

Міністерство освіти і науки України  
Сумський державний університет

До друку та в світ  
дозволяю на підставі  
«Єдиних правил»,  
п. 2.6.14

Начальник організаційно-  
методичного управління

В. Б. Юскаєв

## **КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ**

із курсу «**Основи токсикології та нормування  
антропогенного навантаження на навколишнє середовище**»  
для студентів спеціальностей *101 «Екологія»* та *183 «Технології  
захисту довкілля»*  
всіх форм навчання

Усі цитати, цифровий та  
фактичний матеріал,  
бібліографічні  
відомості перевірені,  
запис одиниць  
відповідає стандартам

Укладачі:

Відповідальний за випуск  
Декан факультету ТеСЕТ  
Директор ЦЗДВН

І. Ю. Аблесва,  
О. С. Дроздова  
Л. Д. Пляцук  
О. Г. Гусак  
С. С. Мелейчук

Суми  
Сумський державний університет  
2020

Міністерство освіти і науки України  
Сумський державний університет

І. Ю. Аблєєва, О. С. Дроздова

**ОСНОВИ ТОКСИКОЛОГІЇ  
ТА НОРМУВАННЯ  
АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ  
НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ**

Конспект лекцій

Суми  
Сумський державний університет  
2020

Міністерство освіти і науки України  
Сумський державний університет

# **ОСНОВИ ТОКСИКОЛОГІЇ ТА НОРМУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ**

Конспект лекцій  
для студентів спеціальностей 101 «*Екологія*»  
та 183 «*Технології захисту довкілля*»  
всіх форм навчання

Затверджено  
на засіданні кафедри прикладної екології  
як конспект лекцій  
із дисципліни «Основи токсикології та нормування  
антропогенного навантаження на навколишнє  
середовище».  
Протокол № 1 від 28.08.2018.

Суми  
Сумський державний університет  
2020

Основи токсикології та нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище : конспект лекцій / укладачі: І. Ю. Аблєєва, О. С. Дроздова. – Суми : Сумський державний університет, 2020. – 260 с.

Кафедра прикладної екології

## Зміст

С.

Вступ .....	9
Тема 1 Екологічна токсикологія як частина сучасної екології ..	11
1.1 Токсикологія: сутність, основні поняття, мета, завдання дослідження.....	11
1.2 Екологічні полютанти й екологічні токсиканти. Параметри оцінювання небезпечності ксенобіотиків.....	14
1.3 Залежність «доза - ефект» у токсикології .....	17
1.4 Оцінювання ризику .....	21
Питання для самоперевірки.....	26
Тема 2 Токсикометрія.....	27
2.1 Токсодози ксенобіотиків за різних способів їхнього надходження до організму.....	27
2.2 Токсикометрія й актуальні проблеми гігієнічного регламентування хімічного забруднення довкілля .....	32
2.2.1 ГДК хімічних речовин в атмосферному повітрі населених місць .....	34
2.2.2 ГДК хімічних речовин у водоймах .....	34
2.2.3 Гігієнічна регламентація забруднення ґрунтів .....	36
2.3 Оцінювання віддалених наслідків дії хімічних речовин під час їхнього гігієнічного нормування .....	41
2.4 Оцінювання екологічної небезпеки хімічних забруднень методами біоіндикації .....	42
2.4.1 Біоіндикація шкідливих речовин у навколишньому середовищі.....	42
2.4.2 Лишайники як біоіндикатори .....	44
2.4.3 Вищі рослини як індикатори забруднення атмосферного повітря.....	46

2.5 Біологічні тести під час оцінювання хімічних забруднень об'єктів довкілля.....	47
Питання для самоперевірки.....	51
Тема 3 Токсикокінетика.....	52
3.1 Загальні положення токсикокінетики.....	52
3.2 Особливості способів надходження в організм отрут і ксенобіотиків.....	55
3.2.1 Надходження через дихальні шляхи.....	56
3.2.2 Всмоктування у шлунково-кишковому тракті.....	58
3.2.3 Проникнення через шкіру.....	59
3.3 Транспорт ксенобіотиків в організмі через біомембрани.	61
3.4 Розподілення і депонування отрут в організмі .....	63
3.5 Метаболізм ксенобіотиків.....	64
3.6 Виведення ксенобіотиків з організму.....	65
Питання для самоперевірки.....	66
Тема 4 Екотоксикокінетика – поведінка токсикантів у навколишньому природному середовищі .....	67
4.1 Закономірності поведінки хімічних речовин у навколишньому середовищі .....	67
4.2 Формування ксенобіотичного профілю біоценозу.....	69
4.3 Персистування і трансформація токсикантів у довкіллі... ..	70
4.4 Біоаккумуляція та чинники впливу на біоаккумуляцію .....	75
Питання для самоперевірки.....	77
Тема 5 Токсикодинаміка – механізми і форми токсичного впливу на біологічні об'єкти .....	79
5.1 Механізм токсичної дії.....	80
5.1.1 Хімізм реакції «токсикант – рецептор».....	82
5.1.2 Характеристика зв'язку отрути з рецептором .....	83

