системи, записується у вигляді

$$V(E, S, X) dt \rightarrow \max, \quad (2.54)$$

де  $E$  – вектор надходження забруднюючих речовин в екосистему. Необхідно відзначити, що функція корисності виробництва є монотонно зростаючою до деяких значень її аргументу  $E_{ij}$ , потім, коли збиток, що наноситься навколишньому середовищу, або витрати на очищення викидів (скидів) перевищують корисність, починається її низхідна гілка.

Грунтуючись на наведених вище загальних міркуваннях по кількісному обґрунтуванню екологічного нормування, звернемося до розгляду одного з найбільш простих окремих випадків, коли розрахунки ведуться для одного компонента екосистеми й забруднення середовища обумовлюється лише одним інгредієнтом. Крім того припустимо, що зміна концентрації цього інгредієнта лінійно пов'язана з її величиною. Ці окремі випадки є характерним для круговороту забруднюючих речовин в абиотичних компонентах екосистеми й розрахунків екологічного навантаження на компонент, що лімітує (середовище) тієї або іншої екосистеми. Він має фактичну реалізацію при спостереженні й оцінці стану екосистеми.

Отже, у розглянутому випадку записується одне рівняння

$$\frac{dC}{dt} = AC + E, \quad (2.55)$$

де  $A = \|a_{ij}\|$  – матриця коефіцієнтів переходу інгредієнта між середовищами.

Компонента вектора  $E$  для розглянутого  $i$ -го середовища визначається по формулі

$$E_i = k_i \beta_i E = K_i E, \quad (2.56)$$

де  $E$  – загальний викид шкідливої речовини в навколишнє середовище;  $k_i$  – його частка, що надходить в  $i$ -те середовище;  $\beta_i$  – нормуючий множник

$$K_i = k_i \beta_i.$$

Вимога максимізації корисного ефекту запишеться у вигляді

$$E \rightarrow \max.$$

Ця умова записана виходячи з того, що для досягнення максимальної корисності виробництва неминуче доводиться збільшувати кількість викидів.

Обмежимося розглядом стаціонарного стану екосистеми, коли рівняння (1.8) запишеться у вигляді

$$AC + E = 0. \quad (2.57)$$

З останнього рівняння знаходимо

$$c_i = -\frac{K_i E}{A}. \quad (2.58)$$

Оскільки величина концентрації повинна задовольняти умову

$$0 \leq C_i \leq C_i^0,$$

можемо записати

$$-A^{-1} K_i E \leq C_i^0, \quad (2.59)$$

де  $C_i^0$  – максимально допустима концентрація інгредієнта в розглянутому середовищі.

Далі завдання полягає у визначенні оптимального значення загального викиду шкідливої хімічної речовини в навколишнє середовище  $E_{opt}$ . Для цього аналізується крива корисного ефекту, з урахуванням витрат

на компенсацію збитку або очищення викидів (скидів) і співвідношення (1.59). Розв'язок записується у вигляді:

$$E_{OPT} = \min \left[ \frac{C_i^0}{(-A^{-1}K)_i} \right]. \quad (2.60)$$

Допустима концентрація інгредієнта в компоненті (середовищі) екосистеми визначається за формулою

$$C_i^0 = -A^{-1}K_i E_{opt}. \quad (2.61)$$

За допомогою наведених розрахункових формул можна не тільки знайти  $C_i^0$  і  $E_{opt}$ , але й визначити лімітуюче в сенсі екологічних навантажень, середовище.

Проілюструємо можливості розглянутої методики на прикладі викидів і емісії ртуті в атмосферу, її переносі, випаданні й подальшій міграції.

Сполуки ртуті, як відомо, становлять серйозну небезпеку не тільки для людини, але й для багатьох інших живих організмів. Антропогенний викид ртуті здійснюється, головним чином, в атмосферу. В атмосферу щорічно викидається більше 5 тис. т при спалюванні твердого палива й нафти й близько 10 тис. т при переробці мінеральної сировини ртуті у вигляді її парів і неорганічних сполук. У гідросферу антропогенний викид ртуті значно менший.

Надходження ртуті в навколишнє середовище за рахунок природних джерел, наприклад, вивітрювання гірських порід і ґрунтів, приблизно на порядок, менші.

У природних середовищах ртуть перебуває у вигляді металевої ртуті, неорганічних й органічних сполук, в атмосфері в перших двох формах.

Рівняння матеріального балансу ртуті антропогенного й природного походження в  $i$ -му середовищі в диференціальній формі записується в такий спосіб:

$$\frac{dQ_i}{dt} = k_{iант} E_{ант} + k_{ie} E_e - \sum_i \frac{Q_i}{\tau_{il}} + \sum_i \frac{Q_l}{\tau_{li}}, \quad (2.62)$$

де  $E_{ант}$ ,  $E_e$  – відповідно, надходження ртуті антропогенного й природного походження в природні середовища;  $k_{iант}$ ,  $k_{ie}$  – частки ртуті антропогенного й природного походження, що надходять у  $i$ -те середовище;  $l$  – будь-яке природне середовище, крім  $i$ -го;  $Q_i$ ,  $Q_l$  – загальна

кількість ртуті в середовищах  $i$  та  $l$ , здатної до міграції;  $\tau_{il}$  - середній час виведення ртуті з одного середовища в інше.

Звертаючись до розгляду рівноважних умов, переходячи від загальних кількостей ртуті до їхніх концентрацій, відповідно до формули

$$C_i = C_{0i} \frac{Q_i}{Q_{0i}}, \quad (2.63)$$

де  $Q_{0i}$ ,  $C_{0i}$  - природний вміст і природна концентрація ртуті, і керуючись описаним раніше підходом, можна записати формули для оцінки максимально допустимих викидів ртуті в те або інше середовище.

Якщо в якості природного середовища врахувати атмосферу, ґрунт і поверхневі води, то формула для визначення максимально допустимого викиду ртуті буде мати вигляд:

$$E_{\text{ант}} = \min \left[ \frac{\frac{C_{\text{Па}} Q_{0a}}{C_{0a}} - a_{12} E_e}{a_{11} k_a + a_{12} k_{\text{П}}}; \frac{\frac{C_{\text{ПВ}} Q_{0B}}{C_{0B}} - a_{32} E_e}{a_{31} k_a + a_{32} k_{\text{П}}} \right], \quad (2.64)$$

де  $C_{0a}$ ,  $C_{\text{Па}}$  - природна і гранично-допустима концентрації ртуті в атмосфері;  $C_{0B}$ ,  $C_{\text{ПВ}}$  - природна і гранично-допустима концентрації ртуті у воді;  $Q_{0a}$ ,  $Q_{0B}$  - вміст ртуті в атмосфері й воді, відповідно, при відсутності антропогенних джерел;  $k_a$ ,  $k_{\text{П}}$  - частки кількості ртуті антропогенного походження, що надходить в атмосферу і у ґрунт;  $a_{11}$ ,  $a_{12}$ ,  $a_{31}$ ,  $a_{32}$  - елементи матриці  $A^{-1}$ , що показують напрямок переходу ртуті (індексом 1 позначена атмосфера, індексом 2 - ґрунт, індексом 3 - вода).

Розрахунки по цій формулі проводяться двічі: для випадку викиду ртуті в атмосферу й для випадку її скиду в поверхневі води. Як максимально допустимий викид приймається менша з отриманих у результаті розрахунків величин.

У розглянутому прикладі в якості вихідних даних для розрахунків прийняті наступні:

$$E_e = 6,3 \cdot 10^3 \text{ т/год}; \quad Q_{0a} = 3 \cdot 10^2 \text{ т}; \quad Q_{0\text{П}} = 3,6 \cdot 10^6 \text{ т}; \quad Q_{0B} = 1,5 \cdot 10^5 \text{ т};$$

$$C_{0a} = 10^{-9} \text{ г/м}^3; \quad C_{\text{Па}} = 3 \cdot 10^{-7} \text{ г/м}^3; \quad C_{\text{ПВ}} = 0,5 \mu\text{кг/л}.$$

Як показують розрахунки, менша величина результату відповідає викиду ртуті у воду і становить  $(3 \div 4) \cdot 10^4$  т/рік. Вона може бути прийнята за максимально допустимий викид.

Скориставшись співвідношенням (1.64) і підставивши в нього отриману величину  $E_{\text{ант}}$  -  $(3 \div 4) \cdot 10^4$  т/рік, можна знайти концентрацію ртуті в повітрі при такому викиді. Вона становить  $10^{-8}$  г/м, тобто в 30 разів

менше, ніж ГДК ( $C_{па}$ ). Звідси виходить, що якби викид призвів до встановлення концентрації ртуті в атмосфері, що відповідає ГДК, то у воді прісноводних водойм концентрація ртуті була б в 30 разів вища за ГДК.

Лімітуючим середовищем забруднення в розглянутому випадку є вода. А лімітуюча концентрація ртуті в приземному шарі атмосфери, при якій концентрація ртуті у воді відповідає ГДК (0,5 г/л), становить  $10^{-8}$  г/м<sup>3</sup>.

#### **2.4.2 Метод екологічного нормування, заснований на допустимих дозових навантаженнях**

В даному методі оцінки антропогенних навантажень проводиться моделювання процесів розсіювання та впливу на ті або інші популяції шкідливих речовин, при якому передбачається визначення можливих (очікуваних) дозових навантажень цих речовин. При цьому, простежується трансформація антропогенних шкідливих речовин, що викидаються різними джерелами, по різних ланцюгах, у тому числі харчових. Дозові навантаження визначаються з урахуванням надходження токсикантів із всіх середовищ. Для різних видів популяцій встановлюються нормовані антропогенні навантаження для цих популяцій.

Спираючись на науково-обгрунтовані гранично-допустимі дозові навантаження для різних видів популяцій та інших об'єктів навколишнього середовища, за допомогою моделей, можна зробити розрахунок нормованих похідних величин, що характеризують рівень антропогенного впливу. До числа таких похідних величин відноситься концентрація шкідливих речовин (хімічних, радіоактивних), а для радіоактивних речовин також інтенсивність випромінювання. Зазначені вище похідні величини, розраховані для гранично-допустимих дозових навантажень, є екологічними нормами, найбільш прийнятними для практичного використання.

Метод екологічного нормування, заснований на гранично-допустимих дозових навантаженнях, у випадку радіоактивного забруднення навколишнього середовища є найбільш доречним.

Розглянемо узагальнену модель, що лежить в основі розрахунків даного методу. Навколишнє середовище представляється у вигляді ряду резервуарів (ланок), у якості яких можуть виступати різні види середовищ, елементи біосфери й т.п. Забруднююча речовина антропогенного походження із джерела викидається в один з цих резервуарів і далі перетікає по тій або іншій схемі (ланцюжку) з одного резервуара в іншій, доти, доки не вийде із системи або перейде в таке середовище, звідки його подальше транспортування практично виключається. Кожний з можливих переходів забруднюючої речовини характеризується певною величиною коефіцієнта переносу. У даній моделі важливими параметрами є коефіцієнти переносу або розподілу речовини між середовищами й час

його перебування в тому або іншому резервуарі (швидкість проходження через резервуар).

У загальному випадку динаміка переходу речовин з одного резервуара (ланки зовнішнього середовища) до іншого й обміну між резервуарами може бути виражена диференціальним рівнянням виду:

$$\frac{dC_i}{dt} = C_{0,i} + \sum_n K_{ni} C_n - \sum_j K_{ij} C_i, \quad (2.65)$$

де  $C_i$  – концентрація забруднюючої речовини в  $i$ -му резервуарі;  $C_{0,i}$  – швидкість зміни концентрації забруднювача в  $i$ -му резервуарі, обумовлена надходженням речовини в результаті антропогенного впливу на середовище;  $K_{ni}$  – коефіцієнт переносу забруднювача з  $n$ -го резервуара в  $i$ -ий;  $K_{ij}$  – коефіцієнт переносу забруднювача з  $j$ -го резервуара в  $i$ -ий.

Замість концентрацій у цьому рівнянні можуть використовуватися маси забруднювача в резервуарах. Тоді величина  $C_{0,i}$  – набуде значення інтенсивності антропогенного надходження речовини в  $i$ -ий резервуар.

На рис. 2.10 як приклад наведена схема одного з варіантів системи резервуарів і шляхів поширення забруднень у природних середовищах.

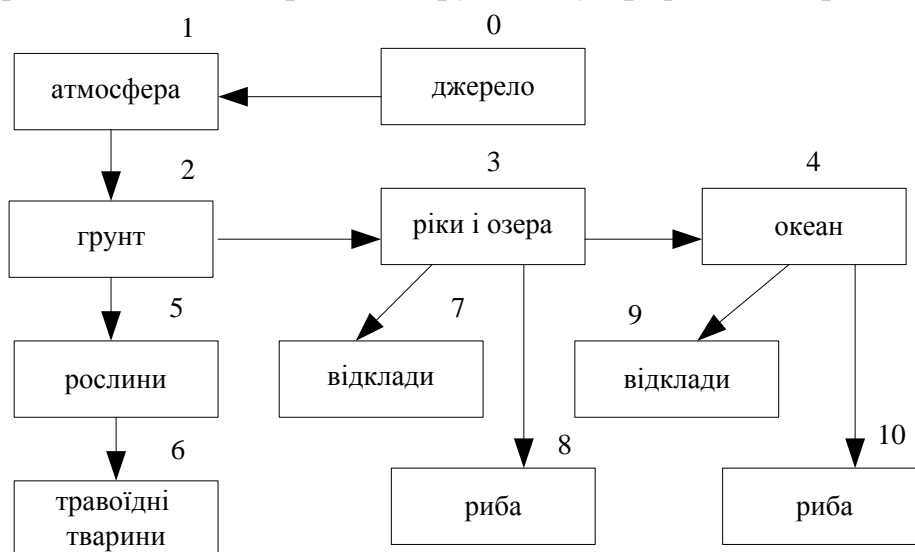


Рис. 2.10 Схема природних резервуарів і шляхів поширення антропогенних забруднень (варіант).

За наявності даних про коефіцієнти переносу неважко визначити забруднення кожного з середовищ або біот. Наприклад, при інтенсивності джерела забруднення, рівної  $I$ , забруднення, що надходить в океан двома шляхами  $[(0 \rightarrow 1 \rightarrow 2 \rightarrow 3 \rightarrow 4) \text{ і } (0 \rightarrow 1 \rightarrow 4)]$ , можна виразити сумою

$$I \cdot P_{01} \cdot P_{12} \cdot P_{22} \cdot P_{34} + I \cdot P_{01} \cdot P_{14}, \quad (2.66)$$

де  $P$  – позначені коефіцієнти переносу. Індексомі показані номери резервуарів, позначених на схемі.

Розглянутий метод застосовується в теорії й практиці забезпечення радіаційної безпеки людини. Основним параметром по якому оцінюється радіаційне антропогенне навантаження й вплив радіаційних факторів на здоров'я й життєдіяльність людей є індивідуальна або колективна (для тих або інших груп населення) еквівалентна доза опромінення. Цей параметр в інтегральній формі характеризує міру впливу іонізуючих випромінювань будь-яких видів на людину, тобто падаючу на нього антропогенне навантаження по радіаційних факторах. Прямий вимір цього навантаження далеко не завжди можливий. Тому при екологічному нормуванні навантаження представляється доцільним користуватися деякими похідними від дози вимірюваними або розрахунковими параметрами. До числа цих параметрів варто віднести:

- потужність експозиційної або поглиненої дози випромінювання;
- концентрації радіонуклідів у повітрі, воді й інших середовищах;
- ступінь поверхневого забруднення об'єктів навколишнього середовища радіонуклідами.

Зазначені похідні параметри визначаються розрахунковим шляхом при прогнозуванні антропогенного впливу й навантажень.

Розрахунки проводяться з урахуванням всіх можливих шляхів трансформації радіоактивних речовин з резервуара в резервуар. При проведенні розрахунків передбачається використання методів імітаційного моделювання процесів поширення радіоактивних речовин у різних середовищах. В якості моделей поширення ЗР у повітряному середовищі, у якому головним чином, відбуваються викиди ЗР, можуть бути використані:

- модель локального масштабу (у зоні радіусом 10 км) Пасквілла-Гіффорда;
- мезомасштабна лагранжева модель, що описує з достатньою точністю поширення ЗР в атмосфері до відстаней у кілька десятків кілометрів;
- регіональна лагранжева модель, що описує поширення ЗР в атмосфері на відстані (до 1000-1500 км).

Вихідними даними для розрахунків є кількісні характеристики антропогенних викидів ЗР в атмосферу і їхні скиди в інші середовища, здійснювані радіаційно-небезпечними об'єктами, метеорологічна і синоптична інформація та ін.

Між вимірюваними і розрахунковими похідними параметрами та дозовими навантаженнями існують цілком певні залежності. Ці залежності визначаються багатьма факторами, у тому числі шляхами можливого опромінення. Все різноманіття цих шляхів, а також процесів, що відбуваються з радіоактивними речовинами, що викидають у повітряне середовище при радіаційних аваріях, показане на рис. 2.11.

Аналіз даних, наведених на рис. 2.11, показує, що радіаційне антропогенне навантаження на людину та інші популяції екосистем, у випадку викиду ЗР в атмосферу, може складатися з:

- доз зовнішнього гамма-опромінення в хмарі ЗР;
- доз зовнішнього бета-опромінення в хмарі ЗР;
- доз внутрішнього бета-гамма-опромінення за рахунок вдихання повітря, забрудненого ЗР;
- доз зовнішнього бета-гамма-опромінення від забруднених ЗР ділянок відкритої шкіри і одягу;
- доз зовнішнього бета-гамма-опромінення від забруднених ЗР поверхонь землі, будинків, споруд і т.п.;
- доз внутрішнього бета-гамма-опромінення за рахунок вживання забруднених ЗР води і продуктів харчування.

Конкретний вид співвідношень, що пов'язують дози опромінення з похідними параметрами (рівнями радіаційних полів або концентрацій) залежить від використовуваних моделей процесів поширення і впливу ЗР, прийнятих при розрахунках, характеру джерела ЗР та інших факторів. При розгляді аварійних викидів приймається до уваги фаза аварії.

У процесі розвитку аварії, пов'язаної з викидом ЗР в атмосферу, звичайно, розрізняють три тимчасових фази: ранню; проміжну; пізню (відновлену). Рання фаза включає період високої потенційної небезпеки викиду ЗР і більшої частини цього викиду. Проміжна фаза охоплює період, що враховує від декількох годин після початку викиду до декількох днів і більше. Пізня (відновлена) фаза характеризується нормалізацією обстановки й залежно від масштабів викиду може тривати від декількох тижнів до декількох років.

У кожній із цих фаз при проведенні розрахунків антропогенних навантажень є свої особливості, які знаходять висвітлення в застосовуваних співвідношеннях, що зв'язують дозові величини з рівнями полів і концентрацій. Так, наприклад, при оцінці навантажень на ранній фазі аварії використовується таке поняття, як часовий інтеграл концентрації радіонукліда в повітрі. Під ним розуміється інтеграл від функції, що виражає закономірності зміни концентрації ЗР у розглянутій точці за той або інший часовий інтервал (період опромінення).

Ця величина є мірою потенційно важливих джерел опромінення від хмари, що проходить, а саме бета- і гамма-випромінювання, внутрішнього опромінення від вдихання радіоактивної речовини й бета-опромінення шкіри речовиною, що осіла на шкіру й одяг.

Кожний з перерахованих шляхів опромінення, крім дози від гамма-випромінювання із хмари, може бути пов'язаний досить простою залежністю з проінтегрованою за часом концентрацією радіонукліда в повітрі.





Рис. 2.11 - Блок-схема шляхів опромінення і модельованих процесів.

Потужність же дози гамма-випромінювання із хмари, крім тимчасового інтеграла концентрації, залежить від форми й висоти хмари, інтенсивності викиду радіоактивної речовини та інших факторів.

Приведемо розрахункові співвідношення для визначення дози опромінення ( $D$ ), отримані на основі матеріалів МАГАТЕ.

Для ранньої фази аварії

а) зовнішнє бета-опромінення від хмари викиду

$$D = I_k \cdot P_\beta \cdot k, \quad (2.67)$$

де  $I_k$  – інтеграл концентрації радіонукліду у повітрі ( $\text{Бк} \cdot \text{с} \cdot \text{м}^3$ );  $P_\beta$  – потужність дози для шкіри розрахований на одиницю концентрації нукліда в повітрі ( $\text{Зв} \cdot \text{с}^{-1}$  на  $\text{Бк} \cdot \text{м}^3$ ) (вибирається з таблиці);  $k$  – коефіцієнт екранування, що враховує ефективно захищену частину шкіри.

б) внутрішнє бета- гамма-опромінення від хмари викиду

$$D = I_k \cdot B \cdot D_{inh}, \quad (2.68)$$

де  $B$  – інтенсивність подиху ( $\text{м}^3/\text{с}$ );  $D_{inh}$  – очікувана еквівалентна доза на одиницю надходження радіонукліду в організм при вдиханні ( $\text{Зв}/\text{Бк}^{-1}$ ) (вибирається з таблиці).

в) зовнішнє бета-опромінення від радіонуклідів, що осіли на шкіру або одяг

$$D = I_k \cdot D_{sk} \cdot V_{sk} \cdot k, \quad (2.69)$$

де  $D_{sk}$  – інтегральна доза для шкіри розраховується на одиницю забруднення на шкірі або одязі ( $\text{Зв}/\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ ) (вибирається з таблиці);  $k$  – коефіцієнт екранування.

г) зовнішнє гамма-опромінення від забрудненої земної поверхні:

$$D = S \cdot \int_0^\tau P_\gamma(t) dt \cdot k, \quad (2.70)$$

де  $S$  – ступінь радіоактивного забруднення підстилаючої поверхні ( $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ );  $\int_0^\tau P_\gamma(t) dt$  – часовий інтеграл від потужності еквівалентної дози опромінення для всього тіла розрахований на одиницю ступеня забруднення (при постійному перебування на відкритому повітрі вибирається з таблиць, зазвичай для  $T$ , рівному одному тижню)

$$D = P_\gamma \cdot \frac{1 - e^{-\lambda T}}{\lambda} \cdot k, \quad (2.71)$$

де  $P_\gamma$  – потужність дози зовнішнього гамма-опромінення над землею.

д) внутрішнє бета-, гамма-опромінення за рахунок вдихання радіоактивного пилу, що здійнявся

$$D = S \cdot B \cdot D_{inh} \cdot \int_0^T k(t) e^{-\lambda R t} dt, \quad (2.72)$$

де  $k(t)$  – коефіцієнт, що показує частку радіоактивних продуктів, що осіли на землю, та знову потрапили в повітря і забруднили його;  $\lambda_R$  – константа радіоактивного розпаду радіонукліда.

**Для проміжної фази аварії**

а) зовнішнє гамма-опромінення

$$D = S \cdot \int_0^{1200} P_\gamma(t) dt \cdot k, \quad (2.73)$$

де  $P_\gamma$  – потужність еквівалентної дози для всього організму **розраховується** на одиницю ступеня забруднення поверхні Землі (вибирається з таблиці)

$$D = P_\gamma \cdot \Theta \cdot k, \quad (2.74)$$

де  $\Theta$  - інтегральна потужність еквівалентної дози на одиницю потужності дози в нульовий момент часу ( $\Theta = \frac{\int_0^{1200} P_\gamma(t) dt}{P_\gamma(0)}$ , вибирається з таблиці);

б) внутрішнє бета-, гамма-опромінення за рахунок вдихання радіоактивного пилу

$$D = S \cdot B \cdot D_{inh} \int_0^{1200} k(t) \cdot e^{-\lambda R t} dt. \quad (2.75)$$

## 2.5 Радіоактивне опромінення за рахунок споживання забруднених харчових продуктів

а) радіоактивні речовини рівномірно розподілені в харчовому продукті

$$D = C \cdot Q_p \cdot D_{ing} \cdot G_g, \quad (2.76)$$

де  $C$  – концентрація ЗР у харчовому продукті ( $\text{Бк кг}^{-1}$ );  $Q_p$  – річне надходження в організм харчового продукту ( $\text{кг/рік}$ );  $D_{ing}$  – очікувана ефективна еквівалентна доза на одиницю перорального надходження радіонукліда ( $\text{Зв} \cdot \text{Бк}^{-1}$ ), вибирається з таблиць;  $G_g$  – відношення інтеграла концентрації радіонукліда по тимчасовому інтервалу за один рік до концентрації в заданий момент часу ( $\text{Бк} \cdot \text{рік} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ );

б) радіоактивні речовини забруднюють пасовище

$$D = S' \cdot Q_r \cdot D_{ing} \cdot G_g. \quad (2.77)$$

де  $G_g$  – інтеграл концентрації радіонукліду у харчовому продукті по інтервалу 1 рік на одиницю початкової концентрації цього радіонукліду на пасовище;  $S$  – рівень забруднення пасовища;

в) внутрішнє бета-, гамма-опромінення за рахунок уживання питної води

$$D = C \cdot Q_r \cdot D_{ing} \frac{1 - e^{-\lambda R^T}}{\lambda_R}. \quad (2.78)$$

При екологічному нормуванні радіаційного впливу вводиться поняття про дозові межі. Значення цих меж для людини обґрунтовуються на основі медико-біологічних досліджень. Ступінь обґрунтованості визначається рівнем наукових знань у цій області. В даний час екологічне нормування радіаційного впливу проводиться, головним чином, для людини. Враховуються не тільки соматичні ефекти впливу радіоактивних випромінювань на людський організм, але і віддалені наслідки.

Нажаль екологічне нормування по радіаційних факторах не одержало належного розвитку для інших популяцій й абіотичної складової екосистем.

Обґрунтування допустимого антропогенного радіаційного впливу ведеться диференційовано для різних категорій людей, залежно від ступеня їхньої участі у виробничій діяльності, пов'язаної з використанням ядерних і радіоактивних матеріалів. При цьому вважається, що деяка частина населення, що бере участь у зазначеній діяльності, може піддаватися підвищеному опроміненню без ризику впливу цього опромінення на спадковість популяції в цілому.

Науково обґрунтовані дозові межі встановлюються законодавчим порядком.

Нормами радіаційної безпеки НРБ-87 встановлюються наступні категорії осіб, що піддаються опроміненню:

1) категорія А - персонал (професійні працівники) - особи, які постійно або тимчасово безпосередньо працюють із джерелами іонізуючих випромінювань;

2) категорія Б - обмежена частина населення - особи, які не працюють безпосередньо із джерелами випромінювання, але за умовами проживання або розміщення робочих місць можуть піддаватися впливу радіоактивних речовин й інших використовуваних джерел випромінювання, або з джерел, що видаляються у навколишнє середовище з відходами;

3) категорія В - населення області, краю, республіки, країни.

Дозові межі для категорій осіб, що опромінюються, А і Б наведені в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 Дозові границі в залежності від категорії опромінюваних осіб та групи критичних органів мЗв/рік (бер/рік)

Дозові границі та категорія осіб	Група критичних органів		
	I (все тіло, гомонади, кістковий мозок)	II (м'язи, щитовидна залоза, печінка, нирки та ін. органи)	III (шкіра, кісткова тканина і.т.д)
ГДД, категорія А	50(5)	150 (15)	300 (30)
ГД, категорія Б	5(0,5)	15 (1,5)	30 (3)

Поняття гранично-допустима доза (ГДД) інтерпретується як найбільше значення індивідуальної еквівалентної дози за рік, що при рівномірному впливі протягом 50 років не призведе до несприятливих змін у стані здоров'я. ГД - гранична еквівалентна доза за рік, що регламентує в середньому опромінення групи населення. ГД контролюється шляхом виміру радіоактивних викидів, а також потужності дози зовнішніх потоків випромінювання і рівнів радіоактивного забруднення об'єктів навколишнього середовища. Слід зазначити, що дозова межа ГД несе в собі дуже малий ступінь ризику.

Обмеження опромінення населення (категорія В) визначається можливим виникненням стохастичних і генетичних наслідків. Регламентація й контроль за опроміненням населення категорії В відноситься до компетенції Міністерства охорони здоров'я.

Опромінення населення, що проживає поблизу радіаційно-небезпечних об'єктів, регламентується відомчими нормами радіаційної безпеки, що узгоджуються з міжнародними рекомендаціями і національними правилами. Зокрема, населення, що проживає поблизу АЕС, відповідно до Санітарних правил (СП) АС-88, може бути опромінене в дозі, що не перевищує 5 % ГД, тобто 0,25 мЗв/рік (25 мбер/рік).

Радіаційний вплив на населення з боку АЕС може формуватися за рахунок газоаерозольних надходжень в атмосферу і за рахунок радіоактивних речовин, що попадають із рідкими відходами у водойму-охолоджувач. Тому дозова квота для населення ділиться на дві складові: одна визначає допустимий радіаційний вплив від радіонуклідів газоаерозольного викиду (20 мбер/рік), друга - від радіонуклідів, що потрапили у воду (5 мбер/рік).

Оскільки організувати індивідуальний дозиметричний контроль населення (на відміну від персоналу радіаційно-небезпечного об'єкта) практично неможливо, для того, щоб гарантувати радіаційну безпеку (не перевищувати дозову квоту ГД), обмежують радіоактивні викиди в атмосферу й злив у водойми технологічних середовищ. Структурна схема, на основі якої проводяться розрахунки гранично-допустимих викидів (ГДВ) і припустимих скидань у водойми (ДС), наведені на рис. 2.12.

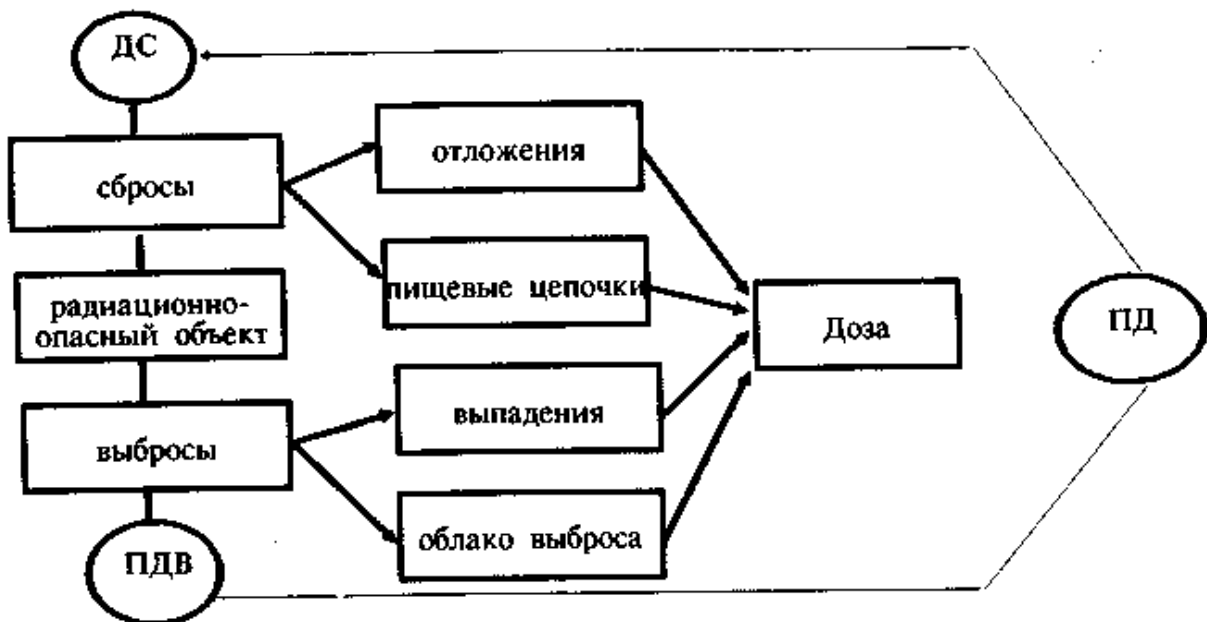


Рис. 2.12. Структурна схема розрахунків ГДВ і ДС.

Для проведення розрахунків за наведеною схемою необхідно знати шляхи міграції радіонуклідів в елементах наземних екосистем і гідробіоценозах водойм, спектр харчування населення, поводження його в зоні радіаційно-небезпечного об'єкта і т.п. Розрахунок проводиться, як правило, для критичної групи населення найближчого до радіаційно-небезпечного об'єкта населеного пункту, розташованого в напрямку найбільш імовірного вітру.

Перелік зазначених раніше вимірюваних параметрів радіаційної обстановки, що включає потужність дози випромінювання, концентрації радіонуклідів у навколишньому середовищі, поверхневе забруднення

об'єктів, з урахуванням наведених міркувань варто доповнити ще двома контрольованими параметрами:

- кількість радіоактивних речовин, що викидаються в атмосферу, за певний проміжок часу, зазвичай, за добу;
- кількість, що скидають із радіоактивними відходами ЗР у водойми (так само за добу).

Обидва параметра строго нормуються. При цьому, приймається до уваги характер використовуваної на радіаційно-небезпечному об'єкті технології, склад викидів і скидів, а також інші впливні фактори.

Оскільки, за діючими нормами радіаційної безпеки НРБ-87, передбачається реалізація таких принципів радіаційної безпеки, як не перевищення встановленої основної дозової межі, виключення необґрунтованого опромінення й зниження дози випромінювання до можливої понад низької межі, то у відношенні газоаерозольних радіоактивних викидів і скидів РР із рідкими відходами, звичайно, для радіаційно-небезпечних об'єктів, встановлюються контрольні значення викиду й скидання, менше, ніж ГДВ і ДС.

Безпосереднє завдання контролю радіаційно-небезпечних об'єктів полягає в одержанні інформації про активність газоаерозольних викидів і рідких скидів, на підставі якої можна було б зробити прогноз радіаційної обстановки у навколишньому середовищі.

Метод дозових навантажень може застосовуватися для екологічного нормування шкідливих хімічних речовин, особливо сильнодіючих отруйних речовин (СДОР).

Доза СДОР, одержувана людиною при інгаляційному або шкірно-резорбтивному шляху його потрапляння в організм є основним токсикологічним параметром. Похідними параметрами, які поряд з дозою можуть застосовуватися для характеристики токсикологічного впливу СДОР і екологічного нормування, є концентрації СДОР у повітрі, воді, а також ступінь зараження СДОР різних об'єктів навколишнього середовища.

Особливість екологічного нормування антропогенного впливу СДОР полягає в тому, що нормування головним чином здійснюється, стосовно аварійних випадків – аваріям на об'єктах що використовують, виробляють та зберігають СДОР. У зв'язку із цим поняття гранично-допустимого дозового навантаження для СДОР трансформується в поняття про якісь токсичні дози, що викликають певний ступінь ураження в 50 %, що зазнали впливу СДОР. Зокрема, для оцінки впливу СДОР на людей передбачається користуватися поняттями: середня смертельна, середня вивідна й середня гранична токсична доза.

В якості похідних параметрів для екологічного нормування СДОР можуть застосовуватися гранична концентрація й концентрація, що відповідає межі витривалості.

Під граничною концентрацією розуміється мінімальна ефективна концентрація, що може викликати відчутний фізіологічний ефект. При цьому уражені відчувають лише первинні ознаки поразки й зберігають працездатність.

Межа витривалості - це мінімальна концентрація, яку людина може витримати певний час без явного ураження. Межа витривалості відповідає величині ГДК у межах робочої зони й використовується як критерій при оцінці здійсненості вимог безпеки на виробництві. Межі витривалості (ГДК<sub>рз</sub> у повітрі) для СДОР становлять:

- надзвичайно небезпечних - менш 0,1 мг/м<sup>3</sup>;
- високонебезпечних - 0,1-1 мг/м<sup>3</sup>;
- помірнонебезпечних - 1,1-10 мг/м<sup>3</sup>;
- малонебезпечних - більше 10 мг/м<sup>3</sup>.

У якості інших шкідливих хімічних речовин, антропогенне навантаження для яких може бути визначене методом оцінки доз, можна назвати ртуть. В якості загальної схема поширення ртуті антропогенного походження може бути прийнята схема природних резервуарів і шляхів поширення антропогенних забруднень, наведена на рис. 1.10.

Для проведення екологічного нормування розраховується кількість ртуті, що попадає в організм людини різними шляхами. Критичним органом, на який, головним чином, впливає ртуть, є кров.

Розрахунок надходження ртуті в організм здійснюється за формулою

$$q(t) = \int_0^t I \cdot C(\tau) f R(t - \tau) d\tau. \quad (2.79)$$

де  $q(t)$  – кількість ртуті, що надійшла в критичний орган;  $I$  – кількість забрудненої ртуттю води, повітря або їжі, спожитою людиною за одиницю часу;  $C(\tau)$  – концентрація ртуті в уживаній воді, їжі або повітрі, що вдихається, як функція часу;  $f$  – коефіцієнт органотропності, що показує частку ртуті, яка надходить у кров;  $R$  – частка ртуті, що залишається в організмі протягом часу  $t$  після влучення в нього.

Дозове навантаження, обумовлене розрахованою кількістю ртуті за час  $T$  визначається за формулою

$$D(T) = \int_0^T \frac{q(t)}{m} dt, \quad (2.80)$$

де  $m$  – маса критичного органу.

Якщо ртуть в організм надходить декількома шляхами, то дозові навантаження підсумовуються і тоді



$$D(T) = \sum_{i=1}^n D_i(T) \quad (2.81)$$

де  $n$  – число шляхів надходження ртуті в організм.

Найважливішими природними резервуарами, де відбувається перенесення ртуті і її нагромадження в їжі (рибі), що споживається людиною є ріки, озера, моря й океани. При розгляді переносу ртуті в цих резервуарах виділяють такі елементи, як вода, зважені й осаджені відклади, біота. При цьому враховується трансформація ртуті безхребетними й вищими рослинами, шляхи проникнення ртуті в рибу (рослинноїдних і хижих порід). Хімічною форма ртуті, яка акумулюється рибами є метилртуть. Така форма ртуті утворюється в результаті мікробної біологічної метиляції. Основними продуктами біологічної метиляції ртуті є монометилртуть і диметилртуть. Диметилртуть має низьку розчинність у воді й високу летючість, тому легко переходить в атмосферу. В атмосфері диметилртуть під дією ультрафіолетового випромінювання перетворюється в металічну форму.

При моделюванні переносу ртуті у водоймах метилртуть як найбільш токсична форма розглядається окремо, всі інші форми з'єднуються в неорганічну ртуть. Ртуть у водоймі переноситься двома шляхами: з біомасою, та на зважених частках, де відбувається її сорбція й десорбція і т.п. Середовище водойми включає шість компонентів: воду, зважені частки, відкладення, безхребетних, рослини й риб, у кожному з яких простежується шлях біомаси й двох хімічних форм ртуті. Відмітимо, що біомасою вважається кількість живої речовини в одиницях маси або енергії, що втримується в одиниці маси, яка припадає на одиницю площі або об'єму місцеперебування.

Для вирішення задачі складаються рівняння матеріального балансу ртуті у всіх компонентах середовища, зокрема водойми, з урахуванням значень коефіцієнтів переносу забруднювача з одного компонента в інший компонент.

Розв'язок цих рівнянь визначає вміст ртуті в цих компонентах, зокрема в рибі і воді, яка споживається людиною.

З урахуванням отриманих даних розраховується кількість ртуті, що надходить у критичний орган різними шляхами, і дозові навантаження. Розрахункові дозові навантаження зіставляються із гранично-допустимими їх значеннями, на основі чого робляться відповідні висновки про рівень антропогенного впливу.

## 2.6 Організаційні принципи забезпечення екологічної безпеки

Як вже зазначалося, підтримання екологічної обстановки на прийнятному рівні, а в разі перевищення допустимих навантажень на

об'єкти біосфери - нормалізація обстановки, відновлення стану довкілля та її властивостей, створення умов, при яких ризик антропогенного впливу на навколишнє середовище і збиток, що завдається здоров'ю населення, є мінімально-можливим, досягається цілеспрямованою діяльністю людини.

Ця діяльність виявляється у плануванні та здійсненні в рамках екологічного забезпечення певного комплексу організаційно-технічних, соціально-економічних та інших заходів, що об'єднуються певним задумом, і узгоджені за об'єктами і характером прикладених зусиль. Комплекс цих заходів повинен бути адекватний тому антропогенному впливу, який тягне за собою відхилення від допустимих рівнів значень параметрів, що характеризують екологічну обстановку. Безумовне виконання умови адекватності прийнятих заходів є одним з головних принципів забезпечення екологічної безпеки. З урахуванням цього принципу визначається склад і характер заходів щодо екологічного забезпечення, а також організації їх виконання.

Оскільки антропогенні дії пов'язані з функціонуванням тих чи інших галузей народного господарства, промислових і енергетичних комплексів та об'єктів, а також з будь-якими діями певних структур, наприклад, морських і річкових судноплавних компаній, військових формувань, сил військово-морського флоту, то і екологічне забезпечення повинно розглядатися не безпредметно, а з конкретною прив'язкою до функціонування згаданих об'єктів та діяльності відповідних структур.

Обумовленість і узгодженість складу, характеру і організації здійснення заходів екологічного забезпечення з функціонуванням об'єктів і діями тих чи інших господарських і соціальних структур складає другий важливий організаційний принцип забезпечення екологічної безпеки.

Під час організації забезпечення екологічної безпеки варто виходити з доцільності досягнення мінімально-можливих рівнів ризику антропогенного впливу на об'єкти біосфери і негативних змін, що відбуваються в біосфері, які не перевищують науково-обґрунтованих допустимих значень. Це є ще одним принципом, яким необхідно керуватися при обґрунтуванні змісту заходів та організації забезпечення екологічної безпеки.

До числа організаційних принципів забезпечення екологічної безпеки слід також віднести:

- універсальність організації управління екологічним забезпеченням і наступність організаційних форм і застосовуваних методів виявлення, оцінки і прогнозування обстановки, вироблення управлінських рішень і т. п. в умовах нормального функціонування об'єктів - джерел антропогенних впливів і в аварійних випадках;

- взаємодія та інформаційне узгодження всіх державних, відомчих і територіальних структур, що виконують функції з організації та здійснення екологічного моніторингу, охоронних та інших заходів щодо

забезпечення екологічної безпеки, а також управління екологічним забезпеченням;

- гнучкість організаційних форм екологічного забезпечення, що допускає зосередження зусиль на тих чи інших проблемах забезпечення екологічної безпеки.

Такими є лише основні організаційні принципи забезпечення екологічної безпеки. У міру розвитку і вдосконалення поглядів на екологічне забезпечення вони будуть уточнюватися і доповнюватися.

## **2.7 Послідовність екологічного нормування**

У реалізації процедури нормування можна виділити наступні етапи.

1. Вибір полігона досліджень, що відповідає певним вимогам і є аналогом для існуючих і проєктованих виробництв.

2. Експедиційні роботи з добору проб субстратів для хімічного аналізу й конструювання адекватної міри навантаження.

3. Вимірювання міри навантаження на кожній пробній площі; полігона.

4. Формування переліку підлягаючих реєстрації основних і корелятивних параметрів екосистем.

5. Реєстрація на кожній пробній площі основних і корелятивних параметрів екосистем.

6. Побудова залежності доза – ефект для всіх реєстрованих параметрів, які закономірно змінюються в градієнті навантаження; підбір апроксимуючого її рівняння, логістичної кривої.

7. Знаходження критичних точок логістичних кривих для всіх параметрів. Вибір найменших абсцис цих точок для підмножин основних і корелятивних параметрів. Визначення первинних екологічних нормативів.

8. Порівняння знайдених ГДЕН з гігієнічними ГДК по основних інгредієнтах викидів для повітря, ґрунту- і продуктів харчування. Якщо ГДК менш тверді, чим ГДЕН, вони в розрахунок не приймаються; якщо ГДК більше тверді, чим ГДЕН, подальші побудови базуються на них (на їхній основі обчислюється відповідна міра навантаження).

9. Аналіз технологічного циклу виробництва. Визначення абсолютних і питомих показників викидів.

10. Розрахунок вторинних екологічних нормативів, що мають зміст абсолютних і питомих показників виробництва, при яких нормальний стан екосистем спостерігається «на території підприємства».

Послідовність екологічного нормування показана на рис. 2.13.

### **2.7.1 Вибір полігону досліджень**

1. Натурні спостереження для розробки нормативів ведуться на спеціально організованих полігонах, що представляють собою набір пробних площ, що дає градієнт навантаження від максимального рівня до

мінімального. В якості мінімального рівня приймається фонове навантаження - навантаження від регіональних і глобальних викидів локальних джерел.

2.



Рис.2.13 Схема послідовності екологічного нормування

Полігон повинен відповідати наступним критеріям.

3. Джерело емісії поллютантів діє досить довго - протягом часу, порівняного з періодом життя видів едіфікаторів (для лісових екосистем це близько 50 років). При цьому трансформація екосистем повинна вийти на стаціонарний рівень.

4. Пробні площі полігона являють собою генетично однотипні біогеоценози, що знаходяться в однакових елементах рельєфу, що мають до початку дії джерела викидів подібний флористичний склад.

5. Полігон повинен «виходити» на регіональне фон, а не обмежуватися зоною дії іншого джерела викидів.

6. Джерело викидів повинно бути досить потужним, щоб на полігоні можна було розмістити необхідне число пробних площ.

7. Структура викидів і їхня величина повинні мало мінятися протягом часу дії джерела.

8. Полігон повинен «створювати» для дослідження тільки той вид навантаження, що регламентується, т. е. необхідно виключати, наприклад, сукупну дію декількох джерел, а також рекреаційного впливу і т.д.

Повинна бути докладна інформація про структуру й абсолютні величини викидів.

Пробні площі полігону можуть перебувати на різних напрямках від джерела викидів (навіть при асиметричній троянді вітрів); важливо, щоб їхня сукупність утворювала досить дробовий градієнт навантаження. Кількість пробних площ повинна бути не менше 25-30, це необхідно для коректної апроксимації залежності доза - ефект. Бажано, щоб пробні площі були постійними.

Результати, отримані на даному полігоні, служать нормативами для виробництв проєктованих і тих, фонове середовище яких не дозволяє проводити коректні дослідження. Інакше кажучи, нормативи не можуть бути отримані біля будь-якого джерела викидів (але можуть бути застосовані до кожного). Очевидно, що полігон повинен служити адекватним аналогом для інших об'єктів (однакові фізико-географічні умови, структура й величина викидів).

### 2.7.2 Міра навантаження

Міра техногенного навантаження - це показник, з яким зіставляються значення параметрів біоти в кожній точці градієнта. Вона повинна відповідати наступним вимогам:

- бути легко вимірююю в будь-якій точці простору;
- слугувати інтегральним показником (індексом, трасером) впливу всіх токсичних агентів від даного джерела викидів (отже, це повинна бути відносна величина, а не величина концентрації окремих поллютантів);
- бути порівняною з питомими й абсолютними показниками викидів;
- мати екологічну «значимість» (тобто відношення до токсичних ефектів).

Орієнтуючись на перераховані критерії, можна запропонувати таку послідовність побудови міри навантаження.

1. Відбирається досить велике число (порядку 100) проб субстрату уздовж градієнта забруднення. Концентрація поллютантів у даному субстраті повинна характеризувати або «вхід» токсикантів в екосистему (наприклад у снігу, у сорбентах на планшетах і т.д.), або вміст (наприклад у ґрунті, підстилці, донних відкладеннях, торфі і т.д.).

2. Проводиться хімічний аналіз проб для визначення концентрацій основних токсичних інгредієнтів викидів (їхній список обумовлений особливостями технологічних процесів). Речовини повинні визначатися у формі, близької до тієї, від якої залежить їхня біогеохімічна активність і

токсична дія на живі організми (наприклад, для важких металів - розчинної в слабко кислому середовищі),

3. Всі сполуки ранжуються по ознаці максимальної «техногенності» за допомогою критерію концентрації геохімічного фону

$$\left( \frac{\text{концентрація біля джерела}}{\text{концентрація геохімічного фону}} \right) \longrightarrow \max.$$

4. Конструюється набір можливих індексів навантаження, що представляють набір різних функціоналів від концентрацій найбільш техногенних інгредієнтів.

5. Ці ж проби аналізуються за допомогою декількох біотестів (наприклад одноклітинних водоростей, інфузорій, дафній і т.д.). Підбір біотестів здійснюється на основі апріорної інформації про їхню чутливість до даних токсикантів.