5.1.3	Взаємодія токсикантів із білками.....	86
5.1.4	Взаємодія токсикантів із нуклеїновими кислотами ...	88
5.2	Зв'язок токсичності з будовою та фізико-хімічними властивостями отруту.....	89
5.2.1	Загальні закономірності .....	89
5.2.2	Правило Річардсона.....	92
5.2.3	Квантово-механічні уявлення.....	93
5.3	Загальні механізми цитотоксичності .....	95
5.3.1	Порушення процесів біоенергетики .....	95
5.3.2	Розвиток токсичного процесу.....	97
5.4	Хімічні методи детоксикації ксенобіотиків. Антидоти ....	98
5.5	Комбінована і комплексна дія хімічних речовин .....	102
5.6	Кумуляція та її види .....	106
	Питання для самоперевірки.....	110
Тема 6 Екотоксикокінетичні та екотоксикодинамічні властивості основних груп поліутантів довкілля .....		
6.1	Небезпека отруєння продуктами побутової хімії і лікарськими препаратами .....	111
6.2	Екотоксикокінетика й екотоксикодинаміка металевих забруднень довкілля .....	112
6.3	Радіонуклідні забруднення довкілля .....	114
6.4	Пестицидне забруднення довкілля .....	116
6.5	Нітрати, нітрити і нітрозосполуки .....	119
6.6	Токсична дія на організм окремих розчинників.....	121
	Питання для самоперевірки.....	125
Тема 7 Теоретичне підґрунтя нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище .....		
7.1	Основні принципи та аспекти нормування якості довкілля .....	126

7.2 Правові основи стандартизації та міжнародний досвід у галузі нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище .....	135
7.3 Основні види нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище .....	138
7.3.1 Санітарно-гігієнічне нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище .....	138
7.3.2 Екологічне нормування антропогенних впливів на навколишнє середовище .....	141
7.3.3 Науково-технічне нормування .....	147
Питання для самоперевірки .....	148
Тема 8 Нормування антропогенного навантаження на атмосферне повітря.....	149
8.1 Поняття «джерела виділення», «джерела викидів», їхня класифікація .....	149
8.2 Нормативи в галузі охорони атмосферного повітря, їхня сумісність.....	151
8.3 Поняття «гранично допустимий і тимчасово погоджений викид», «потужність викиду», «наднормативний викид» ....	155
Питання для самоперевірки .....	160
Тема 9 Інвентаризація викидів забруднювальних речовин .....	161
в атмосферне повітря. Умови встановлення нормативів ГДВ. 161	
9.1 Завдання інвентаризації. Методи проведення. Основні розділи звіту .....	161
9.2 Порядок розроблення нормативів гранично допустимих викидів забруднювальних речовин в атмосферу стаціонарними джерелами .....	164
9.3 Нормування розмірів санітарно-захисної зони.....	169
Питання для самоперевірки .....	171



Тема 10 Розрахунок розсіювання забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. Дозвіл на викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря.....	172
10.1 Основні умови для одержання дозволу на викиди. Склад документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів .....	172
10.2 Санкції, передбачені законодавством про охорону повітря за порушення умов дозволу .....	178
Питання для самоперевірки.....	180
Тема 11 Порядок нормування в галузі охорони водних ресурсів.....	181
11.1 Сутність нормування показників водоспоживання.....	181
11.2 Нормативи в галузі охорони водних ресурсів згідно з Водним кодексом України.....	186
11.3 Показники якості води водних об'єктів для різних видів водокористування.....	189
11.4 Методика оцінювання якості води.....	195
Питання для самоперевірки.....	199
Тема 12 Загальні засади, методичні й організаційні основи розроблення і затвердження нормативів гранично допустимих скидів забруднювальних речовин .....	200
12.1 Паспорт водного господарства підприємства. Розрахунок нормативу гранично допустимих скидів.....	200
12.2 Дозвіл на спеціальне водокористування .....	208
12.3 Контроль за додержанням нормативів гранично допустимих скидів.....	211
Питання для самоперевірки.....	213
Тема 13 Нормування забруднення ґрунтів і продуктів харчування .....	214
13.1 Показники нормування забруднювальних речовин у ґрунті.....	214

13.2 Нормування якості ґрунту .....	221
13.3 Нормування якості продуктів харчування .....	227
Питання для самоперевірки .....	234
Тема 14 Загальні положення дозвільної системи в галузі поведінки з відходами. Кодекс України про адміністративні правопорушення .....	235
14.1 Порядок розроблення, затвердження і перегляду лімітів на утворення та розміщення відходів .....	235
14.2 Нормування екологічних чинників житлових приміщень .....	242
Питання для самоперевірки .....	246
Основні поняття екологічної токсикології.....	247
Основні поняття в галузі нормування антропогенного впливу .....	255
Список літератури .....	258

## Вступ

Екотоксикологія – міждисциплінарний науковий напрям токсикології, який вивчає токсичні ефекти хімічних речовин на живі організми, співтовариства і біоценози.

У ХХ столітті бурхливий розвиток промисловості пов'язаний із розширенням кола хімічних речовин, які використовуються у всіх сферах людської діяльності. У цьому полягає об'єктивна причина постійного посилення хімічної небезпеки як для довкілля, так і для людини, тваринного та рослинного світу. Це стало причиною появи та розвитку таких напрямів токсикології, як експериментальна, промислова, клінічна токсикологія, а в останні десятиліття ХХ століття зародилась екотоксикологія.

**Екологічна токсикологія** – це нова галузь науки про довкілля, яка виникла на етапі усвідомлення людиною необхідності формування знань про коливання і зміни стану місця її існування під впливом великої кількості чужорідних речовин (ксенобіотиків).

Предметом вивчення екотоксикології є властивості токсикантів, їхній вплив на світ живої природи та характер патологічних змін у довкіллі за допомогою патогенних змін в окремому організмі (тканинах, органах) та співтовариствах. Об'єкт вивчення екотоксикології – переважно системи надорганізмового рівня, які зазнають впливу токсикантів. **Основне завдання екологічної токсикології** - це розроблення теоретичних основ й основних концепцій взаємодії природних екосистем у продуктивній діяльності людини.

У самостійну науку екотоксикологію (ecotoxicology) виділив **Рене Траут**, який вперше, у 1969 році зв'язав разом два абсолютно різних предмети: екологію (за Кребсом – науку про відносини, які визначають поширення і проживання живих істот) і токсикологію.

У 1994 році В. і Т. Форбси дали таке визначення екотоксикології: «Галузь знань, яка підсумовує екологічні і токсикологічні ефекти хімічних полютантів на популяції,

співтовариства і екосистеми, простежуючи долю (транспорт, трансформацію і видалення) таких поллютантів у навколишньому середовищі».

Для екотоксикології інтерес становлять лише молекули, що володіють біодоступністю, тобто здатними взаємодіяти немеханічним способом з живими організмами. Зазвичай - це сполуки, що перебувають в газоподібному або рідкому стані, у формі водних розчинів, адсорбовані на частинках ґрунту і різних поверхнях тверді речовини, або у вигляді дрібного дисперсного пилу (розмір частинок - менше ніж 50 мкм), і, нарешті, речовини, що надходять в організм із їжею.

Для екотоксикології характерним є застосування експериментальних методів дослідження з використанням живих систем, чутливих до дії конкретних речовин.

Для попередження токсичної дії тієї чи іншої забруднювальної речовини застосовують екологічне нормування, що проводиться з метою встановлення комплексу обов'язкових норм, правил, вимог щодо охорони навколишнього природного середовища, використання природних ресурсів і забезпечення екологічної безпеки.

Екологічні нормативи встановлюють гранично допустимі викиди та скиди в навколишнє природне середовище забруднювальних хімічних речовин, рівні допустимого шкідливого впливу на нього фізичних і біологічних чинників.

Законодавством України можуть встановлюватися нормативи використання природних ресурсів та інші екологічні нормативи.

Екологічні нормативи повинні встановлюватися з урахуванням вимог санітарно-гігієнічних і санітарно-протиепідемічних правил і норм, гігієнічних нормативів.

## **Тема 1 Екологічна токсикологія як частина сучасної екології**

### **Зміст теми**

- 1.1 Токсикологія: сутність, основні поняття, мета, завдання дослідження.
- 1.2 Екологічні полютанти й екологічні токсиканти. Параметри оцінювання небезпечності ксенобіотиків.
- 1.3 Залежність «доза - ефект» у токсикології.
- 1.4 Оцінювання ризику.

**Ключові терміни:** доза - ефект, екологічна небезпека, екополютант, екотоксикант, концентраційні отрути, ксенобіотик, отрута, ризик, токсичність, хроноконцентраційні отрути.

### **1.1 Токсикологія: сутність, основні поняття, мета, завдання дослідження**

Антропогенне забруднення довкілля є одним із найбільш негативних наслідків розвитку людської цивілізації. Вивчення поведінки хімічних речовин, їхнього впливу на популяції організмів і біоценози, розроблення системи превентивних заходів щодо несприятливих екологічних наслідків стали предметом окремого розділу токсикології – екологічної токсикології.

Цей напрям розглядається як природне відгалуження токсикології, яке розкриває дію ксенобіотиків на екосистеми, тобто об'єктом вивчення є надорганізменний рівень організації живого. Ксенобіотик може смертельно впливати на індивідуальні організми, але не мати екологічного значення. Нерідко спостерігається зворотна картина: малотоксичний полютант стає екотоксикантом.

Характер дії і небезпека екотоксикантів оцінюється в прояві їхньої дії на рівнях:

- організму (захворювання, порушення репродуктивних функцій, загибель);
- популяції (зростання захворюваності, смертності,

зменшення народжуваності, збільшення кількості вроджених дефектів розвитку, загибель популяції);

– біоценозу (порушення міжвидових відносин, зникнення окремих видів).

Екотоксикологія оперує як категоріями загальної екології (екосистема, біоценоз, біотоп, біосфера), загальної токсикології (отрута, токсичний ефект тощо), так і власними термінами (екотоксиканти, поллютанти, суперекотоксиканти та ін.).

До екотоксикантів (часто використовують схожі поняття поллютантів, екополлютантів) відносять лише ті хімічні сполуки, які прямо чи опосередковано можуть впливати на стан популяцій і біоценозів. Однак надзвичайно токсичні і небезпечні отрути не завжди належать до екотоксикантів. Наприклад, зарин, зоман, фосген, синильна кислота та інші високолеткі отруйні речовини не є екотоксикантами. Водночас Карбон (IV) оксид, який є, входить до складу атмосферного повітря, набуває все більш важливого екологічного значення (парниковий ефект).

Поллютанти поділяються на дві групи.