6. Серед біотестів вибирається особливо чутливий та інформативний за критеріями:

$$\left( \frac{\text{максимальне значення} - \text{мінімальне значення}}{\text{максимальне значення}} \right) \longrightarrow \max,$$

$$\left( \frac{\text{дисперсія середніх значень на всьому градієнті навантаження}}{\text{середня дисперсія значень для однієї проби}} \right) \longrightarrow \max$$

7. Серед індексів навантаження вибирається один за критерієм

$$\left. \begin{array}{l} \text{тиснява} \\ \text{лінійність} \\ \text{стійкість} \end{array} \right\} \text{ зв'язок індексу з найкращим біотестом} \longrightarrow \max.$$

При цьому тиснява оцінюється кореляційним відношенням, лінійність - коефіцієнтом криволінійності (різниця між квадратом кореляційного відношення й квадратом коефіцієнта кореляції), стійкість - по дисперсії коефіцієнтів кореляції випадкових підвбірок з аналізованої вибірки.

Отриманий індекс інтерпретується як величина перевищення фонового навантаження, або як частка від максимального навантаження. Обидві форми взаємопов'язані через співвідношення

$$\text{міра} - \text{частка} = \frac{\text{міра} - \text{перевищення}}{\text{максимальне перевищення}}$$

### 2.7.3 Вибір параметрів біоти

З нескінченного набору параметрів екосистеми одні більш важливі для розробки нормативів, інші – менш важливі. Об'єктивний поділ здійснити досить складно, що іноді приводить до висновку про рівнозначність всіх можливих параметрів. Для нормування необхідно чітко розділити всі параметри екосистеми на дві нерівнозначні групи - основні і корелятивні. Критерії прирахування параметра до основного впливають із принципу антропоцентризму. Це виконання екосистемою соціальних (економічних і естетичних) функцій; забезпечення стійкості екосистеми (підтримки існуючого стану); «внесок» екосистеми у функціонування екосистем більш високого рангу (біосферні функції).

Параметр вважається основним, якщо він відповідає якому-небудь одному або декільком критеріям. Корелятивні зміни повинні бути випереджальними індикаторами зміни основних.

Процедура поділу параметрів на основні і корелятивні може здійснюватися за допомогою експертних оцінок або чисельних експериментів на концептуально-балансових моделях екосистем.

Любий компонент може бути описаний нескінченим набором показників (наприклад, стан лісової підстилки може описуватися її масою, товщиною, швидкістю розкладання, співвідношенням шарів і т.д.).

Кожен із цих показників має сенс індексу стану - він важливий не сам по собі, а лише настільки, наскільки інформативно характеризує компонент. У пропонованому підході ніде не використовується процедура усереднення, не накладається ніяких апріорних обмежень на число показників. Всі вони можуть використовуватися паралельно і конкурувати за місце найбільш адекватного. Певна надмірність може бути гарантією надійності висновків.

Показники можуть бути екосистемного, популяційного, організменного і суборганізменного рівнів організації - аби тільки вони були адекватними індексами станів, (відповідно, не накладається обмежень на їхню розмірність.)

Оскільки завжди існує необхідність обмеження набору змінних, перевага треба віддавати таким показникам, які задовольняють наступним критеріям:

- інтегральність (інтегральні показники більш стабільні і є результуючими величинами багатьох разнонаправлених процесів);
- неспецифічність відгуку на вплив;
- здатність генералізувати відповідь у просторі й у часі (майданні оцінки, а не точкові; результуючі, а не моментальні);
- малі витрати на вимірювання, можливість неруйнуючої реєстрації

(візуальної або дистанційної);

– надійність результатів (мінімальна дисперсія при однакових умовах вимірювання, невелика чутливість до впливних факторів);

– малий характерний час зміни параметрів (він повинний бути істотно менше часу дії джерела забруднення, біля якого проводяться дослідження).

В остаточному підсумку повинні бути генеровані два списки змінних, які підлягають реєстрації на кожній площадці полігону: основні (показники, що характеризують основні параметри) і корелятивні (показники, що не відносяться до основних, але більш чутливі і здатні побічно відбивати їхній стан).

#### **2.7.4 Форма залежності доза - ефект**

В якості аналітичної форми залежності доза - ефект для екосистемних параметрів доцільно вибрати логістичну функцію. Доцільність вибору саме цього рівняння можна обґрунтувати наступним.

1. Більшість дозових залежностей для екосистемних параметрів при техногенному забрудненні має вигляд S-образної кривої і, отже, може добре апроксимуватися логістичним рівнянням (це твердження приймається як емпіричне узагальнення).

2. Логістичне рівняння відбиває сучасні уявлення про існування меж стійкості екосистем до впливів і наявності порогу в дозовій залежності. Це дає підстави для об'єктивного встановлення гранично допустимих екологічних навантажень.

3. Логістичне рівняння має значно більший ступінь спільності при описі різних кривих, у тому числі і тих, що відрізняються від S-образних (воно може «вироджуватися», наприклад, до майже лінійних залежностей), що надає відому гнучкість математичному апарату.

4. Логістична крива має кілька критичних точок, якими може бути дана змістовна інтерпретація. Це дозволяє досить об'єктивно встановлювати величини порогів.

5. Логістичні криві широко використовуються в токсикологічних дослідженнях (так званий логістичний і пробоаналіз). Це дозволяє здійснити наступність санітарно-гігієнічного і екологічного нормування.

З огляду на всі названі аспекти, логістичної кривої необхідно віддавати перевагу навіть у тих випадках, коли залежності можуть бути краще апроксимовані іншими рівняннями.

#### **2.8 Критичні точки і екологічні нормативи**

Під критичними точками розуміються такі ділянки, де відбуваються якісні перегони функції, тобто малому збільшенню аргументу відповідає непропорційно велике збільшення функції. Виявити критичні точки можна за допомогою аналізу похідних. Для логістичної кривої виділяються три



критичні точки - верхня, середня й нижня. Їхня інтерпретація може бути наступною. Ділянка до верхньої й після нижньої точок - область стабільних значень параметра (повільних змін). Ділянка між критичними-точками - область нестабільності (швидких змін). Середня точка має сенс «напівлетальної дози», тобто це значення міри навантаження, що відповідає 50 %-ій зміні параметра.

Найбільший інтерес представляє верхня критична точка - після її проходження починається найбільш швидка а, отже, неприпустима зміна параметра. Її абсциса може бути прийнята як критичне навантаження.

Для одержання первинного нормативу ГДЕН необхідно:

- виявити всі основні й корелятивні параметри, які закономірно змінюються в градієнті забруднення (тобто ті, які не залишаються стабільними);

- для кожного параметра знайти апроксимуюче рівняння логістичній кривій і його верхню критичну точку;

- у кожній із груп вибрати мінімальне значення абсцис критичних точок. При цьому значення для підмножини основних параметрів приймається як поточний норматив, корелятивних - у якості ознайомлювального.

Використання мінімальних значень навантажень, а не яких-небудь форм усереднення означає реалізацію принципу «слабкої ланки» в екосистемі.

### **2.8.1 Види нормативів**

Отримані нормативи можуть бути виражені в абсолютній і відносній формах, які можуть бути виведені одна з іншої (рис. 2.14). Крім того, кожен норматив має два тимчасові різновиди: поточний (оперативний) - для існуючих виробництв й ознайомлювальний (перспективний) - для проєктованих.

Найбільш інформативна форма первинних нормативів - необхідна кратність зниження викидів. Абсолютні значення параметрів біоти мало придатні для безпосереднього використання в силу труднощів їхнього виміру й контролю, обумовлених їх значної природної варіативністю.

### **2.8.2 Гігієнічні ГДК і ГДЕН**

Людина як біологічний вид також повинен входити в систему екологічного нормування. Якби не було розвинутої системи санітарно-гігієнічних регламентів, показники людських популяцій повинні були б бути включені в схему екологічного нормування поряд з іншими параметрами біоти. Ситуація спрощується, оскільки для багатьох традиційних експонатів існують гігієнічні ГДК. Залишається співвіднести їх з первинними екологічними нормативами. Це можна здійснити в такий спосіб.

У точках простору, що відповідають знайденим значенням ГДЕН, визначаються концентрації токсикантів у повітрі, - ґрунті й продуктах харчування (грибах, ягодах, лікарських рослинах, молоці, кормах для сільськогосподарських тварин). Якщо ці концентрації нижче відповідних ГДК, то знайдені екологічні нормативи є більш жорсткими. У цьому випадку ГДК у розрахунок не приймаються, тому що їхнє виконання гарантується виконанням ГДЕН. Якщо концентрації в субстратах перевищують ГДК, ситуація зворотна й виконання ГДК забезпечує виконання ГДЕН. У цьому випадку за значеннями ГДК обчислюється величина прийнятого індексу навантаження, що буде служити первинним екологічним нормативом, і всі подальші розрахунки будуть ґрунтуватися на ній.



Рис. 2.14 Форма представлення екологічних нормативів

### 2.8.3 Вторинні нормативи

Вторинні екологічні нормативи - це абсолютні й питомі величини викидів, при яких на всій території біля джерела (тобто за межами підприємства) екосистеми знаходяться у нормальному стані. Нормативи можуть бути отримані на основі наступного елементарного міркування.

Існуючі величини викидів відповідають знайденій максимальній мірі навантаження. Потрібно знайти таку величину викидів, що буде відповідати отриманому гранично допустимому навантаженню. Це здійснюється звичайною пропорцією, тобто

$$\text{норматив} = \text{величина викиду} \times \frac{\text{граничне навантаження}}{\text{максимальне навантаження}}$$

При оперуванні отриманими нормативами, показники викидів повинні бути досягнуті по кожному інгредієнту окремо, а не в середньому по всім (це визначається тим, що норматив розроблений для встановленої структури викидів).

Значну складність представляє одержання достовірної інформації про величину викидів. Повідомлені в обов'язковій статистичній звітності цифри найчастіше не відповідають дійсності. Тому завжди потрібно одержувати дані шляхом натурних вимірювань. Але навіть якщо це важко, можна прийняти, що частка зниження обсягів викидів у порівнянні із наведеними у звітності становить хоча і не відому, але постійну величину. Тоді вторинні нормативи не втрачають свого основного призначення, оскільки первинні виражені у відносних одиницях (кратність зниження). Втім, окреслене коло питань становить складну проблему, що виходить за рамки даної роботи. Але безсумнівно, що від її рішення багато в чому залежить ефективність нормативів як керуючої ланки в природокористуванні.

#### **2.8.4 Тимчасові етапи процедури нормування**

Одержання екологічних нормативів – тривалий і дорогий процес, що складається з декількох етапів.

1. Рекогносцирувальні дослідження - аналіз технологічного циклу джерела викидів, вибір конкретного полігона, складання списків змінних.

2. Добір первинної інформації - вибір і вимір міри навантаження в необхідних точках полігону, реєстрація параметрів біоти, одержання інформації про викиди виробництва.

3. Вироблення аналіз-аналіз-норматив-аналіз залежностей доза-ефект, одержання первинних і вторинних екологічних нормативів.

Етапи 1, 3 можуть займати по півроку, етап 2 - два - три роки (його тривалість визначається сезонністю польових робіт). Таким чином, одержання нормативу займає три - чотири роки.

#### **2.8.5 Область адекватності нормативів**

Конкретний норматив розробляється для конкретних ситуацій: певного регіону (по ботаніко-географічних зонах або підзонах); певного типу біогеоценозу (маркерами служать фітоценоз і ґрунтовий покрив);

певного типу виробництва (структура й характер викидів, особливості технологічних циклів). Некоректно переносити отриманий норматив в іншу ситуацію.

У першому наближенні можливе застосування нормативів, розроблених для менш стійких екосистем, як значень для більше стійких (тому що більш жорстких норматив буде покривати невідомий менш жорсткий). Апріорна інформація про стійкість різних типів екосистем до техногенного забруднення може бути наступною: більш стійкі трав'яні екосистеми в порівнянні з лісовими, листяні ліси - у порівнянні із хвойними, високогумусні ґрунти із близькою до нейтральної реакцією порівнянню з малогумусними кислими ґрунтами. Імовірно, можливе перенесення нормативів з однієї фізико-географічної підзони в іншу в межах однієї зони.

### **Контрольні запитання**

1. Дати характеристику методичі екологічного нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище.
2. Дати характеристику методам згортання інформації про біоту, використання індексів стану, індексів-маркерів, умовних функціоналів та функцій бажаності.
3. Дати характеристику методам згортання інформації про забруднення, надійності вимірювань, міри навантаження, індексів забруднення та реакції біотестів.
4. Дати характеристику методам визначення граничних значень антропогенних навантажень на природне середовище.
5. Дати характеристику максимально недіючого навантаження, коефіцієнтам запасу та методам, що залучають «зовнішню» інформацію.
6. Дати характеристику методу розрахунку граничного значення навантаження.
7. Дати характеристику методам екологічного нормування антропогенних впливів і навантажень на навколишнє середовище.
8. Дати характеристику методу екологічного нормування, заснованого на аналізі матеріального балансу.
9. Дати характеристику методу екологічного нормування, заснованого на допустимих дозових навантаженнях.
10. Охарактеризувати організаційні принципи забезпечення екологічної безпеки і послідовність екологічного нормування.
11. Дати характеристику вибору полігону досліджень, міри навантаження, параметрів біоти та форми залежності доза – ефект.
12. Охарактеризувати види нормативів, етапи процедури нормування та область адекватності нормативів.

### РОЗДІЛ 3 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Джерела забруднення атмосферного повітря поділяються на стаціонарні та пересувні. Стаціонарні джерела характеризуються сталими значеннями координат їх розміщення на місцевості, пересувні джерела – значенням швидкості їх пересування на місцевості. Розрахунки викидів в атмосферне повітря стаціонарними і пересувними джерелами відрізняються за своїми принципами.

Стаціонарні джерела можуть бути організованими та неорганізованими. Організовані джерела характеризуються наявністю обладнання відведення газів від джерела викиду в атмосферне повітря (димоходи, вентиляційне обладнання тощо). Від неорганізованих джерел забруднюючі речовини потрапляють в атмосферне повітря безпосередньо і переносяться завдяки атмосферним процесам.

Викиди стаціонарних джерел можуть бути холодними і гарячими. Температура холодних викидів дорівнює температурі повітря навколишнього середовища, до якого надходять викиди. Температура гарячих викидів вища за температуру повітря навколишнього середовища, до якого надходять викиди.

Забруднюючі речовини, що надходять в атмосферу, розбавляються в повітрі й переносяться повітряними потоками на різні відстані. Це призводить до зменшення концентрацій забруднюючих речовин у зонах їхнього викиду й одночасного збільшення площ із забрудненим повітрям. На характер поширення забруднюючих речовин в атмосфері та величину зон забруднення впливають метеорологічні умови (горизонтальний і вертикальний рух повітряних мас, швидкість і напрямок вітру, температура повітря, інтенсивність сонячної радіації, вологість, кількість і тривалість опадів, наявність туману й ін.). Впливають також рельєф місцевості, наявність лісів, водойм, гір. На забруднення міст і населених пунктів впливає їхнє планування й озеленення.

Концентрації забруднюючих у приземному шарі атмосфери під факелом димарів на різних відстанях від джерела викидів розподіляються таким чином. Поблизу джерела при відсутності низьких й особливо неорганізованих викидів концентрація домішки мала. Вона збільшується та досягає максимуму на деякій відстані від труби. Максимум і характер зміни концентрації з відстанню залежать від потужності викиду, висоти труби, температури та швидкості викиду, а також від метеорологічних умов. Чим вище джерело викиду, тим більше розсіюється домішка в атмосфері, перш ніж досягне поверхні, що підстилає. Найбільшого значення концентрація зазвичай досягає на відстані від 10 до 40 висот труб. На промайданчику забруднення приземного шару повітря може бути підвищеним за рахунок неорганізованих викидів.

Здатність атмосфери розсіювати домішки залежить від вертикального розподілу температури та швидкості вітру. Якщо температура з висотою падає, то створюються умови інтенсивного турбулентного обміну. Найчастіше нестійкий стан атмосфери спостерігається влітку в денний час. За таких умов у земної поверхні відзначаються більші концентрації та можливі значні коливання їх згодом. Якщо в приземному шарі повітря температура з висотою росте (інверсія температури), то розсіювання домішок слабшає. У випадку потужних і тривалих приземних інверсій при низьких, зокрема неорганізованих викидах концентрації домішок можуть істотно зростати. У випадку піднятих інверсій приземні концентрації залежать від висоти розташування джерела стосовно їх нижньої межі. Якщо джерело розташоване нижче шару піднятої інверсії, то основна частина домішки концентрується поблизу поверхні землі.

Швидкість вітру сприяє переносу та розсіюванню домішки, тому що з посиленням вітру зростає інтенсивність перемішування повітряних шарів. При слабкому вітрі в районі високих джерел викиду концентрації у земної поверхні зменшуються за рахунок збільшення підйому факела та віднесення домішки нагору. Підйом домішки особливо значний при нагрітих викидах. При сильному вітрі початковий підйом домішки зменшується, але відбувається зростання швидкості переносу домішки на значні відстані. Максимальні концентрації домішки зазвичай спостерігаються при деякій швидкості вітру, що називається небезпечною. Небезпечна швидкість вітру залежить від параметрів викиду. Для потужних джерел викиду з більшим перегрівом газів щодо навколишнього повітря вона становить 5-7 м/с. Для джерел із порівняно малим об'ємом викидів і низькою температурою газів вона близька до 1-2 м/с. Нестійкість напрямку вітру сприяє посиленню розсіювання по горизонталі, і концентрації поблизу землі зменшуються.

На поширення домішки впливають також упорядковані вертикальні рухи, обумовлені неоднорідністю поверхні, що підстилає. В умовах пересіченої місцевості на навітряних схилах виникають висхідні, а на підвітряних - спадні рухи, над водоймами влітку - спадні, а в прибережних районах - висхідні рухи. При спадних потоках приземні концентрації збільшуються, при висхідних - зменшуються. У деяких формах рельєфу, наприклад в улоговинах, повітря застоюється, що призводить до нагромадження шкідливих речовин поблизу поверхні, яка підстилає, особливо від низьких джерел. У горбкуватій місцевості максимуми приземних концентрацій домішки зазвичай більші, ніж при відсутності нерівностей рельєфу.

На розсіювання домішок в умовах міста істотно впливають планування вулиць, їх ширина, напрямок, висота будинків, зелених масивів і водні об'єкти, що утворюють ніби різні форми наземних

перешкод повітряному потоку та призводять до виникнення особливих метеорологічних умов у місті.

На основі експериментальних і теоретичних досліджень розроблені нормативні документи з розрахунків розсіювання в повітрі забруднюючих речовин, у тому числі «Методика розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств» (ОНД-86). Документ носить універсальний характер і може бути застосований для всіх джерел.

Визначення доцільності проведення розрахунку розсіювання забруднюючих речовин на ЕОМ проводиться за ОНД-86.

Вихідними даними для розрахунку розсіювання в повітрі забруднюючих речовин є матеріали інвентаризації джерел викидів на підприємстві. У результаті інвентаризації визначаються джерела утворення та викиду забруднюючих речовин та їх характеристики: кількість джерел, кількості годин роботи в рік (при безперервній роботі 8760 годин), висота й діаметр труби, швидкість (м/с) або об'єм (м<sup>3</sup>/с) викиду, координати джерела, ефективність роботи газопилових установок. Для кожного джерела визначаються або розраховуються кількості всіх інгредієнтів, а саме: потужність викиду (г/с або кг/год), концентрація (мг/м<sup>3</sup>), валові викиди (т/рік). Усі джерела викидів наносяться на карту-схему підприємства, туди ж наносяться розміри санітарно-захисної зони.

Розрахунок концентрацій в атмосферному повітрі забруднюючих речовин, наявних у викидах підприємств, на ЕОМ виконується відповідно до програм, затверджених Мінприроди України.

Крім перерахованих вище даних на вхід в ЕОМ подається така інформація:

- координати центру та розміри розрахункового майданчика (величина розрахункового майданчика повинна бути на 15-20 % більше СЗЗ); указується крок розрахунку по осі X і Y (точки перетинання відповідних ординат й абсцис по кроку дають вузли розрахункового майданчика);

- інформація про метеорологічні характеристики та фонові концентрації відповідних інгредієнтів, середньорічні концентрації за останній рік, про коефіцієнти рельєфу місцевості; у програмі закладені ГДК для кожного інгредієнта.

Метеорологічними характеристиками є: коефіцієнт стратифікації (ступінь перемішування атмосфери, несприятливі умови, максимальна концентрація); середня температура найбільш холодного та найбільш теплого місяця року за результатами багаторічних спостережень; роза вітрів (за 8 румбами).

Фонова концентрація шкідливої речовини є характеристикою забруднення атмосфери розглянутою речовиною, що створюється всіма джерелами викидів на розглянутій території, крім джерела, для якого

визначається фонові концентрації. Величина фонові концентрації визначається за даними фактичних спостережень і спеціальних розрахунків згідно з документом «Порядок визначення величин фонових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі», затвердженим наказом Мінприроди 30.07.2001 р. У зонах впливу нових підприємств, будівництво яких планується, за величини фонових концентрацій беруть значення фактичних концентрацій, визначених шляхом спостережень або розрахунків. У зонах впливу діючих підприємств за величини фонових концентрацій беруть тільки розрахункові їх значення відповідно до ОНД-86. У цьому випадку фонові концентрації визначаються як результат розрахунку розсіювання викидів відповідного інгредієнта від усіх підприємств, що перебувають у районі розташування даного підприємства за винятком внеску даного підприємства за тою же програмою, що й для даного підприємства, але тільки як джерела розглядаються самі підприємства.

Величини фонових концентрацій речовин, фактичні спостереження за вмістом яких в атмосферному повітрі не проводяться, визначаються розрахунковим шляхом. У зазначеному вище документі («Порядок визначення величин фонових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі») наведені: методика визначення величин фонових концентрацій за даними спостережень на стаціонарних постах, методика визначення фонових концентрацій за даними підфакельних спостережень (коли підприємство, під факелом якого проведені спостереження, є єдиним або основним джерелом забруднення атмосфери даною речовиною на розглянутій території), методика визначення величин фонових концентрацій розрахунковим методом (за формулами ОНД-86 з використанням ЕОМ).

Пріоритет віддається значенням фонових концентрацій, отриманих за даними спостережень гідрометслужби. Величини фонових концентрацій визначаються й устанавлюються: а) за результатами спостережень на стаціонарних постах - організаціями гідрометслужби Мінприроди; б) за даними підфакельних спостережень - обласними СЕС МОЗ; в) при використанні розрахункового методу - територіальними органами Мінприроди за узгодженням з місцевими СЕС. Організації, зацікавлені в одержанні інформації про фонові концентрації, подають запит у відповідні підрозділи. Значення фонових концентрацій видаються строком на три роки.

На вхід в ЕОМ уводиться крок зміни швидкостей вітру (або не вводиться, тоді за замовчуванням використовується той, що закладений у програмі) [9].

Нормативами якості повітря визначено граничні межі вмісту шкідливих речовин як у виробничій зоні (де розташовані промислові підприємства, дослідні виробництва, науково-дослідні інститути тощо),



так і у селітебній зоні (призначена для розташування житлового фонду, громадських будівель і споруд населених пунктів тощо). Для більшості речовин, що забруднюють атмосферу, встановлено дві гранично допустимі концентрації - максимально разова та середньодобова [8-16].

Гранично допустима концентрація максимально разова ( $ГДК_{\text{мр}}$ ), яка не спричиняє рефлекторних реакцій в організмі людини при диханні повітрям упродовж 20 хв. Значення  $ГДК_{\text{мр}}$  використовують при встановленні науково-технічних нормативів ГДВ забруднюючих речовин. У результаті розсіювання шкідливих домішок у повітрі за несприятливих метеорологічних умов на межі санітарно-захисної зони підприємства концентрація шкідливої речовини в будь-який момент часу не має перевищувати  $ГДК_{\text{мр}}$ .

Гранично допустима концентрація середньодобова ( $ГДК_{\text{сд}}$ ) - концентрація шкідливої речовини в повітрі населених пунктів, яка не чинить на людину прямого або опосередкованого впливу при необмежено тривалому споживанні людиною повітря.

При забрудненні атмосфери речовинами, для яких  $ГДК$  не визначено, МОЗ встановлює орієнтовно безпечні рівні впливу (ОБРВ), які визначають розрахунковим шляхом.

Гранично допустима концентрація шкідливої речовини в повітрі населених пунктів ( $ГДК_{\text{нп}}$  - це максимальна концентрація домішки, віднесена до періоду усереднення, що при періодичному впливі або впродовж всього життя людини не здійснює на неї шкідливого впливу, включаючи віддалені наслідки.

Гранично допустима концентрація шкідливої речовини в повітрі робочої зони ( $ГДК_{\text{рз}}$  - це концентрація, за якої при щоденній (окрім вихідних днів) роботі впродовж 8 год (або іншій тривалості робочого дня, однак не більше 41 год на тиждень), впродовж усього робочого стажу працівника не повинно бути захворювань або відхилень у стані його здоров'я, спричинених дією шкідливої речовини, які можуть бути виявлені сучасними методами досліджень та діагностики у процесі роботи чи в інші терміни життя сучасного або наступних поколінь [8, 14].

$ГДК$  для територій підприємств ( $ГДК_{\text{тп}}$ ) приймають рівною  $0,3ГДК_{\text{рз}}$ . Природно, що  $ГДК_{\text{тп}} < ГДК_{\text{рз}}$ . В останньому випадку йдеться про обмежене перебування людини в забрудненій зоні, тоді як  $ГДК_{\text{тп}}$  визначає безпечне перебування людини впродовж необмеженого часу вдихання забруднюючої речовини. В умовах великих міст (з населенням понад 200 тис. чол.) та курортів  $ГДК_{\text{мр}} = 0,8 ГДК_{\text{тп}}$ .

### 3.1 Оцінювання стану повітряного середовища

Для оцінювання стану повітряного середовища в цілому запропоновано низку комплексних показників забруднення атмосфери (сумісно з кількома забруднюючими речовинами). Найпоширенішим є індекс

забруднення атмосфери (ІЗА), який позначають  $I_i$ . ІЗА кількісно характеризує рівень забруднення окремою домішкою (забруднюючою речовиною), що враховує різницю в швидкості зростання ступеня шкідливості речовин, приведенного до ступеня шкідливості діоксиду сірки, зі зростанням перевищення  $\Gamma ДК_{CDi}$ .

$$I_i = \left( \frac{C_{сер}}{\Gamma ДК_{CDi}} \right)^{a_i}, \quad (3.1)$$

де  $I_i$  - одиничний індекс забруднення для  $i$ -ої речовини;

$C_{сер}$  - середня концентрація в повітрі  $i$ -ої речовини;

$\Gamma ДК_{CDi}$  - гранично допустима концентрація середньодобова для  $i$ -ої речовини;

$a_i$  - безрозмірна константа приведення ступеня шкідливості  $i$ -ої речовини до шкідливості діоксиду сірки, яка залежить від того, до якого класу небезпечності належить забруднююча речовина.

Усі нормовані речовини поділені на класи небезпечності (див. табл. 3.1).

Таблиця 3.1. Класи небезпечності нормованих речовин

Клас небезпечності	Ступінь небезпечності	Величина $\Gamma ДК$ , мг/м <sup>3</sup>	$a_i$
I	Надзвичайно небезпечні	<0,1	1,7
II	Високонебезпечні	0,1-1,0	1,3
III	Помірнебезпечні	1,0-10,0	1,0
IV	Малонебезпечні	> 10,0	0,9

Середнє арифметичне значення концентрації домішки - середньодобові, середньомісячні, середньорічні, середні багаторічні концентрації забруднюючих речовин ( $c_i$ ) визначаються за формулою

$$C_{сер} = \sum_{i=1}^n \frac{c_i}{n}, \text{ мг/м}^3 \quad (3.2)$$

де  $n$  - кількість разових концентрацій, що були визначені за відповідний період.

Комплексний індекс забруднення атмосферного повітря (КІЗА)  $I_{КІЗА}$  - це кількісна характеристика рівня забрудненості атмосфери, що створюється  $n$  - речовинами, присутніми в атмосферному повітрі. Його розраховують як суму нормованих за  $\Gamma ДК_{CD}$  і приведених до концентрації діоксиду сірки середнього вмісту різних шкідливих речовин

$$I_{КІЗА} = \sum_{i=1}^n I_i = \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_{сер}}{\Gamma ДК_{CDi}} \right)^{a_i}. \quad (3.3)$$

### 3.1.1 Сумарна допустима концентрація забруднюючих речовин в атмосферному повітрі

Існують три основні типи комбінованої дії хімічних речовин:

- 1) синергізм, коли одна речовина посилює дію іншої;
- 2) антагонізм, коли одна речовина послаблює дію іншої;
- 3) сумація або адитивна дія, коли дія речовин у комбінації сумується.

У разі наявності в атмосферному повітрі кількох забруднюючих речовин, що мають здатність до сумарної дії, їх сумарно допустима концентрація має відповідати умові

$$\frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n} \leq 1, \quad (3.4)$$

де  $C_1, C_2, C_n$  - фактичні концентрації речовин в атмосферному повітрі при одночасному відбиранні проб в одній місцевості,  $\text{мг/м}^3$ ;  $ГДК_1, ГДК_2, ГДК_n$  - гранично допустимі концентрації цих речовин в атмосферному повітрі,  $\text{мг/м}^3$ .

У табл. 3.2 наведено ГДК деяких найпоширеніших шкідливих речовин в атмосферному повітрі. Навіть з цього невеликого переліку видно, що нижня межа токсичності шкідливих речовин, тобто їх ГДК дуже відрізняється. Більш розширену таблицю шкідливих речовин у повітрі населених пунктів наведено у додатку А.

Таблиця 3.2. Гранично допустимі концентрації деяких шкідливих речовин у повітрі населених пунктів,  $\text{мг/м}^3$

Речовина	$ГДК_{сд}$	$ГДК_{мр}$	К
Тверді речовини (пил)	0,15	0,2	3
Двоокис сірки	0,05	0,5	1,0
Двоокис азоту	0,04	0,085	0,8
Оксид азоту	0,06	0,4	1,2
Оксид вуглецю	3,0	5,0	60
Аміак	0,04	0,2	0,8
Хлористий водень	0,2	0,2	4,0
Ціанистий водень	0,01	-	0,2
Оксид кадмію	0,001	-	0,02
Свинець	0,0003	0,03	0,005
Сірководень	0,005	0,03	0,1
Бенз(а)пірен	0,000001	-	0,00002
Фенол	0,003	0,01	0,06
Формальдегід	0,003	0,035	0,06
Фтористий водень	0,005	0,2	0,1

**Примітка.** 
$$K = \frac{ГДК_{СД}^{реч}}{ГДК_{СД}^{SO_2}},$$

де  $ГДК_{СД}^{реч}$  - гранично допустима концентрація середньодобова забруднюючої речовини;  $ГДК_{СД}^{SO_2}$  - гранично допустима концентрація середньодобова  $SO_2$ .

На територіях, що посилено охороняють, встановлюють жорсткіші вимоги - ГДК має бути зменшено на 20%.

Останнім часом зростає кількість відомостей про вплив забруднюючих речовин на біоту, у тому числі атмосферних домішок на рослинність. Дослідники пропонують встановити гранично допустимі концентрації для деяких видів забруднюючих речовин, аби використовувати ці нормативи для оцінки збитків і обмеження шкідливого впливу на природні об'єкти, що охороняються, наприклад, заповідні території (табл. 3.3).

Таблиця 3.3. ГДК забруднюючих речовин в атмосферному повітрі для рослин

Назва забруднюючої речовини	Для рослин у цілому (максимально разові)	Для деревних порід	
		Максимально разові	середньодобові
Діоксид сірки	0,02	0,03	0,015
Аміак	0,05	0,1	0,04
Бензол	0,1	0,1	0,05
Хлор	0,25	0,025	0,015
Сірководень	0,02	0,008	0,008
Формальдегід	0,02	0,02	0,003
Пил цементний	-	0,02	0,05
Метанол	0,2	0,2	0,1

Однак, широке використання чутливості рослин використовують лише в біологічному моніторингу. Екологічне нормування стану атмосферного повітря на практиці майже не реалізується (можливо через те, що атмосфера є, по суті, системою Лоренцо, тобто системою, чутливою до вихідних, миттєвих параметрів).

**Приклад 1.** Визначити допустиму концентрацію оксиду вуглецю за умов сумарної дії його з оксидом сірки та сірководнем, зробити відповідні висновки. Дані для розрахунків: концентрація оксиду сірки в повітрі житлової зони становить 0,015; а концентрація сірководню - 0,002 мг/м<sup>3</sup>.

$ГДК_{СД}^{реч}$  для  $SO_2$ ,  $H_2S$  та  $CO$  наведено в табл. 3.2.

**Розв'язання.** Формула для визначення допустимої концентрації оксиду вуглецю в атмосферному повітрі набуде такого вигляду

$$C_{CO} = \left[ 1 - \left( \frac{C_{SO_2}}{ГДК_{CD\ SO_2}} + \frac{C_{H_2S}}{ГДК_{CD\ H_2S}} \right) \right] ГДК_{CD\ CO}.$$

Визначаємо допустиму концентрацію оксиду вуглецю у повітрі житлової зони:

$$C_{CO} = \left[ 1 - \left( \frac{0,015}{0,05} + \frac{0,002}{0,005} \right) \right] 3 = 0,9 \text{ мг/м}^3.$$

**Висновок.** З розрахунків видно, що з урахуванням сумарної дії кількох шкідливих компонентів повітря, концентрація оксиду вуглецю не повинна перевищувати  $0,9 \text{ мг/м}^3$ , що значно нижче за його  $ГДК_{CD}$ .

### 3.1.2 Визначення максимального значення приземної концентрації шкідливої речовини

Моделювання процесів техногенного забруднення атмосфери відіграє велику роль при проектуванні нових і реконструкції діючих підприємств, тому що при викидах в атмосферу забруднювачів важливо заздалегідь знати максимальне значення приземної концентрації. Це дає можливість забезпечити своєчасне очищення викидів і дозволяє знизити рівень забруднення атмосфери.

Максимальне значення приземної концентрації шкідливої речовини при викиді газоповітряної суміші з одиночного точкового джерела досягається при несприятливих метеорологічних умовах на відстані (х, м) від джерела і визначається за формулою [8, 15-24]:

$$c_m = \frac{A \cdot M \cdot F \cdot t \cdot n \cdot \eta}{H^2 \cdot \sqrt[3]{V_1 \cdot \Delta T}},$$

де  $c_m$  – максимальне значення приземної концентрації шкідливої речовини при викиді газоповітряної суміші,  $\text{мг/м}^3$ ; А – коефіцієнт, що залежить від температурної стратифікації атмосфери; М – маса шкідливої речовини, що викидається в атмосферу за одиницю часу, г/с; F – безрозмірний коефіцієнт, що враховує швидкість осідання шкідливих речовин в атмосферному повітрі; t, n – коефіцієнти, що враховують умови виходу газоповітряної суміші з гирла джерела викиду; розраховуються по різних формулах;  $\eta$  – безрозмірний коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу місцевості; у випадку рівної чи слабо пересіченої місцевості з перепадом висот, що не перевищують 50 м на 1 км,  $\eta = 1$ ; Н – висота джерела викиду

над рівнем землі, м (для наземних джерел при розрахунках приймається  $H = 2$  м);  $V_1$  – витрата газоповітряної суміші,  $\text{м}^3/\text{з}$ ;  $\Delta T$  – різниця між температурою газоповітряної суміші, що викидається,  $t$ , і температурою навколишнього атмосферного повітря  $t$ ,  $^{\circ}\text{C}$ .

Витрата газоповітряної суміші визначається за формулою:

$$V_1 = \frac{\pi D^2}{4} \cdot w_0,$$

де  $D$  – діаметр гирла джерела викиду, м;  $w_0$  – середня швидкість виходу газоповітряної суміші з гирла джерела викиду, м/с.

Розрахунок забруднення атмосфери при викидах газоповітряної суміші від джерела з прямокутним гирлом (шахти) здійснюється при середніх швидкісних значеннях  $D - D_e$  і  $V_1 = V_{1e}$ .

Ефективний діаметр гирла ( $D_e$ , м):

$$D_e = \frac{2 \cdot L \cdot b}{L + b},$$

де  $L$  і  $b$  – відповідно довжина і ширина гирла, м.

Ефективна витрата вихідної в атмосферу за одиницю часу газоповітряної суміші ( $V_{1e}$ ,  $\text{м}^3/\text{с}$ ).

$$V_{1e} = \frac{\pi D_e^2}{4} \cdot w_0.$$

Для джерел із квадратним гирлом ( $L = b$ ) ефективний діаметр  $D_e$  дорівнює довжині сторони квадрата.

Значення коефіцієнта  $A$ , що відповідає несприятливим метеорологічним умовам, при яких концентрація шкідливих речовин в атмосферному повітрі максимальна, приймається рівним: 200 – для Європейської території Росії (ЄТР) і України: для районів південніше  $50^{\circ}$  с. ш., для інших районів Нижнього Поволжя, Кавказу; Далекого Сходу та іншої території Сибіру; 180 – для ЄТР і Уралу від  $50$  до  $52^{\circ}$  с. ш., за винятком перерахованих вище районів, що потрапляють у цю зону; 160 – для ЄТР і Уралу північніше  $52^{\circ}$  с. ш. (за винятком Центра ЄТР); 140 – для Московської, Тульської, Рязанської, Владимирської, Калузької, Іванівський областей.

Значення потужності викиду ( $M$ ) і витрати газоповітряної суміші ( $V_1$ ) при проектуванні підприємств визначаються розрахунком у технологічній частині чи проекті приймаються відповідно до діючого для даного виробництва (процесу) нормативами. У розрахунку приймаються значення  $M$  і  $V_1$ , які реально мають місце протягом року при встановлених (звичайних) умовах експлуатації підприємства, при яких досягається максимальне значення  $c_m$ .

Відзначимо, що:

- значення  $M$  варто відносити до 20-30-хвилинного періоду осереднення, в тому числі й у випадках, коли тривалість викиду менша 20 хв;

- розрахунки концентрацій, як правило, проводяться для тих речовин, викиди яких задовольняють вимогам:

$$\frac{M_c}{ГДК} > \Phi;$$

$$\Phi = 0,01 \bar{H} \quad \text{при } \bar{H} > 10 \text{ м,}$$

$$\Phi = 0,1 \bar{H} \quad \text{при } \bar{H} \leq 10 \text{ м,}$$

де  $M_c$  – сумарне значення викиду від усіх джерел підприємства, що відповідає найбільш несприятливим із встановлених умов викиду, включаючи вентиляційні джерела і неорганізовані викиди, г/с; ГДК – максимально разова гранично допустима концентрація, мг/м<sup>3</sup>;  $\bar{H}$  – середньозважена по підприємству висота джерел викиду, м.

Значення безрозмірного коефіцієнта  $F$  приймається:

- для газоподібних шкідливих речовин і дрібнодисперсних аерозолів (пилу, золи, швидкість упорядкованого осідання яких практично дорівнює нулю) – 1;

- для дрібнодисперсних аерозолів (крім зазначених вище) при середньому експлуатаційному коефіцієнті очищення викидів не менше 90 % – 2; від 75 до 90 % – 2,5; менше 75 % і при відсутності очищення – 3.

Значення коефіцієнтів  $n$  і  $m$  визначаються в залежності від параметрів  $f$ ,  $v_m$ ,  $v_m'$  і  $f_e$ :

$$f = 1000 \frac{w_0^2 \cdot D}{H^2 \cdot \Delta T}, \quad v_m = 0,65 \sqrt{\frac{V_1 \cdot \Delta T}{H}},$$

$$v_m' = 1,8 \frac{w_0 \cdot D}{H}, \quad f_e = 800 (v_m')^3.$$

Коефіцієнт  $m$  визначається в залежності від  $f$ :

при  $f < 100$

$$m = \frac{1}{0,67 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f}};$$

при  $f > 100$

$$m = \frac{1,47}{\sqrt[3]{f}};$$

при  $f_e < f < 100$  значення коефіцієнта  $m$  обчислюється при  $f = f_e$ .

Коефіцієнт  $n$  при  $f < 100$  залежить від  $v_m$ :

при  $v_m \geq 2$   $n = 1$ ,

при  $0,5 \leq v_m < 2$   $n = 0,532 \cdot v_m^2 - 2,13 \cdot v_m + 3,13$ ,

при  $v_m < 0,5$   $n = 4,4v_m$ ,

при  $f \geq 100$  чи  $\Delta T \approx 0$  коефіцієнт  $n$  обчислюється при  $v_m' = v_m$ .

Для  $f \geq 100$  (чи  $\Delta T \approx 0$ ) і  $v_m' \geq 0,5$  (холодні викиди) при розрахунку  $V_m$  використовується формула

$$c_m = \frac{A \cdot M \cdot F \cdot n \cdot \eta}{H^{4/3}} \cdot K.$$

$$K = \frac{1}{7,1 \sqrt{w_0 \cdot V_1}}.$$

Відстань ( $x_m$ , м) від джерела викидів, на якому приземна концентрація ( $c$ , мг/м<sup>3</sup>) при несприятливих метеорологічних умовах досягає максимального значення ( $x_m$ , см)

$$x_m = \frac{5 - F}{4} \cdot d \cdot H,$$

де  $d$  – безрозмірний коефіцієнт.

При  $f < 100$  безрозмірний коефіцієнт  $d$  знаходиться по формулах:

$$\text{при } v_m \leq 0,5 \quad d = 2,48 \cdot \left(1 + 0,28 \cdot \sqrt[3]{f_e}\right),$$

$$\text{при } 0,5 < v_m \leq 2 \quad d = 4,95 \cdot v_m \left(1 + 0,28 \cdot \sqrt[3]{f_e}\right),$$

$$\text{при } v_m > 2 \quad d = 7 \cdot \sqrt{v_m} \left(1 + 0,28 \cdot \sqrt[3]{f_e}\right),$$

при  $f > 100$  чи  $\Delta T \approx 0$  значення  $d$  дорівнює:

$$\text{при } v'_m \leq 0,5 \quad d = 5,7,$$

$$\text{при } 0,5 < v'_m \leq 2 \quad d = 11,4 v'_m,$$

$$\text{при } v'_m > 2 \quad d = 16 \sqrt{v'_m}.$$

Значення небезпечної швидкості ( $u_m$ , м/с) на рівні флюгера звичайно 10 м від рівня землі, при якій досягається найбільше значення приземної концентрації шкідливих речовин  $c_m$ , у випадку  $f < 100$  визначається по формулах:

$$\text{при } v_m \leq 0,5 \quad u_m = 0,5$$

$$\text{при } 0,5 < v_m \leq 2 \quad u_m = v_m$$

$$\text{при } v_m > 2 \quad u_m = v_m \cdot \left(1 + 0,12 \cdot \sqrt{f}\right).$$

при  $f \geq 100$  чи  $\Delta T \approx 0$  значення  $u_m$ :

$$\text{при } v'_m \leq 0,5 \quad u_m = 0,5,$$

$$\text{при } 0,5 < v'_m \leq 2 \quad u_m = v'_m,$$

$$\text{при } v'_m > 2 \quad u_m = 2,2 v'_m.$$

Максимальне значення приземної концентрації шкідливої речовини ( $c_{mu}$ , мг/м<sup>3</sup>) при несприятливих метеорологічних умовах і швидкості вітру ( $u$ , м/с), що відрізняється від небезпечної швидкості вітру ( $u_m$ , м/с), визначається за формулою

$$c_{mu} = r \cdot c_m,$$

де  $r$  – безрозмірна величина, яка визначається в залежності від відношення  $u/u_m$ :

$$\text{при } u/u_m \leq 1$$



$$r = 0,67(u/u_m) + 1,67(u/u_m)^2 - 1,34(u/u_m)^3,$$

при  $u/u_m > 1$

$$r = \frac{3(u/u_m)}{2(u/u_m)^2 - (u/u_m) + 2}.$$

Слід зазначити, що при проведенні розрахунків не використовуються значення швидкості вітру  $u < 0,5$  м/с, а також швидкості вітру  $u > u^*$ , де  $u^*$  – значення швидкості вітру, що перевищується в даній місцевості в середньому багаторічному режимі в 5 % випадків. Це значення визначається за кліматичним довідником.

Відстань від джерела викиду ( $x_{mu}$ , м), на якому при швидкості вітру  $u$  і несприятливих метеорологічних умовах приземна концентрація шкідливих речовин досягає максимального значення ( $c_{mu}$ , мг/м<sup>3</sup>), визначається за формулою

$$x_{mu} = p \cdot x_m,$$

де  $p$  – безрозмірний коефіцієнт, який визначається в залежності від відношення  $u/u_m$ :

при  $u/u_m \leq 0,25$

$$p = 3$$

при  $0,25 < u/u_m \leq 1$

$$p = 8,43 \cdot (1 - u/u_m)^5 + 1,$$

при  $u/u_m > 1$

$$p = 0,32 \cdot (u/u_m) + 0,68.$$

При небезпечній швидкості вітру ( $u_m$ ) приземна концентрація шкідливих речовин ( $c$ , мг/м<sup>3</sup>) в атмосфері по осі факела викиду на різних відстанях ( $x$ , м) від джерела викиду визначається за формулою:

$$c = s_1 \cdot c_m,$$

де  $s_1$  – безрозмірний коефіцієнт, який визначається в залежності від відношення  $x/x_m$  і коефіцієнта  $F$ :

при  $x/x_m \leq 1$

$$s_1 = 3(x/x_m)^4 - 8(x/x_m)^3 + 6(x/x_m)^2,$$

при  $1 < x/x_m \leq 8$

$$s_1 = \frac{1,13}{0,13(x/x_m)^2 + 1},$$

при  $F \leq 1,5$  і при  $x/x_m > 8$

$$s_1 = \frac{x/x_m}{3,58(x/x_m)^2 - 35,2(x/x_m) + 120},$$

при  $F > 1,5$  і при  $x/x_m > 8$

$$s_1 = \frac{1}{0,1(x/x_m)^2 + 2,47(x/x_m) - 17,3}.$$

Для низьких і наземних джерел (висотою  $H$  не більш 10 м) при значеннях  $x/x_m < 1$  величина  $s_1$  замінюється на величину  $s_1^H$ , яка визначається в залежності від  $x/x_m$  і  $H$ :

при  $2 \leq H < 10$

$$s_1^H = 0,125(10 - H) + 0,125(H - 2)s_1.$$

Значення приземної концентрації шкідливих речовин в атмосфері ( $c_y$ , мг/м<sup>3</sup>) на відстані ( $y$ , м) по перпендикулярі до осі факела викиду визначається по формулі

$$c_y = s_2 \cdot c_m,$$

де  $s_2$  – безрозмірний коефіцієнт, обумовлений у залежності від швидкості вітру ( $u$ , м/с) і відносини  $y/x$  за значенням аргументу  $t_y$ :

$$s_2 = \frac{1}{(1 + 5t_y + 12,8t_y^2 + 17t_y^3 + 45,1t_y^4)^2},$$

де аргумент  $t_y$  розраховується за формулами:

$$\text{при } u \leq 5 \quad t_y = \frac{u \cdot y}{x^2},$$

$$\text{при } u > 5 \quad t_y = \frac{5y^2}{x^2}.$$

Максимальна концентрація ( $c_{mx}$ , мг/м<sup>3</sup>), що досягається на відстані  $x$  від джерела викиду на осі факела при швидкості вітру ( $u_{mx}$ ):

$$c_{mx} = s_1' \cdot c_m,$$

де  $s_1'$  – безрозмірний коефіцієнт.

Безрозмірний коефіцієнт  $s_1'$  визначається в залежності від відношення ( $x/x_m$ ) за наступними формулами:

при  $x/x_m \leq 1$

$$s_1' = 3(x/x_m)^4 - 8(x/x_m)^3 + 6(x/x_m)^2,$$

при  $1 < x/x_m \leq 8$

$$s_1' = \frac{1,1}{0,1(x/x_m)^2 + 1},$$

при  $8 < x/x_m \leq 24$

$$s_1' = \frac{2,55}{0,13(x/x_m)^2 + 9},$$

при  $24 < x/x_m \leq 80, F \leq 1,5$

$$s_1' = \frac{x/x_m}{4,75(x/x_m)^2 - 140(x/x_m) + 1435},$$

при  $24 < x/x_m \leq 80, F > 1,5$

$$s_1' = \frac{2,26}{0,1(x/x_M)^2 + 7,41(x/x_M) - 160},$$

при  $x/x_M > 80, F \leq 1,5$

$$s_1' = \frac{x/x_M}{3,58(x/x_M)^2 - 35,2(x/x_M) + 120},$$

при  $x/x_M > 80, F > 1,5$

$$s_1' = \frac{1}{0,1(x/x_M)^2 + 2,47(x/x_M) - 178}.$$

Швидкість вітру ( $u_{mx}$ ):

$$u_{mx} = f_1 \cdot u_M,$$

де  $f_1$  – безрозмірний коефіцієнт.