Перша група – поллютанти, що перебувають у кількостях, за яких не проявляється прямий ефект впливу на організми, але порушуються хімічні і фізичні параметри довкілля. Наприклад, підвищення концентрації CO<sub>2</sub> в атмосферному повітрі викликає низку глобальних змін, наведених на рисунку 1.1.

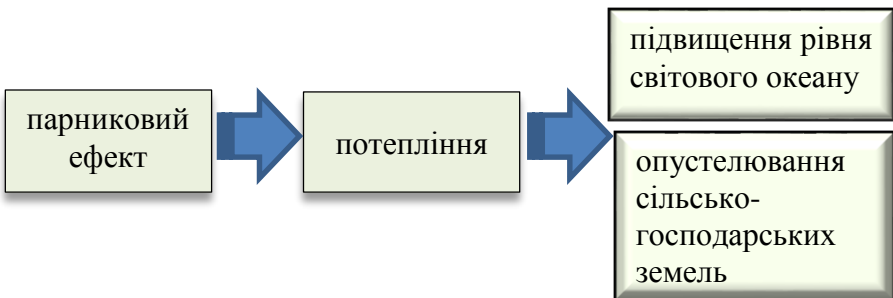


Рисунок 1.1 – Причинно-наслідковий ланцюг впливу CO<sub>2</sub>

Друга група – токсичні екотоксиканти: SO<sub>2</sub> й інші оксиди сульфуру закислюють ґрунти, води. Ці речовини завдяки своїм

хімічним властивостям є причиною кислотних дощів.

Крім цього, виділяють окрему групу речовин суперекотоксикантів, тобто екотоксикантів, які мають високу стійкість (персистентність), повільно метаболізуються в організмах, накопичуються в них (кумуляція), здатні мігрувати в навколишньому середовищі і харчовими ланцюгами. До них відносять хлорорганічні пестициди (ХОП), діоксини (зокрема ТХДД – тетрахлордифензопарадиоксин), важкі метали.

До основних забруднювачів довкілля належать:

– забруднювачі повітря – гази (оксиди сірки, азоту, вуглецю; хлор, вуглеводні, фреони); пилові частки (азбест, вугільний пил, кремній, метали);

– забруднювачі води та ґрунту – важкі метали (свинець, миш'як, кадмій, ртуть), пестициди хлорорганічні (дихлордифенілтрихлоретилетан – ДДТ, алдрин), нітрати, фосфати, нафта і нафтопродукти, органічні розчинники (толуол, бензол, тетрахлоретилен), низькомолекулярні галогеновані вуглеводні (хлороформ, бромдихлорметан, тетрахлорметан, дихлоретан), поліциклічні ароматичні вуглеводні, поліхлоровані біфеніли, диоксин, дифензофурані.

Основним **предметом екотоксикології** є зміни, викликані шкідливими речовинами в біологічних системах надорганізного рівня.

Головними **завданнями** екотоксикології є:

1. Оцінювання небезпеки для здоров'я людини окремих хімічних забруднювачів, а також змін у навколишньому середовищі, викликаних цими забруднювачами.

2. Оцінювання небезпеки забруднення для екосистеми загалом і для окремих її елементів.

3. Визначення джерел надходження небезпечних забруднювачів до екосистем.

4. Використання одержаних даних для зменшення несприятливого впливу на навколишнє середовище хімічного забруднення і розроблення необхідних заходів, спрямованих на поліпшення стану біосфери і здоров'я населення.

Основними методами оцінювання впливу токсикантів на

біологічні об'єкти та екосистеми в екотоксикології є як традиційні методи вивчення механізмів токсичної дії, так і методи, що розвиваються сьогодні, з використання біологічних показників біоіндикації і біотестування, які можуть проводитися на різних рівнях організації живого – від молекулярного до екосистемного. Водночас стає можливим екологічне формування середовища проживання, спрямоване на обмеження антропогенних впливів межами екологічних можливостей біоти.

Екотоксикологію, як і інші розділи токсикології, можна розглядати в межах трьох розділів: екотоксикокінетика, екотоксикодинаміка, екотоксикометрія.

**Екотоксикокінетика** - це розділ екотоксикології, який вивчає поведінку ксенобіотиків (екополютантів) у навколишньому середовищі (надходження, розподілення в елементах довкілля – абіотичних і біотичних, перетворення ксенобіотика в місці існування виду, виведення із середовища).

**Екотоксикодинаміка** - це розділ екотоксикології, який розглядає конкретні механізми формування проявів, наслідків негативної дії чужорідних навколишньому середовищу речовин на біоценоз і окремі види, його складові.

**Екотоксикометрія** - найменш розроблений розділ токсикології довкілля. Крім класичних токсикометричних досліджень, які є базою екотоксикометрії, дослідник (і практик) має сьогодні лише далеку від досконалості методологічну оцінювання екологічного ризику.

## **1.2 Екологічні полютанти й екологічні токсиканти. Параметри оцінювання небезпечності ксенобіотиків**

**Токсичність** - це здатність хімічної речовини мати шкідливий вплив на організми, яка проявляється тільки в разі взаємодії з ними. Токсичність – поняття кількісне, водночас вимірюванню підлягають біологічний ефект, що виявляється внаслідок хімічної агресії, і доза (концентрація), у якій той чи інший хімічний агент викликає різні наслідки.