Безрозмірний коефіцієнт  $f_1$  визначається в залежності від відношення  $x/x_M$ :

$$\text{при } x/x_M \leq 1 \quad f_1 = 1,$$

$$\text{при } 1 < x/x_M \leq 8 \quad f_1 = \frac{0,75 + 0,25(x/x_M)}{1 + (x/9x_M)^9},$$

$$\text{при } 8 < x/x_M < 80 \quad f_1 = 0,25,$$

$$\text{при } x/x_M \geq 80 \quad f_1 = 1.$$

### 3.2 Визначення ГДВ шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери

ГДВ для кожного стаціонарного джерела встановлюють за умови, що викиди шкідливих речовин від такого джерела сумісно з фоновим забрудненням не створять у приземному шарі атмосфери концентрацію, що перевищує ГДК, тобто необхідним є виконання умови

$$C_m + C_\phi \leq \text{ГДК}, \quad (3.31)$$

де  $C_m$  - концентрація в приземному шарі атмосфери забруднювачів від цього джерела (за умови найнесприятливіших для розсіювання),  $\text{мг/м}^3$ ;  $C_\phi$  - фонові концентрації,  $\text{мг/м}^3$ .

Якщо значення ГДВ з об'єктивних причин не можуть бути досягнуті, то для таких підприємств встановлюють значення тимчасово узгоджених викидів шкідливих речовин (ТУВ) і вводиться поетапне зниження показників викидів шкідливих речовин до значень, що забезпечували б дотримання ГДВ.

ГДВ для нагрітих викидів з одного джерела з круглим отвором або групи таких, що близько розташовані один біля одного, у разі, коли фонові

концентрація сумішей ( $C_\phi$ ) встановлена як незалежна від швидкості та напрямку вітру і постійна на території, що розглядається, визначають за формулою

$$\Gamma_{ДВ} = \frac{(\Gamma_{ДК} - C_\phi) \cdot H^2 \cdot \sqrt[3]{V_1 \cdot \Delta T}}{A \cdot F \cdot m \cdot n \cdot \eta}, \quad (3.32)$$

де  $H$  – висота джерела викиду (труби) над рівнем землі, м;

$V_1$  – об'ємна витрата газів, що викидаються, (повітря) при робочих умовах, м<sup>3</sup>/с;

$\Delta T$  – різниця між температурою газоповітряної суміші, що викидається, і температурою навколишнього атмосферного повітря, °С;

$A$  – коефіцієнт, що залежить від температурної стратифікації;

$F$  – безрозмірний коефіцієнт, що враховує швидкість осідання шкідливих речовин в атмосфері;

$m, n$  – безрозмірні коефіцієнти, що враховують умови виходу газоповітряної суміші з отвору джерела викиду;

$\eta$  – коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу місцевості на розсіяння домішок.

Витрати (об'єм) газоповітряної суміші визначають за формулою

$$V_1 = \frac{\pi D^2}{4} \omega_{\text{сер}}, \quad (3.33)$$

де  $D$  – діаметр отвору джерела викиду, м;

$\omega_{\text{сер}}$  – середня швидкість виходу газоповітряної суміші з отвору джерела викиду, м/с.

Значення безрозмірного коефіцієнта  $m$  визначають за формулою

$$m = \frac{1}{0,67 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f}} \quad (3.34)$$

де  $f$  – знаходять за математичним виразом

$$f = 10^3 \cdot \frac{\omega_{\text{сер}}^2 \cdot D_0}{H^2 \cdot \Delta T}. \quad (3.35)$$

Безрозмірний коефіцієнт  $n$  визначають залежно від параметра  $V_m$

$$V_m = 0,65 \cdot \sqrt[3]{\frac{V_1 \cdot \Delta T}{H}}. \quad (3.36)$$

За величиною  $V_m$  значення коефіцієнта  $n$  приймають за таких умов:

- якщо  $V_m < 0,3$ , то  $n = 3$ ;

- якщо  $0,3 \leq V_m \leq 2$ , то  $n$  знаходять за формулою

$$n = 3 - \sqrt{(V_m - 0,3)(4,36 - V_m)^{-1}}; \quad (3.37)$$

- якщо  $V_m > 2$ , то  $n = 1$ .

Безрозмірний коефіцієнт  $\eta$  дорівнює одиниці, якщо в радіусі 50 Н від джерела перепад відміток місцевості не перевищує 50 м на 1 км. В інших випадках поправку на рельєф встановлюють на підставі картографічного матеріалу, що висвітлює рельєф місцевості в радіусі 50 Н від джерела, але не менше 2 км.

Величину ГДВ для холодної газоповітряної суміші за всіх інших умов, однакових з розглянутими раніше, визначають за формулою

$$\text{ГДВ} = \frac{(\text{ГДК} - C_{\phi}) \cdot H^{4/3}}{A \cdot F \cdot m \cdot n \cdot \eta} \cdot 8V_1, \quad (3.38)$$

Залежність значень коефіцієнта  $A$  від розташування джерела на території країни така сама, як і у випадку нагрітих викидів.

Безрозмірний коефіцієнт  $n$  визначають залежно від значення параметра  $V_m$  і розраховують за формулою

$$V_m = 1,3 \cdot \frac{\omega_{\text{сер}} \cdot D}{H}. \quad (3.39)$$

Якщо різниця температур ( $^{\circ}\text{C}$ ) близька до нуля або при розрахунках параметр  $f$  перевищує 100, то для таких викидів ГДВ розраховувати так само, як і для холодних викидів, оскільки початкове перегрівання не справляє істотного впливу на початкове піднімання факела та розсіювання викидів в атмосфері.

Для холодних викидів висоту труби визначають за формулою

$$H = \left[ \frac{A M F D \eta}{8 V_1 (\text{ГДК} - C_{\phi})} \right]^{3/4}. \quad (3.40)$$

Якщо у повітрі населених пунктів, де розташовані підприємства,  $C_{\phi}$  перевищує ГДК, а значення ГДВ за об'єктивними причинами не можуть бути досягнуті, вводять поетапне зниження викидів шкідливих речовин до ГДК.

Усі промислові викиди в атмосферне повітря періодично інвентаризують, тобто проводять систематизацію відомостей про розподіл джерел викидів на території об'єкта, їх кількість і склад.

Метою інвентаризації є:

- визначення викидів шкідливих речовин, що надходять в атмосферу від об'єктів;
- оцінювання впливу викидів на довкілля, встановлення ГДВ;
- розроблення рекомендацій з організації контролю викидів;
- оцінювання стану очисного обладнання та екологічності технологій і виробничого обладнання;
- планування черговості природоохоронних заходів.

Інвентаризацію проводять один раз на п'ять років, згідно із затвердженою інструкцією з інвентаризації викидів забруднюючих речовин в атмосферу.

**Приклад.** Розрахувати гранично допустимі викиди шкідливих речовин у газах, які викидаються ТЕС потужністю  $P=100000$  кВт електроенергії, яка працює на Донецькому пісному вугіллі, і при необхідності вибрати апарати для їх очищення.

Висота труби для розсіювання газів  $H=60$  м, діаметр отвору труби  $D_0=2,5$  м; температура газів, які викидаються  $t_r=160^\circ\text{C}$ ; температура навколишнього атмосферного повітря  $t_i=23^\circ\text{C}$ ; фонові концентрації: оксидів сірки  $C_{\text{O}}^{\text{SO}_2}=0,1$  мг/м<sup>3</sup>; оксидів азоту  $C_{\text{O}}^{\text{NO}_2}=0,005$  мг/м<sup>3</sup>.

ТЕС заходиться на Україні в зоні від  $50^\circ$  до  $52^\circ$  південної широти, місцевість рівна.

### Розв'язування

1. Визначаємо об'єм газів  $Q$ , м<sup>3</sup>/с, які викидаються при нормальних умовах:

$$Q = \frac{P}{3600} \cdot q_r = \frac{100000}{3600} \cdot 4 = 111,1 \text{ м}^3/\text{с},$$

де  $q_{\text{a}}$  – питомі викиди газів, г/(кВт·год).

2. Знаходимо об'єм газів  $Q_1$ , м<sup>3</sup>/с, які викидаються при робочих умовах:

$$Q_1 = Q \cdot \frac{T_0 + t_r}{T_0} = 111,1 \cdot \frac{273 + 160}{273} = 176,2 \text{ м}^3/\text{с}.$$

3. Розраховуємо величини викидів шкідливих речовин:

*золи*

$$M_3 = \frac{P}{3600} \cdot q_3 = \frac{100000}{3600} \cdot 97 = 2696,6 \text{ г/с};$$

*двоокису сірки*

$$M_{\text{SO}_2} = \frac{P}{3600} \cdot q_{\text{SO}_2} = \frac{100000}{3600} \cdot 21,6 = 600,5 \text{ г/с};$$

*окислів азоту*

$$M_{\text{NO}_2} = \frac{P}{3600} \cdot q_{\text{NO}_2} = \frac{100000}{3600} \cdot 2,8 = 77,8 \text{ г/с}.$$

4. Коефіцієнт  $A=180$ , коефіцієнт  $\eta=1$ , коефіцієнт  $F$ : для золи  $F=3$ , для двоокису сірки і окислів азоту  $F=1$ .

Максимальна разова гранична концентрація (додаток А) золи  $C_{ГДК}^3 = 0,5 \text{ мг/м}^3$ ; двоокису сірки  $C_{ГДК}^{SO_2} = 0,5 \text{ мг/м}^3$ ; окислів азоту  $C_{ГДК}^{NO_2} = 0,085 \text{ мг/м}^3$ .

5. Знаходимо різницю температур  $\Delta T$  між температурою газів, які викидаються, і температурою навколишнього атмосферного повітря:

$$\Delta T = t_r - t_n = 160 - 23 = 137 \text{ }^\circ\text{C}.$$

6. За формулами (9.5) і (9.6) визначаємо параметри  $f$  і  $V_i$ :

$$f = 1000 \cdot \frac{V_0^2 \cdot D_0}{H^2 \cdot \Delta T} = 1000 \cdot \frac{15^2 \cdot 2,5}{60^2 \cdot 137} = 1,14;$$

$$V_i = 0,65 \cdot \sqrt[3]{\frac{Q_1 \cdot \Delta T}{H}} = 0,65 \cdot \sqrt[3]{\frac{176,2 \cdot 137}{60}} = 4,8;$$

де  $V_0$  – рекомендована швидкість виходу газів з труби висотою до 120 м.

7. За формулами (3.34) та (3.37) знаходимо коефіцієнти  $m$  і  $n$ :

$$m = \frac{1}{0,67 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f}} = \frac{1}{0,67 + 0,1\sqrt{1,14} + 0,34\sqrt[3]{1,14}} = 0,883$$

$n = 1$ , тому що  $V_i > 2$ .

8. Знаходимо величини гранично допустимих викидів шкідливих речовин, користуючись формулою (3.32) [27]:

*золи*

$$ГДВ_3 = \frac{(C_{ГДК}^3 - C_{\Phi}^3) \cdot H^2}{A \cdot M \cdot F \cdot n \cdot \eta} \cdot \sqrt[3]{Q_1 \cdot \Delta T} = \frac{(0,5 - 0) \cdot 60^2}{180 \cdot 3 \cdot 0,883 \cdot 1 \cdot 1} \cdot \sqrt[3]{176,2 \cdot 137} = 109,1 \text{ г/с};$$

*двоокису сірки*

$$ГДВ_{SO_2} = \frac{(0,5 - 0) \cdot 60^2}{180 \cdot 1 \cdot 0,0883 \cdot 1 \cdot 1} \cdot \sqrt[3]{176,2 \cdot 137} = 262 \text{ г/с};$$

*окислів азоту*

$$\text{ГДВ}_{\text{NO}_2} = \frac{(0,085 - 0,005) \cdot 60^2}{180 \cdot 1 \cdot 0,883 \cdot 1 \cdot 1} \cdot \sqrt[3]{176,2 \cdot 137} = 52,5 \text{ г/с};$$

9. Визначаємо необхідний ступінь очищення  $\eta_0$  газів, які викидаються, від золи:

$$\eta_0 = \frac{M_3 - \text{ГДВ}_3}{M_3} = \frac{2696,6 - 109,1}{2696,6} = 0,96.$$

Такий ступінь очищення може забезпечити електрофільтр.

10. Знаходимо необхідну площу активного перерізу  $S$  електрофільтра, прийнявши число паралельних корпусів  $N = 2$  і швидкість димових газів  $V = 1,2$  м/с:

$$S = \frac{Q_1}{N \cdot V} = \frac{176,2}{2 \cdot 1,2} = 73,4 \text{ м}^2.$$

Вибираємо електрофільтр типу ЕГА-1-30-9-6-3 висотою електродів 9 м, площею активного перерізу  $S = 73,4 \text{ м}^2$  і максимальним ступенем очищення  $\eta_0 = 0,99$ .

11. Враховуючи сумісну дію двоокису сірки і окислів азоту, приводимо величини фактичних і гранично допустимих викидів цих речовин до викидів за двоокисом сірки:

$$M = M_{\text{SO}_2} + 5,88M_{\text{NO}_2} = 600,5 + 5,88 \cdot 77,8 = 1058 \text{ г/с};$$

$$\text{ГДВ} = \text{ГДВ}_{\text{SO}_2} + 5,88M_{\text{NO}_2} = 262 + 5,88 \cdot 52,5 = 570,7 \text{ г/с}.$$

12. Визначаємо необхідний ступінь очищення газів, які викидаються, від двоокису сірки та окислів азоту:

$$\eta_0 = \frac{M - \text{ГДВ}}{M} = \frac{1058 - 570,7}{1058} = 0,46.$$

Такий ступінь очищення можна забезпечити абсорбційним очищенням газів в абсорберах з лужними розчинами  $\text{NaOH}$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  та  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ .

### 3.3 Визначення реального хімічного навантаження на людину при забрудненні повітряного середовища



Реальне хімічне навантаження на населення можна розглядати як суму хімічних забруднень, що надходять в організм людини через органи дихання протягом визначеного періоду часу.

Вихідними даними для виконання розрахунків є:

- час перебування людини у різних умовах  $T$ , год;
- забруднюючі речовини у відповідних умовах перебування;
- середньодобова концентрація речовин  $C_{сд}$ , мг/м<sup>3</sup>.

Клас небезпеки (КН) та величини ГДК забруднюючих речовин необхідно визначити за нормативними документами, наведеними в переліку основної літератури до даних методичних вказівок. Для виробничого приміщення в розрахунках використовується ГДК робочої зони (ГДК<sub>рз</sub>), для інших умов перебування – ГДК середньодобова (ГДК<sub>сд</sub>).

Загальний показник реального хімічного навантаження  $S$  визначається як сума добутків показників хімічного забруднення повітряного середовища в різних умовах на час перебування людини:

$$S = \sum_{i=1}^n P_i \cdot t_i, \quad (3.5)$$

де  $P_i$  – показник забруднення повітряного середовища (рівень хімічного забруднення повітряного середовища);

$t_i$  – тривалість впливу в частках доби;

$n$  – число різних умов перебування.

У якості основних складових сумарного хімічного навантаження для людини приймаються дози забруднення повітря у виробничих приміщеннях, житлових будинках, салонах міського транспорту, атмосферного повітря житлового середовища міста і зон рекреації (паркових і заміських). Таким чином, формулу розрахунку  $S$  можна представити у вигляді:

$$S = P_{вп} t_{вп} + P_{ж} t_{ж} + P_{тр} t_{тр} + P_{жс} t_{жс} + P_{рек} t_{рек}, \quad (3.6)$$

де  $P_{вп}$ ,  $P_{ж}$ ,  $P_{тр}$ ,  $P_{жс}$ ,  $P_{рек}$  – відповідно рівні хімічного забруднення повітряного середовища виробничих приміщень, житлових будинків, салонів міського транспорту, атмосферного повітря житлового середовища міста і місць рекреації;

$t_{вп}$ ,  $t_{ж}$ ,  $t_{тр}$ ,  $t_{жс}$ ,  $t_{рек}$  – відповідні частки доби часу, протягом якого людина перебуває під впливом хімічних забруднень, що містяться в повітряному середовищі.

Частка доби розраховується за формулою:

$$t_i = \frac{T_i}{24}, \quad (3.7)$$

де  $T_i$  – середня тривалість перебування людини в певних умовах.  
Умовний показник ступеня забруднення повітряного середовища  $P_i$ :

$$P_i = \sqrt{\sum_{i=1}^m K_i^2}, \quad (3.8)$$

де  $K_i$  – приведені до 3-го класу небезпеки кратності перевищення ГДК речовин різних класів;

$m$  – число речовин.

Для приведення значень кратностей  $K_i$  перевищення ГДК речовин 1, 2 і 4-го класів небезпеки використовуються співвідношення:

$$\text{1-й клас } K_i^{(3)} = k_i^{(1)} \cdot 3^n, \quad n = 2,89 \cdot |\lg(k_i^{(1)})|, \quad (3.9)$$

$$\text{2-й клас } K_i^{(3)} = k_i^{(2)} \cdot \left(\frac{3}{2}\right)^n, \quad n = 1,55 \cdot |\lg(k_i^{(2)})|, \quad (3.10)$$

$$\text{4-й клас } K_i^{(3)} = k_i^{(4)} \cdot \left(\frac{3}{4}\right)^n, \quad n = 1,05 \cdot |\lg(k_i^{(4)})|, \quad (3.11)$$

де  $k_i^{(1)}$ ,  $k_i^{(2)}$  і  $k_i^{(4)}$  – значення кратностей перевищення ГДК відповідно для речовин 1, 2 і 4-го класів небезпеки.

Кратність перевищення ГДК, включаючи значення, менші одиниці, встановлюється шляхом ділення фактичної концентрації даної речовини на ГДК:

$$k_i = \frac{C}{\text{ГДК}}. \quad (3.12)$$

Наведений нижче приклад містить розрахунок реального хімічного навантаження при перебуванні людини в різних умовах.

### Приклад

Вихідні дані для розрахунку реального хімічного навантаження на людину за рахунок забрудненого повітряного середовища наведено в таблиці 3.4. Клас небезпеки та значення гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин визначено за відповідними нормативними документами.

Таблиця 3.4 – Вихідні дані

Умови перебування	T, год	Забруднюючі речовини	C <sub>сд</sub> , мг/м <sup>3</sup>	КН	ГДК <sub>сд</sub> , мг/м <sup>3</sup>	ГДК <sub>рз</sub> , мг/м <sup>3</sup>
Виробниче приміщення	8	Стирол	0,001	3	—	10
		Толуол	0,6	3	—	50
		Етилбензол	0,02	3	—	50
Житлове середовище	2	Карбон (II) оксид	0,5	4	1,0	—
		Нітроген (IV) оксид	0,02	2	0,04	—
		Формальдегід	0,001	2	0,003	—
		Бенз(а)пірен	$1,2 \cdot 10^{-6}$	1	$1,0 \cdot 10^{-6}$	—

Частка доби розраховується за формулою (3.7):

– для виробничого приміщення:

$$t_{\text{вп}} = \frac{8}{24} = 0,33;$$

– для житлового середовища:

$$t_{\text{жс}} = \frac{2}{24} = 0,08.$$

Кратність перевищення ГДК розраховано за формулою (3.12):

– для виробничого приміщення:

$$k(\text{стирол}) = \frac{0,001}{10} = 0,0001;$$

$$k(\text{толуол}) = \frac{0,6}{50} = 0,012;$$

$$k(\text{етилбензол}) = \frac{0,02}{50} = 0,0004;$$

– для житлового середовища:

$$k(\text{CO}) = \frac{0,5}{1,0} = 0,5;$$

$$k(\text{NO}_2) = \frac{0,02}{0,04} = 0,5;$$

$$k(\text{формальдегід}) = \frac{0,001}{0,003} = 0,33;$$

$$k(\text{бенз(а)пірен}) = \frac{1,2 \cdot 10^{-6}}{1 \cdot 10^{-6}} = 1,2.$$

За рівняннями (3.9 – 3.11) розраховано значення кратностей перевищення ГДК відповідно для речовин 1, 2 і 4-го класів небезпеки для житлового середовища:

$$K(\text{CO}) = 0,5 \cdot \left(\frac{3}{4}\right)^{0,32} = 0,46;$$

$$K(\text{формальдегід}) = 0,33 \cdot \left(\frac{3}{2}\right)^{0,75} = 0,45;$$

$$K(\text{бенз(а)пірен}) = 1,2 \cdot 3^{0,23} = 1,54.$$

Для виробничого приміщення перерахунок не проводиться, оскільки всі забруднюючі речовини відносяться до третього класу небезпеки.

Розраховані дані кратностей перевищення ГДК та приведення забруднюючих речовин до 3-го класу небезпеки наведено в таблиці 3.5.

Таблиця 3.5 – Розраховані дані кратностей перевищення ГДК та приведення забруднюючих речовин до 3-го класу небезпеки

Умови перебування	Частка доби	Забруднюючі речовини	Кратність перевищення ГДК	Приведення до 3-го класу небезпеки
Виробниче приміщення	0,33	Стирол	0,0001	0,0001
		Толуол	0,012	0,012
		Етилбензол	0,0004	0,0004
Житлове середовище	0,08	Карбон (II) оксид	0,5	0,46
		Нітроген (IV) оксид	0,5	0,5
		Формальдегід	0,33	0,45
		Бенз(а)пірен	1,2	1,54

Умовний показник ступеня забруднення повітряного середовища  $P_i$  для всіх умов перебування розраховано за формулою (3.8):

– для виробничого приміщення:

$$P_{\text{вп}} = \sqrt{0,0001^2 + 0,012^2 + 0,0004^2} = 0,012;$$

– для житлового середовища:

$$P_{\text{жс}} = \sqrt{0,46^2 + 0,5^2 + 0,45^2 + 1,54^2} = 1,74.$$

Показник реального хімічного навантаження в різних умовах перебування визначається за формулою (3.5):

– для виробничого приміщення:

$$S_{\text{вп}} = 0,012 \cdot 0,33 = 0,00396;$$

– для житлового середовища:

$$S_{\text{жс}} = 1,74 \cdot 0,08 = 0,1392.$$

Розраховані умовні показники ступеня забруднення повітряного середовища  $P_i$  та показники реального хімічного навантаження забруднення повітряного середовища в різних умовах  $S_i$  наводяться в таблиці 3.6.

Таблиця 3.6 – Умовний показник ступеня забруднення повітряного середовища та показник реального хімічного навантаження в різних умовах

Умови перебування	Умовний показник ступеня забруднення, $P_i$	Показник реального хімічного навантаження, $S_i$
Виробниче приміщення	0,012	0,004
Житлове середовище	1,74	0,139

Загальний показник реального хімічного навантаження становить:

$$S = 0,004 + 0,139 = 1,143.$$

Отже, незважаючи на значно менший час знаходження людини у житловому середовищі, умовний показник ступеня забруднення повітряного середовища та показник реального хімічного навантаження

для цих умов перебування набагато перевищують аналогічні показники для виробничого приміщення. Це можна пояснити наявністю у повітрі житлового середовища високотоксичного бенз(а)пірену у концентрації, що перевищує ГДК.

### **3.4 Розрахунок розміру відшкодування збитків в результаті наднормових викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря**

Наднормативними викидами забруднюючих речовин в атмосферне повітря вважаються:

- викиди забруднюючих речовин, які перевищують рівень гранично допустимих або тимчасово погоджених викидів, встановлених дозволами на викид, які видані у встановленому порядку;
- викиди забруднюючих речовин джерелами, які не мають дозволів на викид, в тому числі і по окремих інгредієнтах;
- викиди забруднюючих речовин, що здійснюються з перевищенням граничних нормативів їх утворення і вмісту в газах, що відходять для окремих типів технологічного та іншого обладнання.

Наднормативні викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря можуть відбуватися за рахунок

- неефективної роботи газоочисних установок;
- роботи технологічного обладнання при несправних газоочисних установках або їх невикористанні;
- порушення технологічних режимів;
- невиконання у встановлені терміни заходів по досягненню нормативів гранично допустимого викиду (ГДВ);
- аварійних викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря;
- залпових викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря, які не передбачені технологічними регламентами виробництв;
- використання непроєктних сировини і палива в технологічних процесах;
- інших видів порушень.

При роботі кількох джерел виділення забруднюючих речовин (технологічних агрегатів) на одне джерело викиду забруднюючих речовин в атмосферне повітря, для якого встановлений норматив дозволеного викиду, необхідно вести контроль величини забруднюючих речовин, що утворюються і відходять від кожного технологічного агрегату, і порівнювати їх із встановленими гранично допустимими нормативами.

Факт наднормативного викиду забруднюючих речовин в атмосферне повітря встановлюється спеціалістами Державної екологічної інспекції Мінекоресурсів України при перевірці підприємств шляхом:

- інструментальних методів контролю;

– розрахунковими методами.

Визначення наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря проводиться у відповідності з діючими вимогами відбору і аналізу проб та оформляється у встановленому порядку:

– аналітичними службами інспекційних підрозділів Мінекоресурсів України;

– спеціалізованими службами інших міністерств і відомств за дорученням інспекційних підрозділів Мінекоресурсів України;

– відомчими аналітичними службами підприємств, установ та організацій, дані яких зафіксовані в журналах первинної облікової документації, в робочих журналах аналітичних служб.

Відбір і аналіз проб забруднюючих речовин у викидах від стаціонарних джерел забруднення проводиться відповідно до діючих методик.

За результатами обстеження й інструментальних вимірів потужності викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від джерел забруднення атмосферного повітря складається акт.

Виявлені в ході перевірки факти перевищення нормативів викидів, що зафіксовані в первинній обліковій документації, також включаються до акту перевірки, який підписується спеціалістом Державної екологічної інспекції Мінекоресурсів України та керівником підприємства [7].

Результати інструментальних вимірів, що виконані з порушенням вимог діючих нормативно технічних документів, анулюються.

### **3.4.1 Розрахунок наднормативних викидів**

Розрахунки наднормативних викидів ( $M_i$ ) в тоннах здійснюються шляхом визначення різниці між фактичними і дозволеними потужностями викидів, з урахуванням часу роботи джерела в режимі наднормативного викиду. Розрахунок виконується за формулою:

$$M_i = 0,0036 (V_i \cdot C_i - Mq_i) T, \quad (3.13)$$

де:  $V_i$  - об'ємна витрата газопилового потоку на виході з джерела, куб.м/с;

$C_i$  - середня концентрація  $i$ -ї забруднюючої речовини (із серії відібраних проб), г/куб.м, розрахована як середня арифметична;

$Mq_i$  - потужність дозволеного викиду  $i$ -ї забруднюючої речовини по даному джерелу, г/с, встановлена дозволом на викид;

$T$  - час роботи джерела в режимі наднормативного викиду, годин.

Термін роботи джерела в режимі наднормативного викиду визначається з моменту виявлення порушення до моменту його

усунення, підтвердженого даними контрольної перевірки, з урахуванням фактично відпрацьованого часу.

Якщо за даними вимірів, зафіксованих в журналах первинної облікової документації підприємства, неодноразово виявлялося перевищення встановленого нормативу по даному джерелу і речовині, то термін роботи джерела в режимі наднормативного викиду береться з часу введення нормативу в дію по даному джерелу і речовині до дня контрольної перевірки, але не більше як за один астрономічний рік.

У випадках, коли останнім виміром, зафіксованим в журналах первинної облікової документації підприємства, не виявлено перевищення встановленого нормативу по даному джерелу і речовині, а при інспекційній перевірці перевищення встановлене, відлік часу роботи джерела в режимі наднормативного викиду береться з моменту виявлення порушення. В цьому разі приписом до акту перевірки встановлюється термін усунення порушення, після закінчення якого, за замовленням підприємства, здійснюється контрольна перевірка його фактичного усунення і, відповідно, розраховується час роботи джерела в режимі наднормативного викиду.

Всі контрольні перевірки фактів усунення виявлених порушень роботи джерел в режимі наднормативного викиду проводяться за рахунок підприємств.

В разі відсутності на підприємстві зафіксованих в первинній обліковій документації результатів вимірів потужності викидів забруднюючих речовин або результати вимірів анульовані, час роботи джерела в режимі наднормативного викиду встановлюється за три попередніх місяці до дня даної перевірки.

При невиконанні у встановлені терміни заходів по досягненню нормативів гранично допустимих викидів розрахунки наднормативних викидів здійснюються як різниця між фактичною потужністю викиду, яка підтверджена результатами інструментальних вимірів, і величиною нормативу викиду після впровадження заходу, з урахуванням терміну, що минув після планового його закінчення.

Розрахунки потужності викидів забруднюючих речовин по джерелах або речовинах, які не мають дозволу на викид, ведуться на основі потужності фактичного викиду, визначеної інструментальними вимірами. При цьому час роботи джерела в режимі наднормативного викиду визначається з моменту виявлення порушення до моменту оформлення дозволу на викид.

Необхідна кількість проб для визначення потужності викиду регламентована Інструкцією по відбору проб з газопилових потоків, затвердженою Мінекоресурсів України.



Середня арифметична із визначених разових концентрацій серії проб при номінальному навантаженні технологічного обладнання є базовою для розрахунку наднормативних викидів за формулою (3.13).

Розрахунки потужності наднормативних викидів в результаті аварійних і залпових викидів, не передбачених технологічними регламентами виробництв, здійснюються розрахунковим методом на основі матеріальних балансів даних технологічних регламентів та ін..

### 3.4.2 Розмір компенсації збитків, регулюючі коефіцієнти

Розрахунок ведеться на основі розміру мінімальної заробітної плати з урахуванням обсягів наднормативних викидів і регулюючих коефіцієнтів. Розмір компенсації збитків в одиницях національної валюти визначається за формулою:

$$З = M_i \times i_{\Pi} \times A_i \times K_T \times K_{zi} \quad (3.14)$$

де: З - розмір компенсації збитків, одиниць національної валюти;

$M_i$  - маса забруднюючої речовини, що викинута в атмосферне повітря понаднормативно, тонн;

$i_{\Pi}$  - базова ставка компенсації збитків в частках мінімальної заробітної плати ( $\Pi$ ) за одну тонну умовної забруднюючої речовини на момент перевірки, одиниць національної валюти/ тонну;

$A_i$  - безрозмірний показник відносної небезпечності забруднюючої речовини;

$K_T$  - коефіцієнт, що враховує територіальні соціально-екологічні особливості;

$K_{zi}$  - коефіцієнт, що залежить від рівня забруднення атмосферного повітря населеного пункту забруднюючою речовиною.

Безрозмірний показник відносної небезпечності забруднюючої речовини ( $A_i$ ) визначається із співвідношення за формулою:

$$A_i = \frac{i}{ГДК_i} \quad (3.15)$$

$ГДК_i$  - середньодобова гранично допустима концентрація або орієнтовно безпечний рівень впливу (ОБРВ) забруднюючої речовини, мг/куб.м.

Для речовин з  $ГДК$  більше одиниці в чисельнику вводиться поправочний коефіцієнт 10.

Для речовин, по яких відсутня величина середньодобової гранично допустимої концентрації, при визначенні показника відносної небезпечності береться величина максимальної разової  $ГДК$  забруднюючої речовини в атмосферному повітрі.

Для речовин, по яких відсутні величини ГДК і ОБРВ, показник відносної небезпечності  $A_i$  приймається рівним 500.

Коефіцієнт, що враховує територіальні соціально-екологічні особливості ( $K_t$ ), залежить від чисельності жителів населеного пункту, його народногосподарського значення і розраховується за формулою (4):

$$K_t = K_{нас} \times K_f \quad (3.16)$$

де:  $K_{нас}$  - коефіцієнт, що залежить від чисельності жителів населеного пункту і визначається за таблиці 3.7;

$K_f$  - коефіцієнт, що враховує народногосподарське значення населеного пункту і визначається за таблиці 3.8.

Якщо населений пункт одночасно має промислове та рекреаційне значення, застосовується коефіцієнт  $K_f = 1,65$ .

Таблиця 3.7 – Значення коефіцієнта  $K_{нас}$

Чисельність населення, тис. чол.	$K_{нас}$
До 100,0	1,00
100,1 - 250,0	1,20
250,1 - 500,0	1,35
500,1 - 1000,0	1,55
більше 1000	1,80

Таблиця 3.8 – Значення коефіцієнта  $K_f$

Тип населеного пункту		$K_f$
I	Організаційно-господарські та культурно-побутові центри місцевого значення з перевагою аграрно-промислових функцій (районні центри, міста, селища районного підпорядкування) та села	1,00
II	Багатофункціональні центри, центри з перевагою промислових і транспортних функцій (обласні центри, міста обласного підпорядкування, великі промислові та транспортні вузли)	1,25
III	Центри з перевагою рекреаційних функцій	1,65

Коефіцієнт, що залежить від рівня забруднення атмосферного повітря населеного пункту забруднюючою речовиною ( $K_{зі}$ ), визначається за формулою:

$$K_{зі} = \frac{q}{ГДКсі} \quad (3.16)$$

де  $q$  - середньорічна концентрація забруднюючої речовини за даними прямих інструментальних вимірів на стаціонарних постах за попередній рік, мг/куб.м;

ГДКсі - середньодобова гранично допустима концентрація забруднюючої речовини, мг/куб.м.

У випадку, коли в даному населеному пункті інструментальні виміри концентрації даної забруднюючої речовини не виконуються, а також, коли рівні забруднення атмосферного повітря населеного пункту забруднюючою речовиною не перевищують ГДК, значення коефіцієнта  $K_{зі}$  приймається рівним одиниці.

Приклади розрахунків розмірів компенсації збитків за наднормативні викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря наведені нижче.

### 3.4.3 Приклади розрахунків розмірів компенсації збитків за наднормативні викиди

**Задача №1.** Визначити загальну суму збору за забруднення довкілля за рік, якщо підприємством-природокористувачем у кожному кварталі в межах ліміту в атмосферне повітря викидалось (таблиця 3.9):

Таблиця 3.9 – Вихідні дані для розрахунку

Назва речовини	Викид, т
Пил неорганічний (газоподібні фтористі сполуки)	10,02
Азоту оксиди	40,09
Аміак	0,51
Спирт н-бутиловий	0,21

Крім того, у межах ліміту в атмосферу поступило: 0,356 т речовини А з ОБРВ 0,005 мг/м<sup>3</sup>. Підприємство знаходиться в м. Херсон.

#### Розв'язання

Так як у даній задачі викид здійснювався в межах ліміту, то розмір збору (З) визначається за формулою:

$$З = \sum_{i=1}^n (M_{л_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_{нас} \cdot K_{ф}), \quad \text{тому що } M_{п_i} = 0. \quad (3.17)$$

На основі (податкового кодексу України) в таблиці Б1 додатка Б знаходимо:  $H_{б \text{ пил неорганіч.}} = 1511,5$  грн/т;  $H_{б \text{ азоту оксиди}} = 1434,71$  грн/т;  $H_{б \text{ аміак}} = 269,08$  грн/т;  $H_{б \text{ спирт н-бутиловий}} = 1434,71$  грн/т.

За таблицею Б3 додатка Б: норматив збору для речовини А складає 5112,56 грн/т.

За таблицями 3.7 і 3.8 для м. Херсон знаходимо:  $K_{нас} = 1,35$ ;  $K_{ф} = 1,25$ .

Розмір збору:

$$\begin{aligned}
 Z &= \sum_{i=1}^n (M_{л_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_{нас} \cdot K_{ф}) = 4 \cdot 1,35 \cdot 1,25 \cdot (10,02 \cdot 1511,5 + 40,09 \cdot 1434,71 + \\
 &0,51 \cdot 269,08 + 0,21 \cdot 1434,71 + 0,356 \cdot 5112,56) = \\
 &= 6,75 \cdot (15145,23 + 57517,5239 + \\
 &+ 137,2308 + 301,2891 + 1820,07136) = 505719,08 \text{ (грн)}.
 \end{aligned}$$

*Відповідь:*  $Z = 505719,08$  грн.

**Задача №2.** На основі вихідних даних задачі 1, визначити аналогічну суму збору за рік для вказаного підприємства при умові, що:

1) джерело забруднення протягом 20 днів листопада працювало у режимі понадлімітного викиду;

2) при роботі джерела у режимі понадлімітного викиду кількість забруднюючих речовин кожної доби у 3 рази перевищувала нормативне значення.

Режим роботи джерела викиду – безперервний. У розрахунках приймається, що 1 квартал становить 90 діб.

#### Розв'язання

Маса викиду забруднюючої речовини за 1 добу:

1) в межах ліміту:

пил неорганічний:  $M_{лi} = 10,02/90 = 0,11$  т;

азоту оксиди:  $M_{лi} = 40,09/90 = 0,45$  т;

аміак:  $M_{лi} = 0,51/90 = 0,006$  т;

спирт н-бутиловий:  $M_{лi} = 0,21/90 = 0,002$  т;

речовина А:  $M_{лi} = 0,356/90 = 0,004$  т.

2) понад ліміту:

пил неорганічний:  $M_{пi} = 0,11 \cdot 3 = 0,33$  т;

азоту оксиди:  $M_{пi} = 0,45 \cdot 3 = 1,35$  т;

аміак:  $M_{пi} = 0,006 \cdot 3 = 0,018$  т;

спирт н-бутиловий:  $M_{пi} = 0,002 \cdot 3 = 0,006$  т;

речовина А:  $M_{пi} = 0,004 \cdot 3 = 0,012$  т.

Тривалість роботи джерела в лімітному режимі за рік складає:

$90 \cdot 4 - 20 = 340$  днів.

Розмір збору (З) визначається за формулою (3.17):

$$\begin{aligned}
Z &= \sum_{i=1}^n (M_{\text{л}_i} \cdot H_{\text{б}_i} \cdot K_{\text{нас}} \cdot K_{\text{ф}}) + (M_{\text{П}_i} \cdot H_{\text{б}_i} \cdot K_{\text{нас}} \cdot K_{\text{П}}) = 1,35 \cdot 1,25 \cdot \\
&\left[ 340 \cdot (0,11 \cdot 1511,5 + 0,45 \cdot 1434,71 + 0,006 \cdot 269,08 + 0,002 \cdot 1434,71 + 0,004 \cdot 5112,56) + \right. \\
&\left. + 20 \cdot (0,33 \cdot 1511,5 + 1,35 \cdot 1434,71 + 0,018 \cdot 269,08 + 0,006 \cdot 1434,71 + 0,012 \cdot 5112,56) \right] = \\
&= 1,6875 \cdot (340 \cdot (166,265 + 645,6195 + 1,61448 + 2,86942 + 20,45024) + 20 \cdot (498,795 + \\
&1936,8585 + 4,84344 + 8,60826 + 61,35072)) = 1,6875 \cdot (284518,3376 + 50209,1184) = \\
&= 564852,582 \text{ (грн)}.
\end{aligned}$$

*Відповідь:*  $Z = 564852,58$  грн.

**Задача №3.** Визначити річні платежі за скиди в атмосферу забруднюючих речовин пересувними джерелами, якщо на підприємстві витрачено таку кількість палива (таблиця 3.10):

Таблиця 3.10 – Вихідні дані для розрахунку

<i>Вид палива</i>	<i>Витрати палива, т</i>
Дизельне біопаливо	700,5
Бензин сумішевий	100,5
Бензин неетилований	70,98
Стиснений природний газ	20,56

Підприємство розташоване у м. Вінниця.

### Розв'язання

Розмір збору за викиди в атмосферу забруднюючих речовин пересувними джерелами забруднення ( $Z_{\text{ПД}}$ ) визначається за формулою:

$$Z_{\text{ПД}} = \sum_{i=1}^n M_i \cdot H_{\text{б}_i} \cdot K_{\text{нас}} \cdot K_{\text{ф}}.$$

Знаходимо з таблиці Д 1.4 нормативи збору за викиди в атмосферу:

$H_{\text{б}}^{\text{диз.біопаливо}} = 68,15$  грн/т;  $H_{\text{б}}^{\text{бензин сумішевий}} = 65,8$  грн/т;

$H_{\text{б}}^{\text{бензин неетилований}} = 79,9$  грн/т;  $H_{\text{б}}^{\text{стис.прир.газ}} = 54,05$  грн/т.

За таблицями 3.7 і 3.8 знаходимо для м. Вінниці:  $K_{\text{нас}} = 1,35$ ,  $K_{\text{ф}} = 1,25$ .

$$\begin{aligned}
Z_{\text{ПД}} &= \sum_{i=1}^n M_i \cdot H_{\text{б}_i} \cdot K_{\text{нас}} \cdot K_{\text{ф}} = 1,35 \cdot 1,25 \cdot \left( 700,5 \cdot 68,15 + 100,5 \cdot 65,8 + \right. \\
&\left. + 70,98 \cdot 79,9 + 20,56 \cdot 54,05 \right) = \\
&= 1,6875 \cdot (47739,075 + 6612,9 + 5671,302 + 1111,268) = 103164,5446 \text{ (грн)}.
\end{aligned}$$

*Відповідь:*  $Z_{\text{ПД}} = 103164,54$  грн.

**Висновок:** провели розрахунки по визначенню зборів за забруднення атмосферного повітря суб'єктами господарської діяльності та компенсації

збитків державі, які пов'язані з порушенням екологічного законодавства України. Отримані розміри платежів за забруднення атмосфери:

- 1)  $Z_{\text{пд}} = 505719,08$  грн;
- 2)  $Z_{\text{пд}} = 564852,58$  грн;
- 3)  $Z_{\text{пд}} = 103164,54$  грн.

При проведенні розрахунків було враховано розміри ставки податку, яка справляється у розмірі за вищезгаданими платежами, зазначеними у статтях Податкового кодексу України, Розділ 8 «Екологічний податок».

### 3.5 Обґрунтування створення санітарно-захисних зон

Сучасні дослідження властивостей рослин показали, що шляхом використання різних їх видів у СЗЗ можна покращити екологічний стан території, яка оточує джерело викидів. При підборі дерев і трав'янистих рослин для зон підвищеного забруднення повітря варто враховувати їх стійкість до токсикантів і еколого-географічне походження. Сутність стійкості видів до токсикантів полягає у здатності тканин і клітин нейтралізувати аніони кислот, що надходять у них, за допомогою вільних неорганічних катіонів: калію, магнію, натрію, особливо кальцію. Рослини, тканини яких насичені цими катіонами, найбільш стійкі до кислих газів, тому що вони здатні повніше й у більшому обсязі нейтралізувати аніони кислот, що надходять у них, утворити нейтральні розчинні чи нерозчинні солі. До них належать рослини, що у процесі тривалої еволюції пристосувалися до виростання на ґрунтах, багатих катіонами, наприклад, лужних, слабо засолених, карбонатних, широко розповсюджених у посушливих рівнинах і передгірних районах, а також рослини із широкою амплітудою пристосування до ґрунтових умов (акація біла, лох вузьколистий, тополя та ін.).

Відомо, що однорічні квіткові рослини більш стійкі до токсикантів, ніж багаторічні; листяні дерева стійкіші за голкові; трав'янисті рослини більш стійкі, ніж дерева і чагарники. Саме тому можна припустити, що стійкість рослин зростає від форм філогенетично старих, що регресують, до форм еволюційно-молодих, прогресуючих, більш пластичних. З урахуванням систематичного положення рослини варто розташувати в порядку зменшення їх стійкості до токсикантів таким чином: однолітні газонні трави => багаторічні газонні трави => однолітні квіткові рослини => багаторічні квіткові рослини => чагарники => дерева.

Життєздатність рослин і ступінь їх стійкості до шкідливих газів залежить від різних факторів, у тому числі від умов вирощування. Для посадки в санітарно-захисних зонах, у першу чергу, варто використовувати рослини, які піддавалися спрямованому вихованню. Посадковий матеріал повинен вирощуватися в місцевих розсадниках і господарствах, що знаходяться в зоні слабкої загазованості, з насіння та пагонів, взятих із

більш стійких екземплярів дерев, чагарників і квіткових рослин, що виростають в умовах загазованості. Метод добору рослин, стійких до токсикантів, із подальшим вегетативним розмноженням тих, які стали найбільш стійкими, можна рекомендувати як перспективний для спрямованого виховання деяких видів дерев і чагарників (тополя, верба, жасмин, бузок, таволга та ін.).

Стійкість рослин до токсикантів залежить від їхнього віку: молоді рослини краще переносять зміни навколишнього середовища і швидше відновлюються після враження. При спрямованому вихованні саджанців в умовах слабкої загазованості дерева у віці 5-9 років, а чагарники - 3-5 років цілком підготовлені для посадки в захисні смуги.

Рослини для озеленення санітарно-захисних зон слід добирати в основному такі, що швидко ростуть і досягають віку захисної дії, а також у яких рано змикається крона. При цьому враховується довговічність і стійкість рослин проти несприятливих кліматичних умов, шкідливих комах і грибкових захворювань. При підборі стійких до токсикантів видів перевагу варто віддавати рослинам із щільною, добре розвиненою кроною.

Абсолютно стійких до промислових газів чи рідких і твердих аерозолів рослин не існує. Їхня стійкість залежить від концентрації та виду виробничих викидів в атмосферу, тривалості їхньої дії, рівня агротехніки посадки та догляду за насадженнями, кліматичних і ґрунтових умов, розміщення рослин, відстані до джерела забруднення і т. д.

Показником стійкості рослин до токсикантів можуть бути ступінь зниження інтенсивності чи тривалості їхнього росту, врожайності, а також зовнішні ознаки поразки асиміляційних органів. Для характеристики стійкості рослин застосовують оцінку пошкодження їхнього листя. Відомо, що рослини підрозділяють на три групи: стійкі, до яких відносять види, які порівняно легко переносять загазованість, протягом вегетаційного періоду не мають візуально помітних пошкоджень і цілком зберігають декоративність; середньо-стійкі, до яких відносять рослини, більш чутливі до впливу шкідливих газів, ніж рослини першої групи, але які мають підвищену життєздатність і швидко відновлюють ушкоджені органи; нестійкі, до яких відносять рослини, інтенсивне ушкодження яких тримається на високому рівні протягом усього вегетаційного періоду. Для озеленення санітарно-захисних зон варто використовувати рослини, які відносяться до першої групи. Асортимент середньостійких порід необхідно застосовувати для озеленення промислових міст, де концентрація забруднень в атмосфері значно нижча, ніж на території санітарно-захисних зон.

Дослідження можливостей рослин показало, що у санітарно-захисних зонах варто створювати змішані посадки, які мають найбільшу біологічну стійкість і високі декоративні якості. Рекомендується використовувати в насадженні одну - дві стійкі породи дерев і дві - три

чагарникові породи з урахуванням їхньої взаємодії. При цьому не менше 50 % загальної кількості дерев, що висаджуються, повинна складати головна порода дерев, що має найбільшу життєздатність у даних ґрунтово-кліматичних умовах і газостійкість стосовно викидів даного підприємства. Іншу частину насаджень повинні складати породи, що сприяють кращому росту головної. Слід урахувати сприятливе та несприятливе міжвидове змішування дерев і чагарників.

Найбільш стійкі породи дерев і чагарників рекомендується розміщати в узлісних рядах. Менш стійкі варто розташовувати усередині масиву. Для збереження ґрунтової вологи та загального збільшення листової поверхні насаджень усередині масивів невеликими групами чи поодинокі необхідно розміщати чагарники.

Використання чистопорідних насаджень можливе тільки при вкрай несприятливих умовах, коли інші породи рослин недостатньо стійкі. Застосування чагарнику при цьому обов'язкове.

Не слід забувати про озеленення шляхово-транспортної мережі, яке повинне проводитися видами, здатними затримувати вуглеводи та свинець, що знаходяться у повітрі з вихлопними газами, а також виконувати вітроломне та водорегулююче значення, уловлювати з повітря пил, знижувати рівень шуму від транспорту і при цьому зберігати естетичну привабливість. При озелененні автомагістралей варто враховувати інтенсивність руху автотранспорту, і на вулицях із підвищеною загазованістю варто виключити деякі найменш стійкі види: каштан кінський, модрина, горіх та інші.