**Отрутою** вважається хімічна речовина, яка в разі зіткнення



з організмом за певних умов середовища проживання і в певній кількості здатна чинити на нього шкідливий вплив (аж до загибелі). У сучасній літературі як синонім слова часто використовують слова: ксенобіотики, токсикант, біотоксикант, екотоксиканти.

**Ксенобіотики** - це речовини, які в разі надходження до організму живих організмів не використовуються як джерела енергії або «пластичний матеріал», але діючи в достатніх дозах і концентраціях, здатні істотно модифікувати перебіг нормальних фізіологічних процесів.

**Ксенобіотичний профіль біогеоценозу** - це сукупність чужорідних речовин, які містяться в навколишньому середовищі (воді, ґрунті, повітрі і живих організмах) у формі (агрегатному стані), яка дозволяє їм вступати в хімічні і фізико-хімічні взаємодії з біологічними об'єктами екосистеми.

Ксенобіотичний профіль розглядають як один із найважливіших чинників зовнішнього середовища (поряд із температурою, освітленістю, вологістю, трофічними умовами тощо), що може бути визначений якісними й кількісними характеристиками. Хімічні речовини, фіксовані у твердих об'єктах (скельні породи, тверді промислові вироби, скло, пластмаса та ін.), не характеризуються біодоступністю. Їх розглядають як можливі джерела формування ксенобіотичного профілю.

Ксенобіотичні профілі середовища, що сформувалися у процесі еволюційних процесів, які мільйони років відбувалися на планеті, називають природними ксенобіотичними профілями. Вони відрізняються для різних регіонів Землі. Біоценози, що існують у цих регіонах (біотопах), певною мірою адаптовані до відповідних природних ксенобіотичних профілів. Різні природні колізії, а також господарська діяльність людини з часом істотно змінюють природний ксенобіотичний профіль багатьох регіонів (особливо урбанізованих).

Хімічні речовини, що накопичуються в середовищі в невластивих кількостях і є причиною змін природного ксенобіотичного профілю, є **екополютантами**. Екополютант,

який накопичився в середовищі в кількості, достатній для ініціації токсичного процесу в біоценозі (на будь-якому рівні організації живої матерії), може бути визначений як **екотоксикант**. Врахуємо й те, що зміна ксенобіотичного профілю може бути наслідком надлишкового накопичення в середовищі одного або кількох екополютантів.

Одним із найскладніших практичних завдань екотоксикології є визначення кількісних параметрів, за яких екополютант трансформується в екотоксикант. Під час розв'язання цього завдання необхідно враховувати, що за реальних умов на біоценоз діє весь ксенобіотичний профіль середовища, модифікуючи водночас біологічну активність окремого полютанта. Тому в різних регіонах у зв'язку з різними ксенобіотичними профілями, різними біоценозами кількісні параметри трансформації полютанта в екотоксикант різні. Більшість речовин мають політропну дію, але відповідно до переважних спрямувань уражень систем організму отрути можна класифікувати на п'ять груп:

1. Подразнювальні речовини.
2. Нейротропні.
3. Гепатотропні.
4. Ниркові.
5. Отрути крові.

З урахуванням цієї класифікації виділяють п'ять груп захворювань хімічного походження:

1. З безпосереднім ураженням органів дихання.
2. З прямим ураженням нервової системи.
3. З прямим ураженням гепатобіліарної системи.
4. З прямим ураженням системи крові.
5. Нирок і сечовивідних способів.

### 1.3 Залежність «доза - ефект» у токсикології

Оцінювання токсичного впливу промислових отрут на організм засноване на трьох типах кількісних залежностей: доза (концентрація) – ефект; час - ефект; доза (концентрація) – час. Криві «час - ефект» будуються, якщо через певні інтервали часу враховувати загальну кількість тих тварин, у яких до цього моменту настав досліджуваний ефект. Побудована на підставі такого досвіду крива залежності між часом і відсотком тварин, що реагували на вплив, матиме типову S-подібну форму. Така крива «час - ефект» може бути випрямлена, якщо по осі абсцис замість часу відкласти його логарифми. У разі виявлення залежності між часом і відсотком тварин, що прореагували (час-ефект), обов'язковою умовою є однаковість доз (концентрацій), що впливали на тварин. Тому середній ефективний час (ЕТ<sub>50</sub>) або взагалі час настання певного ефекту буде змінюватися залежно від дози або концентрації речовини. У цьому разі мова буде йти вже про залежності «доза – час».

Залежність між концентрацією (дозою) отрути, часом її впливу і ефектом внаслідок надходження шкідливих речовин через дихальні способи одержала кількісне узагальнення у вигляді формули Габера

$$W = C \cdot t, \text{ або } C \cdot t = const, \quad (1.1)$$

де  $W$  – величина ефекту, від німецького слова *Wirkung* – дія;

$C$  – концентрація отрути, мг/м<sup>3</sup>;

$t$  – час впливу, хв.

Прикладом отрути, у разі впливу якої залежність Габера між трьома зазначеними показниками зберігається більш-менш задовільно, є фосген. Для фосгену (COCl<sub>2</sub>) час впливу і концентрація, що призводять до смерті кішок від набряку легень, визначаються рівнянням (1.1)  $C \cdot t = 450$ . У разі концентрації фосгену 45 мг/м<sup>3</sup> час впливу складе близько 10 хв, а за 10 мг/м<sup>3</sup> – 45 хв. Ці співвідношення графічно проілюстровані на рис. 1.2.

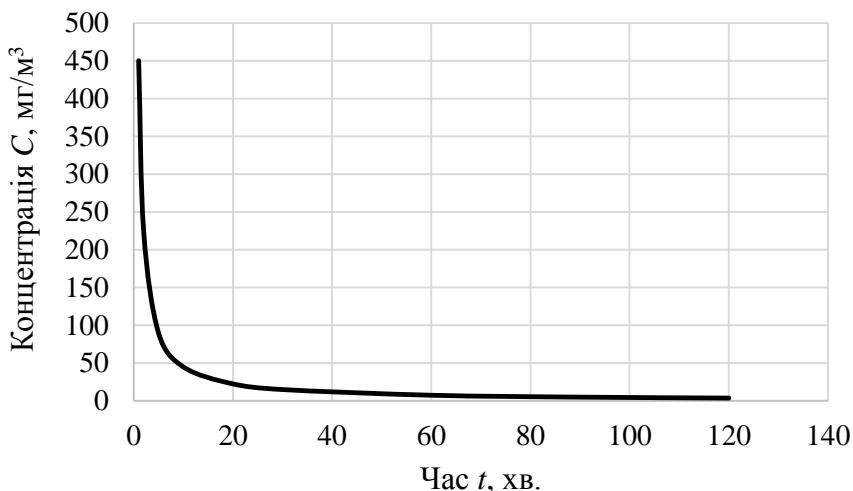


Рисунок 1.2 – Залежність між концентрацією отрути ( $C$ ) і часом впливу ( $t$ ) за умови смертельного отруєння кішок фосгеном

На підставі аналізу різних співвідношень між концентрацією і часом всі отрути можна розділити на дві принципово різні групи: **отрути хроноконцентраційні і концентраційні**.

До **концентраційних отрут** належать речовини, дія яких залежить переважно від концентрації, а не від часу впливу. Типовими прикладами служать багато летких наркотиків, місцевоанестезувальні речовини (кураре, кокаїн).

**Хроноконцентраційними отрутами** є речовини, токсичний ефект яких досить істотно залежить від часу впливу. До такого типу речовин належить фосген і отрути, які впливають на обмін речовин і на ферментні системи, особливо в тих випадках, коли сама отрута відіграє роль каталізатора (наприклад, карбоніл нікелю  $Ni(CO)_4$ ). Надходження отрут до організму та їхнє накопичення залежать як від особливостей організму, так і від властивостей речовин, що впливають.

Накопичення отрут визначається такими чинниками, як «ємністю» **організму** для досліджуваних отрут, співвідношенням між швидкостями надходження, перетворення і

виведення їх із організму. Саме тому формула Габера виявилася придатною для групи таких наркотиків, загальною характеристикою якої є мала швидкість їхнього накопичення в організмі (ацетон, метиловий і етиловий спирт) і низька швидкість перетворення, якою практично можна знехтувати. Саме тому вони виявилися типовими представниками хроноконцентраційних отрут. Пояснюється це незвичайне, на перший погляд, явище тим, що завдяки високій розчинності цих речовин у воді та крові «ємність» тіла для них (тобто максимальна кількість отрути, яка може перебувати в організмі, насиченому отрутою) дуже велика. Тому для насичення організму потрібні тривалі інтервали часу: під час вдихання повітря з парами етилового спирту для насичення теоретично необхідно безперервне перебування людини в такому атмосферному повітрі протягом декількох діб.

Залежність між концентраціями (дозами) діючих речовин, з одного боку, і ефектом – з другого, може бути графічно зображена у вигляді кривих «доза - ефект». Здебільшого криві «доза - ефект» виражаються S-подібною кривою (рис. 1.3). Це означає, що на кривих є ділянки, для яких невеликі зміни концентрації викликають істотне наростання ефекту, і ділянки, для яких значні зміни концентрацій призводять до слабкої зміни ефекту. Розглянемо більш детально приклад, наведений на рисунку 1.2. Порядок розташування речовин за токсичністю в зоні величини  $DL_{50}$  виявляється так:  $b > c > a$ . Водночас відсоток загибелі тварин у зонах інших доз буде іншим: у зоні I –  $a > b > c$ , у зоні II –  $b > a > c$ , у зоні IV –  $c > b > a$ .

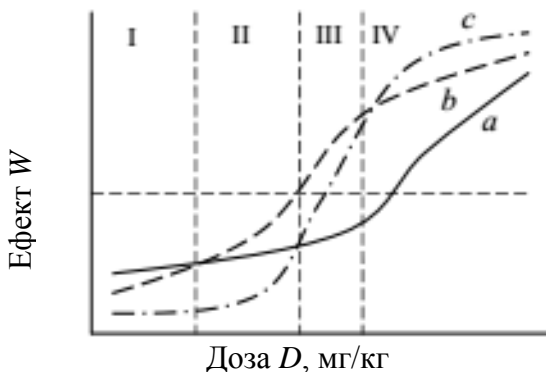


Рисунок 1.3 – Криві «доза - ефект» для речовин а, b і c

Криві «доза - ефект» можуть виражатися також у вигляді гіперболи, експонентної кривої або параболи. Теоретичний зміст S-подібних кривих більшість авторів пояснюють біологічною варіабельністю. Ці криві відображають відмінності окремих особин в чутливості до тієї або іншої отрути.