У районах із високим рівнем пилу рекомендується застосовувати вертикальне озеленення кущами швидкорослих рослин: винограду амурського, дикого й інших. Кількість пилу з вертикальним озелененням знижується на 30% і більше. Для цієї мети можна використовувати однолітні рослини - запашний горошок, іпомея, боби, іпомея кучерява, в'юнок; багаторічні: виноград, хміль, жимолость, плющ звичайний, троянди плетисті, клематис.

Санітарно-захисні зони створюються для захисту житлових районів від шкідливого впливу промислових викидів, відділення селітебних територій від ТЕЦ, складських територій, залізничних ліній і станцій, портових зон, котелень. Ширина санітарно-захисних зон установлюється відповідно до чинного законодавства й вимог державного санітарного нагляду.

Відстань санітарно-захисних зон від межі житлових забудов визначають залежно від типів промислових підприємств і ступеня впливу їх викидів на навколишнє середовище, встановлюються згідно з Державними санітарними правилами планування населених, які були розроблені на основі (СН 245-71).



Територія СЗЗ повинна мати таку мінімальну площу озеленення залежно від її ширини: до 300 м - 60%, від 300 до 1000 м - 50%, більше 1000 м - 40%. З боку селищної території необхідна смуга деревно-чагарникових насаджень такої ширини: при розмірах зони до 100 м - не менш 20 м, при більших розмірах СЗЗ - не менше 50 м. У цих зонах можна розміщати адміністративно-службові приміщення, склади (крім продовольчих), гаражі, депо, пральні, магазини, поліклініки, лабораторії, пов'язані з обслуговуванням даного підприємства, стоянки транспорту, лінії електропередач і т. п. Вони не повинні використовуватися для розширення виробництва, розміщення шкіл та інших дитячих установ, лікарень, зон відпочинку, спортивних споруджень.

Розміри СЗЗ для промислових підприємств та інших об'єктів, що є джерелами виробничих шкідливостей, необхідно встановлювати відповідно до діючих санітарних норм при підтвердженні достатності розмірів цих зон за «Методикою розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств» ОНД-86, розрахунками рівнів шуму й електромагнітних випромінювань з урахуванням реальної санітарної ситуації (фонового забруднення, особливостей рельєфу, метеоумов, рози вітрів й ін.). Якщо розрахунки не підтверджують розмір нормативної СЗЗ і неможлива її організація у конкретних умовах, необхідно приймати рішення про заміну технології виробництва, що передбачає зниження викидів шкідливих речовин в атмосферу, або про його закриття.

Основою для встановлення розмірів СЗЗ є класифікація підприємств, виробництв й об'єктів, наведена в «Державних санітарних правилах планування й забудови населених пунктів» (затверджені наказом № 173 від 19.06.96 р.).

Відповідно до цієї класифікації хімічні підприємства ділять на такі класи й відповідні їм розміри СЗЗ:

- 1 клас «А» - 3000 м (виробництво білково-вітамінного концентрату);
- 1 клас «Б» - 1000 м (виробництво аміаку, азотної кислоти, сірчаної кислоти, суперфосфатів, переробка нафти, кам'яного вугілля й ін.);
- 2 клас - 500 м (виробництво пластмас, синтетичних волокон, хімічних органічних реактивів, переробка природного газу, виробництво вуглепродуктів, вуглефабрики й ін.);
- 3 клас - 300 м (виробництво мінеральних солей, їдкою натру, бітуму, лаків, оліфи й ін.);
- 4 клас - 100 м (виробництво мила, паперу з готової целюлози, хімічна переробка руд рідких металів, парфумерії, хімічистка й ін.);
- 5 клас - 50 м (виробництво вуглекислоти, виробів із пластмас, фотохімічне виробництво).

Металургійні, машинобудівні, металообробні підприємства ділять на такі класи:

- 1 клас - 1 000 м (вторинна переробка кольорових металів, виплавка кольорових металів з руд продуктивністю 3000 т/рік, виплавка чавуну при загальному об'ємі доменних печей 1500 м<sup>3</sup>, виплавка сталі мартенівським і конверторним способом при випуску 1 млн т/рік);

- 2 клас - 500 м (те ж, що й 1 клас, але меншої продуктивності, прокатний цех);

- 3 клас - 300 м (виробництво чавунного фасонного лиття, виробництво ртуті, виробництво чавуну при загальному об'ємі печей менш 500 м, виробництво кольорових металів від 100 до 2000 т/рік, гальванічні цехи й ін.);

- 4 клас - 100 м (електротехнічне виробництво, металообробне з литтям й ін.);

- 5 клас - 50 м (друкарні, металообробка без лиття, електротехнічне виробництво без лиття, виробництво твердих сплавів і тугоплавких металів без хімічної обробки руд й ін.).

Підприємства гірничодобувної промисловості ділять на такі класи залежно від розміру СЗЗ:

- 1 клас «А» - 1500 м (кар'єри з видобутку залізної руди відкритим способом із використанням вибухових засобів);

- 1 клас «Б» - 1000 м (видобуток нафти з викидом сірководню 0,5-1 т/добу, природного газу, свинцевих руд, ртуті, миш'яку, марганцю й ін.);

- 2 клас - 500 м (видобуток фосфоритів, апатитів, вугілля, залізної руди без використання вибухових засобів, вугільні породні відвали палаючі висотою більше 30 м і непалаючі висотою більше 50 м й ін.);

- 3 клас - 300 м (видобуток нафти з викидом сірководню до 0,5 т/доба, видобуток доломіту, магнезиту, азбесту, збагачувальні фабрики з мокрим збагаченням, інші вугільні породні відвали й ін.);

- 4 клас - 100 м (видобуток кам'яної солі, руд металевих шахтним способом й ін.).

Підприємства будівельної промисловості, обробки деревини, текстильні виробництва, легкої промисловості, обробки тваринних продуктів, санітарно-технічні спорудження й установки комунального призначення ділять на 5 класів: 1 клас - 1000 м; 2 клас - 500 м; 3 клас - 300 м; 4 клас - 100 м; 5 клас - 50 м.

Підприємства харчової промисловості ділять на такі класи: 1 клас - 500 м; 2 клас - 300 м; 3 клас - 100 м; 4 клас - 50 м.

Сільськогосподарські підприємства мають такі розміри СЗЗ:

- рослинницькі - 50-300 м;

- тваринницькі - 25-2000 м;

- переробка сільськогосподарських продуктів - 50-1000 м;

- склади, овочесховища - 50-300 м.

При необхідності й відповідному техніко-економічному та гігієнічному обґрунтуванні санітарно-захисна зона може бути збільшена, але не більше ніж у 3 рази. Збільшення СЗЗ можливо, наприклад, при відсутності способів очищення, при розміщенні житлової забудови з підвіреної сторони відносно підприємства, у зоні можливого забруднення атмосфери; в умовах несприятливої рози вітрів і при інших несприятливих умовах (частий штиль, туман й ін.); при неможливості зниження надходження в навколишнє середовище хімічних речовин, електромагнітних випромінювань й інших факторів до значень, установлених нормативами. Розміри СЗЗ можуть бути зменшені, якщо розрахунками встановлено, що на її межі концентрація забруднюючих речовин й інших факторів не перевищує гігієнічних нормативів.

Розміри СЗЗ, встановлені в «Державних санітарних правилах планування та забудови населених пунктів», а також можливі відхилення від цих розмірів у проектах повинні підтверджуватися розрахунками розсіювання.

Визначення розміру СЗЗ зводиться до комплексного розрахунку розсіювання шкідливих речовин, що виділяються всіма джерелами з урахуванням сумарної дії й наявності забруднень, які створюються сусідніми підприємствами та транспортом. Організація озеленення залежить від промислово-виробничих і природнокліматичних факторів. Істотне значення для організації озеленення мають загальні архітектурно-композиційні вимоги, основні принципи формування насаджень, а також економічні фактори.

### **Контрольні запитання**

1. Дати характеристику оцінюванню стану повітряного середовища.
2. Дати визначення сумарної допустимої концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі та максимального значення приземної концентрації шкідливої речовини.
3. Дати визначення ГДВ шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери.
4. Дати характеристику реального хімічного навантаження на людину при забрудненні повітряного середовища.
5. Проаналізувати розмір відшкодування збитків в результаті наднормових викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря.
6. Пояснити передумови створення санітарно-захисних зон.

## РОЗДІЛ 4 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

В умовах урбанізації постійно збільшується потреба у воді і постійно збільшуються викиди відпрацьованої води. Цей процес супроводжується постійним погіршенням якості води, якості водних джерел та зменшенням можливостей використання їх для пиття, культурно-побутових та рекреаційних потреб, для риборозведення, зрошування і навіть для промислових потреб. Тому можливості подальшого розвитку науково-технічного прогресу і покращення умов життя людей залежить від забезпечення достатньою кількістю прісної води.

Проблема загострюється тим, що основні зони споживання води не співпадають із зонами її наявності. На одного жителя Землі приходиться 12,9 тис. м<sup>3</sup> води на рік. Але розподіл наявних водних ресурсів такий: у високорозвиненій Європі на одного чоловіка припадає 4,9 тис. м<sup>3</sup> в рік наявної води, в Азії – 6,7, в Австралії – 27,4 тис. м<sup>3</sup> в рік. У цілому же за даними ООН сьогодні близько 1,3 млрд. чоловік не забезпечені питною водою ні в кількісному, ні в якісному відношенні.

Прісну воду, необхідну для життєдіяльності людини, “випиває” його творіння – сучасна індустріалізація. Наприклад, для виготовлення 1 т текстильної тканини необхідно 270 тис. л. води, для одержання 1 кг паперу – 100 кг, для отримання 1 т капрону – 10 т, 1 кг цементу – 5 л; на бойнях потрібно 500 л чистої води з розрахунку на 1 голову худоби.

У цілому на земній кулі сумарний водозбір на промислові потреби становить, за даними ЮНЕСКО, близько 500 км<sup>3</sup> за рік. На долю сільського господарства приходиться 80 % всієї витрати, на побутові потреби – 100 км<sup>3</sup> на рік. В промислово розвинених країнах на одну людину витрачається 1,2-1,5 тис. м<sup>3</sup> води на рік.

Щоб забезпечити питною водою місто з мільйонним населенням і розвинутою промисловістю при кількості річних опадів не менше 1000 мм за рахунок підземних вод, необхідна площа в 750 км<sup>2</sup>. Запаси підземних вод в містах катастрофічне вичерпуються, а водоводи гонять воду в міста за багато сотень кілометрів.

У минулому столітті один житель міста витрачав 30-40 л за добу води, житель сучасного міста витрачає на свої потреби 300 л води на добу. У Києві на одного жителя приходиться близько 300 л води, те ж саме стосується Дніпропетровська. У Москві на одного жителя є в наявності 400 л, у Лондоні - 170, у Парижі - 160, у Брюсселі - 85 літрів чистої води на добу.

Для задоволення своїх фізіологічних потреб мешканець міста використовує лише 5 % загальної кількості води, яку він споживає: для купання необхідно 37 %, для змиву унітазу - 41%, для приготування їжі - 6, для підтримання чистоти в квартирі - 3, для прання білизни - 4, для

зрошення - 3 і для миття автомашини - 1 %. Решта 5 % використовується для пиття.

Водоспоживання України становить близько 8% від світового. На водні об'єкти суші, які є основними джерелами водопостачання покладають зараз дві протилежні функції, з якими вони з часом все менше справляються, з одного боку – це джерела водоспоживання для побутових та технічних потреб, з другого – це водойми для скиду побутових та промислових стоків. В результаті вода у водних об'єктах така, що без відповідного очищення використовувати її вже не можливо.

Найбільшою мірою якість природних вод змінюється в результаті забруднення їх стічними водами промислових підприємств та комунального господарства, а також від поверхневого стоку з територій населених пунктів, промислових об'єктів, транспортних шляхів та сільськогосподарських угідь. На даний час в Україні щорічно скидається понад 20 км<sup>3</sup> стічних вод, з них майже 6 км<sup>3</sup> – неочищених та недостатньо очищених.

Забруднення води відбувається внаслідок надходження у водойми зі стічними водами різних шкідливих домішок неорганічної (кислоти, мінеральні солі, луги тощо) й органічної природи (нафта й нафтопродукти, органічні сполуки, поверхнево-активні речовини, миючі засоби, пестициди тощо). Більшість з них є отруйними для мешканців водойм. Це сполуки Арсену, Плюмбуму, Меркурію, Купруму, Хрому, Флуору тощо. Вони поглинаються фітопланктоном і передаються далі по харчових ланцюжках більш високоорганізованим організмам, що супроводжується кумулятивним ефектом, який полягає в тому, що у кожній наступній ланці харчового ланцюжка вміст шкідливих сполук підвищується. Крім того, стічні води, що містять розчинні органічні речовини або суспензії органічного походження, сприяють зниженню вмісту O<sub>2</sub> у воді. Особливої шкоди завдають нафта й нафтопродукти, які утворюють на поверхні води плівку, що перешкоджає газообміну між водою й атмосферою та знижує вміст кисню у воді. Осідаючи на дно водойм, органічні суспензії замулюють його і затримують або повністю припиняють життєдіяльність мікроорганізмів, що беруть участь у самоочищенні.

Кількість хімічних забруднювачів води постійно зростає і досягає зараз близько 1000 різновидів. Шкідлива дія багатьох з них має пролонгований вплив, тобто їхня дія виявляється в наступних поколіннях живих істот і полягає в появі шкідливих мутацій, генетичних розладах тощо.

Крім хімічного відбувається ще і фізичне забруднення води пов'язане із зміною її фізичних властивостей – прозорості, вмісту суспензій та інших нерозчинних домішок, радіоактивних речовин і температури.

Суспензії (пісок, глина, намул) потрапляють у водойми головним чином за рахунок поверхневого змиву дощовими водами з сільськогосподарських полів, а також з діючих підприємств гірничо-рудної промисловості. Пил надходить у водойми також з сильними вітрами, особливо в суху погоду. Тверді частинки різко знижують прозорість води, пригнічуючи процеси фотосинтезу водяних рослин, забивають зябра риб і інших водних тварин, погіршують смакові якості води. Особливу небезпеку для всього живого становлять радіоактивні домішки, що потрапляють у водойми завдяки викидам АЕС (особливо під час аварій), з частками золи від працюючих ТЕС тощо.

Теплове забруднення водойм є особливим видом забруднення гідросфери. Воно спричинене спуском у водойми теплих вод від різних енергетичних установок. Величезна кількість тепла, що надходить з нагрітими водами в річки й озера, істотно змінює їх термічний і біологічний режими. Серед теплових забруднювачів гідросфери перше місце посідають АЕС, які скидають у водойми воду, нагріту до 45°C.

Як свідчать спостереження, у річках які розташовані нижче за течією від діючих ТЕС і АЕС порушуються умови нересту риб, гине зоопланктон, риба уражається хворобами й паразитами.

Серед біологічних забруднювачів перше місце посідають комунально-побутові стоки, особливо коли вони надходять у водойми без очищення. Проте навіть за наявності очисних споруд деяка кількість вірусів, бактерій тощо все ж не затримується фільтрами й потрапляє у водойми. Промисловими біологічними забруднювачами є підприємства шкірообробної промисловості, м'ясокомбінати, цукрові заводи.

Неочищені або недостатньо очищені стічні води, потрапляючи в природні водойми, мають здатність до самоочищення. Самоочищення відбувається внаслідок розведення стічних вод, випадання в осаді твердих забруднювачів, хімічних й інших природних процесів, що призводять до видалення з водойми забруднювачів і сприяють поверненню води до її первісного стану. Проте здатність водойм до самоочищення має свої межі.

Гідросфера України сьогодні вже не спроможна самоочищуватися, саморегулюватися й самовідновлюватися – вона дедалі активніше деградує. Нині річки, озера і інші водойми самотужки вже не можуть подолати дедалі зростаюче антропогенне навантаження. Тому суспільство повинно вдатися до заходів для очищення забруднених вод і повернення джерел водопостачання до стану, придатного для подальшого їх використання. Комплекс природоохоронних заходів захисту гідросфери включає:

- нормування якості води, тобто розробки критеріїв щодо її придатності для різних видів водокористування;
- скорочення обсягів скидів забруднень у водойми шляхом вдосконалення технологічних процесів;

- очистку стічних вод.

Скорочення обсягів скидів забруднень у водойми й перехід підприємств до роботи за схемою замкненого циклу водокористування є головним напрямом захисту водного середовища в промисловості. Розробка нових прогресивних технологій дозволяє різко скоротити потреби у воді, а інколи й зовсім відмовитися від неї.

У сільському господарстві, яке є основним споживачем води, слід запропонувати сувору економію води, раціональне її використання. Так, заміна поверхневого поливу більш раціональними методами (дощуванням, крапельним поливом тощо) дозволяє одержувати ті ж врожаї за витрат води у 5-7 разів менших. Зменшенню кількості пестицидів, фосфатів, нітратів у водоймах сприяє часткова заміна хімізації сільського господарства біологічними методами боротьби з шкідниками й хворобами рослин, чітке дотримання сівоборотів, виведення нових, більш продуктивних і стійких до хвороб і шкідників сортів сільськогосподарських культур.

Однак, всі ці прогресивні технології, спрямовані на зменшення об'ємів споживання води, можуть впроваджуватися тільки поступово. Тому сучасні природоохоронні технології очищення стічних вод залишаються на цьому історичному періоді основним рубежем захисту водного середовища.

Залежно від фізичного стану, складу і концентрації забруднювальних речовин зараз використовують різні способи очистки стічних вод – механічний, хімічний, фізико-хімічний та біологічний.

*Водопостачання* - це сукупність заходів із забезпечення водою різних користувачів (населення, промисловості, транспорту тощо). Комплекс інженерних споруд, які здійснюють водопостачання, називають системою водопостачання, або водопроводом. Усі сучасні системи водопостачання населених місць є централізованими, кожна з яких забезпечує водою велику групу користувачів.

Для водопостачання використовуються природні джерела води: поверхневі - відкриті водойми (річки, озера, водосховища, моря) і підземні (грунтові та артезіанські води). Найбільш придатні для потреб населення - підземні води. Але для постачання водою великих населених пунктів підземних джерел часто виявляється недостатньо, і отримання з них значної кількості води є економічно не вигідним. Тому для водопостачання великих міст і промислових об'єктів використовують переважно поверхневі джерела прісної води [10–19].

Витрати води на побутові потреби з кожним роком збільшуються. У 2013 році вони виростуть до 130млн. м<sup>3</sup>. Річний "раціон" промисловості у 2012 році становив 440 млн. м<sup>3</sup> на початок 2013 р. він збільшиться до 600 млн. м<sup>3</sup>.

У США, найбільш індустріальній країні світу, загальна кількість води, що споживається, у 1950 р. становила 275 млрд. м<sup>3</sup> (при кількості населення 200 млн. чоловік), зараз становить приблизно 850 млрд. м<sup>3</sup> а в 2013 р. збільшиться до 3 тис. л в рік на одну людину. Запасів води, по підрахункам американських вчених, вистачить до 2050 р. Потім будуть вичерпані підземні води і наступить "водний голод".

У країнах Європи споживання води йде такими ж темпами, як і у США, але запаси води тут менші, тому виснаження водних запасів тут очікується раніше. Споживання води промисловістю і населенням, наприклад, Будапешту, за останні 25 років зросло у 25 разів. Приблизно 45 % води споживається населенням, 34 % - промисловістю. Передбачають, що до 2014 р. загальна потужність водозбірних споруд центральних міст досягне 475 млн. м<sup>3</sup>.

#### **4.1 Нормативні показники якості води**

До нормативної бази оцінювання якості води входять загальні вимоги до складу і якості води та значення ГДК речовин у воді водних об'єктів. Загальні вимоги визначають доступний склад і властивості води, які оцінюють найважливішими фізичними, узагальненими хімічними та бактеріологічними показниками. Встановлено два види нормативів. Санітарно-гігієнічні нормативи якості води (для потреб населення) та рибогосподарські нормативи. У зазначених нормативах науково обґрунтовано допустиму концентрацію забруднюючих речовин та показники якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні), які не впливають прямо або опосередковано на життя та здоров'я населення.

До органолептичних показників якості води належать: колір, запах, смак, присмак і прозорість.

Колір води залежить від наявності в ній органічних та неорганічних домішок. Наприклад, гідрат оксиду феруму фарбує воду в жовто-бурий і бурий колір, а частинки глини надають воді жовтуватого кольору. Бурій колір болотної води залежить від великої кількості гумінових кислот (продуктів рослинного перегною).

Запах води спричиняють леткі ароматичні речовини, що потрапляють у воду в результаті процесів життєдіяльності водних організмів, при біохімічному розкладанні органічних речовин, при хімічній взаємодії компонентів, що містяться у воді, а також з промисловими, сільськогосподарськими та господарсько-побутовими стічними водами. На запах води впливає склад речовин, що містяться в ній, температура рН, ступінь забруднення водного об'єкта, біологічна обстановка, гідрологічні умови тощо.

Запахи поверхневих вод можуть бути природного та штучного походження. Природні запахи зумовлені наявністю живих та мертвих організмів, впливом берегів, дна, навколишніх ґрунтів та порід тощо.



Присутність у воді рослинних залишків надає їй землистого, мулистого чи болотного запаху. Якщо вода цвіте, і в ній містяться продукти життєдіяльності, то вона набуває ароматичного запаху. При гнитті органічних речовин у воді чи забрудненні її нечистотами виникає гнилісний, сірководневий чи фекальний запах. Природні запахи описують, дотримуючись термінології, наведеної у табл. 4.1.

Запахи штучного походження визначають за назвою тих речовин, яких вони імітують: фенольний, хлорфенольний, камфорний, хлорний, бензиновий, металевий тощо. Штучні запахи можуть слугувати показниками забруднення води промисловими стічними водами [8,13-20].

Таблиця 4.2 – Визначення природного запаху води (за Є. І. Гончаруком)

Символ	Характер запаху	Приблизний рід запаху
А	Ароматичний	Огірковий, квітковий
Б	Болотний	Мулистий, багnistий
Г	Гнилісний	Фекальний, стічний
Д	Деревний	Мокрої тріски, деревної кори
З	Землистий	Прілий, свіжозораної землі, глинистий
П	Пліснявий	Затхлий, застійний
Р	Рибний	Риб'ячого жиру, рибний
С	Сірководневий	Тухлих яєць
Т	Трав'янистий	Скошеної трави, сіна
Н	Невизначений	Природного походження, що не підпадає під попередні визначення

Питна вода має бути приємною на смак, освіжаючою, що зумовлено розчиненими в ній мінеральними солями і газами. Неприємний смак або присмак зазвичай залежать від великого вмісту в воді деяких солей та органічних речовин. Смак може бути солоний, солодкий, кислий, гіркий, а також з різним присмаком. За наявності у воді хлориду натрію ( $\text{NaCl}$ ), хлориду калію ( $\text{KCl}$ ) понад  $500 \text{ мг/дм}^3$  вода має солоний смак, а наявність солей магнію ( $\text{MgSO}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ ) понад  $1000 \text{ мг/дм}^3$  спричинює гіркий смак води. Двовуглекислі солі заліза і сульфат купруму, солі мангану та кальцію роблять воду чорнильного або в'язучого смаку. Гумінові кислоти надають болотистого смаку, а продукти гниття органічних речовин - неприємного, затхлого, гнилісного, сірководневого смаку.

Присмак води буває гірко-солоний, кисло-солоний, гірко-солодкий.

До хімічних показників води належать: лужна реакція води, сухий залишок, твердість, окиснюваність, наявність розчиненого кисню, аміаку, нітритів і нітратів, хлоридів, сульфатів феруму.

Твердість води зумовлюють наявні в ній солі кальцію і магнію, здебільшого вуглекислі та сірчано-кислі.

У воді з різних джерел можуть міститись різні органічні речовини рослинного і тваринного походження, а також мікроорганізми. Наявність у воді великої кількості органічних речовин свідчить про забрудненість води в санітарному відношенні. Кількість органічних речовин у воді визначають непрямим методом за потрібним для окиснення киснем. Звідси, чим більше у воді органічних речовин, тим більше кисню витрачається на окиснення, тим більша окиснюваність води.

До складу води входять розчинений кисень, що потрапляє з повітря. За кількістю розчиненого у воді кисню можна визначити наявність у ній органічних речовин. Чим чистіша вода, тим більше в ній кисню. У воді відкритих водойм кисень постійно використовується на окиснення органічних речовин. Через це у дуже забрудненій воді розчиненого кисню може не бути зовсім. У воді відкритих водойм при середній температурі (10-20°C) кисню міститься 5-20 мг/дм<sup>3</sup>. Глибокі підземні води кисню не мають, але дуже швидко збагачуються ним на повітрі. Під час оцінювання води часто з'ясовують біохімічне споживання кисню (БСК). З цією метою визначають зменшену кількість розчиненого кисню після п'ятидобового зберігання проби води при температурі 20°C. Чим більше досліджувана вода містить органічних речовин, тим меншою буде концентрація розчиненого кисню.

У воді відкритих водойм і шахтних колодязів інколи знаходять залишкову кількість гербіцидів групи сечовини, гептахлору та пестицидів. Тож необхідно досліджувати воду на наявність і цих речовин.

Отже, показники хімічного аналізу можуть свідчити про безпечну або шкідливу питну воду в санітарно-токсикологічному відношенні, а також про її фізіологічну цінність. Шкідливу дію на людей і тварин має вода, забруднена радіоактивними речовинами. З метою дотримання норм і правил радіоактивної гігієни відповідні лабораторії мають здійснювати дозиметричні дослідження води.

Загальні показники якості промислових стічних вод, що скидаються у відкриті водойми господарсько-питного та культурно-побутового призначення:

1. Розчинений кисень. Кількість розчиненого кисню - не менше 4 мг/дм<sup>3</sup> у будь-який період року.

Біохімічне споживання кисню (БСК). БСК - не більше 3 мг/дм<sup>3</sup> при температурі води 20°C для водойм першої і другої категорій, а також для морів.

2. Завислі речовини. Вміст завислих речовин у воді водойм після скидання стічних вод не має зростати більше ніж на 0,25 і 0,75 мг/дм<sup>3</sup> для водойм першої та другої категорій відповідно.

3. Запахи та присмаки. Інтенсивність запахів і присмаків - не більше 3 бали для морів і 2 бали для водойм першої категорії.

4. Кольоровість не має виявлятися у стовпчику води, яку скидають, заввишки 20 см - для водойм першої категорії і 10 см - для водойм другої категорії.

5. Водневий показник. Значення рН після змішування води водойми із стічними водами має бути в межах  $6,5 < \text{pH} < 8,5$ .

6. Спливаючі речовини. У стічних водах не допускається вміст мінеральних масел та інших спливаючих речовин у таких кількостях, які здатні утворювати на поверхні водойми плівку, плями тощо.

7. Мінеральний склад. Вміст неорганічних речовин для водойм першої категорії не має перевищувати за сухим залишком  $1000 \text{ мг/дм}^3$ , у тому числі хлоридів -  $350 \text{ мг/дм}^3$  і сульфідів -  $500 \text{ мг/дм}^3$ ; для водойм другої категорії мінеральний склад нормується за показником «Присмаки».

8. Збудники захворювань. Наявність збудників захворювань у воді не допускається. Стічні води зі збудниками захворювань потрібно знезаражувати після попереднього очищення. У біологічно знезаражених стічних водах колі-індекс - не більше 1000 при вмісті залишкового хлору  $1,5 \text{ мг/дм}^3$ .

9. Температура води у водоймі внаслідок скидання в неї стічних вод не має підвищуватися влітку більше ніж на  $3^\circ\text{C}$  порівняно з середньомісячною температурою найтеплішого місяця року за останні десять років.

10. Отруйні речовини в стічних водах не допустимі в концентраціях, що можуть чинити прямий або опосередкований шкідливий вплив на здоров'я населення.

ГДК шкідливої речовини у воді водойми господарсько-питного та культурно-побутового водокористування - це концентрація, яка не чинить прямої або непрямой дії на організм людини впродовж всього її життя, а також не впливає на здоров'я наступних поколінь і не погіршує гігієнічних умов водокористування (додаток В).

У табл. 4.2. наведено ГДК для деяких шкідливих речовин у водоймах господарсько-питного та культурно-питного водокористування.

Таблиця 4.2 – ГДК шкідливих речовин у воді водних об'єктів господарсько-питного та культурно-питного водокористування

Речовина	Клас небезпечності	ГДК, $\text{мг/дм}^3$
Аміак (за азотом)	3	2,0
Амонію сульфат (за азотом)	3	1,0
Активний хлор	3	відсутня
Ацетон	3	2,2
Бензол	2	0,5
Дихлоретан	2	ОДР 0,02
Залізо	3	0,3
Кадмій	2	0,001

Капролоктан	4	-
Кобальт	2	0,1
Кремній	2	10
Манган	3	0,1
Мідь	3	1,0
Натрій	2	200,0
Нафтопродукти	4	0,1
Ніколь	3	0,1
Нітрати (NO)	3	45
Нітрити (NO <sub>2</sub> )	2	0,03
Ртуть	3	0,0005
Свинець	2	0,03
Селен	2	0,01
Скипидар	4	0,2
Фенол	4	0,001
Хром (III-валентний)	3	0,5
Хром (VI-валентний)	3	0,05
Цинк	3	1,0
Етиленгліколь	3	1,0

#### **4.2 Нормативи якості води водойм рибогосподарського призначення**

Нормативи якості води встановлено для двох видів рибогосподарського водокористування. До першого належать водойми, що використовують для відтворення і збереження цінних сортів риб. До другого - водойми, що використовують для всіх інших рибогосподарських потреб.

Нормативи складу і властивостей води водойм, що використовують для рибогосподарських потреб, можуть поширюватися на ділянку скидання стічних вод у разі швидкого змішування їх з водою водойм або на ділянку, розташовану нижче від місця скидання стічних вод. На ділянках масового нересту і нагулу риби скидання стічних вод заборонено.

У разі скидання стічних вод у рибогосподарські водойми для них встановлюють жорсткіші вимоги, ніж до стоків у водойми, що використовуються для господарсько-питних і культурно-побутових потреб, а саме:

Розчинений кисень. Узимку кількість розчиненого кисню (після змішування стічних вод з водою водойми) має бути не менше ніж 6 і 4 мг/дм<sup>3</sup> для водойм першої та другої категорій водокористування відповідно; влітку - менше ніж 6 мг/дм<sup>3</sup> у пробі, відібраній до 12 год дня, для всіх водойм.

Повне біохімічне споживання кисню ( $BCK_{\text{повн}}$ ) за температури  $20^{\circ}\text{C}$  має бути не більше  $3 \text{ мг/дм}^3$  у водоймах обох видів водокористування. Якщо взимку вміст розчиненого кисню у воді водойм першого та другого видів водокористування зменшується відповідно до 6 і  $4 \text{ мг/дм}^3$ , то можна допустити скидання в них тільки таких стічних вод, що не змінюють  $BCK$  води. Отруйні речовини не допускаються у концентраціях, що можуть чинити пряму або опосередковану шкідливу дію на рибу чи водні рослини та організми, які споживає риба.

Температура води внаслідок скидання стічних вод не має підвищуватися влітку більше ніж на  $3^{\circ}\text{C}$ , а взимку - на  $5^{\circ}\text{C}$  (слід взяти до уваги, що з підвищенням температури сприйнятливість організмів до токсичних речовин збільшується).

ГДК шкідливої речовини у воді водойм рибогосподарського призначення - це концентрація, яка не чинить шкідливого впливу на популяції.

У табл. 4.3 наведено дані ГДК шкідливих речовин у воді водойм рибогосподарського призначення.

Таблиця 4.3 – ГДК шкідливих речовин у воді водойм рибогосподарського призначення

Речовина	ГДК, $\text{мг/дм}^3$
Аміак	0,05
Арсен	0,01
Бензол	0,5
Кадмій	0,005
Магній	40
Мідь	0,005
Нафта і нафтопродукти: в розчиненому стані	0,001
в емульгованому стані	0,05
Ніколь	0,1
Свинець	0,1
Сірковуглець	1,0
Смолисті речовини, що вимиваються з дерев хвойних порід	2,0
Таніди	10
Феноли	0,001
Хлор вільний	0
Хлорофос	0
Цинк	0,05
Ціаніди	0,05

### 4.3 Методи оцінювання якості води

#### 4.3.1 Метод інтегрального оцінювання якості води

У гідрохімічній практиці використовують метод інтегрального оцінювання якості води за сукупністю забруднюючих речовин у ній та частотою їх виявлення.

У цьому методі для кожного інгредієнта на підставі фактичних концентрацій ( $C_i$ ) розраховують бали кратності ( $K_i$ ) перевищення гранично допустимої концентрації забруднюючих речовин для водойм рибогосподарського призначення  $ГДК_{BP}$  та повторюваність випадків перевищення  $ГДК_i(N_{ГДК_i})$ , а також оціночний бал  $B_i$ .

$$K_i = C_i / ГДК_i; \quad (4.1)$$

$$H_i = N_{ГДК_i} / N_i; \quad (4.2)$$

$$B_i = K_i H_i, \quad (4.3)$$

де  $K_i, H_i, B_i$  - лімітуючі показники забрудненості (ЛПЗ). Комбінаторний індекс забрудненості розраховують як суму загальних оціночних концентрацій у воді  $i$ -го інгредієнта ( $C_i$ );

$ГДК_i$  - гранично допустима концентрація  $i$ -го інгредієнта для водойм рибогосподарського призначення;

$N_{ГДК_i}$  - кількість випадків перевищення ГДК за  $i$ -м інгредієнтом;

$N_i$  - загальна кількість вимірювань  $i$ -го інгредієнта.

Інгредієнти, для яких величина загального оціночного бала більша або дорівнює одиниці, виокремлюються як ЛПЗ. Комбінаторний індекс забрудненості води визначають за формулою

$$I_k = \sum_{i=1}^n B_i. \quad (4.4)$$

За величиною комбінаторного індексу забрудненості встановлюють клас забрудненості води.

#### 4.3.2 Метод оцінювання сумарного ефекту якості води

Точно оцінити комплексну дію шкідливих речовин у воді водойм неможливо, тому застосовують метод оцінювання сумарного ефекту впливу на санітарний стан водойми кількох шкідливих речовин за умовою:

$$\frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n} \leq 1, \quad (4.5)$$

де  $C_1, C_2, C_n$  - концентрація шкідливих речовин у воді водойм, мг/дм<sup>3</sup>;  $ГДК_1, ГДК_2, ГДК_n$  - гранично допустимі концентрації, мг/дм<sup>3</sup>.

Якість води та порівняння сучасного стану водного об'єкта зі встановленими в минулі роки характеристиками оцінюють, використовуючи індекс забрудненості води (ІЗВ) за гідрохімічними показниками. Цей індекс є формальною характеристикою і розраховується усередненням як мінімум п'яти індивідуальних показників якості води водного об'єкта. Обов'язковими для врахування є:

- концентрація розчиненого у воді кисню;
- показник кислотності рН;
- величина біологічного споживання кисню (БСК).

При здійсненні контролю за станом вод та стоків використовують фізичні, хімічні, біологічні та органолептичні методи. Фізичні методи використовують для визначення прозорості, каламутності, кількості завислих часток та електропровідності води. Хімічні методи використовують для визначення кислотності, лужності, вмісту у воді металів, солей, органічних та синтетичних речовин. Бактеріологічний аналіз здійснюють за допомогою біотестування.

#### **4.4 Комплексне оцінювання рівня забрудненості води за заданою лімітуючою ознакою шкідливості**

Для визначення ступеня забрудненості води використовують чотири критерії шкідливості, по кожному з яких сформовано певну групу речовин і специфічних показників якості води:

- критерій санітарного режиму ( $W_c$ ) враховує розчинений кисень, БСК<sub>5</sub>, ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за впливом на санітарний режим;
- критерій органолептичних властивостей ( $W_\phi$ ) враховує запах, завислі речовини, ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за органолептичною ознакою шкідливості;
- епідеміологічний критерій ( $W_e$ ) враховує небезпеку мікробного забруднення;
- критерій небезпеки санітарно-токсикологічного забруднення ( $W_{cm}$ ) враховує ХСК і специфічні забруднення, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою.

Одні й ті самі показники можуть входити водночас до кількох груп шкідливості. Комплексну оцінку вираховують окремо для кожної лімітуючої ознаки шкідливості (ЛОШ) за формулами

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)}{n}; \quad (4.6)$$

$$\delta_i = c_i / N_i,$$

де  $W$  - комплексна оцінка рівня забруднення води за даною ЛОШ;

$n$  - кількість показників, що використовуються для розрахунків;

$N_i$  - нормативне значення одиничного показника (найчастіше  $N_i = ГДК_i$ );

$\delta_i$  - кратність перевищення фактичної концентрації  $i$ -го інгредієнта у воді ( $c_i$ ) до нормативного значення одиничного показника.

Якщо  $\delta_i < 1$ , тобто концентрація менше нормативної, то приймається  $\delta_i = 1$ . За відповідними формулами розраховують вміст розчиненого кисню і завислих речовин. Розчинений кисень нормується за нижнім рівнем значення, тобто його вміст має бути меншим за  $4 \text{ мг/дм}^3$ , тому при  $< 4 \text{ мг/дм}^3$  для нього прийнято:

$$\delta_i = 1 + 10 \frac{(N_i - c_i)}{N_i}. \quad (4.7)$$

Оскільки самі по собі розраховані показники ні про що не говорять, до формул пропонується традиційна класифікаційна таблиця діапазонів значень комплексних оцінок  $W$  (табл. 4.4).

Таблиця 4.4 – Ступінь забруднення водою залежно від значень комплексних показників  $W$

Рівень забруднення	Критерій забруднення за величинами комплексних оцінок			
	Органолептичний ( $W_\phi$ )	Санітарний режим ( $W_c$ )	Санітарно-токсикологічний ( $W_{ct}$ )	Епідеміологічний ( $W_e$ )
Допустимий	1	1	1	1
Помірний	1,0-1,5	1,0-3,0	1,0-3,0	1,0 - 10,0
Високий	1,5-2,0	3,0 - 6,0	3,0-10,0	10,0 - 100,0
Найвищий	>2,0	>6,0	> 10,0	> 100,0

**Приклад.** Визначити ступінь забруднення води за санітарно-токсикологічним показником. Вихідні дані для розрахунку критерію, що



враховує небезпеку санітарно-токсикологічного забруднення, наведено у табл. 4.5.

Таблиця 4.5 – Вихідні дані для розрахунку критерію, що враховує небезпеку санітарно-токсикологічного забруднення

Елемент	Санітарно-токсикологічне забруднення, мг/дм <sup>3</sup>	
	Норматив ( $N_i$ ) не більше	Фактичні дані ( $C_i$ )
Алюміній залишковий	0,5	0,1
Берилій	0,0002	0,0005
Молібден	0,25	0,11
Миш'як	0,05	0,1
Нітрати	45	50
Поліакриланід залишковий	2	2,4
Свинець	0,03	0,04
Селен	0,001	0,01
Стронцій	7	2
Фтор	1,5	100

**Розв'язання.** Ступінь забруднення води за санітарно-токсикологічним показником визначається за формулою (4.6)

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n (\delta_i - 1)}{n} = 1 + \frac{(2,5 - 1) + (2 - 1) + (1,1 - 1) + (1,2 - 1) + (1,3 - 1) + (10 - 1) + (66,6 - 1)}{10} = 8,77;$$

$$\delta_i = \frac{c_i}{N_i}; \delta_1 = \frac{0,1}{0,5} = 0,2; \delta_2 = \frac{0,0005}{0,0002} = 2,5; \delta_3 = \frac{0,11}{0,25} = 0,44; \delta_4 = \frac{0,1}{0,05};$$

$$\delta_5 = \frac{50}{45} = 1,1; \delta_6 = \frac{2,4}{2} = 1,2; \delta_7 = \frac{0,04}{0,03} = 1,3; \delta_8 = \frac{0,01}{0,001} = 10; \delta_9 = \frac{2}{7} = 0,3;$$

$$\delta_{10} = \frac{100}{1,5} = 66,6.$$

**Висновок.** Ступінь забрудненості є занадто високим і потребує спеціальних заходів очищення.

#### 4.5 Екотоксикологічний критерій оцінювання ступеня забруднення води

Ступінь забруднення води токсичними речовинами оцінюється сумою відношень перевищень концентрацій відповідних забруднювачів ( $C_i$ ) до їх гранично допустимих концентрацій ( $ГДК_i$ ), де:

$$X_{tox} = \sum_{i=1}^n \frac{c_i}{ГДК_i} \quad (4.8)$$

Особливим чином оцінюють групи наступних показників: сульфат-іонів, вмісту завислих речовин і загальної мінералізації, за якими кратність перевищення концентрацій належить не до ГДК., а до максимальних фонових значень

$$X_f = \sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{f \max_i} - 1} \quad (4.9)$$

Для оцінки евтрофованості вводиться спеціальний показник евтрофікації

$$X_{evtr} = K \frac{c_p}{c_{fp} - 1} \quad (4.10)$$

де  $c_p$ ,  $c_{fp}$  - ті, що аналізуються та фонові значення концентрацій мінерального фосфору;  $K$  - додатковий коефіцієнт, що залежить від оцінки стану водойми (для мезотрофних водоймищ  $K = 2$ , а для евтрофних  $K = 3$ ).

Загальний індекс забруднення води визначають за формулою

$$X_{sum} = X_{tox} + X_f + X_{evtr} \quad (4.11)$$

#### 4.6 Оцінка стану водних об'єктів з гідрологічних позицій

Критерій екологічного стану - ступінь виснаження стоку ріки. Оцінюється кратністю перевищення безповоротного вилучення стоку припустимої норми:

- екологічне нещастя - більш 2;
- надзвичайна екологічна ситуація - від 1 до 2.

Нормою вважається вилучення в межах 10-20% від середнього багаторічного стоку. Оцінка стану водних об'єктів за гідрофізичними показниками приведена в таблиці 4.6.

Таблиця 4.6 – Оцінка стану водних об'єктів за гідрофізичними показниками

Класи якості води	Розряди якості води	Гідрофізичні показники		
		Зважені речовини, мг/дм <sup>3</sup>	Прозорість (по диску Секки), м	Забарвлення Pt-Co шкалі, град.

1. Гранично чиста	1 Гранично чиста	менше 5	понад 3	менше 10
2. Чиста	2а Дуже чиста	5-9	0,75-3,0	10-20
	2б В цілому чиста	10-14	0,55-0,7	21-30
3. Задовільно чиста	3а Достатньо чиста	15-20	0,45-0,5	31-40
	3б Слабо забруднена	21-30	0,35-0,4	41-50
4. Забруднена	4а Помірно забруднена	31-50	0,25-0,3	51-60
	4б Сильно забруднена	51-100	0,15-0,2	61-80
5. Брудна	5а Брудна	101-300	0,05-0,1	81-100
	5б Дуже брудна	понад 300	менше 0,05	понад 100

#### 4.7 Оцінка стану водних об'єктів за гідрохімічними показниками

При визначенні вмісту шкідливих речовин у воді господарсько-питного, культурно-побутового, рибогосподарського водокористування необхідно враховувати клас небезпеки нормованих речовин. Крім класу небезпеки речовин необхідно враховувати також і показник шкідливості, що лімітує, (ПЛШ). Усі речовини об'єднані в наступні ПЛШ:

Для водойм господарсько-питного і культурно-побутового призначення:

- Санітарно-токсикологічний;
- Загальносанітарний;
- Органолептичний.

Для водойм рибогосподарського використання:

- Токсикологічний;
- Органолептичний;
- Рибогосподарський;
- Загальносанітарний.

Чисельні значення ГДК, клас небезпеки речовини і група шкідливості (ПЛШ) для різних елементів для водойм відповідного призначення містяться в різного роду довідниках по якості води.

Основне розрахункове рівняння виглядає таким чином:

$$\sum \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1, \quad (4.12)$$

де  $C_i$  - концентрація  $i$ -ї забруднюючої речовини з даної групи шкідливості; ГДК - граничнодопустима концентрація даної речовини для визначеного типу використання водойми.

Умова виконується, отже якість води задовольняє вимогам водойми відповідного призначення, якщо немає - та якість води не відповідає

пропонованим вимогам. Визначивши значення  $C_i/\text{ГДК}$  по різних речовинах, можна визначити елемент, що вносить найбільший вклад у ситуацію, що складається, а, отже, і приймати відповідні природоохоронні заходи.

Серед показників, що використовують тільки гідрохімічні спостереження, найбільш простим і досить репрезентативним є індекс забруднення вод (ІЗВ), що обчислюють по 6 інгредієнтам: кисню, органічним речовинам, обумовленим по біохімічному споживанню кисню за 5 діб ( $\text{БСК}_5$ ) і 4 речовинам з найбільшим перевищенням ГДК:

$$IЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{\text{ГДК}_i}, \quad (4.13)$$

де  $C_i$  і ГДК; - концентрація і гранично допустима концентрація кожного з 6 інгредієнтів.

Також застосовується і інтегральний "показник хімічного забруднення" (ПХЗ-10), що дорівнює сумі відносин концентрацій 10 основних токсичних забруднюючих речовин до відповідних ГДК. Цей показник обчислюється окремо для забруднюючих речовин 1-2 класів і 3-4 класів небезпеки.

Для класифікації забруднення вод по повторюваності показників забруднюючих інгредієнтів виділяють 5 ситуацій:

1. П1 - характеризується повторюваністю змісту у воді забруднюючих інгредієнтів вище 1ГДК, але менше 10ГДК.

2. П10 - повторюваність вмісту у воді забруднюючих інгредієнтів вище 10ГДК.

3. П30 - вище 30ГДК.

4. П50 - вище 50ГДК.

5. П100 - вище 100ГДК.

Відповідно до цієї класифікації виділяється 5 проблемних екологічних ситуацій, чи ситуацій екологічної напруги:

1. П1 - екологічний стан норма;

2. П10 - ризик;

3. П30 - криза;

4. П50 - нещастя;

5. П100 - екологічна катастрофа. Для класифікації водних об'єктів за класом якості вод також використовується ряд показників, приведених у таблиці 4.7.

Таблиця 4.7 – Класифікація якості води за гідрохімічними показниками.

Класи якості води	Розряди якості води	Гідрохімічні показники								
		pH	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{O}_2$ , % насич.	Перманганатна окисл., мг/л	Біхроматна окисл., мг/л	$\text{БСК}_5$ , мг/л
1. Гранично чиста	1. Гранично чиста	7	< 0,05	< 0,007	< 0,05	< 0,005	100	< 2,0	< 7,0	< 0,4

2. Чиста	2а Дуже чиста	6,5-6,9 7,1-7,6	0,05- 0,1	0,007- 0,015	0,05- 0,2	0,005- 0,015	91- 100	2,1-4,0	8-12	0,4- 0,7
	2б Загалом чиста	6,1-6,4 7,6-7,9	0,11- 0,2	0,016- 0,025	0,21- 0,5	0,016- 0,030	81-90	4,1-6,0	13-18	0,8- 1,2
3. Задовільно чиста	3а Достатньо чиста	6,9-6,0 8,0-8,1	0,21- 0,3	0,026- 0,050	0,51- 1,0	0,031- 0,050	71-80	5,1-8,0	19-25	1,3- 1,6
	3б Слабо забруднена	5,7-5,8 8,2-8,3	0,31- 0,5	0,051- 0,080	1,01- 1,5	0,051- 0,10	61-70	8,1-10,0	26-30	1,7- 2,1
4. Забруднена	4а Помірно забруднена	5,5-5,6 8,4-8,5	0,51- 1,0	0,081- 0,10	1,51- 2,0	0,101- 0,20	51-60	10,1-15,0	31-40	2,2- 4,0
	4б Сильно забруднена	5,3-5,4 8,6-8,7	1,01- 2,5	0,101- 0,150	2,01- 2,5	0,201- 0,30	31-50	15,1-20,0	41-60	4,1- 7,0
5. Грязная	5а Брудна	4,0-5,2 8,8-9,5	2,51- 5,0	0,151- 0,300	2,51- 4,0	0,301- 0,60	10-30	20,1-25,0	61-80	7,1- 10,1
	5б Гранично брудна	более 9,5	более 5,0	более 0,3	более 4,0	более 0,60	менее 10	более 25	более 80	более 10

#### 4.8 Оцінка стану водних об'єктів по гідробіологічним показникам

Біологічний метод контролю якості вод (метод біоіндикації) заснований на якісному і кількісному вивченні населення водойми: планктону, бентосу, іхтіофауни, макрофітів, перифітона.

Оцінка якості чи води ступінь її забруднення за біологічними показниками виражається в такий спосіб:

1) по організмах-індикаторах, характерним для ділянок водойм із різним ступенем забруднення;

2) за результатами порівняння видової розмаїтості, чисельності і біомаси населення забруднених і чистих ділянок водойм. Для точного порівняння користаються абсолютними величинами названих чи показників різними індексами.

В залежності від ступеня забруднення вод на різних ділянках водойми формуються специфічні співтовариства, населені організмами, що можуть існувати у визначених границях толерантності екологічних факторів. Такі організми називаються індикаторними.

Система індикаторних організмів має 4 зони забруднення і складений список виглядів-індикаторів сапробності вод.

Сапробність (від греч. *sapros* - гнилий) - комплекс фізіологічних властивостей організму, що обумовлюють його здатність розвиватися у воді з тим чи іншим змістом органічної речовини, чи тим чи іншим ступенем забруднення [7, 12-18].

Виділяють наступні зони:

- 1 зона. Олигосапробна.
- 2 зона,  $\beta$ -мезосапробна.
- 3 зона,  $\alpha$ -мезосапробна.

#### 4 зона. Полисапробна.

Зони сапробності і показові організми.

##### Полісапробна зона.

Характеризується великим змістом нестійких органічних сполук і наявністю продуктів їх анаеробного розпаду, тобто метану і сірководню; кисень відсутній. Тут протікають в основному відбудовні процеси, що має чорне забарвлення з запахом сірководню. У цій зоні в масі розвиваються організми з гетеротрофним типом живлення.

З бактерій масовий розвиток одержують сіркобактерії *Beggiatoa*.

Водорості *Sphaerotilus natans*.

Із синьо-зелених водоростей масовий розвиток одержують *Anabaena*, *Constricta*, *Oscillatoria* *Couterborni* Нрр.

Зі співтовариств зообентосу характерний масовий розвиток *Oligochaeta*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex* (трубочник).

Клас комах - ряд двокрили *Chironomus plumosus* (мотиль), *Chironomus thummi*.

##### β-мезосапробная зона.

Розділ синьо-зелені водорості- *Oscillatoria splendida*.

Розділ діатомові водорості - рід *Nischia* sp.

Розділ зелені водорості - *Chlamydomonas ehrenbergi*, *Closterium* sp, *Cosmorium*, *Enteromorpha intestinalis*.

Клас інфузорії - *Ciliata*.

Тип найпростіші - Protozoa: *Vorticella convallaria*, *Corchesium polypinum*, *Stylonichia mytilus*.

Клас коловертки - *Rotatoria*, *Brachionus rubens*, *Rotatoria rotatoria*.

Клас двостулкові молюски - *Bivalvia*, *Spharium corneum*, *Spharium revicula*.

Клас брюхоногі молюски - *Gastropoda*, *Physa fontinalis*.

##### α-мезосапробная зона

Розділ синьо-зелені водорості: *Anabaena flos-aqual*, і ін. види Відділ золотаві водорості: *Dunobryon* *Livergens*, *Sunura spinosa*.

Розділ діатомові водорості: *Melosira*, *Synedra acus*, *Gomphonema*.

Розділ пиропітові водорості: *Ceratium hirudinella*.

Розділ зелені водорості: *Spirogyra crassa*, *Eudorina elegans*, *Cladophora glomerata*.

##### Олігосапробна зона.

Висока прозорість водойми. Найчастіше піщане дно. Високий вміст кисню у воді. У біоті переважають стенобіотні види (мають вузький діапазон толерантності).

Система сапробності була розроблена для індикації забруднення прісних вод переважно господарсько-побутовими стоками. Споконвічно список включав 1000 керівних індикаторних видів. В даний час список індикаторів включає близько 2500 видів.

За допомогою методу Пантле-Букка можна оцінити якість води по різних екологічних групах: фіто- і зоопланктону, зообентосу й ін. (таблиця 4.8). При розрахунку індексу сапробності враховується не тільки сапробність організму-індикатора, але і його кількісна представленість у даному співтоваристві. Формула для розрахунку індексу сапробності Пантле-Букка має наступний вид:

$$S = (S_1h_1 + S_2h_2 + \dots + S_ih_i) / (h_1 + h_2 + \dots + h_i),$$

де S - індекс сапробності (тобто індекс, по якому визначається ступінь забруднення водойми); S<sub>i</sub> - цифрове позначення ступеня сапробності i-го організму-індикатора; h<sub>i</sub> - цифрове позначення відносної частоти зустрічальності 1-го організму-індикатора; i - число виглядів-індикаторів у даній пробі.

Таблиця 4.8 Шкала оцінки якості вод по індексі сапробності Пантле-Букка

Клас якості води	Ступінь забрудненості води	Індекс сапробності по Пантле-Букку	Сапробність водойм (в модифікації Сладчека)
I	Дуже чиста	<1	ксеносапробні
II	Чиста	1,0-1,5	олігосапробні
III	Помірно забруднена	1,51-2,5	β-мезосапробні
IV	забруднена	2,51-3,5	α-мезосапробні
V	брудна	3,51-4,0	Полісапробні
VI	Дуже брудна	>4,0	Гіперсапробні

Одним з основних недоліків сапробіологічного аналізу є те, що система індикаторних видів розроблена для середньоєвропейської флори і фауни, що обмежує її застосування в незмінному виді в інших регіонах.

Для гідробіологічного аналізу забруднених вод і донних відкладень по складу макробентосу найбільш розповсюдженим є метод біотичних індексів (метод Вудівісса). У цьому індексі об'єднані принципи індикаторного значення окремих таксонів і принцип зміни розмаїтості фауни в умовах забруднення. Визначення біотичного індексу по системі Вудівісса ведеться по робочій шкалі, у якій використана найбільше що часто зустрічається послідовність зникнення видів у міру збільшення забруднення.

"Шкали трофності" ("кормності", продуктивності) розроблені для непротічних водойм (в основному для озер). Трофність водойми - рівень кількісного розвитку гідробіонтів - може виражатися в біомасі, продукції й ін. Найбільше число "шкал трофності" розроблено для показників біомаси зообентосу і зоопланктону в одиниця об'єму. Значно менше - для біомаси зоопланктону під одиницею площі, іхтіомаси. Різні автори пропонують різні кількісні показники для того самого класу водойми.

На підставі аналізу матеріалів по первинній продукції, біомасі хлорофілу "а", фіто- і зоопланктону великого числа водойм запропоновані стандартні класи цих показників (таблиця 4.9). Для уніфікації і стандартизації трофічних типів водойм узятя розширена шкала трофності, найменування класів дане, виходячи із широко розповсюдженої типології озер Тинеманна і Наумана.

Таблиця 4.9 – Стандартні класи біологічних показників озер і водосховищ ("шкала трофності").

Клас трофності	продуктивність водойми	Біомаса хлорофіла, мг/м <sup>3</sup>	Біомаса фітопланктону, г/м <sup>3</sup>	Первинна продукція, гС/м <sup>3</sup> ·доб	Біомаса зоопланктону, г/м <sup>3</sup>	Біомаса зообентоса, г/м <sup>3</sup>	Іхтіомаса, г/м <sup>2</sup>
α-оліготрофний	Дуже низька	<1,5	<0,5	<0,123	<0,5	<1,25	<1,25
β-оліготрофний	Низька	1,5-3	0,5-1	0,125-0,25	0,5-1	1,25-2,5	1,25-2,5
α-мезотрофний	Помірна	3-6	1-2	0,25-0,5	1-2	2,5-5	2,5-5
β-мезотрофний	Середня	6-12	2-4	0,5-1	2-4	5-10	5-10
α-евтрофний	Підвищена	12-24	4-8	1-2	4-8	10-20	10-20
β-евтрофний	Висока	24-48	8-16	2-4	8-16	20-40	20-40
гіпертрофний	Дуже висока	>48	>16	>4	>16	>40	>40

При визначенні трофності водойми варто пам'ятати, що кількісні показники первинної продукції, фітопланктону, зоопланктону, бентосу і іхтіомаси у водоймі не завжди збігаються, однак загальна тенденція збігу багатьох показників в одному класі трофності існує. Визначення класу якості води за гідробіологічними показниками представлено в таблиці 4.10

Таблиця 4.10 – Визначення класу якості води за гідробіологічними показниками

Клас якості води	Ступінь забрудненості води	Ступінь сапробності води	Шкала трофності води	Шкала токсичності води
I	Гранично чиста	Ксеносапробна	ультраоліготрофна	ксенотоксична
II	Чиста	Олігосапробна	α- і β-оліготрофна	оліготоксична
III	Помірно забруднена	Мезосапробна	α-мезотрофна	β-мезотоксична
IV	забруднена	Мезосапробна	α-мезотрофна	α-мезотоксична
V	Брудна	Полісапробна	α- і β-евтрофна	політоксична
VI	Дуже брудна	гіперсапробна	гіпертрофна	гіпертоксична

Для комплексної характеристики озер поряд з кількісною оцінкою показників біомас по зоо- і фітопланктоні, бентосу, риби необхідно вивчати і видовий склад. Так, наприклад, надлишкове надходження біогенних



речовин у складі комунально-побутових, тваринницьких стічних вод, стоків с/г угідь приводить до заміни великих Тривалоциклових видів риб, коштовних у господарському відношенні, на дрібні короткоциклові види.

#### 4.9 Визначення рівнів токсичного забруднення

Гідробіонти у водних екосистемах і самі екосистеми класифікуються з погляду їхньої реакції на пестицидне і токсичний вплив (а таким володіє ряд важких металів і інших речовин) по шкалі таксобності (токсичності):

- оліготаксобні (оліготоксичні);
- β -мезотаксобні (β -мезотоксичні);
- α -мезотаксобні (α -мезотоксичні);
- политаксобні (політоксичні);
- гіпертаксобні (гіпертоксичні).

Крім вивчення видового складу і виділення індикаторних організмів для визначення рівня токсичного забруднення водних об'єктів використовуються й інші показники, і гідробіологічні, і гідрохімічні. Зокрема, використовуються коефіцієнти нагромадження токсикантів у гідробіонтах:

$$K_H = C_6 / C_B, \quad (4.14)$$

де  $K_H$  - коефіцієнт нагромадження;  $C_6$  і  $C_B$  - відповідно зміст токсиканта в одиниці маси гідробіонта і воді (для мешканців водної товщі) чи:

$$K_H = C_6 / C_D, \quad (4.15)$$

де  $C_D$  - зміст токсиканта в донних відкладеннях (для бентосних форм).

Крім методів біоіндикації (тобто визначення якості води по організмах-індикаторах, що живуть у ній, їхньої чисельності, біомасі і т.д.), існує також метод біотестування, що часто застосовується для визначення рівня токсичного забруднення води.

Вибір показників, використовуваних при біотестуванні, залежить від задач дослідження, чутливості біологічного тест-об'єкта до забруднення, відтворюваності відхилень від норми, приступності для візуальних чи автоматизованих приладових спостережень. Як такі показники можуть використовуватися енергетичний обмін, фотосинтез (у рослин), генетичні зміни (для організмів з коротким життєвим циклом: бактерій, найпростіших), інгібування ацетилхолінестерази тканин і органів риб і безхребетних, поведінкові реакції, порушення інтенсивності діяльності, зміна умовно-рефлекторної діяльності й ін. В основі вибору вимірюваних параметрів повинна лежати адекватність їхніх змін патологічним зрушенням на організменному чи екосистемному рівні. Так як при біотестуванні не ставиться мета дати вичерпну оцінку токсичного впливу речовини, то при виборі перевага віддається показникам, що мають загальбіологічну функціональну чи інтегральну значимість.

При біотестуванні часто використовують поведінкові тести. Зміна в поведінці при дії токсичних речовин часто стає причиною загибелі тварин чи зниження їхніх репродуктивних функцій. Найбільш надійний показник - порушення інстинктів діяльності по досягненню важливих біологічних цілей (живлення, захист, розмноження).

Основні напрямки в області біотестування розвиваються на основі двох концепцій.

У першому випадку найбільш значимі результати досягаються при використанні стандартних і нетрудомістких тестів.

Токсичність сублетальних концентрацій біологічно небезпечних речовин визначається на основі комплексу ранніх реакцій. Використання системи біотестів засновано на знанні тривалості і меж відхилення показників від вихідного рівня, що залежить від властивостей і концентрації речовини, екологічної валентності виду й ін. Як тест-об'єкти можуть виступати різні групи організмів - від бактерій, водоростей і найпростіших до різних видів риб (приклад біотестування на дафніях приводиться в таблиці 4.11).

Таблиця 4.11 Встановлення рівня токсичного забруднення водних мас за даними біотестування на дафніях

Показник біотестування	Рівень токсичного забруднення
Загибель (миттєва або на протязі 1-2 годин) тест-культури дафній.	Гіпертаксобний
Загибель понад 50% на протязі 24 годин або не менше 50% на протязі 48 годин.	Політаксобний
Поведінкові реакції (обертання навколо своєї осі, порушення координації рухів).	$\alpha$ -мезотаксобний
Загибель менше 50% на протязі 48-96 годин, слабо виражені поведінкові реакції.	$\beta$ -мезотаксобний
Смертність не більше 10%, порушення репродуктивного циклу, ембріонального розвитку та інших функцій при хронічних дослідках.	Оліготаксобний

В другому випадку біологічне тестування основане на тому, що якість вод, що піддаються впливу токсичного забруднювача, формується як результат взаємодії різних біологічних процесів у водоймі. Підсумком забруднення може бути порушення рівноваги екосистеми. Раціональне проведення біотестування за принципом планованого факторного експерименту як у лабораторних, так і в польових умовах. Метод, що враховує постійно діючі абіотичні фактори, дозволяє вивчати можливі ситуації в екосистемах при їхньому забрудненні і може застосовуватися для екстраполяції на екосистемному рівні.

Останнім часом з'явився новий напрямок в області біотестування, пов'язаний з аквакультуванням у штучних ізольованих екосистемах. Їхній розміри залежать від поставленої задачі, технічних і фінансових можливостей.

Таким чином, можна з упевненістю сказати, що незважаючи на широке застосування фізичних і хімічних методів дослідження, біологічний контроль є дуже ефективним методом визначення якості води (як у природних водоймах, так і на різних очисних спорудах).

#### **4.10 Класифікація якості поверхневих вод за мікробіологічними показниками**

Оцінку якості поверхневих вод за мікробіологічними показниками також можна віднести до методів біоіндикації. Висока чутливість мікробіологічних показників до наявності у воді забруднень дозволяє широко використовувати їх при контролі як природних вод, так і якості очищення стічної води.

Мікробіологічні показники є обов'язковими при веденні моніторингу якості поверхневих вод.

Критерієм чистоти вод служить як загальна кількість бактерій, так і кількість бактерій-сапрофітів і співвідношення чисельності всіх бактерій до сапрофітного (присутність у воді великої кількості сапрофітів указує на надходження у водойму органічних речовин).

При санітарно-мікробіологічних дослідженнях виробляється визначення вихідного числа бактерій, коло-титру, коло-індексу, виявлення патогенних мікроорганізмів.

Кишкова паличка (*Bact. coli*) - мікроорганізм, що постійно живе в кишечнику людини і тварин і сам по собі нешкідливий. Однак кишкова паличка і родинні їй мікроорганізми (*Bact. paracoli*, *Bact. cloacae* і ін.) свідчать про забруднення води фекальними масами і різними покидьками і є загально визнаним показником забруднення водойми. Для характеристики якості води визначають коло-індекс, тобто кількість коло-бактерій у 1000 мол води, і коло-титр, тобто кількість води, у якому міститься 1 бактерія. Відповідно до норм коло-індекс повинен бути не більше трьох, а коло-титр - не менше 333 мол [6]. Класифікація якості вод суші за мікробіологічними показниками представлена в таблиці 4.12.

Важливе і складне питання являє собою комплексна оцінка якості води, що могла б бути основою класифікації водних об'єктів по цьому показнику. Один з підходів складається у встановленні градації значень окремих компонентів (часток показників) якості води. По різних компонентах вода розглянутого об'єкта попадає в різні класи. У підсумку об'єкт відносять до гіршого з отриманих класів. Таким чином,

комплексність і оцінці якості води виявляється лише в розгляді великого числа показників для вибору одного з них. Такого роду класифікація прийнята в Санпін №4630-88 для водних об'єктів господарсько-питного, культурно-побутового призначення. У ній виділено 4 класи, чи ступеня забруднення вод: припустима, помірна, висока і надзвичайно висока. Для кожного ступеня встановлені критерії по 4 групам показників: органолептичному, токсикологічному, бактеріологічному і санітарному режиму. Для кожного ступеня зазначені можливості використання води [12-19].

Таблиця 4.12 – Класифікація якості вод суші за мікробіологічними показниками

Клас вод	Ступінь забрудненості вод	Загальна кількість бактерій, млн. клітин/мл	Сапрофітні бактерії, 1000 клітин/мл	Відношення загальної кількості бакт. до сапрофітних бактерій
1	Дуже чисті	до 0,5	до 0,1	$10^3$
2	Чисті	0,6-1,0	0,6-5,0	$10^3$
3	Помірно забруднені	1-3	5-10	$10^2-10^3$
4	Забруднені	3,1-5	10,1-50	$10^2$
5	Брудні	5,1-10	50,1-100	$10^2$
6	Дуже брудні	більше 10	більше 100	$10^2$

#### 4.11 Гранично допустимий скид

Основним нормативом скидів забруднюючих речовин є гранично допустимий скид.

Гранично допустимий скид (ГДС) - це максимально допустима маса речовин у стічних водах, що потрапляють в об'єми водовідведення за одиницю часу. ГДС у даному пункті водного об'єкта з установленим режимом має забезпечити якість води в контрольному пункті у межах норми.

ГДС - межа витрат стічних вод і концентрації в них шкідливих домішок. ГДС встановлюють з урахуванням ГДС шкідливих речовин у місцях водокористування (залежно від виду водокористування), асимілюючої спроможності водного об'єкта, перспектив розвитку регіону і оптимального розподілу шкідливих речовин, що скидають, поміж водокористувачами, які скидають стічні води. ГДС встановлюють для кожного джерела забруднення і кожного виду шкідливих домішок з урахуванням їх комбінованої дії. В основі визначення ГДС (за аналогією з ГДВ) лежить методика розрахунку концентрацій забруднюючих речовин, створених джерелом у контрольних пунктах - розрахункових створах - з

урахуванням їх розбавлення, вкладу інших джерел, перспектив розвитку (проектування джерела забруднення) тощо.

ГДС визначають для всіх категорій водокористування як добуток максимальних годинних витрат стічних вод ( $\text{м}^3/\text{год}$ ) на концентрацію в них забруднюючих речовин  $C_{\text{ст}}$  ( $\text{г}/\text{м}^3$ ) згідно з формулою

$$\text{ГДС} = C_{\text{ст}}g, \text{ м}^3/\text{год}. \quad (4.16)$$

Відповідно до Санітарних правил і норм охорони поверхневих вод від забруднень для скидання стічних вод у межах міста чи населеного пункту встановлюють на рівні відповідних ГДК.

#### 4.12 Розрахунок допустимої концентрації забруднюючої речовини у стічних водах.

Концентрацію забруднюючої речовини у стічній воді визначають за формулою

$$C_{\text{ст}} = \frac{aQ}{g}(ГДК - C_{\phi}) + ГДК, \quad (4.17)$$

де  $Q$  - відповідно витрати води і стічних вод у водному об'єкті;

$a$  - коефіцієнт змішування;

$C_{\phi}$  - фонові концентрації шкідливої речовини у водному об'єкті до скиду стічних вод.

Допустима концентрація забруднюючої речовини у стічній воді ( $ДК_{\text{ст}}$ ) має відповідати умові, за якої  $C_{\text{ст}} < ГДК$ :

$$ДК_{\text{ст}} = \frac{aQ}{g}(ГДК - C_{\phi}) + ГДК. \quad (4.18)$$

При  $ДК_{\text{ст}} < ГДК$  нормативні вимоги мають бути віднесені не до контрольованого створу водного об'єкта, а до самих стічних вод. Допустиму концентрацію забруднюючих речовин у стічних водах беруть за основу під час розробки заходів щодо зниження забруднення. Необхідне очищення стічних вод ( $D, \%$ ) розраховують за формулою

$$D = \frac{C_{\text{факт}} - ДК_{\text{ст}}}{C_{\text{факт}}} \cdot 100\%. \quad (4.19)$$

Якщо  $C_{\text{факт}} \geq ГДК$ , то скидання стічних вод неприпустиме. Гранично допустимий скид (при визначенні  $ДК_{\text{ст}}$ ) визначають за формулою

$$\text{ГДС} = ДК_{\text{ст}}g. \quad (4.20)$$

Цей розрахунок підходить до найпростішого випадку, коли стік організований одним випусканням і забруднює водойму переважно сухою речовиною.

Величина ГДС має гарантувати досягнення встановлених норм якості води (санітарних та рибогосподарських) за найгірших умов розбавлення у водному об'єкті.

При скиданні стічних вод або інших видах господарської діяльності, що впливають на стан водних об'єктів, які використовуються для господарсько-питних і культурно-побутових цілей, норми якості поверхневих вод (або їх природний склад і властивості у випадку перевищення цих норм) мають дотримуватись на водотоках, починаючи зі створів, розташованих за 1 км вище найближчого за течією пункту водокористування (тобто водозабір для господарсько-питного водопостачання, місця для організованого відпочинку населення, територія населеного пункту тощо); а на водоймах - на акваторії в радіусі 1 км від пункту водокористування. Найближчі пункти водокористування визначають органи санітарно-епідеміологічної служби.

При скиданні стічних вод або інших видах господарської діяльності, що впливають на стан рибогосподарських водотоків або водойм, норми якості поверхневих вод (або їх природний склад і властивості у випадку природного перевищення цих норм) мають дотримуватись впродовж усієї ділянки водокористування, починаючи з контрольного створу, який визначають у кожному конкретному випадку органи Держеконадзора, але далі як на відстані 500 м від місця скидання стічних вод або розташування інших джерел забруднення поверхневих вод (наприклад, місця добування корисних копалин, виконання певних робіт на водному об'єкті тощо).

У випадку, якщо значення ГДС за об'єктивних причин не може бути досягнутим, то для таких підприємств (джерел забруднення) встановлюють тимчасово узгоджені обсяги скидів шкідливих речовин (ТУС) і вводять плани поетапного зменшення показників скидів шкідливих речовин до значень, які забезпечували б дотримання ГДС.

Ступінь екологічної безпеки водних об'єктів  $P_{\text{еб}}$  визначають за нерівністю

$$P_{\text{еб}} = \frac{\sum \Pi_{\text{ф}}(t)}{\sum \Pi_{\text{н}}(t)} \leq 1, \quad (4.21)$$

де  $\Pi_{\text{ф}}$  - фактичні значення показників якості води;

$\Pi_{\text{н}}$  - нормовані значення показників якості води;  $t$  - функція часу.

#### 4.13 Розрахунок розміру відшкодування збитків в результаті скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти

**Задача.** Визначити розмір збору за рік за скиди забруднюючих речовин в Чорне море, якщо відомо, що підприємство щоквартально скидає (таблиця 4.13):

Таблиця 4.13 – Вихідні дані для розрахунку

Назва речовина	Об'єм скиду, т
Хлориди	970,3
Сульфати	748,6
Завислі речовини	10,95

Скиди нормативні протягом I – IV кварталів за виключенням 22 днів серпня. При роботі джерела скиду у понадлімітному режимі кількість забруднюючих речовин, що поступали у водний об'єкт кожної доби, на 50 % перевищувала нормативне значення.

Крім зазначеного у цьому році підприємством було скинуто: 0,051 т етилмеркурхлориду з ГДК у воді рибогосподарських водойм 0,0001 мг/л. Режим джерела скиду безперервний; 1 квартал дорівнює 90 днів.

### Розв'язання

Розмір збору за скиди речовини ( $P_C$ ) визначається за формулою:

$$P_C = \sum_{i=1}^n (M_{л_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_{рб}) + (M_{П_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_{рб}).$$

Знаходимо з таблиці 4.14 (розділу VIII, Податкового кодексу України (ПКУ)):  $H_{б}^{\text{хлориди}} = 27,03$  грн/т;  $H_{б}^{\text{сульфати}} = 27,03$  грн/т;  $H_{б}^{\text{завислі реч.}} = 27,03$  грн/т.

За таблицею 4.15 знаходимо: норматив збору для етилмеркурхлориду складає 98741,38 грн/т.

За таблицею 4.16 знаходимо регіональний (басейновий) коригувальний коефіцієнт  $K_{рб}$ , який для Чорного моря дорівнює 2.

Маса викиду забруднюючої речовини за 1 добу:

1) в межах ліміту: хлориди:  $M_{л_i} = 970,3/90 = 10,78$  т;

сульфати:  $M_{л_i} = 748,6/90 = 8,32$  т;

завислі речовини:  $M_{л_i} = 10,95/90 = 0,12$  т.

2) понад ліміту: хлориди:  $M_{П_i} = 10,78 \cdot 1,5 = 16,17$  т;

сульфати:  $M_{П_i} = 8,32 \cdot 1,5 = 12,48$  т;

завислі речовини:  $M_{П_i} = 0,12 \cdot 1,5 = 0,18$  т.

Тривалість роботи джерела в лімітному режимі за рік складає:

$90 \cdot 4 - 22 = 338$  днів.

$$\begin{aligned} P_C &= \sum_{i=1}^n (M_{л_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_{рб}) + (M_{П_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_{рб} \cdot K_{П_i}) = \\ &= 2 \cdot \left[ 338 \cdot (10,78 \cdot 27,03 + 8,32 \cdot 27,03 + 0,12 \cdot 27,03 + 0,051 \cdot 98741,38) + \right. \\ &\quad \left. + 22 \cdot (16,17 \cdot 27,03 + 12,48 \cdot 27,03 + 0,18 \cdot 27,03) \right] = \\ &= 2 \cdot [338 \cdot (291,3834 + 224,8896 + 3,2436 + 5035,81038) + 22 \cdot (437,0751 + 337,3344 + 4,8654)] = \\ &= 2 \cdot (5555,32698 + 779,2749) = 12669,2 \text{ (грн)}. \end{aligned}$$

*Відповідь:*  $P_C = 12669,2$  грн.

Таблиця 4.14 – Нормативи збору, який справляється за скиди окремих забруднюючих речовин у водні об'єкти.

Назва забруднюючої речовини	Ставки податку гривень за 1 тонну
Азот амонійний	942,38
Органічні речовини (за показниками БСК <sub>5</sub> )	377,19
Завислі речовини	27,03
Нафтопродукти	5543,8
Нітрати	81,08
Нітрити	4628,45
Сульфати	27,03
Фосфати	753,2
Хлориди	27,03

Таблиця 4.15 – Нормативи збору, який справляється за скиди у водні об'єкти забруднюючих речовин, які не увійшли до таблиці 2.2 та на які встановлено гранично допустиму концентрацію або орієнтовнобезпечний рівень впливу (ОБРВ)

Гранично допустима концентрація забруднюючих речовин або орієнтовнобезпечний рівень впливу, міліграмів на 1 літр	Ставка податку. гривень за 1 тонну
До 0,001 (включно)	98741,38
Понад 0,001-0,1 (включно)	71592,29
Понад 0,1 -1 (включно)	12342,53
Понад 1 - 10 (включно)	1256,11
Понад 10	251,46

У разі скидання забруднюючих речовин в озера, ставки норматив збору, який справляється за скид забруднюючих речовин у ці водні об'єкти, збільшується у 1,5 рази.

Таблиця 4.16 - Регіональні (басейнові) коефіцієнти

Басейни морів і річок	Коефіцієнт	№ варіанту
Азовське море	2	1,18,35
Чорне море	2	2,19,36
Дунай	2,2	3,20,37
Тиса	3	4,21,38
Прут	3	5,22,39
Дністер	2,8	6,23,40
Дніпро (кордон України - до м. Києва)	2,5	7,24
Дніпро (м. Київ включно - до Каховського)	2,2	8,25



гідровузла)		
Дніпро (Каховський гідровузол включно - до Чорного моря)	1,8	9,26
Прип'ять	2,5	10,27
Західний Буг та ріки басейну Вісли	2,5	11,28
Десна	2,5	12,29
Південний Буг та Інгул	2,2	13,30
Ріки Кримського півострова	2,8	14,31
Сіверський Донець	2,2	15,32
Міус	2,2	16,33
Кальміус	2,2	17,34

#### **4.14 Нормативи виділення смуг лісів уздовж берегів водних об'єктів**

Для забезпечення екологічної рівноваги водних об'єктів вони повинні мати лісову смугу захисту, яка найчастіше створюється людиною і залежить від особливостей водоймища.

Ці нормативи не поширюються на річки завдовжки понад 1000 км, озера, водоймища площею понад 10 тис. гектарів, а також на суднохідні та магістральні канали, вздовж яких ширина смуг лісів встановлюється на основі спеціальних обстежень.

Смуги лісів уздовж берегів річок у рівнинній частині України визначаються залежно від довжини річок (таблиці 4.17, 4.18):

Таблиця 4.17 – Залежність ширини лісосмуги від довжини річки

Довжина річки, км	Ширина лісових смуг, м
до 50	150
51 - 100	300
101-300	400
301-500	500
501 -1000	750

Смуги лісів уздовж берегів гірських річок Криму, Карпат, якщо загальна довжина схилів, що прилягають до берега річки, не досягає 500 метрів, а їх крутизна - 10 градусів, визначаються залежно від довжини річок:

#### **4.15 Визначення розмірів і меж водоохоронних зон**

Порядок визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режим ведення господарської діяльності в них, затверджений Постановою

Кабінету Міністрів України від 8 травня 1996 р. № 486, установлює єдиний правовий механізм визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режим ведення господарської діяльності в них.

Таблиця 4.18 – Залежність ширини лісосмуги від лісорослинної зони і довжини річки

Лісорослинні зони і підзони	Довжина річки, км	Ширина лісових смуг, м
1. Нижньогірна (до 500 м над рівнем моря) - дубові і дубово-грабові ліси	до 25 26-50 51-200	200 300 350
2. Середньогірна (500 - і 100 м над рівнем моря) - буково-ялицеві ліси	До 25 26-50 51-200	150 250 300

Примітка: Ширина смуг лісів уздовж берегів гірських річок Криму і Карпат зі збільшенням довжини схилу на кожні 100 м збільшується на 50 м, а зі збільшенням крутизни схилу на кожні 5 градусів - додатково на 20 м.

Водоохоронні зони встановлюються для створення сприятливого режиму водних об'єктів, попередження їх забруднення, засмічення і вичерпання, знищення навколводних рослин і тварин, а також зменшення коливань стоку вздовж річок, морів і навколо озер, водосховищ та інших водоймищ.

До складу водоохоронних зон обов'язково входять: заплава річки, перша надзаплавна тераса, бровки та круті схили берегів, а також прилеглі балки та яри. У межах водоохоронних зон виділяються землі прибережних захисних смуг та смуги відведення з особливим режимом їх використання відповідно до статей 88-91 Водного кодексу України.

Розміри та межі водоохоронних зон визначаються проектом на основі нормативно-технічної документації. Проекти цих зон розробляються на замовлення органів водного господарства та інших спеціально уповноважених органів, узгоджуються з органами охорони навколишнього природного середовища, земельних ресурсів, власниками землі, землекористувачами та затверджуються відповідними місцевими органами державної виконавчої влади та виконавчими комітетами Рад.

Межі водоохоронних зон встановлюються з урахуванням:

- рельєфу місцевості, затоплення, підтоплення, інтенсивності берегоруйнування, конструкції інженерного захисту берега;
- цільового призначення земель, що входять до складу водоохоронної зони.

Враховуючи, що ліси мають значну водоохоронну функцію, межі водоохоронних зон у них не встановлюються.

Водоохоронна зона має внутрішню і зовнішню межі. Внутрішня межа водоохоронної зони збігається з мінімальним рівнем води у водному об'єкті. Зовнішня межа водоохоронної зони, як правило, прив'язується до наявних контурів сільськогосподарських угідь, шляхів, лісосмуг, меж заплав, надзаплавних терас, брівок схилів, балок та ярів і визначається найбільш віддаленою від водного об'єкта лінією затоплення при максимальному повеневому (паводковому) рівні води, що повторюється один раз на десять років; берегоруйнування, меандрування; тимчасового та постійного підтоплення земель; ерозійної активності; берегових схилів і сильноеродованих земель.

Зовнішня межа водоохоронної зони на землях сільських населених пунктів, землях сільськогосподарського призначення, лісового фонду, на територіях водогосподарських, лісогосподарських, рибогосподарських підприємств, а також на землях інших власників і користувачів визначається з урахуванням зони санітарної охорони джерел питного водопостачання; розрахункової зони переробки берегів; лісових насаджень, що найбільшою мірою сприяють охороні вод із зовнішньою межею не менше 1000 метрів від урізу меженного рівня води; усіх земель відводу на існуючих меліоративних системах, але не менше 1000 метрів від бровки каналів чи дамб.

Для гірських і передгірських річок зовнішня межа водоохоронної зони визначається з урахуванням геоморфологічних та гідрологічних умов, а також селевих та зсувних явищ.

На землях міст і селищ міського типу розмір водоохоронної зони, як і прибережної захисної смуги, встановлюється відповідно до існуючих на час встановлення водоохоронної зони конкретних умов забудови.

Водоохоронна зона морів, морських заток і лиманів, як правило, збігається з прибережною захисною смугою і визначається шириною не менше 2 км від урізу води. У водоохоронній зоні дотримується режим регульованої господарської діяльності.

На території водоохоронної зони забороняється використання стійких та сильнодіючих пестицидів; розміщення кладовищ, скотомогильників, звалищ, полів фільтрації; скидання неочищених стічних вод із використанням балок, кар'єрів, струмків тощо.

Прибережні захисні смуги у межах водоохоронної зони можуть використовуватися для провадження господарської діяльності за умови обов'язкового виконання вимог, передбачених статтями 89 і 90 Водного кодексу України.

В окремих випадках у водоохоронній зоні може провадитися добування піску та гравію за межами земель водного фонду на сухій частині заплави, у праруслах річок за погодженням з органами охорони навколишнього природного середовища, водного господарства та геології.

Видобування піску та гравію провадиться на підставі дозволів, що видаються в установленому законодавством порядку.

Виконання водоохоронних та інших заходів щодо впорядкування водоохоронних зон, за винятком земель водного фонду, покладається на виконавчі комітети Рад, сільськогосподарські, водогосподарські, рибогосподарські підприємства, а також на інших власників і землекористувачів.

Контроль за створенням водоохоронних зон і прибережних захисних смуг, а також за дотриманням режиму використання їх територій здійснюється місцевими органами державної виконавчої влади, виконавчими комітетами Рад, органами Міністерства охорони навколишнього природного середовища [9-14].

### **Контрольні запитання**

1. Проаналізувати нормативні показники якості води.
2. Проаналізувати нормативи якості води водойм рибогосподарського призначення.
3. Дати характеристику методам оцінювання якості води.
4. Дати характеристику методу інтегрального оцінювання якості води і методу оцінювання сумарного ефекту якості води.
5. Проаналізувати комплексне оцінювання рівня забрудненості води за заданою лімітуючою ознакою шкідливості.
6. Пояснити екотоксикологічний критерій оцінювання ступеня забруднення води.
7. Проаналізувати використання оцінок стану водних об'єктів за гідрологічними, гідрохімічними, гідробіологічними та мікробіологічними показниками.
8. Дати характеристику гранично допустимого скиду і розрахунку допустимої концентрації забруднюючої речовини у стічних водах.
9. Пояснити розрахунок розміру відшкодування збитків в результаті скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти.
10. Пояснити використання нормативів виділення смуг лісів уздовж берегів водних об'єктів та визначення розмірів і меж водоохоронних зон.

## РОЗДІЛ 5 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТУ

Ґрунт є основою організації біосфери, оскільки він поєднує всі компоненти біосфери, створює можливість життя рослин і тварин на суші. Ґрунти є незамінним природним ресурсом. Шкідливий антропогенний вплив і деякі природні фактори, посилені людиною, завдають ґрунтам великої шкоди.

До основних видів антропогенних впливів на ґрунти, що зумовлюють зміну їхньої родючості, можна віднести:

- розорювання призводить до посилення взаємодії ґрунтів з атмосферою, вітрової та водної ерозії, зміни чисельності ґрунтових організмів;

- випас худоби спричинює ущільнення ґрунту, знищення трав'яного покриву, ерозію, неможливість відновлення родючості внаслідок утрати детриту, збіднення ґрунтів рядом хімічних елементів, висушування, удобрення ґноєм, біологічне забруднення;

- сінокоси, збирання урожаю викликають вилучення деяких хімічних елементів, підвищення випаровування;

- випалювання старої трави - знищення ґрунтових організмів у поверхневих шарах, підсилення випаровування;

- зниження лісистості сприяє вимиванню поживних речовин із ґрунту, втраті вологості, затопленню низинних місцевостей, посиленню водної та вітрової ерозії, спустелюванню;

- зрошення часто зумовлює вимивання солей із глибин у верхні горизонти ґрунту і засолення їх, при неправильному поливанні - заболочення;

- осушення призводить до зниження вологості, виникнення вітрової ерозії;

- застосування пестицидів, добрив може викликати загибель ґрунтових організмів, зміни ґрунтових процесів, накопичення небезпечних для живих організмів отрутих речовин;

- створення побутових і промислових звалищ, розростання забудови спричинює вилучення родючих земель із сільськогосподарського вжитку, пригнічення і навіть загибель живих організмів на прилеглих територіях;

- робота наземного транспорту зумовлює ущільнення ґрунту, отруєння ґрунтів відпрацьованими газами та сипкими матеріалами;

- стічні води і викиди в атмосферу викликають забруднення ґрунтів хімічними речовинами, зміну їхнього складу;

- шум, вібрація, енергетичні випромінювання й інші фізичні фактори сприяють сповільненню росту рослин, забрудненню ґрунтів, загибелі організмів;

- видобуток корисних копалин призводить до ерозії, до забруднення ґрунтів, до заболочування внаслідок заповнення водою відпрацьованих кар'єрів, до зменшення площі землі, придатної для сільського господарства;

- будівництво ГЕС супроводжується затопленням великих територій, інфільтрацією води з великих водосховищ у прилеглі землі, заболочуванням.

Найбільш поширеним видом антропогенного впливу на ґрунти є їх забруднення внаслідок різних видів діяльності. Основними забрудниками ґрунтів можна вважати мінеральні добрива, пестициди, важкі метали, нафтопродукти, радіонукліди, канцерогени. Мінеральні добрива (азотні, фосфорні, калійні) вносяться у ґрунт для компенсації втрат мінеральних речовин, але не завжди при їх внесенні враховують хімічний склад ґрунту, агротехніку культури, терміни та норми внесення, що призводить до їх накопичення у ґрунті. Пестициди - це велика група речовин, створених людиною для боротьби із шкідниками, бур'яном, грибними захворюваннями сільськогосподарських культур тощо. Багато з них токсичні для людей і тварин, можуть викликати отруєння, генетичні відхилення. Джерелами надходження до ґрунту важких металів (цинку, кадмію, меркурію, хрому, плюмбуму, мангану й ін.) та їх сполук є видобуток корисних копалин, викиди металургійних заводів, хімічних підприємств, сміттєспалювальних заводів, ГЕС, звалища відходів тощо. Нафтопродукти потрапляють у ґрунт під час видобутку нафти і природного газу, під час аварій нафтопроводів, зі стічними водами, під час роботи техніки на полях, змиванням із поверхні автомагістралей, транспортних підприємств. Забруднення ґрунту радіонуклідами відбувається під час розробки уранових руд, роботи паливно-енергетичного комплексу, утворення могильників радіоактивних відходів, аварій на АЕС. Поширеним видом забруднення ґрунтів є канцерогени типу поліциклічних ароматичних вуглеводнів, основними джерелами яких є вихлопні гази двигунів автомобілів, тепловозів, літаків, а також викиди котелень, промислових підприємств.

Забруднення ґрунтів відбувається як природним шляхом, так і в результаті антропогенної діяльності. За величиною зон та рівнем забруднення ґрунтів забруднення поділяють на фонове, локальне, регіональне й глобальне.

*Фоновим* вважають вміст забруднюючих речовин у ґрунті, що відповідає або близький до його природного складу.

*Локальним* вважають забруднення ґрунту одним або кількома джерелами забруднення.

*Регіональне* забруднення ґрунту виникає внаслідок перенесення забруднюючих речовин на відстань не понад 40 км від техногенних та більше 10 км - від сільськогосподарських джерел забруднення.

*Глобальне* забруднення ґрунту виникає внаслідок перенесення забруднюючої речовини на відстань 1000 км від будь-якого джерела забруднення.

Найнебезпечнішими для ґрунтів є хімічне забруднення, ерозія та засолення.

Унаслідок внесення високих доз мінеральних добрив ґрунт забруднюється баластними речовинами - хлоридами й сульфатами.

Пестициди пригнічують біологічну активність ґрунтів, знищують потрібні мікроорганізми, черв'яків, зменшують природну родючість. Крім того, гинуть комахи-запилувачі. Вже нині в результаті спровокованої людиною пестицидної еволюції близько 500 видів комах є стійкими проти застосування інсектицидів. Така стійкість виникає і в рослин.

Дослідження в нашій країні засвідчили: там, де інтенсивно застосовуються сільськогосподарські отрутохімікати, у місцевого населення ушкоджуються структури спадковості, розладнується діяльність центральної нервової системи, у жінок частішають ускладнення вагітності, випадки народження неповноцінних або мертвих дітей, виникає захворювання на рак. Площа земель, забруднена залишками отрутохімікатів, сягає 13 млн га.

Ґрунти також забруднюються відпрацьованими газами тракторів, комбайнів, автомобілів, мастилами та паливом. У ґрунт потрапляють і техногенні забруднювачі від промислових підприємств - сульфати, окиси азоту, важкі метали (нікель, свинець, хром, кобальт, ванадій та ін.) та інші забруднювальні речовини, значення ГДК для яких, подано в додатку Г.

Негативний вплив мають і такі важливі для сільського господарства роботи, як зрошення та осушення земель. Зрошені землі дають близько 30% продукції рослинництва, але створення водойм і зрошення великої території призводять до підняття ґрунтових вод і зміни їхнього хімічного складу. Виникає засолення ґрунтів, заболочування, підвищується сейсмічність території.

За ступенем забруднення ґрунти поділяють на сильнозабруднені, середньозабруднені та слабозабруднені.

*У сильнозабруднених* ґрунтах кількість забруднюючих речовин у кілька разів перевищує ГДК. Вони мають низьку біологічну продуктивність та істотні зміни фізико-хімічних, хімічних та біологічних властивостей, внаслідок чого вміст хімічних речовин у вирощуваних культурах перевищує встановлені норми.

*У середньозабруднених* ґрунтах перевищення ГДК незначне, що не призводить до помітних змін його властивостей.

*У слабозабруднених* ґрунтах вміст хімічних речовин не перевищує ГДК, але перевищує фонову концентрацію.

Для земель єдиного державного земельного фонду встановлюється номенклатура показників ґрунтів згідно з ГОСТ 17.4.2.01-81 «Охорона

природи. Ґрунти. Номенклатура показників санітарного стану». Ця номенклатура показників повинна застосовуватися при розробці нормативно-технічної документації з охорони ґрунтів від забруднень, а також при контролі стану ґрунтів. При регламентації й контролі забруднення ґрунтів стан ґрунту характеризують такими показниками: хімічними, санітарними та біологічними. Під хімічним забрудненням ґрунту мають на увазі зміну його хімічного складу в результаті антропогенної діяльності, здатну викликати погіршення його якості. Принцип контролю забруднення ґрунтів – перевірка відповідності концентрацій забруднюючих речовин встановленим нормам і вимогам у вигляді ГДК й ОДК. При контролі забруднення ґрунтів хімічні речовини відповідно до ГОСТ 17.4.1.02-83 «Охорона природи. Ґрунти. Класифікація хімічних речовин для контролю забруднень» за ступенем небезпеки поділяють на три класи:

- 1 клас - високо небезпечні;
- 2 клас - помірно небезпечні;
- 3 клас - мало небезпечні.

Визначено показники, за якими встановлюють клас небезпеки речовини (токсичність при пероральному введенні ЛД<sub>50</sub>, стабільність - персистентність - у ґрунті, міграція в ґрунт, повітря, підземну воду, транслокація в рослини, персистентність у рослинах і вплив на їхню харчову цінність, вплив на санітарний стан ґрунту). Клас небезпеки встановлюють не менше ніж за трьома показниками із переліку, наведеного у стандарті. Норми для класів небезпеки в одиницях ГДК (ОДК) становлять: 1 клас - менше 0,2 мг/кг, 2 клас - 0,2-0,5 мг/кг, 3 клас - понад 0,5 мг/кг. Зроблено орієнтовний розподіл речовин за класами небезпеки. До пестицидів до 1-го класу віднесені атразин, ДДТ, метафос й ін.; до 2-го - карбофос, нітрафен, хлорофос й ін.; до 3-го - дилор, полікарбацин й ін. З речовин, що потрапляють у ґрунт із викидами, скидами, відходами, до 1-го класу віднесені миш'як, кадмій, ртуть, селен, цинк, фтор, бенз(а)пірен; до 2-го - бор, кобальт, нікель, молібден, сурма, хром; до 3-го - барій, ванадій, вольфрам, марганець, стронцій, ацетофенон.

Забруднення ґрунтів, як і інших середовищ, є комбінованим, у зв'язку із чим при хімічному контролі забруднення виникає необхідність виділити пріоритетні забруднюючі речовини, що підлягають контролю в першу чергу. При визначенні пріоритетних забруднюючих речовин ураховують класи небезпеки речовин. У випадку відсутності можливості обліку всього комплексу хімічних речовин, що забруднюють ґрунт, оцінку здійснюють за найнебезпечнішими речовинами, тобто речовинами, що належать до більш високого класу небезпеки. У цілому, під час оцінки небезпеки забруднення ґрунту хімічними речовинами враховують такі положення:



- небезпека забруднення тим вище, чим більше фактичний рівень вмісту (С) контрольованих у ґрунті речовин перевищує ГДК, тобто чим більше значення коефіцієнта небезпеки  $K_0 = C / \text{ГДК}$  перевищує 1;

- небезпека забруднення тим вище, чим вище клас небезпеки контрольованих речовин;

- оцінка небезпеки забруднення будь-яким токсикантом повинна проводитися з урахуванням буферності ґрунту, що впливає на рухливість хімічних елементів, що визначає їхній вплив на контактуючі середовища.

Під буферністю ґрунту розуміють сукупність властивостей ґрунту, що визначають його бар'єрну функцію, яка обумовлює рівні вторинного забруднення хімічними речовинами контактуючих із ґрунтом середовищ - рослинності, поверхневих і підземних вод, атмосферного повітря. Основними компонентами, що створюють буферність, є: тонкодисперсні мінеральні частки, що визначають її механічний склад; органічна речовина (гумус) і реакція середовища -рН. Небезпека забруднення тим більша при тому самому значенні  $K_0$  (коефіцієнта небезпеки), чим менше значення рН (чим кисліший ґрунт), чим менше вміст у ньому гумусу, чим легший його механічний склад. Наприклад, можна розташувати ґрунти в порядку зростання небезпеки забруднення: чорнозем - суглинний дерено-підзолистий ґрунт - супіщаний дерено-підзолистий.

Систему контролю забруднення ґрунтів на основі гігієнічної регламентації (ГДК) не можна визнати досконалою. Зустрічаються певні труднощі в інтерпретації й об'єктивній оцінці забруднення ґрунту комплексом токсичних або інших речовин, для яких не розроблені нормативи ГДК. У цих випадках рівень хімічного забруднення порівнюють із фоновим.