У всіх таких випадках ефект, зазвичай, зростає залежно від дози або концентрації отрути, що впливає. Проте відомі й інші типи залежностей «доза - реакція» (рис. 1.4).

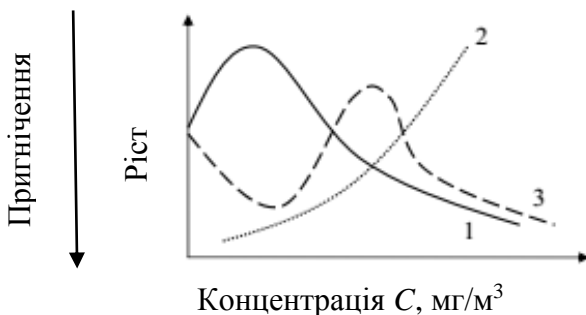


Рисунок 1.4 – Криві парадоксальних ефектів:  
 1 – олігодинамічна дія; 2 – дія аденіну, тиміну;  
 3 – мультимодальна залежність

На рисунку 1.4 наведені приклади кривих парадоксальних ефектів, розглянемо кожен із них.

Крива 1 характерна для деяких важких металів, які в малих концентраціях здійснюють стимулювальну дію. За більш високих концентрацій вони виявляються токсичними.

Крива 2 притаманна таким речовинам, для яких протягом всього діапазону концентрацій ефект тим більше вираженим, чим менша діюча концентрація та чим нижче доза. До таких речовин відносять аденін і тимін.

Крива 3 характеризує випадки бі- і навіть мультимодальної залежності між ефектом і дозою, тобто такі речовини спочатку викликають збільшення ефекту (зі збільшенням дози), а потім, – з подальшим збільшенням дози, – зниження ефекту і, нарешті, знову збільшення зворотної реакції.

## **1.4 Оцінювання ризику**

Загалом під час проведення еколого-токсикологічного оцінювання речовини враховують кілька характеристик:

- кількість речовини, що надходить у навколишнє середовище;
- стійкість у ґрунті, воді, рослинах, повітрі;
- рухливість речовини (міграція в навколишньому середовищі);
- здатність до накопичення в біологічних об'єктах;
- токсичність речовини для живих організмів, що містяться в навколишньому середовищі.

Для оцінювання та контролю вмісту токсичних речовин в об'єктах водного середовища використовують два методи: диференційний і комплексний. Диференційний контроль токсичних речовин містить використання критеріїв ГДК для обмеження концентрацій конкретних токсикантів. Комплексний метод спирається на використання біотестування. Такі методи застосовують для аналізу водних екосистем, а останніми роками – і для ґрунтових. Найбільш часто методи біотестування з використанням стандартних тест-організмів застосовують для

оцінювання токсичності стічних вод. Токсичність стічних вод кількісно виражається через летальну концентрацію ЛК<sub>50</sub> або ступінь розбавлення стічної води, за яких гине 50 % особин тест-організмів. Вимірювання ступеня токсичності як параметра стічних вод можна використовувати для лімітування стоку. Параметр токсичності не відображає вмісту у воді окремих токсичних компонентів водного середовища, а служить інтегральною характеристикою стічних вод. Під час використання біотестів необхідно враховувати, що різні види організмів проявляють різну чутливість до токсикантів. Найчастіше між видами, що зазнають впливу одного і того ж самого токсиканту, спостерігається значна різниця за величиною ефекту. Діапазон відмінностей сильно залежить і від природи токсиканта.

Агентство із захисту довкілля США (U.S. Environmental Protection Agency) вимагає під час оцінювання критеріїв якості води, що містить деякий токсикант, визначати його токсичність принаймні на восьми різних видах прісноводних і морських організмів (16 тестів).

Деякі відомості, що дозволяють оцінити токсичність речовин для риб, птахів і ссавців, наведені в таблиці 1.1.

Таблиця 1.1 – Групи токсичності ксенобіотиків для хребетних тварин

<b>ЛК<sub>50</sub> для риб, мг/л</b>	<b>ЛД<sub>50</sub> для птахів і ссавців, мг/кг</b>	<b>Ступінь токсичності</b>	<b>Приклад токсиканта</b>
Понад 100	Більше 5000	Малотоксичні	Барій
10–100	500–5000	Помірно токсичні	Кадмій
1–10	50–500	Високотоксичні	Дихлорбензол
Менше ніж 1	Менше ніж 50	Надзвичайно токсичні	Алдрін

Під час оцінювання хронічної екотоксичності речовини необхідно враховувати такі обставини.



1. Визначення коефіцієнта небезпеки є лише першою ланкою у дослідженні екотоксичного потенціалу речовини. У лабораторних умовах порогові концентрації хронічної дії токсикантів визначають, оцінюючи показники летальності, зростання, репродуктивних здібностей групи. Вивчення інших наслідків хронічної дії речовин часом призводить до інших числових характеристик.

2. Дослідження токсичності проводять на тваринах, придатних для утримання в лабораторних умовах. Одержані одночасно результати не можна розглядати як абсолютні. Токсиканти можуть викликати хронічні ефекти в одних видів і не викликати в інших.

3. Взаємодія токсиканта з біотичними й абіотичними елементами довкілля може істотно позначитися на його токсичності в природних умовах. Однак експериментальне вивчення таких процесів в умовах лабораторії практично не можливе.