Серед усіх забруднювачів ґрунту потрібно більше уваги приділяти тим речовинам, які відіграють значну роль у забрудненні біосфери, мають високу стабільність, рухливість, розчинність, тому головне значення має не валова кількість хімічних речовин у ґрунті (наприклад, важких металів), а форми сполук, які існують у даному середовищі. Найбільш рухливими є хімічні елементи: хлор, бром, фтор, бор, натрій, кальцій, магній, барій.

Найбільш важливою в сучасних умовах сільськогосподарського виробництва є оцінка пестицидного забруднення ґрунтів. Прояв токсичних ефектів пестицидів й інших хімічних речовин у ґрунті й процеси їх накопичення залежать від ряду факторів: об'ємів і строків внесення, властивостей пестициду (токсичності, стійкості, здатності до кумуляції, сорбції), механічного складу й структури ґрунту, наявності органічних речовин, рН, вологості й ін.

Під санітарним станом розуміють сукупність фізико-хімічних і біологічних властивостей ґрунту, що визначають її безпеку в епідеміологічному й гігієнічному відношеннях (ГОСТ 17.4.2.01-81). У перелік контрольованих показників входять санітарно-бактеріологічні,

санітарно-гельмінтологічні й санітарно-ентомологічні показники. До них належать такі: санітарне число (відношення азоту білкового до загального органічного азоту), показники концентрацій амонійного та нітратного азоту, хлоридів, залишкової кількості пестицидів й інших речовин (важких металів, нафти й нафтопродуктів, фенолів, сірчистих сполук), канцерогенів, радіоактивних речовин, макро- і мікродобрих, термофільних бактерій, бактерій групи кишкової палички, патогенних мікроорганізмів, яєць і личинок гельмінтів і мух. Перелік показників для різних видів землекористування (населених пунктів, курортів і зон відпочинку, зон джерел водопостачання, територій підприємств, сільськогосподарських угідь, лісів) відрізняється. У чистих ґрунтах організми, які характеризують санітарно-бактеріологічні показники, відсутні; їхня присутність вказує на специфічне органічне, фекальне й інші види забруднень.

Біологічні показники характеризують здатність ґрунту до самоочищення, що визначається насамперед активністю ґрунтової мікрофлори та ґрунтових тварин, фізико-хімічними умовами та властивостями ґрунту. Антропогенні впливи (внесення добрив, обробка пестицидами, режим меліорації й осушення), а також фактори навколишнього середовища (температура, опади, топографія території) впливають на активність ґрунтової мікрофлори та фауни. В екологічних дослідженнях ґрунтів використовують різні біологічні показники: «подих», показники целюлозорозкладаючої активності, активність ферментів (дегідрогенази, фосфатази), чисельність грибів, дріжджів й ін. Зазвичай застосовують кілька показників, тому що їхня чутливість до різних забруднюючих речовин істотно розрізняється. Ознакою біологічної деградації в результаті токсичного впливу є зниження рівня активної мікробної маси. Як комплексний показник забруднення ґрунту використовують показник фітотоксичності. Це тестовий інтегральний показник, який визначають за властивостями забрудненого ґрунту придушувати проростання насіння, ріст і розвиток вищих рослин. Зниження числа проростків насіння у порівнянні з контролем при біотестуванні вважають показником наявності фітотоксичності ґрунту.

За ступенем забруднення у відповідності до ГОСТ 17.4.3.06-86 «Охорона природи. Ґрунти. Загальні вимоги й класифікація ґрунтів за впливом на них хімічних забруднюючих речовин» ґрунти підрозділяють на: сильнозабруднені; середньозабруднені; слабкозабруднені.

Ранжування проводять за ГДК хімічних речовин у ґрунтах і їх фономим вмістом, а також за іншими показниками [10-15].

### **5.1 Нормативні показники якості ґрунту**

Нормативи вмісту забруднюючих речовин в ґрунті розробляють за трьома напрямками:

- нормування вмісту шкідливих хімічних речовин в орному шарі ґрунту;
- нормування накопичення токсичних речовин на території підприємства;
- нормування забруднення ґрунту в житлових районах, переважно в місцях збереження побутових відходів.

Гранично допустима концентрація шкідливої речовини в орному шарі ґрунту ( $ГДК_{сп}$ ) - це така концентрація, яка не справляє прямого або опосередкованого негативного впливу на контактуючі з ґрунтом середовища (атмосфера та гідросфера), на здоров'я людини, а також на самовідновлювану властивість ґрунту.

Нормативи  $ГДК_{сп}$  розроблено для речовин, що можуть мігрувати в атмосферне повітря або ґрунтові води, знижувати врожайність або погіршувати якість сільськогосподарської продукції, а також продуктів харчування рослинного походження.

## 5.2 Оцінювання рівня хімічного забруднення ґрунтів

Рівень забруднення оцінюють показниками, розробленими за суміщення геохімічних та гігієнічних досліджень міських середовищ. Такими показниками є коефіцієнт концентрації хімічного елемента і сумарний показник забрудненості  $Z_c$ . Коефіцієнт концентрації визначають як відношення реального вмісту хімічного елемента в ґрунті до фонового вмісту цього ж елемента

$$K_c = \frac{C}{C_\phi}, \quad \text{або} \quad K_c = \frac{C}{ГДК}, \quad (5.1)$$

де  $C$  - реальний вміст визначеного хімічного елемента в ґрунті, мг/кг;  $C_\phi$  - фоновий вміст визначеного хімічного елемента в ґрунті, мг/кг;  $ГДК_{сп}$  - гранично допустима концентрація забрудненої речовини, мг/кг.

Оскільки ґрунти доволі часто забруднені кількома елементами, то для них розраховують сумарний показник забрудненості, що відображає комплексний ефект впливу всієї групи елементів

$$Z_c = \left( \sum_{i=1}^n K_{C_i} \right) - (n - 1), \quad (5.2)$$

де  $Z_c$  - сумарний показник забрудненості ґрунтів;

$K_{C_i}$  - коефіцієнт концентрації  $i$ -го хімічного елемента в пробі ґрунту;

$n$  - кількість врахованих хімічних елементів.

Сумарний показник забрудненості може бути визначений як для всіх елементів однієї проби, так і для ділянки території за геохімічною вибіркою.

Небезпечність забруднення ґрунтів комплексом хімічних елементів оцінюють за показником  $Z_c$ , користуючись шкалою, градація якої розроблена на підставі вивчення стану здоров'я населення, яке мешкає на територіях з різними рівнями забрудненості ґрунтів (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – Орієнтовна оціночна шкала небезпечності забруднення ґрунтів за сумарним показником  $Z_c$

Категорія забруднення ґрунту	$Z_c$	Зміна показників якості здоров'я мешканців у зонах забруднення ґрунтів
Допустима	<16	Найнижчий рівень захворюваності дітей та мінімум функціональних відхилень у дорослого населення
Помірно небезпечна	16-32	Підвищення загального рівня захворюваності
Небезпечна	32-128	Підвищення загального рівня захворюваності, кількості дітей, які часто хворіють, дітей з хронічними захворюваннями, порушення функціонування серцево-судинної системи
Дуже небезпечна	>128	Підвищення захворюваності дітей, порушення репродуктивної функції у жінок (збільшення випадків токсикозу при вагітності, передчасних пологів, мертворождалих, гіпотрофій немовлят)

Важливим елементом комплексу заходів щодо збереження ґрунтів є гігієнічне регламентування їх забруднення. При цьому термін «гранично допустима кількість речовини, що забруднює ґрунти» означає частку хімічної речовини, що забруднює ґрунт (мг/кг) і не чинить прямої або опосередкованої дії, виключаючи віддалені наслідки для навколишнього природного середовища та здоров'я людини. Значення ГДК речовин у ґрунтах представлено у додатку М, для деяких речовин наведено у табл. 5.2. Крім ГДК, застосовують показник орієнтовно допустимої кількості (ОДК) забруднюючої ґрунти хімічної речовини, яку визначають розрахунковим методом.

### 5.3 Оцінювання санітарного стану ґрунтів

Санітарний стан ґрунтів оцінюють за спеціальними нормованими показниками. Як основний хімічний показник використовують санітарне

число - частка від ділення кількості ґрунтового білкового азоту в міліграмах на 100 г абсолютно сухого ґрунту до кількості органічного азоту в тих самих одиницях. Показником бактеріального забруднення ґрунту є титр кишкової палички та титр одного з анаеробів. Санітарно-гельмінтологічним показником ґрунту є кількість яєць гельмінтів в 1 кг ґрунту. Ентомологічний показник визначають за наявністю личинок та лялечок мух на 0,25 м<sup>2</sup> поверхні ґрунту (табл. 5.3).

Таблиця 5.2 – Значення ГДК хімічних речовин у ґрунті

Назва речовини	ГДК, мг/кг
<b>Метали</b>	
Кобальт	5,0
Марганець, вилучений з чорнозему та дерново-підзолистого ґрунту	700,0
Мідь (рухома форма)	3,0
Ніколь	4,0
Ртуть	2,1
Свинець (рухома форма)	6,0
Свинець	32,0
Хром	6,0
Цинк	23,0
<b>Неорганічні сполуки</b>	
Нітрати	130,0
Миш'як	20,0
Сірководень	0,4
Фосфор (суперфосфат)	200,0
Фториди	10,0
<b>Ароматичні вуглеводні</b>	
Бензол	0,3
Ізопропилбензол	0,5
Ксилоли	0,3
Стирол	0,1
Толуол	0,3
<b>Добрива та ПАР</b>	
Рідкі комплексні добрива з додаванням марганцю	80,0
Азотно-калійні добрива	120,0
Поверхнево активні речовини	0,2

Стан єдиного державного земельного фонду контролюють за спеціальними методиками санітарні лікарі та санітарно-епідеміологічні станції, а контроль хімічних забруднень - агрохімічні лабораторії, СЕС та організації охорони природи.

Таблиця 5.3 – Показники санітарного стану ґрунтів населених пунктів та сільськогосподарських угідь

Ґрунт	Кількість личинок та лялечок мух	Кількість яєць гельмінтів	Титр колі	Титр анаеробів	Санітарне число
Чистий	0	0	1 і більше	0,1 і більше	0,98-1
Мало забруднений	Одиниці	До 10	1-0,01	0,1-0,001	0,85-0,98
Забруднений	10-25	11-100	0,01-0,001	0,001-0,0001	0,7-0,85
Сильно забруднений	25	Понад 100	0,001 і менше	0,0001 і менше	0,7 і менше

#### 5.4 Нормативи оцінок пестицидного забруднення ґрунтів

**Пестициди** - це хімічні сполуки (речовини), що використовуються як засоби захисту рослин і тварин від шкідливих організмів. Їх широко використовують у сільському господарстві для зменшення втрат врожаю та підвищення якості продукції.

Промислова класифікація пестицидів базується на тому, на які шкідливі організми діють пестициди. Така класифікація дуже зручна для вибору певного препарату для захисту певної культури від конкретних шкідливих організмів. Залежно від того, на які шкідливі організми діють пестициди, їх поділяють на такі групи:

- акарициди - для обмеження шкодочинності кліщів;
- альгіциди - для обмеження чисельності водної рослинності;
- антисептики - для дезінфекції та захисту матеріалів від руйнації;
- арборициди - для знищення небажаної деревної та кущової рослинності;
- атрактанти - для приманювання комах;
- афіциди - для боротьби з тлями;
- бактерициди - проти патогенних бактерій;
- гербіциди - обмеження чисельності небажаної рослинності (до гербіцидів також належать арборициди та альгіциди);
- десиканти - для підсушування рослин;
- дефоліанти - для видалення листя;
- інсектициди - обмеження чисельності шкідливих комах;
- лимациди - діють на молюсків;
- нематоциди - діють на круглих черв'яків (нематод);
- репеленти - для відлякування комах;
- ретарданти - регулятори росту рослин;
- родентициди - для знищення гризунів;

- фунгіциди - для обмеження поширення хвороб та фітопатоген-них грибів- збудників захворювань рослин.

Найширше у сільському господарстві використовують гербіциди, інсектициди, фунгіциди та регулятори росту рослин.

Залежно від способу проникнення в шкідливий організм та механізму дії пестициди поділяють на різні групи. Інсектициди бувають: контактні - вражають комах при контакті речовини з будь-якою частиною тіла; кишкові - отруюють при потраплянні отрути в кишковик комах; системні - здатні рухатись судинною системою рослин і отруювати комах після поїдання отруєних рослин.

Залежно від ступеня небезпечності для людей і тварин пестициди поділяють на:

- високотоксичні - 50-200 мг/кг;
- середньотоксичні - 200-1000 мг/кг;
- малотоксичні - понад 1000 мг/кг.

Цілком придатну оцінку екологічного стану земель можна отримати за допомогою даних, що характеризують рівень пестицидного навантаження, однак для більшої об'єктивності необхідно мати інформацію про залишкову кількість пестицидів у ґрунтах і рослинах. Рівень забрудненості ґрунтів та рослинної маси залишками пестицидів визначають шляхом порівняння фактичного вмісту пестицидів у ґрунті або у сільськогосподарській продукції з ГДК. Перевищення фактичного вмісту залишкової кількості пестицидів відносно ГДК є показником небезпечності екологічної ситуації. У табл. 3.22 наведено нормативи оцінок пестицидного забруднення ґрунтів. За відсутності ГДК можна встановлювати тимчасові допустимі концентрації (ТДК), які визначають за емпіричним рівнянням регресії:

$$ТДК = 1,23 + 0,48 \lg ГДК_{x.n.}, \quad (5.3)$$

де  $ГДК_{x.n.}$  - гранично допустима концентрація речовини у харчових продуктах.

Таблиця 5.4 – Нормативи оцінок пестицидного забруднення ґрунтів

Тип екологічної ситуації	Залишкова кількість пестицидів, кг/га	У ґрунті	У рослин
Сприятлива	<3	не виявляється	не виявляється
Задовільна	3-4	<ГДК	<ГДК
Передкризова	4-5	<ГДК	<ГДК
Кризова	5-6	1,1 - 1,5 ГДК	1,1 - 1,5 ГДК
Катастрофічна	>6	1,6 - 10 ГДК	1,6 - 10 ГДК

### 5.5 Екологічна оцінка ґрунтів населених пунктів

Ґрунту в силу своїх природних властивостей здатні накопичувати значна кількість забруднюючих речовин. На територіях населених пунктів можливий перенос забруднюючих речовин із ґрунтів у повітря і води, що може безпосередньо впливати на здоров'я населення. Тому для міських (селитебних) територій доцільний санітарно-гігієнічний підхід до вибору критеріїв екологічної оцінки ґрунтів.

На територіях населених пунктів переважає промислове забруднення ґрунтів. У числі токсичних речовин антропогенного походження значна роль належить важким металам (ВМ): хрому, нікелю, кадмію, свинцю й ін., а також нафтопродуктам і поліциклічним ароматичним вуглеводням (ПАВ). Росту забруднення ґрунтів сприяє радіація, викликана аваріями на АЕС, атомними вибухами, витокami з реакторів, порушенням правил поховання радіоактивних відходів.

Критерієм і найважливішим нормативом, що дозволяє оцінити ступінь забруднення ґрунту хімічними речовинами, є ГДК забруднюючих речовин.

При оцінці сумарного забруднення ґрунтового покриву при числі речовин менше 8 використовується безрозмірний показник (БПЗ)

$$БПЗ = \sum_{i=1}^n C_i / ГДК_i,$$

де  $C_i$  – концентрація  $i$ -го інгредієнта в ґрунті, мг/кг ґрунту;  $ГДК_i$  – гранично допустима концентрація  $i$ -го інгредієнта в ґрунті, мг/кг ґрунту;  $n$  – число інгредієнтів, що враховуються.

Одним з методів побудови оцінних шкал є статистичний метод сигнальних відхилень, що може бути використаний в оцінці рівнів досліджуваних показників для окремих територій, груп підприємств і ін.

Сутність методу полягає в тому, що для ряду показників розраховується середнє квадратичне відхилення:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (p_i - \bar{p})^2}{n-1}},$$

де  $\sum (p_i - \bar{p})^2$  – сума квадратів відхилень кожного з показників від середньої величини, розрахованої по формулі

$$\bar{p} = \frac{\sum p_i}{n},$$

де  $n$  – число значень аналізованого ряду показників.

Для побудови оцінної шкали необхідно розрахувати інтервали з використанням значення середнього квадратичного відхилення. За «нормальні» чи «базові» показники можуть бути прийняті ті з них, що не виходять за межі інтервалу границь:

$$\bar{p} \pm 0,5 \cdot \sigma.$$



На підставі величини відхилення показників від середнього значення в межах ( $1\sigma$ ) визначаються значення показників по п'ятирівневій шкалі:

Рівень показника	Межі коливань
Високий	Від $p + \sigma$ і вище
Вище середнього	Від $p + 0,5\sigma$ до $p + \sigma$
Середній	Від $p - 0,5\sigma$ до $p + \sigma$
Нижче середнього	Від $p - 0,5\sigma$ до $p - \sigma$
Низький	Від $p - \sigma$ і нижче

Для забруднюючих речовин неприродного походження коефіцієнт концентрації визначають як результат від розподілу масової частки забруднюючого речовини і його ГДК.

Значення сумарного показника забруднення ґрунтів  $K_c$  зіставляються з орієнтованою шкалою небезпеки забруднення, що має градації припустимої (до 16), помірковано небезпечної (до 32), небезпечної (до 128) і надзвичайно небезпечної (понад 128) категорії забруднення, що статистично пов'язано зі зміною показників здоров'я населення в зонах забруднення.

Найбільше часто для населених пунктів використовується оцінна шкала, заснована на зміні показників здоров'я населення у вогнищах забруднення.

Екологічна оцінка радіоактивного забруднення ґрунтів селитебних територій проводиться по двох основних показниках: потужності експозиційної дози на рівні 1 м від поверхні землі (мкр/година) і ступеня радіоактивного забруднення по окремих радіоізотопах ( $K_i/\text{км}^2$ ) [8].

### Контрольні запитання

1. Дати характеристику використання нормативних показників якості ґрунту.
2. Дати характеристику оцінюванню рівня хімічного забруднення ґрунтів.
3. Проаналізувати оцінювання санітарного стану ґрунтів.
4. Дати характеристику застосування нормативів пестицидного забруднення ґрунтів.
5. Дати характеристику екологічної оцінки ґрунтів населених пунктів.

## РОЗДІЛ 6 НОРМУВАННЯ ІНГРЕДІЄНТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ

В організм людини з їжею надходять не тільки поживні речовини, а й сторонні хімічні речовини. З їжею надходить до 95% пестицидів, тоді як з водою - 4,7 і з атмосферним повітрям - 0,3%. Нітрати та нітроти до 70% в організм людини потрапляють найчастіше з продуктами рослинного походження, а решта - з водою та продуктами тваринного походження. Радіонукліди (приблизно до 94%) надходять з продуктами харчування, а решта - з водою та повітрям. Забруднення потрапляють у продукти харчування з некондиційної сировини з сільськогосподарської продукції, вирощеної за недосконалими технологіями. У разі використання недосліджених добрив (мінеральних чи органічних), нераціонального їх внесення чи зрошування угідь забрудненими стічними водами хімічні речовини в підвищеній кількості надходять у продукцію рослинництва й тваринництва, а з нею - в харчові продукти.

Продукція птахівництва та тваринництва забруднюється неапробованими кормами та різними кормовими добавками (консервантами, стимуляторами росту, лікувальними й профілактичними засобами тощо). Надходження полютантів може відбуватися з харчових добавок - консервантів, ароматизаторів, барвників, антиоксидантів та ін.

Шкідливі домішки можуть також потрапляти у харчові продукти з неякісної упаковки та утворюватись у результаті небажаних біохімічних і фізико-хімічних процесів під час транспортування та зберігання харчової продукції. До них належать токсиканти, що потрапили в продукти харчування з обладнання, посуду й тари при використанні неапробованих або недозволених пластмас та інших полімерних матеріалів.

Забруднення, що надходять з довкілля, характеризуються різною структурою і властивостями та здатністю до біокумуляції. До них належать канцерогенні багатоядерні ароматичні вуглеводні, бенз(а) пірси, антрацен та ін. Особливо шкідливі сполуки (переважно канцерогенні) можуть утворюватись внаслідок порушення технології термічної обробки. Токсикологічна класифікація речовин представлена в таблиці 6.1. Токсикологічна характеристика деяких важких металів подана нижче, а їх ГДК для продуктів харчування у додатку Д:

**1. Свинець (Pb)** - його присутність виявлена в будь-якому виді харчових продуктів, що випускаються в різних країнах. Картопля, капуста, огірки, томати, морква і цибуля, вирощені на ґрунтах з вмістом свинцю 220-480 мг/кг, містять його в 2-5 разів більше, ніж овочі, які виростили в тих же кліматичних умовах, але на ґрунті з меншим вмістом (18 мг/кг) зазначеного токсиканту. В організм людини (масою 70 кг) з харчовими продуктами в добу надходить в середньому 0,2-0,3 мг, а з водою - близько 0,02 мг свинцю. Як максимально допустиму кількість свинцю для дорослої

людини встановлена доза, рівна 3 мг в тиждень. Іони двовалентного свинцю утворюють міцні зв'язки із сульфгідрольними групами органічних речовин. Ця реакція викликає блокування SH-утримуючих ферментів. Стабільні сполуки двовалентного свинцю з нуклеотидами, особливо з цитидином. Свинець утворює також стабільні комплекси з карбоксильними і фосфатними групами біополімерів. Зазначені властивості лежать в основі токсичної дії сполук свинцю. Викликає ураження печінки, нирок, судин, статевих органів, центральної і периферичної нервової системи, церебральний параліч, викидні, анемії, паралічі, атрофію зорового нерва. **Летальна доза** для дорослої людини – 10 г/добу.

**2. Цинк (Zn)**, є біомікроелементом, що входить до складу 80 ферментів, які утримуються в організмі людини. Добова потреба в цинку дорослої людини складає 15 мг. У харчових продуктах вміст цинку складає, мг/кг: фрукти, овочі - 5; картопля, морква - 10; яйця - 15-20; зерно і горіхи - 25-30, борошно - 5-8. Більше всього цинку утримується в печінці і бобових. У варених овочах кількість цинку знижується на 30-70%. У біологічному середовищі іон цинку легко утворює комплекси з амінокислотами, пептидами і білками, а також з нуклеотидами, і його виявляють у РНК. Входить до складу гормону інсуліну, що приймає участь у вуглеводному обміні, а також у ряді багатьох важливих ферментів. Нестача цинку у дітей затримує ріст і статевий розвиток. При надлишку може викликати анемію, пухлини, інтоксикацію, набряк легень, ураження шкіри. **Летальна доза** для дорослої людини - 6 г/добу.

**3. Олово (Sn)**. Понад 50% його кількості, що добувається в усьому світі йде на виробництво олов'яних покриттів і припою. Відповідно до тимчасових гігієнічних нормативів допускається вміст олова у фруктах, соках і безалкогольних напоях близько 100 мг/кг, а в овочевих консервах більш 200 мг/кг. Підвищена концентрація олова в харчових продуктах може привести до гострого отруєння. Реакція людей на визначену кількість поглиненого олова може бути різною. Катіони олова взаємодіють з донорними групами білків. Іон двовалентного олова, як м'яка кислота Льюїса, міцно зв'язується з м'якою - SH-групою. Здійснює загальтоксичну дію. **Летальна доза** для дорослої людини - 2 г/добу.

**4. Кадмій (Cd)** - розчиняється в органічних кислотах і легко переходить у харчові продукти. З усіх важких металів, що забруднюють харчові продукти і напої, кадмій відноситься до найбільш небезпечних не тільки через високу токсичність, але й у зв'язку з його широким поширенням і застосуванням. До біомікроелементів кадмій не відноситься. При надходженні з харчовими продуктами організмом засвоюється 6-8% кадмію. Період напіввиведення останнього з організму складає 13-40 років. У харчових продуктах кадмій утримується, мкг/кг: у зернових - 28-35; картоплі - 12-50; капусті - 2-26; томатах - 10-30; салаті - 17-23; цукрі - 5-31. Дуже велику кількість кадмію містять гриби: 0,1-5,0 мг/кг. Токсична

дія кадмію, що надходить в організм із харчовим раціоном і питною водою, зв'язана з його фізіологічним антагонізмом до цинку. Викликає хвороби нирок і легень, рак підшлункової і передміхурової залози, цироз печінки, розпад кісткової тканини. Виявляє мутагенну і тератогенну дію. Має кумулятивні властивості. **Летальна доза** для дорослої людини - 1,5-9 г/добу.

Таблиця 6.1 – Токсикологічна класифікація речовин (Залеський І. І., Клименко М. О., 2005 р.)

Клас токсичності	LD <sub>50</sub> для людини, мг/кг маси	Середня смертельна доза	Приклади
Надтоксичні	Менше 0,01	Менше 1 краплі	Нервово-паралітичні газу, ботулінічний токсин, діоксин
Вкрай токсичні	Менше 5	Менше 7 крапель	Ціаністий калій, героїн, атропін, нікотин та ін.
Дуже токсичні	5-50	Від 7 крапель до 1 чайної ложки	Солі ртуті, морфій, кодеїн
Токсичні	50-500	Від 1 чайної ложки до 1 унції (28,35 г)	Солі свинцю, ДДТ, гідроксид натрію, сірчана кислота, кофеїн, тетрахлор вуглець
Помірно токсичні	500-5000	Від 1 унції до 1 пінти (0,473 л)	Метилловий спирт, ефір, фенобарбітал, амфетамін, керосин, аспірин
Малотоксичні	5000-15000	Від 1 пінти до 1 кварта (0,9463 л)	Етиловий спирт, мило

З метою запобігання утворенню шкідливих речовин та зменшення їх кількості в харчових продуктах слід чітко виконувати агротехнічні заходи і вимоги технологічних регламентів, що забезпечить вирощування якісної сировини та виготовлення з неї якісних харчових продуктів. Необхідно уникати утворення нових шкідливих речовин у процесі технологічної та кулінарної обробки й зберігання, не допускані змін харчової цінності, смаку, аромату та інших органолептичних властивостей продуктів харчування внаслідок дії сторонніх речовин.

Забруднення харчових продуктів зумовлюють харчові отруєння, які поділяють на бактеріальні, небактеріальні та мікотоксикози.

Бактеріальні отруєння - це токсикоінфекційні отруєння, спричинені мікроорганізмами групи сальмонел. Ці захворювання виникають у результаті споживання заражених мікробами м'ясних, молочних, рибних та рослинних продуктів, яєць качок та гусей тощо. До бактеріальних отруєнь належать також отруєння, спричинені стафілококами. Ці захворювання пов'язані зі вживанням недоброякісних продуктів (молока, сиру, консервів, кондитерських виробів, морозива тощо).

Небактеріальні отруєння пов'язані з потраплянням у харчові продукти хімічних отруйних речовин та радіонуклідів. Наприклад, пестициди потрапляють із сільськогосподарськими продуктами (зерном, овочами та фруктами), деякі важкі метали (свинець, мідь, цинк, ніколь, ртуть та ін.) можуть переходити в продукти харчування з посуду, пакувальної тари тощо.

Мікотоксикози - це отруєння, спричинені мікотоксинами, які потрапляють в організм з харчовими продуктами.

Під час розробки нормативів ГДК шкідливих речовин у харчових продуктах ( $ГДК_{xn}$ ) враховують дані токсикології та гігієнічного нормування цих речовин у повітрі, воді, ґрунті, а також інформацію про природний вміст різних хімічних елементів у харчових продуктах.

Гранично допустима концентрація (допустима залишкова кількість) шкідливої речовини у харчових продуктах - це концентрація шкідливої речовини, яка впродовж необмеженого часу (при щоденному впливі) не спричинює захворювань або відхилень у стані здоров'я людини.

Санітарно-гігієнічне нормування забрудненості харчових продуктів стосується головним чином пестицидів, важких металів та деяких аніонів (наприклад, нітратів). Необхідно відзначити, що при інтерференції результатів дослідження не можна використовувати  $ГДК_{xn}$  як стандарт, прийнятий для будь-яких об'єктів біоти. Наприклад, опис результатів дослідження накопичення сполук ртуті у тканинах птахів не може бути підставою для висновків про перевищення  $ГДК_{xn}$ .

Надмірна кількість нітратів у харчових продуктах становить велику небезпеку для здоров'я людини. Останнім часом доведено канцерогенну дію нітратів, особливо у разі тривалого і систематичного надходження їх в організм людини.

МОЗ України затверджено максимально допустимі рівні нітратів (МДР) у плодоовочевій продукції (табл. 6.2).

Харчові продукти з умістом нітратів вище за допустимі рівні реалізовувати не дозволяється. їх слід знищувати або, за наявності дозволу санітарно-ветеринарної служби, використовувати в якості корму для тварин. За вмісту нітратів вдвічі більше встановлених рівнів, санітарна служба може дозволити на використання таких продуктів для харчування людей у разі змішування їх з іншими незабрудненими продуктами (приготування салатів). Забруднені овочі слід споживати у відвареному вигляді, оскільки 50% нітратів переходить у відвар.

### **6.1 Нормативи пестицидного забруднення харчових продуктів**

За накопиченням у харчових продуктах пестициди поділяють на:

- з вираженою, помірною і слабо вираженою акумуляцією;



рослини з ґрунту (плоди, овочі); занесення пестицидів у період обробки на непередбачені площі та водойми; використання забрудненої води для повторного оброблення рослин; напування тварин забрудненою водою і використання для них кормів, забруднених пестицидами, та ін.

Ступінь шкідливості пестицидів визначається надходженням та рівнем вмісту їх у харчових продуктах. Залишкова кількість пестицидів у харчових продуктах зумовлена їхніми фізико-хімічними властивостями; розчинністю у воді, жирах; швидкістю та характером трансформації.

Пестициди можуть зберігатися у культурах від одного тижня до п'яти місяців. Деякі хлорорганічні речовини дуже стійкі, і їх знаходять у ґрунті та харчових продуктах через 4-12 років після застосування.

Хлорорганічні пестициди здебільшого використовують у сільському господарстві для боротьби зі шкідниками зернових, зернобобових, технічних і овочевих культур, плодівих дерев, виноградників. Ці пестициди дуже акумулятивні, тому тривале вживання продуктів харчування, що містять їх, є дуже небезпечним. Хлорорганічні сполуки (препарати) пошкоджують різні органи людини, особливо центральну нервову та ендокринну системи, печінку, нирки тощо.

У людей з гострим отруєнням виникають головний біль, запаморочення, втрата апетиту, нудота, інколи блювання, біль у животі, м'язах, підвищується температура.

Фосфорорганічні пестициди швидко розпадаються під впливом факторів зовнішнього природного середовища (сонячне світло, ультрафіолетове випромінювання, температура, кисле середовище), а в продуктах харчування руйнуються при проварюванні. Дотримуючи правил оброблення рослин і тварин та строків від моменту оброблення до збирання врожаю, отруїтися фосфорорганічними речовинами практично неможливо. Це може статися тільки у разі значного збільшення доз препарату під час оброблення та скорочення встановленого інтервалу між останнім обробленням рослин і тварин сильнодіючими препаратами і збиранням урожаю та забоєм тварин.

Найширше використовують фосфорорганічні препарати. Токсичність фосфорорганічних сполук зумовлена тим, що вони пригнічують діяльність ряду ферментів, і в крові накопичується ацетилхолін, що призводить до порушення функції центральної нервової та серцево-судинної систем.

Неорганічні препарати, до складу яких входить мідь, залізо, сірка, ртуть та ін., широко використовують для захисту рослин, садів, плодівих культур та овочів від хвороб.

З ртутьорганічних сполук використовують тільки гранозан, яким протравлюють зерно. Він стійкий, леткий, високотоксичний і діє на

білок тканин людського організму, внаслідок чого порушується обмін речовин у тканинах, змінюється стан центральної нервової системи, серця, судин та інших органів - можливі отруєння.

Сполуки, що містять мідь (сульфат міді або мідний купорос, бордоська рідина, купронафт, хлороксид міді) широко використовують для захисту садів, виноградників, плодових культур та овочів від шкідників і хвороб.

### **6.2 Санітарна оцінка продуктів тваринництва**

М'ясо залежно від наявності в ньому отруйних речовин і можливості використання в їжу поділяють на три групи. Санітарну оцінку м'яса на вміст цих речовин (при результатах бактеріологічного і біохімічного дослідження) наведено в табл. 6.3.

З молока, яке містить пестицидів більше, ніж це передбачено нормами, виробляють знежирений сир, кефір, сухе або згущене молоко. Вершки використовують тільки з технічною метою.

Забруднене понад норму пестицидами м'ясо в незначній кількості (до 20%) можна додавати до незабрудненої сировини під час приготування ковбасних виробів. Так само використовують рибу для виготовлення рибних та овочевих консервів.

Яйця, якщо в них виявлено пестицидів більше, ніж це передбачено нормами, використовують у кондитерському виробництві. М'ясо, рибу, яйця при виготовленні різних продуктів вводять з таким розрахунком, щоб готова продукція містила пестицидів не більше від максимально допустимих рівнів.

### **6.3 Нормування вмісту важких металів у харчових продуктах**

Вміст важких металів у харчових продуктах і продовольчій сировині не має перевищувати допустимі рівні, встановлені санітарними правилами та нормами (СанПіН), медично-біологічними вимогами і санітарними нормами якості продовольчої сировини й харчових продуктів № 5061-89.

Норми вмісту важких металів в харчових продуктах зазначені також у державних стандартах України.

Налічується близько 20 токсичних важких металів, але вони неоднаковою мірою токсичні. Їх поділяють на три класи небезпечності:

- перший клас (найнебезпечніший) - кадмій, ртуть, нікель, свинець, кобальт, миш'як, що мають виняткову токсичність;
- другий клас - мідь, цинк і марганець. Вони мають помірну токсичність;
- третій клас - інші токсичні важкі метали.

Харчові продукти і продовольчу сировину контролюють на вміст тільки кадмію, міді, ртуті, свинцю, цинку, олова, миш'яку і заліза. Норми вмісту цих перелічених важких металів у деяких харчових продуктах наведено в таблиці 6.4. Нормують вміст важких металів і в продуктах тваринного походження та питній воді.



Забруднення продуктів харчування важкими металами небезпечно тим, що вони виявляють високу токсичність у слідових кількостях та концентруються у живих організмах. Токсичність важкого металу зростає з ростом його атомної маси. При значних концентраціях вони можуть спричинити гострі отруєння людей і тварин.

Таблиця 6.3 – Санітарна оцінка м'яса

Отруйні речовини, наявність яких у м'ясі та субпродуктах не допускається	Гранично допустимі кількості отруйних речовин у 1 кг м'яса, мг	Отруйні речовини, з якими м'ясо допускається для використання на харчові цілі
Фосфорорганічні пестициди - метафос, тіофос, хлорофос, ДДВФ,	Свинцю - 0,5; кремній-фтористого натрію - 0,4; нітратйону - 100; ДДТ та його метаболітів і гексахлорцикло-гексану – до 0,005; атразину - 0,2; ролену - 0,3; метоксихлору - 14 мг.	Препарати фтору, солі цинку і міді, хлорид натрію, алкалоїди, кислоти і луки, газоподібні речовини (амоній, хлор, чадний газ, сірчистий ангідрид), карбамід, сапоніни, речовини фотодинамічної дії, що містяться в гречці, просі, люцерні, ціаногенні рослини, токсичні грибки, отруйні речовини куколю, молочаю, веху і рослин сімейства лютикових
Хлорорганічні сполуки - гептахлор, поліхлоркамфен; севин, ТМТД, цинеб, дикрезил, полікарбацил, байгон та ін.; динітроортокрезол, нітроген, гербіциди групи 2,4 Д	За отруєння м'яса нітрами з рівнем не вище 7-10 мг % м'ясо вимушено забитих тварин можна використовувати для виробництва варених ковбас	У всіх випадках внутрішні органи, у тому числі і кишково-шлунковий тракт, вим'я та мозок утилізуються
Хлорорганічні сполуки - гептахлор, поліхлоркамфен; севин, ТМТД, цинеб, дикрезил, полікарбацил, байгон та ін.; динітроортокрезол, нітроген, гербіциди групи 2,4 Д	За отруєння м'яса нітрами з рівнем не вище 7-10 мг % м'ясо вимушено забитих тварин можна використовувати для виробництва варених ковбас	У всіх випадках внутрішні органи, у тому числі і кишково-шлунковий тракт, вим'я та мозок утилізуються

Для кожного металу існує свій механізм токсичної дії, зумовлений конкуренцією між необхідними та токсичними властивостями за місцем зв'язку в білкових молекулах [6-9].

#### **6.4. Нормування забруднення харчових продуктів антибактеріальними речовинами**

Продовольчі товари тваринного походження забруднюються різноманітними антибактеріальними речовинами. Джерелом надходження їх в основному можна вважати різні кормові добавки, лікарські та хімічні препарати, що використовують для підвищення продуктивності сільськогосподарських тварин, профілактики захворювань, збереження доброякісності кормів. Найбільш поширеними є антибіотики, сульфаніламід, нітрофуран і гормональні препарати.

У харчових продуктах можуть зустрічатись антибіотики різних походжень: природні, антибіотики, що утворюються в процесі приготування продуктів, антибіотики лікувально-ветеринарних засобів і біостимуляторів, деякі види, що застосовують для консервування, та ін. Природні компоненти з антибіотичною дією містяться у цибулевих овочах, хроні, прянощах, ефірних оліях, багатьох фруктах, зернових культурах, меді, свіжовидоєному молоці та ін. Частину з них використовують у лікувально-профілактичному харчуванні та для консервування харчових продуктів. При цьому враховують їх безпечність, доступність, а часом і значну ефективність у поєднанні з комплексною дією у багатьох видах продовольчих товарів.

Під час мікробно-ферментативних процесів утворюються різні групи речовин з антибіотичною дією, які доволі широко застосовують у ветеринарії і тваринництві для профілактики та лікування багатьох захворювань, прискорення росту тварин, поліпшення якості кормів, їх збереження тощо.

Таблиця 6.4 – Гранично допустимі концентрації важких металів у харчових продуктах, мг/кг

Продукти	Важкі метали, мг/кг						
	кадмій	мідь	ртуть	свинець	цинк	олово	миш'як
1	2	3	4	5	6	7	8
Овочі й картопля свіжі та свіжоморожені	0,03	5	0,02	0,5	10	-	0,2
Фрукти і ягоди свіжі та свіжоморожені	0,03	5	0,02	0,4	10	-	0,2
Гриби свіжі й консервовані	0,1	10	0,05	0,5	20	-	0,2
Консерви овочеві в скляній, алюмінієвій	0,03	5	0,02	0,5	10	-	0,2

цільнотягнутій та металевій тарі							
Консерви овочеві у збірній металевій тарі	0,05	5	0,02	1	10	200	0,2
Консерви фруктовогідні та соки у скляній, алюмінієвій, цільнотягнутій металевій тарі	0,03	5	0,02	0,4	10	-	0,2
Консерви фруктовогідні та соки у збірній металевій тарі	0,05	5	0,02	1	10	200	0,2
Картопля, овочі сушені та концентровані (у перерахунку на сирі масу)	0,03	5	0,02	0,4	10	-	0,2
Консерви для дитячого харчування на ово-чевій та фруктовій основі	0,02	5	0,01	0,3	10	-	0,2
Овоче-молочні і плодово-молочні суміші	0,02	5	0,01	0,3	50	-	0,2

Антибіотики стимулюють окремі біохімічні процеси в організмі тварин, що призводить до поліпшення їх загального стану, прискорення росту, підвищення продуктивності, активізації захисних реакцій. Тому антибіотики використовують не тільки для лікування та профілактики багатьох інфекційних та незаразних хвороб, але й для стимулювання росту тварин, підвищення їх продуктивності.

Особливу групу становлять антибіотики, що призначені для стимулювання росту й підвищення продуктивності тварин і які не використовуються в лікувальній ветеринарній або медичній практиці. Крім безпечності та високої ефективності, ці препарати повинні мати такі властивості:

- не резорбціюватись або майже не резорбціюватись зі шлунково-кишкового тракту, що унеможливило потрапляння залишкових кількостей антибіотиків у харчові продукти тваринного походження;
- справляти антибактеріальну дію переважно на грампозитивну мікрофлору;
- не спричиняти перехресної резистентності мікроорганізмів до інших антибіотиків, які використовують для лікування.

За раціонального використання кормових антибіотиків в умовах правильної відгодівлі та утримання тварин підвищується приріст маси тіла,

знижуються затрати кормів на одиницю продукції і собівартість м'яса, скорочується період відгодівлі.

У більшості розвинених країн світу як ростостимулюючі препарати дозволено використовувати тільки антибіотики немедичного призначення, які не використовуються у ветеринарній практиці як лікувальні і профілактичні засоби. У корми дозволяється додавати препарати антибіотиків гризину і бацитрацину, що надходять на ферми тільки у складі преміксів, білково-вітамінних добавок, комбікормів і замінників незбираного молока.

Для виключення можливості потрапляння антибіотиків у продукти тваринництва використання їх при вирощуванні та відгодівлі сільськогосподарських тварин суворо регламентується. Не дозволяється додавати кормові антибіотики у корми коровам, племінним тваринам у племінних господарствах, а також курям-несучкам (крім препарату бацитрацину). Корми з антибіотиками виключають з раціону всіх тварин за 1-14 діб до забою залежно від виду антибіотика. При здаванні худоби на м'ясо у ветеринарному свідоцтві або довідці має бути вказано час виключення антибіотиків із раціону.

Близько половини виготовлених антибіотиків використовують у тваринництві. Вони здатні переходити в м'ясо, молоко, яйця птахів та інші продукти (табл. 6.5).

Систематичне накопичення антибіотиків у організмі людини призводить до порушення функціональних властивостей деяких органів.

Частина населення дуже чутлива до антибіотиків, що змінюють кишкову мікрофлору і внаслідок чого порушується синтез вітамінів та розмножуються патогенні мікроорганізми. Деякі антибіотики, особливо пеніцилін і тилозин, проявляють алергічну дію.

Таблиця 6.5 – Антибіотики у продуктах тваринництва

Види продуктів	Антибіотики	Спосіб введення	Концентрація, мкг на 1 кг або л
Яловичина	Пеніцилін	Внутрішньом'язовий	До 62
Продукти з яловичини: варене м'ясо, напівфабрикати, ковбаси	Пеніцилін	Те саме	До 31
Свинина	Пеніцилін Стрептоміцин	З кормами і водою	До 12 2100
Яловичина, свинина, телятина	Хлорамфенікол	Внутрішньом'язовий	До 7000
Печінка і нирки телят	Ампіцилін	Те саме	18700

Печінка і нирки телят	Неоміцин	-//-	3500
М'язи і органи птахів	Тетрациклін	-//-	25-5600
Молоко коров'яче	Пеніцилін Тетрациклін Стрептоміцин Новобіцин	З кормами і водою Внутрішньом'язовий	Сліди- 131 25-125 20-1000 45
Сметана, сир	Пеніцилін Стрептоміцин	Внутрішньом'язовий	0,6-6,6 1000
Яйця	Тетрациклін Ампіцилін Стрептоміцин Клопидол	З кормами і водою	350-1150 Сліди - 350 До 8000 30-70

Залишки антибіотиків у молоці можуть істотно погіршити технологічний процес виробництва сирів та деяких інших молочних продуктів. Вони пригнічують розвиток молочнокислих бактерій, порушують сичужне згортання молока, що негативно впливає на органолептичні показники і склад цих продуктів. Антибіотики, що знаходяться у молоці і молочних продуктах, можуть зумовити токсичну, тератогенну і мутагенну дію на організм людини.

### Контрольні запитання

1. Дати токсикологічну характеристику забруднювальним речовинам, які потрапляють до продуктів харчування.
2. Проаналізувати нормативи пестицидного забруднення харчових продуктів.
3. Дати характеристику санітарної оцінка продуктів тваринництва.
4. Пояснити нормування вмісту важких металів у харчових продуктах.
5. Дати характеристику нормування забруднення харчових продуктів антибактеріальними речовинами.

## **РОЗДІЛ 7 НОРМУВАННЯ ПОКАЗНИКІВ НАКОПИЧЕННЯ ВІДХОДІВ**

Лімітування розташування твердих промислових відходів (розробку проектів лімітів розташування) виконують на підставі «Тимчасових правил охорони навколишнього природного середовища від відходів виробництва і споживання».

### **7.1 Джерела утворення відходів та їх класифікація**

В Україні накопичено близько 20 млрд т виробничих відходів, їх переробка та утилізація є однією з актуальних проблем захисту довкілля від шкідливих речовин.

Усі види промислових відходів поділяють на тверді, рідкі та газоподібні. Тверді відходи класифікують за трьома категоріями: промислові, сільськогосподарські та відходи міського господарства (побутові). Основна маса твердих промислових відходів утворюється на підприємствах:

- гірничої та гірничо-хімічної промисловості (шлаки, відвали та ін.);
- чорної та кольорової металургії (шлаки, шлами, пил та ін.);
- металообробної промисловості (стружка, браковані вироби та ін.);
- лісової та деревообробної промисловості (лісозаготівельні відходи, відходи лісопиляння, деревостружкових, деревоволокнистих плит, шаруватих пластиків, карболітових, королітових плит, відходи клеїв, смол і лакофарбових матеріалів);
- енергетичного господарства - теплових електростанцій (зола, шлаки);
- хімічної та суміжних галузей промисловості (фосфогіпс, галіт, огарок, шлаки, шлами, цементний пил, відходи органічних виробництв: гума, пластмаси та ін.);
- харчової промисловості (кістки, шерсть та ін.);
- легкої промисловості (шмати тканини, шкіри, гуми, пластмас та ін.).

До рідких відходів належать осад стічних вод після їх обробки, а також шлами пилу мінерального та органічного походження в системах мокрого очищення газів.

Для повного використання відходів як вторинної сировини розроблено їх промислову класифікацію. Наприклад, лом і відходи металів за фізичними ознаками поділяють на класи, за хімічним складом - на групи та марки, за показниками якості - на сорти. Оскільки тверді відходи скидають на ґрунт контрольованих та неконтрольованих звалищ, полігонів тощо або захороняють у ґрунті, важливе значення мають показники нормативів гранично допустимих концентрацій токсичних речовин у ґрунті (ГДК<sub>г</sub>).

## 7.2. Показники накопичення відходів

ГДК хімічної речовини в орному шарі ґрунту - це кількість речовини, що не повинна спричиняти прямого або опосередкованого негативного впливу на ґрунт та інші компоненти довкілля, а найважливіше - на здоров'я людей. Водночас ГДК шкідливих речовин мають сприяти самоочищенню ґрунту. У разі відсутності ГДК<sub>г</sub> забрудненість оцінюють зіставленням вмісту хімічних речовин у забруднених (досліджуваних) і контрольних зразках ґрунту. Обґрунтовуючи ГДК<sub>г</sub>, орієнтуються на основні показники, визначають експериментально:

- МА - міграційний атмосферний показник шкідливості, що характеризує перехід хімічної речовини з органічного шару ґрунту в атмосферу, мг/м;

- МВ - міграційний водний показник шкідливості, що характеризує перехід хімічної речовини з орного шару ґрунту в ґрунтові та поверхневі води, мг/дм<sup>3</sup>;

- ТВ - транслокаційний водний показник, що характеризує перехід із орного шару ґрунту через кореневу систему в зелену масу та плоди рослин, мг/кг;

- ЗС - загальносанітарний показник шкідливості, що характеризує вплив хімічної речовини на самоочисну здатність ґрунту та ґрунтовий мікробіоценоз, мг/кг.

Значення ГДК. для різних хімічних речовин, що містяться в промислових відходах, наведено в табл. 7.4 [7-9, 13-20].

Таблиця 7.4 – Значення ГДК для різних хімічних речовин

Речовина	ГДК, мг/кг	Речовина	ГДК, мг/кг
Марганець	1500 за ЗС	Бромфос	0,4 за ТВ
Миш'як	2 за ЗС	Перхлоридвініл	0,5 за ТВ
Ртуть	2,1 за ЗС	Ізопропилбензол	0,5 за МА
Свинець	20 за ЗС	Фосфорооксид	200 за МА
Хром	0,05 за МВ	Формальдегід	7 за ЗС
Бенз(а)пирен	0,2 за ЗС		

Якщо ГДК. відоме, можна розрахувати клас небезпеки (токсичності) відходів. Згідно з методичними рекомендаціями для визначення токсичності промислових відходів їх поділяють на 4 класи токсичності:

I - надзвичайно небезпечні,

II - високонебезпечні,

III - помірно небезпечні,

IV - малонебезпечні.

Критерієм для визначення класу небезпеки відходів є індекс токсичності –  $K_i$ , що визначають за формулою

$$K_i = \frac{\text{ГДК}_i}{(k_p + g_b)}, \quad (7.1)$$

де  $\text{ГДК}_i$  - гранично допустима концентрація в ґрунті токсичної хімічної речовини, що міститься у відході;

$k_p$  - безрозмірний коефіцієнт, що характеризує розчинність речовини у воді;

$g_b$  - вміст цього компонента в загальній масі відходів.

Розрахувавши значення  $K_i$  для деяких компонентів відходів, вибирають 1-3 основних компоненти, що мають мінімальне значення  $K_i$ . Сумарний індекс токсичності (небезпеки)  $K_{\text{сум}}$  визначають за формулою

$$K_{\text{сум}} = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^n K_i, \quad (7.2)$$

де  $n$  - кількість компонентів,  $n < 3$ .

За відомими значенням  $K_{\text{сум}}$  встановлюють клас токсичності (табл. 7.5).

Таблиця 7.5 – Класи токсичності шкідливих речовин

Сумарний індекс токсичності $K_{\text{сум}}$	Клас токсичності (небезпеки)	Ступінь небезпеки
2	I	Надзвичайно небезпечні
2-16	II	Високонебезпечні
16,1-30	III	Помірно небезпечні
>30	IV	Малонебезпечні

Якщо для конкретних речовин відсутні дані ГДК у ґрунті, коефіцієнт  $K_i$  розраховують за формулою

$$K_i = \frac{\lg_{(ЛД_{50})i}}{(k_p + 0,1k_l + g_b)}, \quad (7.3)$$

де  $ЛД_{50}$  - середня летальна доза речовини залежно від маси тіла людини, мг/кг;  $k_l$  - коефіцієнт леткості цього компонента в частках одиниці (для  $\text{CCl}_4$   $R_{\text{нас}} = 112,2$  мм рт. ст., звідки  $k_l = 112,2 \cdot 760^{-1} = 0,15$ ).

Знаючи  $K_i$ , визначають  $K_{\text{сум}}$ .

У цьому випадку класам небезпеки відповідають такі значення  $K_i$ : I - менше 1,3; II - 1,2-3,3; III - 3,3-10; IV - понад 10.

За відсутності значень ГДК у ґрунті та  $ЛД_{50}$  для деяких речовин, що є компонентами відходів, і при наявності даних з ГДК речовин для повітря



робочої зони, а також відповідних класів небезпеки, користуються умовною величиною ЛД<sub>50</sub>.

Класи небезпеки речовин для повітря робочої зони та відповідні умовні величини ЛД<sub>50</sub> наведено в табл. 7.6.

Таблиця 7.6 – Класи небезпеки у повітрі робочої зони та умовні величини ЛД<sub>50</sub>

Клас небезпеки	Умовна величина ЛД <sub>50</sub>
I	15
II	150
III	5000

Проби ґрунту відбирають на ділянці площею 25 м<sup>2</sup> у 3-5 точках по діагоналі з глибини 0,25 м, а при визначенні впливу забруднень на ґрунтові води пробу беруть з глибини 0,75-2,0 м у кількості 0,2-1,0 кг.

Рівень накопичення відходів на території підприємства встановлюють за двома показниками:

- гранична кількість токсичних промислових відходів на території підприємства;
- гранично допустимий вміст токсичних сполук у промислових відходах.

Гранична кількість відходів на території підприємства - це така їх кількість, яку можна розмістити за умови, що можливе накопичення шкідливих речовин у повітрі не перевищує 30% ГДК у повітрі робочої зони, тобто ГДК. Граничну кількість визначають шляхом:

- вимірювання (визначення) вмісту токсичних речовин у повітрі з урахуванням ефекту сумачії;
- отримання середньозваженої концентрації ( $C_{сз}$ ) поділом її на відповідне значення 0,3 ГДК<sub>рз</sub>.

Якщо це відношення більше 1, тобто

$$\frac{C_{сз}}{0,3ГДК_{рз}} > 1, \quad (7.4)$$

то кількість відходів, що знаходяться на території, є граничною і їх необхідно негайно вилучити. Граничний вміст токсичних сполук у відходах визначає клас небезпечності цих відходів.

### **7.3 Методики визначення обсягів утворення відходів та розмірів відшкодування збитків**

#### **1. Основні поняття та роз'яснення**

**1.1 Ставки податку за розміщення окремих видів надзвичайно небезпечних відходів:**

1) обладнання та прилади, що містять ртуть, елементи з іонізуючим випромінюванням, – 506,44 гривні за одиницю;

2) люмінесцентні лампи - 8,81 гривні за одиницю.

**1.2 Ставки податку за розміщення відходів, які встановлюються залежно від класу безпеки відходів (таблиця 7.1).**

Таблиця 7.1 – Ставки податку за розміщення відходів залежно від класу безпеки та рівня небезпечності відходів

Клас безпеки відходів	Рівень небезпечності відходів	Ставка податку, гривень за 1 тону
I	надзвичайно небезпечні	822,52
II	високонебезпечні	29,96
III	помірно небезпечні	7,52
IV	малонебезпечні	2,93
	малонебезпечні нетоксичні відходи гірничодобувної промисловості	0,29

**1.3 За розміщення відходів, на які не встановлено клас безпеки, застосовується ставка податку, встановлена за розміщення відходів I класу безпеки.**

За розміщення відходів на звалищах, які не забезпечують повного виключення забруднення атмосферного повітря або водних об'єктів, ставки податку, зазначені у пунктах 1.1-1.3 збільшуються у три рази.

Коефіцієнт до ставок податку, який встановлюється залежно від місця (зони) розміщення відходів у навколишньому природному середовищі.

Місце (зона) розміщення відходів	Коефіцієнт
В адміністративних межах населеного пункту або на відстані менш як 3 км від таких меж	3
На відстані від 3 км і більше від адміністративних меж населеного пункту	1

**1.4 Ставки податку за утворення радіоактивних відходів (включаючи вже накопичені).**

Суми податку, який справляється за утворення радіоактивних відходів (включаючи вже накопичені), обчислюються платниками податку експлуатуючими організаціями (операторами) атомних електростанцій, включаючи експлуатуючі організації (оператори) дослідницьких реакторів, самостійно щокварталу на основі показників виробництва електричної енергії, ставки (проіндексованої ставки) податку, а також пропорційно обсягу та активності радіоактивних відходів виходячи з фактичного об'єму радіоактивних відходів, утворених за базовий податковий (звітний) період,

і з фактичного об'єму радіоактивних відходів, та коригуючого коефіцієнта за формулою [7, 20-24]:

$$AEC = O_n \times H + (p_{нс} \times C_{1нс} \times V_{1нс} + p_v \times C_{1в} \times V_{1в}) + 1/32 (p_{нс} \times C_{2нс} \times V_{2нс} + p_v \times C_{2в} \times V_{2в}),$$

де АЕС - сума податку, який справляється за утворення радіоактивних відходів (включаючи вже накопичені) експлуатуючими організаціями (операторами) атомних електростанцій, обчислена за базовий податковий (звітний) період гривень з копійками;

$O_n$  - фактичний обсяг електричної енергії, виробленої за базовий податковий (звітний) період експлуатуючими організаціями (операторами) атомних електростанцій, кВт·год (для дослідницьких реакторів дорівнює 0);

$H$  - проіндексована ставка податку, який справляється за електричну енергію, вироблену експлуатуючими організаціями (операторами) атомних електростанцій, що переглядається у разі потреби один раз на рік, гривень за 1 кВт·год;

1/32 - коефіцієнт реструктуризації податку за накопичені до 1 квітня 2009 року радіоактивні відходи (коефіцієнт діє з 1 квітня 2011 року до 1 квітня 2019 року, протягом іншого періоду дорівнює 0);

$p_v$  - коригуючий коефіцієнт для високоактивних відходів, наведений у таблиці 1.2;

$p_{нс}$  - коригуючий коефіцієнт для середньоактивних та низькоактивних відходів, наведений у таблиці 7.2;

$C_{1нс}$  - собівартість зберігання 1 куб. метра (1 куб. сантиметра радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання) низькоактивних і середньоактивних радіоактивних відходів, утворених їх виробниками за базовий податковий (звітний) період, гривень з копійками (таблиця 7.3);

$C_{1в}$  - собівартість зберігання 1 куб. метра (1 куб. сантиметра радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання) високоактивних радіоактивних відходів, утворених їх виробниками за базовий податковий (звітний) період, гривень з копійками (таблиця 1.3);

$C_{2нс}$  - собівартість зберігання 1 куб. метра (1 куб. сантиметра радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання) низькоактивних і середньоактивних радіоактивних відходів, накопичених їх виробниками до 1 квітня 2009 року, гривень з копійками (таблиця 7.3);

$C_{2в}$  - собівартість зберігання 1 куб. метра (1 куб. сантиметра радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого

випромінювання) високоактивних радіоактивних відходів, накопичених їх виробниками до 1 квітня 2009 року, гривень з копійками (таблиця 7.3);

V1нс - фактичний об'єм низькоактивних і середньоактивних радіоактивних відходів, прийнятих до сховища експлуатуючих організацій (операторів) атомних електростанцій за базовий податковий (звітний) період, куб. метрів (куб. сантиметрів - для радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання);

V1в - фактичний об'єм високоактивних радіоактивних відходів, прийнятих до сховища експлуатуючих організацій (операторів) атомних електростанцій за базовий податковий (звітний) період, куб. метрів (куб. сантиметрів - для радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання);

V2нс - фактичний об'єм низькоактивних і середньоактивних радіоактивних відходів, накопичених у сховищах експлуатуючих організацій (операторів) атомних електростанцій до 1 квітня 2009 року, куб. метрів (куб. сантиметрів - для радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання);

V2в - фактичний об'єм високоактивних радіоактивних відходів, накопичених у сховищах експлуатуючих організацій (операторів) атомних електростанцій до 1 квітня 2009 року, куб. метрів (куб. сантиметрів - для радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання).

Суми податку, який справляється за тимчасове зберігання радіоактивних відходів їх виробниками понад установлений особливими умовами ліцензії строк, обчислюються платниками податку-виробниками радіоактивних відходів самостійно щокварталу на підставі ставок (проіндексованих ставок) податку, пропорційно до строку зберігання таких відходів понад установлений строк за формулою:

$$S \text{ зберігання} = N \times V \times T \text{ зберігання},$$

де S зберігання - сума податку, який справляється за тимчасове зберігання радіоактивних відходів їх виробниками понад установлений особливими умовами ліцензії строк, обчислена за базовий податковий (звітний) період, календарний квартал, гривень з копійками;

N - ставка податку (проіндексована ставка податку, обчислена за формулою, наведеною у пункті 1.5 цього розділу), який справляється за тимчасове зберігання радіоактивних відходів їх виробниками понад установлений особливими умовами ліцензії строк;

V - фактичний об'єм радіоактивних відходів, які зберігаються у виробника таких відходів понад установлений особливими умовами ліцензії строк, куб. метрів (куб. сантиметрів - для радіоактивних відходів, представлених у вигляді джерел іонізуючого випромінювання);

Т зберігання - кількість повних календарних кварталів, протягом яких радіоактивні відходи зберігаються понад установлений особливими умовами ліцензії строк.

1.4.1. Ставка податку за утворення радіоактивних відходів виробниками електричної енергії – експлуатуючими організаціями ядерних установок (атомних електростанцій), включаючи вже накопичені, становить 0,0074 гривні у розрахунку на 1 кВт-год виробленої електричної енергії.

Коригуючий коефіцієнт, який встановлюється для експлуатуючих організацій ядерних установок (атомних електростанцій) залежно від активності радіоактивних відходів (таблиця 7.2).

Таблиця 7.2. – Значення коригуючого коефіцієнту

Категорія відходів	Коефіцієнт
Високоактивні	50
Середньоактивні та низькоактивні	2

Ставки податку за тимчасове зберігання радіоактивних відходів їх виробниками понад установлений особливими умовами ліцензії строк (таблиця 7.3).

Таблиця 7.3 – Ставки податку за тимчасове зберігання радіоактивних відходів.

Категорія відходів	Ставки податку за тимчасове зберігання радіоактивних відходів (крім відходів, представлених як джерела іонізуючого випромінювання), гривень за 1 куб. метр	Ставка податку за тимчасове зберігання радіоактивних відходів, представлених як джерела іонізуючого випромінювання, гривень за 1 куб. сантиметр
Високоактивні	352509,3	11750,51
Середньоактивні та низькоактивні	6580,17	2350,06

### 1.5 Індксація ставок податку

З 1 січня року, що настає проводиться індексація ставок податку за формулою:

$$H_{\sigma_i} = C\sigma \times dI,$$

де  $H_{\delta_i}$  - проіндексована ставка податку в поточному році, гривень з копійками (з округленням до двох десяткових знаків після коми) за 1 тонну (1 куб. метр, 1 куб. сантиметр, 1 кВт·год, одиницю);

Сб - базова ставка податку, гривень за 1 тонну (1 куб. метр, 1 куб. сантиметр, 1 кВт·год, одиницю);

дІ - добуток індексів споживчих цін (індексів інфляції) за попередні роки починаючи з року набрання чинності ПКУ, а для нововведених ставок податку - починаючи з року їх введення, десятковим дробом з точністю до чотирьох знаків;

І - індекс споживчих цін (індекс інфляції) встановленим законом України про Державний бюджет України на відповідний рік, у відсотках.

**1.6 Суми податку, який справляється за розміщення відходів (Прв),** обчислюються платниками самостійно виходячи з фактичних обсягів розміщення відходів, ставок (проіндексованих ставок) податку та коригуючих коефіцієнтів за формулою:

$$П_{PB} = \sum_{i=1}^n (M_{л_i} \cdot H_{\delta_i} \cdot K_T \cdot K_O)$$

де  $H_{\delta_i}$  - ставки (проіндексовані ставки) податку в поточному році за тонну і-того виду відходів, у гривнях з копійками (з округленням до двох десяткових знаків), які обчислюються за формулою, наведеною у пункті 1.5.

Млі - обсяг відходів і-того виду у тоннах (т);

Кт - коригуючий коефіцієнт, який враховує розташування місця розміщення відходів, наведено у пункті 1.3 цього розділу;

Ко - коригуючий коефіцієнт дорівнює 1, якщо забезпечується повна ізоляція відходів на звалищах від впливу на НПС, або дорівнює 3 у разі розміщення відходів на звалищах, які не забезпечують повного виключення забруднення атмосферного повітря, водних об'єктів і ґрунту.

### **7.3.1 Методика розрахунку об'ємів утворення відходів металообробки**

#### **Металева стружка (IV клас небезпеки).**

Кількість металевої стружки, що утвориться при обробці металу, визначається по формулі:

$$M = Q \cdot k_{стр} / 100, \text{ т/рік} \quad (7.1)$$

де: Q - кількість металу, що надходить на обробку, т/рік,

$k_{стр}$  – норматив утворення металевої стружки, %, (приблизно 10-15%, більш точно визначається за даними інвентаризації).

### Металовмісний пил (III клас небезпеки).

Наведено розрахунок кількості пилу для верстатів, обладнаних вентиляцією і пиловловлюваною установкою.

1. При наявності погодженого ГДВ кількість металовмісного пилу, що утвориться при роботі металообробних верстатів і збирається в бункері пиловловлюваного апарата, визначається за формулою:

$$M = M_{ГДВ} \cdot \eta / (1 - \eta), \text{ т/рік}$$

де:  $M_{ГДВ}$  – валовий викид металевого пилу за даними проекту ГДВ, т/рік,

$\eta$  - ступінь очищення в пиловловлюваному апараті (за даними проекту ГДВ), частки від 1 (0÷1).

2. При відсутності погодженого ГДВ кількість металовмісного пилу, що утвориться при роботі металообробних верстатів і збирається в бункері пиловловлюваного апарата, визначається за формулою:

$$M = \sum 3,6 \cdot K_i \cdot T_i \cdot \eta / (1 - \eta) \cdot 10^{-3}, \text{ т/рік} \quad (7.2)$$

де:  $K_i$  – питома виділення металевого пилу при роботі верстата і-го виду, г/с (таблиця 7.4);  $T_i$  – кількість годин роботи в рік верстата і-го виду, година/рік.

Підсумовування проводиться по всіх видах устаткування, від якого здійснюється відведення повітря в даний пиловловлюваний апарат.

Таблиця 7.4 – Еколого-технологічні характеристики верстатів

Найменування технологічної операції, вид оброблюваного матеріалу <sup>1</sup>	Найменування верстатного устаткування	Потужність головного двигуна, кВт	Питома виділення металевого пилу, г/с, $K_i$
1. Обробка різанням чавунних деталей без застосування ЗОР	Токарські верстати, у тому числі:		
	1.1 Токарські верстати й автомати малих і середніх розмірів	0,65-5,5	0,0063
	1.2 Токарські одношпиндельні автомати поздовжнього гостріння	0,65-5,5	0,00181
	1.3 Токарські багатошпиндельні напівавтомати	14,0-28,0	0,0097

	1.4 Токарські багато різцеві автомати	1,0-20,0	0,0097
	1.5 Токарно-гвинторізні верстати		0,0056
	1.6 Фрезерні верстати, у тому числі		0,0139
	1.6.1 Повздожно-фрезерні		0,0029
	1.6.2 Вертикально-фрезерні		0,0042
	1.6.3 Карусельно-фрезерні		0,0042
	1.6.4 Горизонтально-фрезерні		0,0167
	1.6.5. Фрезерні спеціальні		0,0057
	1.6.6 .Зубофрезерні	2,0-20,0	0,0011
	1.6.7 Барабанно-фрезерувальні	2,0-20,0	0,03
	1.7 Свердлильні верстати, у тому числі	1,0-10,0	0,0011
	1.7.1 Вертикально-свердлильні	1,0-10,0	0,0022
	1.7.2 Спеціально-свердлильні (глибоко свердління)	1,0-10,0	0,0083
	1.8. Розточувальні верстати, у тому числі	1,0-10,0	0,0021
	1.8.1 Вертикально-розточувальні й похило-розточувальні	1,0-10,0	0,0029
	1.8.2 Спеціально-розточувальні	1,0-10,0	0,0054
	1.9 Зубодовбильні верстати	0,65-0,7	0,0003
2. Комплексна обробка чавунних виробів	2.1 Верстати типу «обробний центр» зі ЧПУ мод. 2204ВМФ11 та інші.		0,0131
3. Обробка різанням бронзи й інших кольорових металів	3.1 Токарські		0,0025
	3.2 Фрезерні		0,0019
	3.3 Свердлильні		0,0004
	3.4 Розточувальні		0,0007
	3.5. Відрізні		0,014
	3.6 Кварцевальні		0,008
4. Обробка	4.1.Токарські		0,0001



різанням берилієвої бронзи	4.2. Фрезерні		0,000014
	4.3. Свердлильні		0,001
	4.4. Розточувальні		0,00003
5. Обробка різанням свинцевих бронз	5.1. Токарські		0,0008
	5.2. Фрезерні		0,0006
	5.3. Свердлильні		0,0012
	5.4. Розточувальні		0,0002
6. Обробка різанням алюмінієвих бронз	6.1. Токарські		0,00005
	6.2. Фрезерні		0,000022
	6.3. Свердлильні		0,000047
	6.4. Розточувальні		0,00008

<sup>1</sup> склад металевого пилю в залежності від виду оброблюваного матеріалу

### 7.3.2 Методика розрахунку об'ємів утворення відходів відпрацьованих елементів живлення

Відпрацьовані акумулятори і акумуляторні батареї можуть здаватися на переробку в зборі або в розібраному стані. Якщо акумулятори розбираються, то утворюються наступні види відходів: 1) лом кольорових металів (залежно від типу акумулятора), 2) пластмаса (пластмасовий корпус батареї), 3) осад від нейтралізації електроліту

Вага відпрацьованих акумуляторів з електролітом дорівнює:

$$M = \sum N_i \times m_i \times 10^{-3}$$

де:  $N_i$  – кількість використовуваних акумуляторів  $i$ -ої марки, шт./рік;  
 $m_i$  – вага одного акумулятора  $i$ -ої марки з електролітом (таблиця 7.5), кг.

Підсумовування здійснюється по всіх марках акумуляторів.

Вага відпрацьованих акумуляторних батарей без електроліту (I клас небезпеки) розраховується по формулі:

$$M = \sum N_i \times m_i^{be} \times 10^{-3} \text{ т/рік} \quad (7.3)$$

де:  $m_i^{be}$  – вага акумуляторної батареї  $i$ -го типу без електроліту (табл. 7.5), кг.

Кількість відпрацьованого електроліту (II клас небезпеки) визначається за формулою:

$$M = \sum N_i \times m_i^e \times 10^{-3}, \text{ т/рік}, \quad (7.4)$$

де:  $m_i^e$  – вага електроліту в акумуляторі  $i$ -ої марки (таблиця 7.5), кг;

$$m_i^e = V_i \times p; \text{ або } m_i^e = m_i - m_i^{be};$$

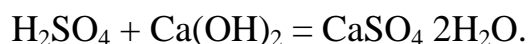
де:  $V_i$  – об'єм електроліту в акумуляторі  $i$ -ої марки, кг;

$p$  – густина електроліту, кг/л.

Підсумовування здійснюється по всіх марках акумуляторів.

Нейтралізація електроліту кислотних акумуляторів здійснюється гашеним або негашеним вапном.

Нейтралізація електроліту негашеним вапном відбувається за наступним рівнянням реакції:



Кількість осаду, що утвориться  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  відповідно до рівняння реакції дорівнює:

$$M_{\text{осад}} = 172 \times M_{\text{електроліту}} \times C/98, \text{ т};$$

де:  $M_{\text{електроліту}}$  – кількість відпрацьованого електроліту, т;

$C$  – масова частка сірчаної кислоти в електроліті,  $C = 0,35$ ;

172 – молекулярна вага кристалогідрату сульфату кальцію;

98 – молекулярна вага сірчаної кислоти.

Кількість вапна ( $M_{\text{вапна}}$ ), необхідного для нейтралізації електроліту розраховується за формулою:

$$M_{\text{вапна}} = 74 \times M_{\text{електроліт}} \times C / 98/P, \text{ т};$$

де: 74 – молекулярна вага гідроксиду кальцію;

$P$  – масова частка активної частини у вапні ( $P = 0,4-0,9$  залежно від марки і сорту вапна).

Кількість домішок вапна ( $M_{\text{домішок}}$ ), що перейшло в осад, становить:

$$M_{\text{домішок}} = M_{\text{вапна}} \times (1-P).$$

Вміст води в осаді розраховується по формулі:

$$M_{\text{води}} = M_{\text{електроліту}} \times (1-C).$$

Кількість вологого осаду (II клас небезпеки), що утвориться, з урахуванням домішок у вапні дорівнює:

$$M_{\text{осад вологий}} = M_{\text{осад}} + M_{\text{домішок}} + M_{\text{вода}}. \quad (7.5)$$

Вологість осаду дорівнює:

$$M_{\text{вода}} / M_{\text{осад вологий}} \times 100.$$

Таблиця 7.5 – Акумулятори і акумуляторні батареї (свинцеві)

Тип акумуляторів	Маса, кг		Експлуатаційний термін служби, $T_i$	Кількість зарядно-розрядних циклів, $k_i$
	Без електроліту, $m_i^{\text{бе}}$	з електролітом, $m_i$		
Акумулятори й акумуляторні батареї для мотоциклів і моторолерів				
1) 3МТ-8	1,4	1,8	2 роки	120
2) 3МТР-10	2,3	2,9	1 рік	100
3) 3МТ-12	3,6	4,0	2 роки	-
4) 3МТ-14А	2,0	2,5	1,5 року	-
5) 3МТ-8А	1,3	1,6	2 роки	-
Акумулятори й акумуляторні батареї стартерні				
6) 3СТ-215ЭМ	34,0	43,0	3 роки	100
7) 6СТК-150М	61,0	73,0	2 роки	-
8) 12-АСА-150	130,0	160,0	2,5 роки	-
9) 12-А-30	24,3	27,8	2 роки	-
10) 12-А-50	24,3	27,8	2 роки	-
11) 6СТ-182ЭМ	56,0	70,7	2 роки	-
12) 26ВН-440-02	889,2	1157,0	2 роки	-
13) 6СТ-55ЭМ	11,2	16,5	1,5 року	-
14) 6СТ-90ЭМ	28,3	35,7	-	-
15) 6СТ-132ЭМ	41,0	51,0	-	-
16) 6СТ-155ЭМ	23,1	9,2	-	-
17) 3СТ-215А	26,0	34,2	1 рік	-
18) 6СТ-105ЭМ	31,0	39,2	3 роки	-
19) 6СТК-135МС	53,0	68,0	2 роки	125
20) 6СТ-140Р	51,0	62,0	3 роки	120
21) 12СТ-70М	58,0	67,5	2 роки	80
22) 6СТ-55ЭМ	17,5	21,1	3 роки	-
23) 6СТ-75ЭМ	23,8	30,5	2 роки	-
24) 6СТ-60	19,5	25,0	1 рік	-
25) 6СТЭН-140М	52,5	62,0	3 роки	-
26) 6СТ-50А	12,5	16,7	2 роки	-
27) 6СТ-190А	45,0	60,0	2 роки	-
28) 3СТ-60ЭМ	12,0	14,8	-	-
29) 3СТ-70ПМС	15,0	18,2	-	-
30) 3СТ-84ПМС	17,2	20,6	-	-
31) 3СТ-95	17,5	21,7	-	-
32) 3СТ-98ПМС	19,4	23,8	-	-

33) 3CT-110	19,5	24,4	-	-
34) 3CT-135ЭМ	23,0	29,0	-	-
35) 3CT-150	24,0	20,1	-	-
36) 3CT-150ЭМ	21,1	27,2	-	-
37) 3CT-155ЭМ	22,7	28,8	-	-
38) 6CT-42ЭМ	15,5	19,3	-	-
39) 6CT-45	16,0	19,8	-	-
40) 6CT-45ЭМ	16,0	19,8	-	-
41) 6CT-50ЭМ	15,9	20,8	-	-
42) 6CT-54ЭМ	19,3	24,1	-	-
43) 6CT-55	17,0	21,8	-	-
44) 6CT-60ЭМ	19,2	24,7	-	-
45) 6CT-66	13,3	19,0	-	-
46) 6CT-68ЭМС	24,5	30,7	-	-
47) 6CT-75	25,0	31,3	-	-
48) 6CT-75ТМ	21,7	28,1	-	-
49) 6CT-75А	19,5	25,4	-	-
50) 6CT-77А	15,2	22,1	-	-
51) 6CT-78	28,0	35,6	-	-
52) 6CT-81ЭМС	28,0	35,6	-	-
53) 6CT-90	28,5	36,1	-	-
54) 6CT-95ЭМС	33,0	41,1	-	-
55) 6CT-105	31,0	39,9	-	-
56) 6CT-105ЭМС	37,3	46,2	-	-
57) 6CT-110А	23,3	32,5	-	-
58) 6CT-120ЭМС	41,3	51,5	-	-
59) 6CT-128	42,0	58,0	-	-
60) 6CT-132	41,0	51,2	-	-
61) 6CT-165ЭМС	56,5	70,6	-	-
62) 6CT-182	60,0	74,6	-	-
63) 6TCT-182	55,5	76,4	-	-
64) 6CT-190	58,0	73,2	-	-
65) 6CT-190ТМ	56,1	70,6	-	-

### 7.3.3 Методика розрахунку обсягів утворення відходів відпрацьованих люмінесцентних ламп

Розрахунок кількості відпрацьованих люмінесцентних ламп проводиться за формулою:

$$N = \sum n_i \times T_i \times t_i / k_i \text{ шт./рік.} \quad (7.6)$$

Вага відходів, що утворюються визначається за формулою:

$$M = N \times m_i \text{ т/рік.} \quad (7.7)$$

де:  $n_i$  – кількість встановлених ламп  $i$ -тої марки, шт.

$T_i$  – кількість робочих днів у році;

$t_i$  – середній час роботи однієї лампи  $i$ -тої марки протягом доби, годин;

$k_i$  – експлуатаційний термін служби ламп  $i$ -тої марки лампи (табл.7.6), годин;

$m_i$  – вага однієї лампи  $i$ -тої марки (табл.7.6), грамах.

Усереднений склад ртутьвмісних ламп: скло (IV клас небезпеки) – 92 %; ртуть (I клас небезпеки) – 0,02 %; інші метали (IV клас небезпеки) – 2 %; інші матеріали (III клас небезпеки) – 5,98 %.

Таблиця 7.6 – Вихідні дані ламп (для розрахунку)

№ п/п	Тип лампи	Експлуатаційний термін служби ламп, годин, $k_i$	Вага лампи, грам, $m_i$	Примітка
1.	ЛБ 4	6000	25	Лампи розрядні низького тиску люмінесцентні (ртутьвмісні)
2.	ЛБ 4-2	6000	24	
3.	ЛБ 6	7500	32	
4.	ЛБ 6-2	6000	32	
5.	ЛБ 8	7500	40	
6.	ЛБ 8-5	6000	38	
7.	ЛБ 13	7500	75	
8.	ЛБ 13-2	6000	68	
9.	ЛБ 15-1	15000	118	
10.	ЛБ 15-Э	15000	118	
11.	ЛБ 18-1	12000	110	
12.	ЛБ 18-Э	12000	110	
13.	ЛБ 20--1	15000	170	
14.	ЛБ 20-2	15000	170	
15.	ЛБ 20-Э	15000	170	
16.	ЛБ 30-1	15000	190	
17.	ЛБ 30-Э	15000	190	
18.	ЛБ 36	12000	210	
19.	ЛБ 36-Э	12000	210	
20.	ЛБ 30-1Э	12000	210	
21.	ЛБ 40	12000	210	
22.	ЛБ 40-1	15000	320	
23.	ЛБ 40-1Ж	4000	320	
24.	ЛБ 40-Э	15000	320	
25.	ЛБ 40-1Э	15000	320	
26.	ЛБ 58	12000	290	
27.	ЛБ 65	12000	290	

28.	ЛБ 65-1	15000	450
29.	ЛБ 80	12000	450
30.	ЛБ 80-1	12000	450
31.	ЛБА 40-1	13000	320
32.	ЛБЕ 10	6000	70
33.	ЛБЕ 15	6000	100
34.	ЛБК 22	7500	205
35.	ЛБК 32	7500	300
36.	ЛБК 40	7500	405
37.	ЛБР 3	1000	20
38.	ЛБР 4	1000	25
39.	ЛБР 4-2	1000	25
40.	ЛБР 20	7500	175
41.	ЛБР 40	11000	330
42.	ЛБР 65	11000	390
43.	ЛБР 80	11000	390
44.	ЛБС 20	12000	175
45.	ЛБС 40	12000	340
46.	ЛБУФ 36	10000	240
47.	ЛБЦТ 36	15000	210
48.	ЛБЦТ 40	13000	320
49.	ЛБ U8B3	7500	50
50.	ЛБ U30	15000	300
51.	ЛГ 20	7500	170
52.	ЛГ 40	10000	320
53.	ЛД 16	15000	118
54.	ЛД 20	13000	170
55.	ЛД 30	15000	190
56.	ЛД 40	15000	320
57.	ЛД 40-1	15000	320
58.	ЛД 65	13000	450
59.	ЛД 80	12000	450
60.	ЛД 80-1	12000	450
61.	ЛДС 20	12000	175
62.	ЛДС 40	12000	340
63.	ЛДЦ 15-1	15000	118
64.	ЛДЦ 15-Э	15000	118
65.	ЛДЦ 18	12000	110
66.	ЛДЦ 18-Э	12000	110
67.	ЛДЦ 20	13000	170
68.	ЛДЦ 20-Э	13000	170
69.	ЛДЦ 30-1	15000	190
70.	ЛДЦ 30-1Э	15000	190
71.	ЛДЦ 36	15000	210
72.	ЛДЦ 36-Э	12000	210
73.	ЛДЦ 36-1Э	12000	210
74.	ЛДЦ 40-1	15000	320

75.	ЛДЦ 40-Э	15000	323
76.	ЛДЦ 40-1Э	15000	320
77.	ЛДЦ 65	13000	450
78.	ЛДЦ 80	12000	450
79.	ЛДЦА 40-1	13000	320
80.	ЛДЦС 20	12000	175
81.	ЛДЦС 40	12000	340
82.	ЛДЦУФ 40	13000	400
83.	ЛЕЦ 8	7500	40
84.	ЛЕЦ 13	7500	70
85.	ЛЕЦ 16	7500	150
86.	ЛЕЦ 18	12000	110
87.	ЛЕЦ 18-Э	12000	110
88.	ЛЕЦ 20	13000	130
89.	ЛЕЦ 20-1	13000	170
90.	ЛЕЦ 36	12000	210
91.	ЛЕЦ 36-Э	12000	210
92.	ЛЕЦ 40-1	13000	320
93.	ЛЕЦ 40И	7500	170
94.	ЛЕЦ 58	12000	290
95.	ЛЕЦ 60И	10000	320
96.	ЛЕЦ 65	13000	450
97.	ЛЕЦ U22	7500	180
98.	ЛЕЦ U30	15000	300
99.	ЛЕЦК 22	7500	205
100.	ЛЖ 40	10000	320
101.	ЛЗ 40	10000	320
102.	ЛК 40	10000	320
103.	ЛР 40	10000	320
104.	ЛР 40-1	15000	320
105.	ЛС 15	15000	120
106.	ЛС 30	15000	200
107.	ЛТБ 15	15000	118
108.	ЛТБ 20	13000	170
109.	ЛТБ 30	15000	190
110.	ЛТБ 40-1	15000	320
111.	ЛТБ 65	13000	450
112.	ЛТБ 80	12000	450
113.	ЛТБ 40БЗ	7000	325
114.	ЛТБ 40БЗ-1	7000	325
115.	ЛТБС 20	12000	175
116.	ЛТБС 40	12000	340

### 7.3.4 Методи розрахунку обсягів утворення деревних відходів Кускові відходи деревини.

Кількість кускових відходів деревини (IV клас небезпеки), що утворюються в процесі деревообробки, визначається за формулою:

$$M = V \times p \times C / 100, \text{ т/рік} \quad (7.8)$$

де:  $V$  – об'єм оброблюваної деревини в рік, м<sup>3</sup>;

$p$  – щільність деревини (таблиця 7.7), т/м<sup>3</sup> (застосовується залежно від виду деревини);

$C$  – кількість кускових відходів деревини від витрати сировини (таблиця 1.8), % (застосовується залежно від виду продукції).

Об'єм кускових відходів деревини, що утворюються, визначається по формулі:

$$V_k = M_k / p \times k, \text{ м}^3/\text{рік},$$

де:  $M_k$  – кількість кускових відходів, що утворюються, т/рік;

$k$  – коефіцієнт повнодеревності кускових відходів (відрізків пиломатеріалів),  $k = 0,57$ .

### Стружки і деревний пил.

Кількість деревної стружки (IV клас небезпеки) і пилу (III клас небезпеки), при відсутності пиловловлюваного обладнання, визначається за формулою:

$$M_{\text{ст.пил}} = M_{\text{ст}} + M_{\text{пил}} = V \times p \times C_{\text{ст}}/100 + V \times p \times C_{\text{пил}}/100, \text{ т/р}, \quad (7.9)$$

де:  $M_{\text{ст}}$  – кількість відходів стружки, т/рік;

$M_{\text{пил}}$  – кількість відходів пилу, т/рік;

$V$  – об'єм оброблюваної деревини в рік, м<sup>3</sup>;

$p$  – щільність деревини, т/м<sup>3</sup> (застосовується залежно від виду деревини);

$C_{\text{ст}}$  – кількість відходів стружок від витрати сировини (таблиця 7.8), % (застосовується залежно від виду продукції);

$C_{\text{пил}}$  – кількість відходів пилу від витрати сировини (таблиця 7.8), % (застосовується залежно від виду продукції).

Об'єм стружки і пилу визначається по формулі:

$$V_{\text{ст.пил}} = M_{\text{ст}} / p \times k_{\text{ст}} + M_{\text{пил}} / p \times k_{\text{пил}}, \text{ м}^3/\text{рік},$$

де:  $k_{\text{ст}}$  – коефіцієнт повнодеревності стружки,  $k = 0,11$ ;

$k_{\text{оп}}$  – коефіцієнт повнодеревності пилу,  $k = 0,28$ .

Кількість деревної стружки і пилу, при наявності пиловловлюваного обладнання, визначається по формулі:



$$\text{Мст.пил} = [V_{\text{ст.пил}} \times p \times (C_{\text{ст}} + S_{\text{пил}}) / 100] \times [(1 - 0,9) \times K_{\text{п}} / 100 \times (1 - \eta)], \text{ т/рік}, \quad (7.10)$$

де: 0,9 – коефіцієнт ефективності місцевих пиломоків.

$K_{\text{п}}$  – коефіцієнт вмісту пилу у відходах залежно від способу механічної обробки деревини (таблиця 7.9) (пиляння, стругання, шліфування і т.п.), %;

$\eta$  - коефіцієнт ефективності пиловловлюваного устаткування, у частках 1 (0-1).

Таблиця 7.7 – Показники щільності деревини

№ п/п	Вид деревини	Щільність деревини, $\rho$ , т/м <sup>3</sup>			
		Суха	Транспортна вологість	Напівсуха	Сира
1.	Фанера і ДСП	0,8	0,8	-	-
2.	Береза	0,65	0,67	0,69	0,88
3.	Бук	0,65	0,67	0,69	0,88
4.	Дуб	0,72	0,75	0,78	0,99
5.	Ялина	0,45	0,47	0,52	0,71
6.	Кедр	0,44	0,46	0,51	0,70
7.	Модрина	0,67	0,69	0,77	1,04
8.	Липа	0,50	0,52	0,58	0,75
9.	Вільха	0,52	0,54	0,61	0,78
10.	Осіка	0,50	0,52	0,58	0,75
11.	Ялиця європейська	0,45	0,47	0,52	0,71
12.	Ялиця сибірська	0,37	0,38	0,43	0,59
13.	Сосна	0,51	0,53	0,59	0,81
14.	Ясен	0,70	0,73	0,76	0,96

При розрахунку ваги деревини середньорічна вологість пиломатеріалів приймається: сухих матеріалів - 15%; Напівсухих матеріалів: хвойних і м'яколистяних порід - 40%; твердолистяних порід - 30%; сирих матеріалів: хвойних порід - 90%; м'яколистяних порід - 80%; твердолистяних порід - 60%; транспортна вологість всіх порід - 22%.

Таблиця 7.8 – Відходи деревообробки

Вид виробництва	Вид сировини	Кількість відходів, % від об'єму сировини		
		Кускові, С	Стружки, $C_{\text{ст}}$	Пил, $C_{\text{пил}}$
1	2	3	4	5
1) Шпалопиляння	Шпальний кряж	12,5	-	9,8
2) Ящиківі комплекти із круглих пиломатеріалів	Тарний кряж	26,5	1,4	18,0
	Сировина для технологічної переробки	42,0	1,0	20,0

3) Ящикові комплекти з неструганих пиломатеріалів	Пиломатеріали хвойних порід	16,0	-	10,0
4) Ящикові комплекти зі струганих пиломатеріалів		16,0	11,0	10,0
Середнє по хвойних породах		16,0	2,0	10,0
5) Ящикові комплекти з неструганих пиломатеріалів	Пиломатеріали листяних порід (включаючи березу)	20,0	-	12,0
6) Ящикові комплекти зі струганих пиломатеріалів		20,0	10,0	12,0
Середнє по листяних породах		20,0	2,0	12,0
7) Середнє по пиломатеріалах змішаних порід і видам ящикових комплектів		18,0	2,0	11,0
8) Заготівлі для клепки	Круглий ліс	21,5	-	18,0
	Заготівлі для клепки	10,0	20,0	3,0
9) Сірникове	Круглий ліс	15,0	41,0	2,0
10) Лижне		36,5	18,0	11,0
<b>ДОМОБУДІВНИЦТВО</b>				
11) Стандартні будинки	Пиломатеріали	13,0	4,0	4,0
12) Комплекти деталей для стандартних будинків		13,0	14,0	4,0
13) Віконні й дверні блоки		22,0	10,0	7,0
14) Дошки підлоги		5,0	20,0	2,0
15) Лиштви		5,0	36,0	3,0
16) Плінтуси		5,0	30,0	3,0
<b>МАШИНОБУДУВАННЯ (стругання заготовок для:)</b>				
17) Автобудування	Пиломатеріали	23,0	15,0	2,0
18) Вагонобудування		19,0	19,0	3,0
19) с/г машинобудування		35,0	20,0	3,0
<b>МЕБЛЕВЕ ВИРОБНИЦТВО</b>				
20) Чорнові меблеві заготівлі (ЧМЗ)	Пиломатеріали, заготівлі	30,0	17,0	6,5
	Пиломатеріали хвойних порід	25,0	-	9,0
	Пиломатеріали твердолистяних порід і берези	41,0	-	7,0
21) Чисті меблеві заготівлі	ЧМЗ хвойних порід	8,2	22,0	0,6
	ЧМЗ твердолистяних порід	10,5	28,8	1,2
	Пиломатеріали хвойних порід	28,5	15,0	9,5
	Пиломатеріали твердолистяних порід і берези	46,5	15,0	7,5
22) Деталі й заготівлі	Деревні плити, фанера	15,0	-	1,5

	Стругання шпону	-	43,0	1,0
	Лущення шпону	-	48,0	1,0
	Круглий ліс	15,0	32,0	4,0
23) Паркетна фріза, паркет штучний, паркетні щити	Пиломатеріали твердолистяних порід і берези	41,0	13,0	8,0
	Паркетна фріза	4,0	24,0	2,0

Таблиця 7.9 - Коефіцієнт вмісту пилу у відходах

Найменування верстатів		Коефіцієнт вмісту пилу у відходах, % Кп
Круглопилільні верстати		
1)	Прирізний верстат ПДК-4	36
2)	Подільно-рейковий ПР-2	36
3)	Прирізний багатопилільний ПМР-1	36
4)	Торцювальний ПІВ-2	36
5)	Торцювальний ЦПА	35
6)	Кінцевирівнювач двопилільний Ц2ДО12	34
Верстати формативні чотирьохпилільні з головками ЦФ-2		
7)	СР-6	12,5
8)	СР-12	12,5
9)	СР-18	12,5
Рейсмусові однобічні верстати		
10)	СР-3	12,5
Рейсмусові двосторонні верстати		
11)	32Р8	12,5
12)	32Р12	12,5
13)	32Р16	12,5
Чотирибічні стругальні верстати		
14)	СК-15	12,5
Стрічковопилільні верстати		
15)	Стрічковопилільний детальний ЛД-140	34,0
16)	Стрічковопилільний столярний ЛС-80	34,0
Стругальні верстати		
17)	Фуговальні з ручною подачею СФ-3, СФ-4, СФ-6	12,5
18)	Фуговальні з механічною подачею СФА-4, СФА-6	12,5
Свердлильні й довбальні верстати		
19)	Свердлильний вертикальний з автоподачею СВА	18,0
20)	Свердлильний горизонтальний СВПА	18,0
21)	Цепнодовбильний ДЦА-2	18,0
Шліфувальні верстати		
22)	Зі зведеною стрічкою ШлСП	90,0
23)	Стрічковий з нерухомим столом ШлНС	90,0
24)	З диском і бобіною ШлДБ	90,0
25)	Із двома дисками Шл2Д	90,0
26)	Трициліндрові Шл3Ц-3 і Шл3СВ	90,0
27)	316-4	12,5

28) 316-5	12,5
29) СП-30	12,5
30) С-26	12,5
Фрезерні верстати	
31) Ф-4	12,0
32) Ф-5	12,0
33) Ф-6	12,0
34) Фрезерний з автоподачею ФА-4	12,0
35) Карусільно-фрезерний Ф1ДО	12,0
Шипорізні верстати	
36) Однобічний рамний ШО-6	16,0
37) Однобічний рамний ШО-10	16,0
38) Шипорізний рамний ШД-10	16,0
Універсальні круглопилі верстати	
39) З6	30,0
40) УП	30,0

### 7.3.5 Методика розрахунку об'ємів утворення відходів, що утворюються при використанні лакофарбових матеріалів

В результаті проведення робіт з фарбування виробів утворюються бочки з під розчинника, бляшані банки з під фарби, ємності з під лакофарбових матеріалів, фільтри з лакофарбовими матеріалами, шлам гідрофільтрів і т.д.

#### Тара.

Кількість відходів тари визначається за формулою:

$$P = \sum Q_i/M_i \times m_i \times 10^{-3}$$

де:  $Q_i$  – витрата сировини  $i$ -го виду, кг ;

$M_i$  – вага сировини  $i$ -го виду в упакуванні, кг;

$m_i$  – вага порожнього упакування з під сировини  $i$ -го виду, кг.

#### Шлам гідро фільтрів (II клас небезпеки).

Кількість шламу, що видаляється з ванн гідрофільтрів фарбувальних камер, визначається за формулою:

$$M = m_k \times \delta_a \times (1-f_a) \times \text{кг}/(1-B), \quad (7.11)$$

де:  $m_k$  – витрата фарби, використовувана для покриття, т/рік;

$\delta_a$  – частка фарби, загублена у вигляді аерозолу (таблиця 7.10), %/100;

$f_a$  – частка летучої частини (розчинника) у лакофарбових матеріалах (таблиця 7.11), %/100;

$\text{кг}$  – коефіцієнт очищення повітря в гідрофільтрі, %/100.

Приймається по паспорту на гідрофільтр (0,86-0,97),  
 В – вологість шламу, що видаляється з ванни гідрофільтру, %/100.  
 Зазвичай приймається  $V = 0,6-0,7$ .

### Фільтри з лакофарбовими матеріалами (III клас небезпеки).

Кількість фільтрів з лакофарбовими матеріалами визначається по формулі:

$$M = M_{\text{фм}} + [m_k \times \delta_a \times (1-f_a) \times k_{\text{ф}} / (1-V)],$$

де:  $M_{\text{фм}}$  – витрата фільтрувального матеріалу, т/рік;

$k_{\text{ф}}$  – коефіцієнт очищення повітря фільтруючим елементом, т/рік.

Приймається за паспортом на очисне обладнання.

Таблиця 7.10 - Частка фарби, загублена у вигляді аерозолі

№ п/п	Спосіб фарбування	Частка фарби, загублена у вигляді аерозолі, %/100 ( $\delta_a$ )
1.	Пневматичний	0,3
2.	Безповітряний	0,025
3.	Гідроелектростатичний	0,01
4.	Пневмоелектростатичний	0,035
5.	Електростатичний	0,003
6.	Гаряче розпилення	0,2

При зануренні, струминному обливі, електроосаженні і покритті лаком у лаконаливних машинах виділення аерозолі не відбувається.

Таблиця 7.11 – Частка летючої частини (розчинника) у лакофарбових матеріалах

Спосіб фарбування	Марка лакофарбових матеріалів	Частка летючої частини (розчинника) у лакофарбових матеріалах ( $f_a$ )
Шпаклівки	1) ПФ-02	0,25
	2) НЦ-007	0,35
	3) НЦ-008	0,7
	4) НЦ-173	0,969
	5) ЭП-0010	0,1
	6) ХВ-005	0,67
	7) МЧ-0054	0,11
Ґрунтовки	8) АК-070	0,86
	9) ГФ-017	0,51
	10) ГФ-021	0,45
	11) ГФ-119	0,47
	12) ГФ-030	0,2475
	13) ВЛ-02	0,79
	14) ВЛ-023	0,74

	15) НЦ-0135	0,63
	16) НЦ-0140	0,8
	17) НЦ-0205	0,61
	18) ПФ-002	0,35
	19) ПФ-020	0,43
	20) ФЛ-087	0,47
	21) ХС-010	0,67
	22) ХС-059	0,64
	23) ХС-068	0,69
	24) МЛ-029	0,4
	25) МЧ-0054	0,11
Емалі	26) АС-182	0,47
	27) АК-194	0,72
	28) АК-1102	0,805
	29) ГФ-92	0,51
	30) ГФ-92ГМ	0,45
	31) ГФ-92ГС	0,43
	32) ГФ-92ХС	0,44
	33) ГФ-820	0,5
	34) МЛ-12	0,495
	35) МЛ-152	0,57
	36) МЛ-158	0,158
	37) МЛ-165	0,51
	38) МЛ-197	0,49
	39) МЛ-242	0,44
	40) МЛ-279	0,5
	41) МЛ-283	0,45
	42) МЛ-629	0,44
	43) МЛ-1156	0,49
	44) МС-17	0,57
	45) МС-160	0,57
	46) МС-226	0,5
	47) НЦ-1125	0,6
	48) ПФ-115	0,45
	49) ПФ-133	0,5
	50) ПФ-167	0,4
	51) ПФ-188	0,445
	52) ПФ-218ГС	0,275
	53) ПФ-283	0,5
	54) ПФ-837	0,53
	55) ПФ-1105	0,39
	56) ПФ-1189	0,47
	57) ПФ-1126	0,57
	58) ПЭ-220	0,35
	59) ПЭ-232	0,35
	60) ПЭ-250	0,35
	61) ПЭ-250ПМ	0,43

	62) ПЭ-250М	0,43
	63) ПЭ-251Б	0,25
	64) ПЭ-251	0,25
	65) ПЭ247	0,4
	66) ПЭ-246	0,08
	67) ПЭ-265	0,08
	68) В-ПЭ-1179	0,74
	69) ПЭ-276	0,095
	70) ЭП-51	0,765
	71) ЭП-140	0,535
	72) ЭП-148	0,35
	73) ЭП-255	0,365
	74) ЭП-525	0,29
	75) ЭП-773	0,38
	76) ЭП-1236	0,59
	77) ХВ-16	0,785
	78) ХВ-110	0,615
	79) ДО-811	0,645
	80) ДО-822	0,65
	81) ДО-935	0,3
	82) ХС-119	0,685
	83) ХС-119Е	0,685
	84) ХС-75В	0,685
	85) ХС759	0,69
	86) ФЛ-5233	0,875
	87) ВЛ-515	0,72
Лаки	88) АК-113	0,93
	89) АК-113Ф	0,91
	90) БТ-99	0,56
	91) БТ-577	0,63
	92) БТ-985	0,6
	93) БТ-987	0,6
	94) БТ-988	0,6
	95) ГФ-92	0,455
	96) ГФ-95	0,51
	97) КФ-965	0,65
	98) ЛБС-1	0,45
	99) ЛБС-21	0,32
	100) МЛ-92	0,475
	101) МЛ-133	0,55
	102) МЧ-52	0,3876
	103) НЦ-211	0,76
	104) НЦ-218	0,7
	105) НЦ-222	0,831
	106) НЦ-223	0,78
	107) НЦ-224	0,670,75
	108) ПЭ-251Б	0,25

109)	УР-231	0,7
110)	Бакелітовий лак 180	0,57
111)	ПФ-170	0,5
112)	ФЛ-559	0,6
113)	ФЛ-582	0,65
114)	Нітрополітура НЦ-314	0,86
115)	Що розрівнює рідина РМЕ	0,94
116)	Розподільна рідина НЦ-313	0,969
117)	Полірувальна рідина № 18	0,97
118)	Прискорювач 25	0,9
119)	Прискорювач 30	0,9
120)	Паста полірувальна	0,15

Для розчинників  $\delta_a = 1,0$

### 7.3.6 Методика розрахунку обсягів утворення нафтошлямових відходів

Для резервуарів з дизельним паливом, що відноситься до нафтопродуктів 2 групи, і для резервуарів з мазутом, що відноситься до нафтопродуктів 3 групи кількість нафто шламу, що утворюється складається з осаду і нафтопродуктів, що налипли на стінках резервуара.

Для резервуарів з бензином, що відноситься до нафтопродуктів 1 групи, у розрахунках кількість нафто шламу переважно складається з осаду нафтопродуктів, які утворилися на дні резервуару.

Розрахунок кількості нафто шламу (II клас небезпеки), що утвориться від зачищення резервуарів зберігання палива з урахуванням питомих нормативів утворення проводиться за формулою:

$$M = V \times k \times 10^{-3}, \text{ т/рік} \quad (7.12)$$

де:  $V$  - річний обсяг палива, що зберігається в резервуарі, т/рік;

$k$  - питомий норматив утворення нафто шламу на 1 т палива, що зберігається, кг/т;

- для резервуарів з бензином  $k = 0,04$  кг на 1 т бензину;
- для резервуарів з дизельним паливом  $k = 0,9$  кг на 1 т дизельного палива;
- для резервуарів з мазутом  $k = 46$  кг на 1 т мазуту.

### 7.3.7 Методика розрахунку обсягів утворення відпрацьованих шин

Розрахунок кількості відпрацьованих шин (III клас небезпеки) з металокордом і тканинним кордом проводиться окремо. Розрахунок кількості відпрацьованих шин (т/рік) від автотранспорту проводиться за формулою:

$$M = \sum N_i \times n_i \times m_i \times L_i / L_{\text{нн}} \times 10^{-3}, \text{ (т/рік)} \quad (7.13)$$

де:  $N_i$  - кількість автомашин  $i$ -ої марки, шт.,



$n_i$  - кількість шин, встановлених на автомашині і-ої марки, шт.;  
 $m_i$  - вага однієї зношеної шини даного виду (таблиця 7.12), кг;  
 $L_i$  - середній річний пробіг автомобіля і-ої марки, тис. км/рік,  
 $L_{ни}$  - норма пробігу рухомого складу і-ої марки до заміни шин (таблиця 7.12), тис. км.

Таблиця 7.12 – Норми пробігу рухомого складу до заміни шин і маса зношених шин

Тип шин	Норми пробігу, тис. км	Маса зношеної шини $m_i$ , кг
	$L_{ни}$	
Легкові автомобілі		
1) діагональні	33	6.4
2) діагональні 155-13/6.15-13	27	7.6
3) діагональні 5.90-13	25	8.9
4) діагональні з універсальним малюнком протектора	38	10.7
5) радіальних з текстильним брекером	40	12.1
6) радіальних з металокардним брекером	44	7.6

### 7.3.8 Методи розрахунку обсягів утворення відходів моторного і трансмісійного мастила (II клас небезпеки) від автомобілів.

Розрахунок кількості відпрацьованого моторного і трансмісійного масла через витрату палива проводиться за формулою:

$$M = \sum N_i \times q_i \times L_i \times n_i \times H \times p_0 \times 0,0001 \text{ (т/рік)}, \quad (7.14)$$

де:  $N_i$  - кількість автомашин і-ої марки, шт.;

$q_i$  - норма витрати палива на 100 км пробігу (таблиця 7.13), л/100 км;

$L_i$  - середній річний пробіг автомобіля і-ої марки, тис. км/рік;

$n_i$  - норма витрати масла на 100 л палива, л/100 л;

- норма витрати моторного масла для карбюраторного двигуна  $n = 2,4$  л/100 л;

- норма витрати моторного масла для дизельного двигуна  $n = 3,2$  л/100 л;

- норма витрати трансмісійного масла для карбюраторного двигуна  $n = 0,3$  л/100 л;

- норма витрати трансмісійного масла для дизельного двигуна  $n = 0,4$  л/100 л;

$H$  - норма збору відпрацьованих нафтопродуктів, частки від 1;  $H = 0,12 - 0,15$ ;

$p_0$  - густина відпрацьованого масла, кг/л,  $p_0 = 0,9$  кг/л.

Таблиця 7.13 – Лінійні норми витрати палива на 100 км пробігу для автомобільного транспорту

№ п/п	Марка автомобіля	Норма витрати палива на 100 км пробігу $q_i$ , л/100 км	Вид використovanого палива (Д – дизельне паливо, Б – бензин)
Легкові автомобілі			
1.	ВАЗ-1111	6,5	Б
2.	ВАЗ-2101, -21011, -21013, -21016	8,5	Б
3.	ВАЗ-2102, -21021, -21022	8,5	Б
4.	ВАЗ-2103	9,0	Б
5.	ВАЗ-21033, -21035	8,5	Б
6.	ВАЗ-2104, -21043	8,5	Б
7.	ВАЗ-2105, -21051, -21053	8,5	Б
8.	ВАЗ-2106, -21061, -21063	9,0	Б
9.	ВАЗ-2107, -21072, -21074	8,5	Б
10.	ВАЗ-2108, -2108 ", -21081	8,0	Б
11.	ВАЗ-2109	8,0	Б
12.	ВАЗ-21093, -21099	7,5	Б
13.	ВАЗ-2121, -21211	12,0	Б
14.	ВАЗ-21213	11,5	Б
15.	ВАЗ-21213Б	12,1	Б
16.	ВАЗ-21218	11,9	Б
17.	ВАЗ-212182	12,3	Б
18.	ВАЗ-2302 "Бізон"	11,5	Б
19.	ГАЗ-13	20,0	Б
20.	ГАЗ-14	22,0	Б
21.	ГАЗ-М20, М20У, -М20М	13,5	Б
22.	ГАЗ-22, -22Б, -22У, -22М	13,0	Б
23.	ГАЗ-24	13,0	Б
24.	ГАЗ-24-01	13,5	Б
25.	ГАЗ-24-02	14,0	Б
26.	ГАЗ-24-03	13,5	Б
27.	ГАЗ-24-04	14,0	Б
28.	ГАЗ-24-10	13,0	Б
29.	ГАЗ-24-11	13,5	Б
30.	ГАЗ-24-12 (із двиг. ЗМЗ-402, -402.10)	13,5	Б
31.	ГАЗ-24-12 (із двиг.ЗМЗ-4021, -4021.10)	14,0	Б
32.	ГАЗ-24-13 (із двиг. ЗМЗ-402, -402.10)	13,5	Б
33.	ГАЗ-24-13 (із двиг.ЗМЗ-4021, -4021.10)	14,0	Б
34.	ГАЗ-24-14	13,5	Б
35.	ГАЗ-24-07	16,5	Б
36.	ГАЗ-24-17	16,5	Б
37.	ГАЗ-24-25	16,5	Б
38.	ЗИЛ-41047	26,5	Б
39.	ИЖ-2125, -21251	10,0	Б
40.	Москвич-403, -403Б, -403М, -403Т	10,0	Б
41.	Москвич-407, -407Б, -407М, -407Т	10,0	Б

42.	Москвич-408, -408Б, -408ИЭ, -408М, -408П, -408СЭ, -408Т, -408Е, -408Ю	10,0	Б
43.	Москвич-412, -412ИПЭ, -412ИЭ, -412М, -412П, -412ПЮ, -412Е, -412Ю	10/0	Б
44.	Москвич-423, -423Н, -423Т, -423Е	10,0	Б
45.	Москвич-424, -424СЭ, -424Т	10,0	Б
46.	Москвич-426, -426ИЭ, -426Т	10, 0	Б
47.	МОСКВИЧ-427, -427ИЭ	10,0	Б
48.	МОСКВИЧ-2136, -2137, -2138, -21381	10,0	Б
49.	МОСКВИЧ-2140, -21401, -21403	10,0	Б
50.	МОСКВИЧ-2141, -21412	10,0	Б
51.	Москвич-214122 (із двиг. УЗАМ-3317)	9,3	Б
52.	Москвич-214122 (із двиг. УЗАМ-3320)	9,6	Б
53.	ЛуАЗ-969А, -969М	12,0	Б
54.	ЛуАЗ-1302	11,0	Б
55.	УАЗ-469, -469А, -469Б	16,0	Б
56.	УАЗ-315100, -315101, -31512-01, -315201	16,0	Б
57.	УАЗ-31512	15, 5	Б
58.	УАЗ-31514	16, 7	Б
59.	УАЗ-31517 (із HR 492 НТА ф. "VM")	11,0	Б
Самоскиди			
60.	Avia A-3 Oks	15, 0	Б
61.	БелАЗ-540, -540А	135,0	Б
62.	БелАЗ-548А	160,0	Д
63.	БелАЗ-549, -7509	270,0	Д
64.	БелАЗ-7510, -7522	135, 0	Д
65.	БелАЗ-7523, -7525	160,0	Д
66.	БелАЗ-7526	135,0	Д
67.	БелАЗ-7527	160, 0	Б
68.	БелАЗ-75401	150, 0	Б
69.	БелАЗ-7548	160, 0	Б
70.	БелАЗ-548ГД	200, 0	Б
71.	ГАЗ-САЗ-53Б	28,0	Б
72.	ГАЗ-САЗ-3 509	27, 0	Б
73.	ГАЗ-САЗ-35101	28, 0	Б
74.	ЗИЛ-ММЗ-554, -55413, -554М	37, 0	Д
75.	ЗИЛ-ММЗ-45023	50, 0	Д
76.	ЗИЛ-ММЗ-138АБ	37,5	Д
77.	КАЗ-600, -600АВ, -600Б, -600У	36,0	Д
78.	САЗ-3 502	28,0	Д
79.	САЗ-3503, -3504	26,0	Д
80.	КамАЗ-55118	31,0-	Д
81.	ІФА-W50/А	19,0	Д
82.	ІФА-W50/К	24,0	Д
83.	КАЗ-4540	28,0	Д
84.	КамАЗ-55102	32,0	Д
85.	КамАЗ-55102 (із двигуном ЯМЗ-238)	35,0	Д
86.	КамАЗ-5511	34,0	Д

87.	КамАЗ-55111	36,5	Д
88.	КрАЗ-222, -222Б	50,0	Д
89.	КрАЗ-256, -256Б, -256Б1, -256Б1С	48,0	Д
90.	КрАЗ-6505	50,0	Д
91.	КрАЗ-6510	48,0	Д
92.	Magirus-232D19R	30,0	Д
93.	Magirus-290D2 6R	44,0	Д
94.	МАЗ-205	33,0	Д
95.	МАЗ-503, -503А, -503Б, -503У, -503М	28,0	Д
96.	МАЗ-510, -510Б, -510У, -510М	28,0	Д
97.	МАЗ-511, -512	28,0	Д
98.	МАЗ-513, -513А	28,0	Д
99.	МАЗ-5549, -5551	28,0	Д
100.	МоАЗ-75051	85,0	Д
101.	Tatra-138Sl, -138S3	36,0	Д
102.	Tatra-T815Cl, -T815C1A, -T815C3	42,0	Д
103.	Урал-5557	34,0	Д
104.	Урал-55571 (із двигуном ЯМЗ-236)	34,5	Д
Легкові автомобілі і мікроавтобуси закордонного виробництва			
105.	Mersedes-Benz 308D (5M)	9,5	Б
106.	Volkswagen Transporter 2.4 (5M)	9,5	Б
107.	Chevrolet Suburban 5.7 (4A)	18,5	Б
108.	Chevrolet Tahoe 5.7 V8 4WD (4A)	18,0	Б
109.	Chevrolet Tahoe 5.7 V8 4WD (5M)	17,0	Б
110.	Ford Club Wagon (4A)	20,0	Б
111.	Ford Mondeo GLX 1.8i (3A)	9,0	Б
112.	Ford Scorpio 2.0 (5M)	8,5	Б
113.	Mersedes-Benz E200 (5M)	9,5	Б
114.	Mersedes-Benz E230 (5M)	9,5	Б
115.	BMV 750 ILA(5A)*8	13,0	Б
116.	Mitsubishi Pajero 3500 V6/24V (4A)	18,5	Б
117.	Nissan Maxima QX 2.0 SLX (5M)	12,0	Б
118.	Nissan Primera 1.6 (5M)	7,3	Б
119.	Opel Tigra 1.6i (5M)	7,5	Б
120.	Peugeot 20S (5M)	7,0	Б
121.	SAAB' SO'0'0- CDE, "CSE (5M)	9,7	Б
122.	Toyota Lexus LS400 (4A)	12,8	Б
123.	Volkswagen Golf Variant CL 1.8 (5M)	9,0	Б
124.	Volkswagen Polo 1.6 (5M)	6,5	Б
125.	Volkswagen Vento GL 18/90 (5M)	9,0	Б
126.	Volkswagen Transporter 20 (5M)	11,0	Б
127.	Volvo 850 GLT (5M)	10,0	Б
128.	Volvo 940 (4A)	11,0	Б
129.	Volvo 940 (5M)	10,5	Б
130.	Volvo 960 (4A)	14,0	Б
131.	Volvo 960 25 (5M)	11,5	Б

#### 7.4 Розрахунок розмірів компенсації збитків за розміщення у навколишньому природному середовищі відходів

**Задача.** Розрахувати суми збору за розміщення у навколишньому природному середовищі відходів за таких умов:

- у межах ліміту підприємство розмістило відходи згідно даних, наведених в таблиці 7.14:

Таблиця 7.14 – Вихідні дані для розрахунку

<i>Вид відходів</i>	<i>Варіант №</i>
Лампи люмінесцентні, шт.	1905
Відпрацьовані прилади, шт. (I клас небезпеки)	4
Відпрацьований лужний електроліт (II клас небезпеки)	0,338
Брухт чорних металів, т (III клас небезпеки)	48,987
Брухт кольорових металів, т (III клас небезпеки)	1,098
Дерев'яна тара, т (IV клас небезпеки)	26,300
Картонна паперова тара, т (IV клас небезпеки)	5,876

1) понад ліміту було розміщено: 2,230 т сміття будівельного. Усі відходи належать до IV класу небезпеки;

2) місце розміщення відходів: полігон. Полігон знаходиться за межами населених пунктів на відстані 10 км від їх меж.

#### Розв'язання

Суми збору за розміщення відходів визначаються за формулою:

$$P_{PB} = \sum_{i=1}^n (M_{л_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_T \cdot K_O) + (M_{п_i} \cdot H_{б_i} \cdot K_T \cdot K_O \cdot K_{п_i}).$$

Згідно Податкового кодексу України, (ст.246):

$H_{б}^{\text{люм.лампи}} = 8,81$  грн/шт;  $H_{б}^{\text{I кл.}} = 822,52$  грн/т;  $H_{б}^{\text{II кл.}} = 29,96$  грн/т;

$H_{б}^{\text{III кл.}} = 7,52$  грн/т;  $H_{б}^{\text{IV кл.}} = 2,93$  грн/т.

За таблицею, наведеною в (ПКУ, Розділ 8, ст. 246.5) знаходимо:

1) коригувальний коефіцієнт  $K_T$ , який враховує розташування місця розміщення відходів, який для місця розміщення відходів за межами населених пунктів на відстані 10 км від них дорівнює 1:

2) коригувальний коефіцієнт  $K_O$ , який враховує характер обладнання місця розміщення відходів. Для облаштованих полігонів він становить 1.

$$\begin{aligned}
 P_{PB} &= \sum_{i=1}^n (M_{\Pi_i} \cdot H_{\sigma_i} \cdot K_T \cdot K_O) + (M_{\Pi_i} \cdot H_{\sigma_i} \cdot K_T \cdot K_O \cdot K_{\Pi}) = \\
 &= 1 \cdot 1 \cdot \left[ (1905 \cdot 8,81) + 4 \cdot 822,52 + 0,338 \cdot 29,96 + 7,52 \cdot (48,987 + 1,098) + \right. \\
 &\quad \left. + 2,93 \cdot (26,3 + 5,876) + 2,23 \cdot 2,93 \right] = \\
 &= 16783,05 + 3290,08 + 30,298 + 376,6392 + 94,27568 + 6,5339 = 20580,87678 \approx 20580,88 \text{ (грн)}.
 \end{aligned}$$

*Відповідь:*  $P_{PB} = 20580,88$  грн.

### Контрольні запитання

1. Дати характеристику джерел утворення відходів та їх класифікації.
2. Проаналізувати показники накопичення відходів.
3. Охарактеризувати методики визначення обсягів утворення відходів та розмірів відшкодування збитків.
4. Проаналізувати методику розрахунку об'ємів утворення відходів металообробки.
5. Проаналізувати методику розрахунку об'ємів утворення відходів відпрацьованих елементів живлення.
6. Проаналізувати методику розрахунку обсягів утворення відходів відпрацьованих люмінесцентних ламп.
7. Проаналізувати методику розрахунку обсягів утворення деревних відходів.
8. Проаналізувати методику розрахунку об'ємів утворення відходів, що утворюються при використанні лакофарбових матеріалів.
9. Проаналізувати методику розрахунку обсягів утворення нафтошламових відходів.
10. Проаналізувати методику розрахунку обсягів утворення відпрацьованих шин.
11. Проаналізувати методику розрахунку обсягів утворення відходів моторного і трансмісійного мастила від автомобілів.
12. Пояснити розрахунок розмірів компенсації збитків за розміщення у навколишньому природному середовищі відходів.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Джигерей В.С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища: Навч. посібн. – К.Т-во “Знання”, КОО, 2000. – 203 с.
2. Концепція екологічного нормування / О.Г. Васенко (розроб.). – К., 1997. – 24с.
3. Навчальний посібник до оформлення курсових проектів (робіт) у Вінницькому національному технічному університеті / Уклад. Г. Л. Лисенко, А. Г. Буда, Р. Р. Обертюх – Вінниця: ВНТУ, 2006. – 60 с.
4. Антропогенные проблемы экологии / А.И.Кораблева. – Днепропетровск: Проминь, 1997. – 144 с.
5. Методичне керівництво по розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану малих річок України: НТД 33-4759129-03-04- 92 / Український НДІ водогосподарсько- екологічних проблем. – К., 1992. – 39с.
6. Морозова Т.В. Нормування антропогенного навантаження: навч. посібник / Чернівецький національний ун-т ім. Юрія Федьковича. - Чернівці : Рута, 2008. - 99с.
7. Набивач В. М., Сухий М. П.. Основи екологічного нормування і промислової токсикології / Український держ. хіміко-технологічний ун-т. – Д. : УДХТУ, 2002. – 193 с.
8. Фурдичко О.І., Славов В.П., Войцицький А.П. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: навч. посіб. / О.І. Фурдичко (ред.). – К. : Основа, 2008. – 360 с.
9. Некос В.Ю., Максименко Н.В., Владимірова О.Г., Шевченко А.Ю. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище: підруч. для студ. екол. спец. вищ. навч. закл. / Харківський національний ун-т ім. В.Н.Каразіна. – Х. : ХНУ ім. В.Н.Каразіна, 2007. – 288 с.
10. Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф. Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных - экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ Наука 1994.
11. Федоров В. Д. Проблема оценки нормы и патологии состояния экосистем // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. – Л., 1977. – С. 6-12.
12. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище: метод. вказ. до проведення практ. занять, вивч. дисципліни та викон. реферату для студ. спец. 6.070800 "Екологія та охорона наколишнього середовища" (спеціалізація 6.070800.01 "Екологія харчової промисловості") на пряму підгот. 0708 "Екологія" ден. форми навч. / Національний ун-т харчових технологій / Л.Ф. Степанець (уклад.) – К. : НУХТ, 2007. – 14 с.

13. Шелудченко Б.А., Бахмат М.І., Войцицький А.П., Бендера І.М., Шелудченко Н.Б. Інженерна екологія: навч. посібник для підгот. бакалаврів напряму 0708 "Екологія" у вищ. навч. закладах II-IV рівнів акредитації / Подільський держ. аграрно-технічний ун-т / Б.А. Шелудченко (ред.) – Кам'янець-Подільський : Видавець ПП Зволейко Д.Г., 2007. Ч. 6 : Нормування якості навколишнього середовища. – Кам'янець-Подільський : Видавець ПП Зволейко Д.Г., 2007 – 172 с.
14. Крисаченко Валентин Семенович. Людина і біосфера: основи екологічної антропології: Підручник / Міжнародний фонд "Відродження". – К. : Заповіт, 1998. – 687с. – (Програма "Трансформація гуманітарної освіти в Україні"). – с. 670-687.
15. Товажнянський Л.Л., Масікевич Ю.Г., Моїсєєв В.Ф., Герещун Г.М., В.Д. Солодкий, Гринь С.О., Шанорев В.П., Сіренко В.І. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: Навч. посібник. – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – 284 с.
16. Каталог. Нормы предельно допустимых концентраций вредных примесей в атмосферном воздухе: В 2 Ч. – К.: МОЗ Украины, Украинский Центр Государственного Санитарно-эпидемиологического контроля, 1996. – Ч. 1. – 23 с.; Ч. 2. – 24 с.
17. Нормативи граничнодопустимих викидів забруднюючих речовин із стаціонарних джерел: Затв. М-вом охорони навколишнього природного середовища України від 27.06.2006 № 309.
18. Матеріали з впровадження нового механізму регулювання викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря / За ред. С. С. Куруленка. – К.: ДЕІ Мінприроди України, 2007. – 216 с.
19. Посібник по охороні атмосферного повітря для фахівців, які надають дозволи (ліцензії) на викиди забруднюючих речовин. Том 1, 2. Видавництво ВАТ "УкрНТЕК", 2000, -754 с.
20. Апостолов Е., Мичков Х. Урбанизация. Тенденции и гигиено-демографические проблемы. – М.: Медицина, 1977. – 210 с.
21. Блянкман П.М., Правошинский Н.А. Методические приемы оценки влияния животноводческих комплексов на качество природных вод // Изучение процессов формирования химического состава природных вод в условиях антропогенного воздействия. - Л.: Гидрометеиздат, 1987. – Ч.1. – 192 с.
22. Говорун А.Г., Скорченко В.Ф., Худолій М.М. Транспорт і навколишнє середовище. - К.: Урожай, 1992. - 144 с.
23. Вавельський М.М., Чебан Ю.М. Защита окружающей среды от химических выбросов промышленных предприятий. - М.: Химиздат, 1989. - 213 с.
24. Сухарев С. М., Чундак С. Ю., Сухарева О. Ю. Технологія та охорона навколишнього середовища: Навчальний посібник. – Львів: Новий світ, 2004. – 252 с.



**Додаток А**  
**Значення ГДК забруднювальних речовин у повітрі**

№ з/п	Назва речовини	ГДК, мг/м <sup>3</sup>		
		ГДКм.р.	ГДКс.д.	ГДКр.з.
1.	Азоту діоксид	0,2	0,04	2
2.	Азоту оксид	0,4	0,06	4
3.	Акрилонітрил	-	0,03	0,3
4.	Акролеїн	0,03	0,03	0,3
5.	Аліл хлористий	0,07	0,01	0,7
6.	Альдегід каприловий	0,02	-	0,2
7.	Альдегід каприновий	0,02	-	0,2
8.	Альдегід капроновий	0,02	-	0,2
9.	Альдегід масляний	0,015	0,015	0,15
10.	Альдегід пеларгоновий	0,02	-	0,2
11.	Алюмінію оксид (у перерахунку на алюміній)	-	0,01	0,1
12.	Аміак	0,2	0,04	2
13.	Аміл бромистий (1-бромпентан)	0,03	0,01	0,3
14.	Амілени (суміш ізомерів)	1,5	1,5	15
15.	Аміни аліфатичні C15-C20	0,003	0,003	0,03
16.	5/6 Аміно-(2-параамінофеніл) бензімідазол	-	0,01	0,1
17.	2-Аміно-1,3,5-триметилбензол (мезидін)	0,003	0,003	0,3
18.	Ангідрид малеїновий (пара, аерозоль)	0,2	0,05	2
19.	Ангідрид сірчистий	0,5	0,05	5
20.	Ангідрид фталевий (пара, аерозоль)	0,1	0,1	1
21.	Анілін	0,05	0,03	0,5
22.	Ацетальдегід	0,01	0,01	0,1
23.	Ацетон	0,35	0,35	3,5
24.	Ацетофенон	0,003	0,003	0,03
25.	Бенз(а)пірен	-	0,1 мкг на 100 м <sup>3</sup>	1
26.	Бензин (нафтовий, малосірчистий, у перерахунку на вуглець)	5,0	1,5	50
27.	Бензин сланцевий (у перерахунку на вуглець)	0,05	0,05	0,5
28.	Бензол	1,5	0,1	15
29.	Білок пилу білковітамінного концентрату (БВК)	-	0,001	0,01
30.	Бромбензол	-	0,03	3
31.	1,3-Бутадієн (дивініл)	3,0	1	30
32.	Бутан	200	-	20
33.	2-Бутеналь (кротоновий альдегід, β-метилакролеїн, метилпропеналь)	0,005	0,001	0,05
34.	Бутил бромистий (1-бромбутан)	0,03	0,01	0,3
35.	Бутил хлористий	0,07	-	0,7
36.	Бутилацетат	0,1	0,1	1
37.	Бутилен	3,0	3	30
38.	Бутиловий ефір акрилової кислоти (бутилакрилат )	0,008	-	0,08

39.	Ванадію п'ятиоксид	-	0,002	0,02
40.	Вінілацетат	0,15	0,15	1,5
41.	Водень хлористий (соляна кислота) за молекулою HCl	0,2	0,2	2
42.	Водень ціаністий (синильна кислота)	-	0,01	0,1
43.	Вуглець чотирихлористий	4,0	0,7	40
44.	Вуглецю оксид	5,0	3,0	50
45.	Гексаметилендіамін	0,001	0,001	0,01
46.	Гексаметиленімін	0,1	0,02	1
47.	Гексан	60,0	-	600
48.	Гексафторбензол	0,8	0,1	8
49.	Гексил бромистий (1-бромгексан)	0,03	0,01	0,3
50.	Гептил бромистий (1-бромгептан)	0,03	0,01	0,3
51.	Гідроперекис ізопропілбензолу (гідроперекис кумолу)	0,007	0,007	0,07
52.	Децил бромистий (1-бромдекан)	0,03	0,01	0,3
53.	п-Дибромбензол	0,2	-	2
54.	Дикетен	0,007	-	0,07
55.	Диметиламін	0,005	0,005	0,05
56.	Диметиланілін	0,006	0,0055	0,06
57.	N,N'-Диметилацетамід	0,2	0,006	2
58.	4,4-Диметилдіоксан-1,3	0,01	0,004	0,1
59.	Диметиловий ефір терефталевої кислоти (диметилтерефталат)	0,05	0,01	0,5
60.	Диметилсульфід	0,08	-	0,8
61.	Диніл (суміш 25% дифенілу і 75% дифенілоксиду)	0,01	0,01	0,1
62.	Дифторхлорметан (фреон-22)	100	10	1000
63.	3,4-Дихлоранілін	0,01	0,01	0,1
64.	Дихлордифторметан(фреон-12)	100	10	1000
65.	Дихлоретан	3,0	1	30
66.	1,2-Дихлорпропан	-	0,18	1,8
67.	1,3-Дихлорпропілен	0,1	0,01	1
68.	Дихлорфторметан (фреон-21)	100	10	1000
69.	Діетиламін	0,05	0,05	0,5
70.	N-Діетиламіноетилмеркаптан	0,6	0,6	6
71.	Діетиловий ефір	1,0	0,6	10
72.	Епіхлоргідрин	0,2	0,2	2
73.	Етилацетат	0,1	0,1	1
74.	Етилбензол	0,02	0,02	0,2
75.	Етилен	3,0	3	30
76.	Етиленімін	0,001	0,001	0,01
77.	Етиленсульфід	0,5	-	5
78.	Етилену оксид	0,3	0,03	3
79.	Зола вугільна теплоелектро-станцій з вмістом оксиду кальцію 35-40%, дисперсністю до 3 мкм і нижче не менш 97%**	0,05	0,02	0,5

80.	Зола мазутна теплоелектростанцій (у перерахунку на ванадій)	-	0,002	0,02
81.	Зола сланцева	0,3	0,1	3
82.	Ізоаміл бромистий (1-бром-3-метилбутан)	0,03	0,01	0,3
83.	Ізобутил бромистий (1-бром-2-метилпропан)	0,03	0,01	0,3
84.	Ізопропіл бромистий (2-бромпропан)	0,03	0,01	0,3
85.	Ізопропілбензол (кумол)	0,014	0,014	0,14
86.	Кадмію оксид (у перерахунку на кадмій)	-	0,0003	0,003
87.	Капролактан (пара, аерозоль)	0,06	0,06	0,6
88.	Кислота азотна за молекулою HNO <sub>3</sub>	0,4	0,15	4
89.	Кислота акрилова	0,1	0,04	1
90.	Кислота мурашина	0,2	0,05	2
91.	Кислота оцтова	0,2	0,06	2
92.	Кислота перфторвалеріанова	0,1	-	1
93.	Кислота пропіонова	0,015	-	0,15
94.	Кислота сірчана за молекулою H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,3	0,1	3
95.	Кобальт металічний	-	0,001	0,01
96.	Ксилол	0,2	0,2	2
97.	Марганець і його сполуки (у перерахунку на діоксид марганцю)	0,01	0,001	0,1
98.	2-Меркаптоетанол (монотіоетиленгліколь)	0,07	0,07	0,7
99.	Метальдегід (ацетальдегід тетрамер)	0,003	0,003	0,03
100.	Метилацетат	0,07	0,07	0,7
101.	Метилен хлористий	8,8	-	88
102.	Метилізобутилкетон	0,1	-	1
103.	Метилмеркаптан	0,0001	-	0,001
104.	Метилнітрофос	0,005	-	0,05
105.	Метилловий ефір акрилової кислоти (метилакрилат)	0,01	0,01	0,1
106.	Метилловий ефір метакрилової кислоти (метилметакрилат)	0,1	0,01	1
107.	α-Метилстирол	0,04	0,04	0,4
108.	Миш'як, неорганічні сполуки (у перерахунку на миш'як)	-	0,003	0,03
109.	Міді оксид (у перерахунку на мідь)	-	0,002	0,02
110.	Моноетиламін	0,01	0,01	0,1
111.	Моноізобутиловий ефір етиленгліколю (бутилцелозольв)	1,0	0,3	10
112.	Моноізопропіловий ефір етиленгліколю (пропілцелозольв)	1,5	0,5	15
113.	Монометиламін	0,004	0,001	0,04
114.	Нафталін	0,003	0,003	0,03
115.	1,4-Нафтахінон	0,005	0,005	0,05
116.	1-Нафтол	0,006	0,003	0,06
117.	Нікель металічний	-	0,001	0,01
118.	Нітробензол	0,008	0,008	0,08
119.	m-Нітробромбензол	0,12	0,01	1,2

120.	м-Нітрохлорбензол	0,004	0,004	0,04
121.	о-Нітрохлорбензол	0,004	0,004	0,04
122.	п-Нітрохлорбензол	0,004	0,004	0,04
123.	Пентан	100,0	25	1000
124.	Пил зерновий	0,2	0,03	2
125.	Пил неорганічний, з вмістом діоксиду кремнію в %: - 70-20 (шамот, цемент і ін.)	0,3	0,1	3
126.	Пил неорганічний, з вмістом діоксиду кремнію в %: - вище 70 (динас і ін.)	0,15	0,05	1,5
127.	Пил неорганічний, з вмістом діоксиду кремнію в %: - нижче 20(доломіт, цемент і ін.)	0,5	0,15	0,5
128.	Піридин	0,08	0,08	0,8
129.	Пропіл бромистий (1-бромпропан)	0,03	0,01	0,3
130.	Пропілен	3,0	3	30
131.	Пропілену оксид	0,08	-	0,8
132.	Розчинник бутилформіатний (контроль за сумою ацетатів)	0,3	-	3
133.	Ртуть металічна	-	0,0003	0,003
134.	Сажа	0,15	0,05	1,5
135.	Свинець і його неорганічні спо-луки (у перерахунку на свинець)	0,001	0,0003	0,01
136.	Свинець сірчистий (у перера-хунку на свинець)	-	0,0017	0,017
137.	Селену діоксид (у перерахунку на селен)	0,1 мкг/м3	0,05 мкг/м3	1 мкг/м3
138.	Сірководень	0,008	-	0,08
139.	Сірковуглець	0,03	0,005	0,3
140.	Скипидар	2,0	1	20
141.	Спирт аміловий	0,01	0,01	0,1
142.	Спирт бутиловий	0,1	0,1	1
143.	Спирт етиловий	5,0	5	50
144.	Спирт ізобутиловий	0,1	0,1	1
145.	Спирт ізооктиловий (2-етилгексанол)	0,15	0,15	1,5
146.	Спирт ізопропіловий	0,6	0,6	6
147.	Спирт метиловий	1,0	0,5	10
148.	Спирт пропіловий	0,3	0,3	3
149.	Стирол	0,04	0,002	0,4
150.	Тетрагідрофуран	0,2	0,2	2
151.	Тетраметилтіурамдисульфід (тіурам Д,ТМТД)	0,05	0,02	0,5
152.	Тетрафторетилен	6,0	0,5	60
153.	Тетрахлоретилен (перхлоретилен)	0,5	0,06	5
154.	Тетрахлорпропен	0,07	0,04	0,7
155.	Тіофен (тіофуран)	0,6	-	6
156.	Толуїлендіізоціанат	0,05	0,02	0,5
157.	Толуол	0,6	0,6	6
158.	Трибромметан (бромформ)	-	0,05	0,5
159.	Триетиламін	0,14	0,14	1,4
160.	Трикрезол (суміш ізомерів: орто,- мета-, пара-)	0,005	0,005	0,05
161.	Триметиламін	0,15	-	1,5

162.	Трихлоретилен	4,0	1	40
163.	Трихлорметан (хлороформ)	0,1	0,03	1
164.	1,2,3-Трихлорпропан	-	0,05	0,5
165.	Трихлофторметан (фреон 11)	100	10	1000
166.	Фенол	0,01	0,003	0,1
167.	Фенольна фракція легкої смоли високошвидкісного піролізу бурого вугілля	0,008	-	0,08
168.	Ферит марганець-цинковий (у перерахунку на марганець)	-	0,002	0,02
169.	Флюс каніфольний активований (ФКТ) /контроль за каніфоллю/	0,3	0,3	3
170.	Формальдегід	0,035	0,003	0,35
171.	Формамід	-	0,03	0,3
172.	Фтористі газоподібні сполуки (фтористий водень, чотирифто-ристий кремній) /у перерахунку на фтор/	0,02	0,005	0,2
173.	Фурфурол	0,05	0,05	0,5
174.	Хлор	0,1	0,03	1
175.	м-Хлоранілін	0,01	0,01	0,1
176.	п-Хлоранілін	0,04	0,01	0,4
177.	Хлорбензол	0,1	0,1	1
178.	Хлоропрен	0,02	0,002	0,2
179.	Хром шестивалентний (у перерахунку на триоксид хрому)	0,002	0,0015	0,02
180.	Циклогексан	1,4	1,4	14
181.	Циклогексанол	0,06	0,06	0,6
182.	Циклогексанон	0,04	-	0,4

**Додаток Б.**  
**Нормативи збору за забруднення навколишнього середовища**

Таблиця Б1 – Нормативи збору, який справляється за викиди основних забруднюючих речовин від стаціонарних джерел забруднення

Назва забруднюючої речовини	Норматив збору, гривень/тонну
Азоту оксиди	1434,71
Аміак	269,08
Ангідрид сірчистий	1434,71
Ацетон	538,16
Бенз(о)пірен	1826401,21
Бутилацетат	323,14
Ванадію п'ятиокис	5381,64
Водень хлористий	54,05
Вуглецю окис	54,05
Вуглеводні	81,08
Газоподібні фтористі сполуки	3552,12
Тверді речовини	54,05
Кадмію сполуки	11355,5
Марганець та його сполуки	11355,5
Нікель та його сполуки	57856,17
Озон	1434,71
Пил неорганічний	1511,5
Ртуть та її сполуки	60816,08
Свинець та його сполуки	60816,03
Сірководень	4610,83
Сірковуглець	2996,33
Спирт н-бутиловий	1434,71
Стирол	10476,57
Фенол	6512,02
Формальдегід	3552,12
Хром та його сполуки	38516,34

Для забруднюючих речовин, що не ввійшли до таблиці Б1, нормативи збору слід застосовувати залежно від установленого класу небезпечності забруднюючої речовини згідно з таблицею Б2.

Таблиця Б2 – Нормативи збору, який справляється за викиди забруднюючих речовин стаціонарними джерелами забруднення залежно від класу небезпечності

Клас небезпечності	Норматив збору, гривень/тонну
--------------------	-------------------------------

I	10261,55
II	2350,06
III	350,16
IV	81,09

Для забруднюючих речовин які не ввійшли до таблиці Б1 та на які не встановлено клас небезпечності, нормативи збору застосовуються залежно від установлених орієнтовно-незпечних рівнів впливу згідно з таблицею Б3.

Таблиця Б3 - Нормативи збору, який справляється за викиди забруднюючих речовин стаціонарними джерелами забруднення залежно від установлених орієнтовно-безпечних рівнів впливу (ОБРВ)

Орієнтовно-безпечний рівень впливу сполук (мг/м <sup>3</sup> )	Норматив збору, гривень/тонну
Менше 0,0001	431955,5
0,00014 – 0,001 (включно)	37009,95
0,001 – 0,01 (включно)	5112,56
0,01 – 0,1 (включно)	1434,71
0,1 – більше 10	54,05

Для забруднюючих речовин, на які не встановлено клас небезпечності та орієнтовно-безпечний рівень впливу, нормативи збору встановлюються як за викиди забруднюючих речовин I класу небезпечності.

Таблиця Б4 – Нормативи збору, який справляється за викиди в атмосферу забруднюючих речовин пересувними джерелами забруднення

Вид пального	Норматив збору, гривень/тонну
Бензин неетилований	79,9
Бензин сумішевий	65,8
Зріджений нафтовий газ	108,1
Дизельне біопаливо	68,15
Дизельне пальне з вмістом сірки:	
більш як 0,2 мас. %	79,9
більш як 0,035 мас. %, але не більш як 0,2 мас. %	61,1
більш як 0,005 мас. %, але не більш як 0,035 мас. %	55,22
не більш як 0,005 мас. %	35,25
Мазут	79,9
Стиснений природний газ	54,05
Бензин авіаційний	55,22
Гас	68,15

**Додаток В.**  
**Значення ГДК забруднювальних речовин у водах**

Показники	ГДК риб. госп. призначення	ГДК госп.-побут. призначення
Алюміній, мг/л	0,04	0,5
Амоній сольовий (NH <sub>4</sub> ), мг/л	0,5	2,0 (по N)
БСК <sub>5</sub> , мг/л		3-6
Завислі речовини, мг/л	20,0	20,0
Залізо, мг/л	0,1	0,3
Кадмій, мг/л	0,005	0,001
Калій, мг/л	50	-
Кальцій, мг/л	180	-
Кобальт, мг/л	0,01	0,1
Магній, мг/л	50	-
Марганець, мг/л	0,01	0,1
Мідь, мг/л	0,001 до фону	1,0
Натрій, мг/л	120	200
Нафтопродукти, мг/л	0,05	0,3
Нікель, мг/л	0,01	0,1
Нітрати(NO <sub>3</sub> ), мг/л	40,0	45
Нітриди(NO <sub>2</sub> ), мг/л	0,08	3,3
Окислюваність перманганатна, мг/л	10,0	10,0
pH	6,5-8,5	6,5-8,5
Розчинений кисень, мг/л	4,0	4,0
Ртуть, мг/л	0,00001	0,0005
СПАР, мг/л	0,028 по алкілбензосульфату натрію	0,4 по алкілбензосульфату натрію
Свинець, мг/л	0,1	0,03
Сульфати, мг/л	100	500
Сухий залишок, мг/л		не>1000
Феноли, мг/л	0,001	0,001



Фосфати, мг/л, PO <sub>4</sub>	0,17	3,5
Фториди, мг/л	0,05 до фону (але не більше сумарного вмісту 0,75)	0,70
ХСК, мг/л	-	15-30
Хлориди, мг/л	300	350
Хром Cr <sup>3+</sup> , мг/л	-	0,5
Хром Cr <sup>6+</sup> , мг/л	0,001	0,05
Цинк, мг/л	0,01	1,0

**Додаток Г.**  
**Значення ГДК забруднювальних речовин у ґрунтах**

Назва показника	Значення ГДК з урахуванням фону, мг/кг
Альфа-метилстирол або $\alpha$ -метилстирол	0,5
Ацетальдегід	10,0
Бенз(а)пірен	0,02
Бензин	0,1
Бензол	0,3
Ванадій (валовий вміст)	150,0
Відходи флотації вугілля (ВФВ)	3000,0
Ізопропілбензол	0,5
Ізопропілбензол + альфа-метилстирол	0,5
Калій (рухомі форми)	560,0
Кобальт (рухомі форми)	5,0
Комплексні гранульовані азотно-калійні мінеральні добрива (КГД) складу N:P:K=64:0:15 за вмістом нітратів в ґрунті	120,0 (76,8 у перерахунку на N)
Ксилоли (орто-, мета-, пара-)	0,3
Марганець (валовий вміст)	1500
Марганець (витяжка 0,1н H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) чорноземи:	700,0
дерново-слабопідзолисті ґрунти:	
з рН 4,0	300,0
з рН 5,1-6,0	400,0
з рН $\geq$ 6,0	500,0
Марганець (рухомі форми) чорноземи:	140,0
дерново-слабопідзолисті ґрунти:	
з рН 4,0	60,0
з рН 5,1-6,0	80,0
з рН $\geq$ 6,0	100,0
Миш'як	2,0
Мідь (рухомі форми)	3,0
Нітрати	130,0
Нікель (рухомі фоФФФФрми)	4,0
Рідкі комплексні добрива (РКД) з добавками марганцю складу N:P:K=10:34:0 за вмістом фосфору (рухомих форм) в ґрунті	80,0 (27,2 у перерахунку на P)
Ртуть (валовий вміст)	2,1
Свинець (валовий вміст)	32,0
Свинець (рухомі форми)	6,0
Сірководень	0,4
Сірчана кислота	160,0
Стирол	0,1
Сульфати	160,0
Суперфосфат або фосфор (загальний)	200,0
Сурма	4,5

Толуол	0,3
Формальдегид	7,0
Цинк (рухомі форми)	23,0
Фтор (рухомі форми)	2,8
Хром (рухомі форми)	6,0
Хром (VI)	0,05
Фтор (водорозчинні рухомі форми)	10,0

**Додаток Д.**  
**ГДК важких металів у харчових продуктах, мг/кг**

Продукти	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Sn	As
Картопля і овочі (свіжі, свіжозаморожені)	0,03	5	0,02	0,5	10	–	0,2
Фрукти і ягоди свіжозаморожені	0,03	5	0,02	0,4	10	–	0,2
Гриби свіжі і консервовані	0,1	10	0,05	0,5	20	–	0,2
Консерви овочеві	0,03	5	0,02	0,5	10	–	0,2
Консерви в металевій тарі	0,05	5	0,02	1	10	200	0,2
Консерви фруктово-ягідні	0,03	5	0,02	0,4	10	–	0,2
Консерви фруктово-ягідні в збірній металевій тарі.	0,05	5	0,02	1	10	200	0,2
Картопля, овочі сушені і консервовані	0,03	5	0,02	0,5	10	–	0,2
Фрукти, ягоди сушені і консервовані	0,03	5	0,02	0,4	10	–	0,2
Консерви для дитячого харчування на овочевій і фруктовій основі	0,02	5	0,01	0,3	10	–	0,2
Овочево-молочні і плодово-молочні суміші	0,02		0,01	0,3	50	–	0,2

*Навчальне видання*

**Петрук Василь Григорович  
Васильківський Ігор Володимирович  
Іщенко Віталій Анатолійович  
Петрук Роман Васильович  
Турчик Павло Миколайович**

# **НОРМУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ**

## **Частина перша**

### **Інгредієнтне забруднення**

#### **Навчальний посібник**

Редактор

Оригінал-макет підготовлено І. Васильківським

Підписано до друку 27.07.2013 р.  
Формат 29,7×42  $\frac{1}{4}$ . Папір офсетний  
Гарнітура Times New Roman  
Друк різнографічний Ум. друк. арк. 5.5  
Наклад при. Зам. №

Вінницький національний технічний університет,  
навчально-методичний відділ ВНТУ  
21021, м. Вінниця, Хмельницьке шосе, 95,  
ВНТУ, ГНК, к.114  
Тел. (0432) 59-85-32  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи  
серія ДК № 3516 від 01.07.2009 р.

Віддруковано у Вінницькому національному технічному університеті  
в комп'ютерному інформаційно-видавничому центрі.  
21021, м. Вінниця, Хмельницьке шосе, 95,  
ВНТУ, ГНК, к.114.  
Тел. (0432) 59-87-38  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи  
серія ДК № 3516 від 01.07.2009 р.