Специфічним методом екотоксикометрії є оцінювання екологічного ризику. Забруднення середовища як складний багаточинний процес проявляється в різних формах порушення здоров'я людей. Загально визнано, що здоров'я людини – чільний системоутворювальний чинник під час вивчення відгуку біологічних систем на техногенний вплив.

Оцінюючи екологічні умови, необхідно визначити ймовірність несприятливого впливу на здоров'я людини шкідливих речовин, що забруднюють середовище проживання або виробниче середовище. Цей напрям досліджень називають оцінюванням ризику.

**Ризик** – кількісний еквівалент однієї з причин будь-якого несприятливого явища (ефекту). Екологічний ризик пов'язаний із будь-якою техногенною діяльністю. Водночас традиційно виділяють два види екологічного ризику: аварійний і кумулятивний.

Перший є результатом раптових відхилень від нормального режиму функціонування технічних систем. Зазвичай, наслідки цього виду ризику під час його реалізації мають переважно

локальний характер, але можуть проявлятися і в широкому масштабі.

Другий вид ризику пов'язаний із наслідками, що призводять до локальних, регіональних і навіть глобальних ефектів – таких; наприклад, як зміна клімату, виснаження озонового шару атмосферного повітря та інші, але які є результатом накопичення (акумуляції) низки несприятливих процесів у навколишньому середовищі за «нормального» функціонування технічних систем.

Кількісне оцінювання екологічного ризику пов'язане з певними труднощами, обумовленими складністю екосистем, недостатністю вивчення характеристик екотоксикологічної небезпеки, різноманіттям і великою кількістю ксенобіотиків, що використовуються в господарській діяльності.

На першому етапі оцінювання екологічного ризику здійснюється виявлення проблем, зумовлених забрудненням довкілля (рис. 1.5). Одночасно формується банк даних про стан здоров'я населення за результатами контролю служби охорони здоров'я (блок параметрів стану здоров'я населення) і вміст забруднювальних речовин (ЗР) у навколишньому середовищі за даними метеорологічних служб (блок параметрів стану довкілля).

На другому етапі формуються дані з управління ризиком. Управління ризиком починається зі встановлення стандартів якості довкілля і виражається через нормування концентрації ксенобіотиків у повітрі, воді та ґрунті в зоні проживання людей.

Оцінювання ризику може бути використане під час підготовки та ухвалення законодавчих і політичних рішень, пов'язаних з відшкодуванням шкоди, завданої здоров'ю громадян.

Отже, у разі з'ясування причинно-наслідкових зв'язків між здоров'ям населення та забрудненням довкілля необхідно знати два блоки відповідної інформації: з одного боку – показниками здоров'я людей, з іншого – дані про стан довкілля.



Рисунок 1.5 – Основні етапи оцінювання екологічного ризику

До основних чинників стану довкілля, що враховуються під час оцінювання екологічного ризику, належать:

- 1) забруднення атмосферного повітря;
- 2) забруднення води і ґрунту;
- 3) побутові та дорожньо-транспортні умови;
- 4) надзвичайні ситуації техногенного характеру.

У таблиці 1.2 поданий відносний внесок джерел екологічної небезпеки і ризику в техногенне навантаження на середовище проживання.

Таблиця 1.2 – Розподілення джерел екологічної небезпеки та ризику за їхнім внеском у техногенне навантаження на навколишнє середовище

<b>Джерела екологічної небезпеки і ризику</b>	<b>Відносна частка, %</b>
Важкі метали та миш'як	28
Органічні токсиканти (поліциклічні ароматичні вуглеводні – ПАР та ін.)	27
Змішані відходи (неорганічні та органічні)	20
Пестициди	15
Радіонукліди ( $^{137}\text{Cs}$ та ін.)	6
Гази (сульфур (IV) оксид, нітроген (II) оксид, озон та ін.)	3
Генетично модифіковані мікроорганізми	1

### **Питання для самоперевірки**

1. Відмінність між змістом понять «токсикант», «полютант» і «ксенобіотик». Розкрийте суть поняття «ксенобіотичний профіль біогеоценозу».
2. Принципи оцінювання токсичного впливу.
3. Види отрут за характером дії.
4. Сутність поняття «ризик», порядок оцінювання екологічного ризику.

## Тема 2 Токсикометрія

### Зміст теми

2.1 Токсодози ксенобіотиків за різних способів їхнього надходження до організму.

2.2 Токсикометрія й актуальні проблеми гігієнічного регламентування хімічного забруднення довкілля.

2.3 Оцінювання віддалених наслідків дії хімічних речовин під час їхнього гігієнічного нормування.

2.4 Оцінювання екологічної небезпеки хімічних забруднень методами біоіндикації.

2.5 Біологічні тести під час оцінювання хімічних забруднень об'єктів довкілля.

**Ключові терміни:** біоіндикація, біотестування, гранично допустима концентрація, зона хронічної і гострої дії, коефіцієнт запасу, летальна доза, летальна концентрація, поріг хронічної і гострої дії, поріг специфічної дії, ступінь токсичності.

### 2.1 Токсодози ксенобіотиків за різних способів їхнього надходження до організму

**Токсикометрія** – це система принципів і методів для визначення токсичності речовини. Практичний інтерес становлять концентрації отрут у повітрі, а також дози речовин, що надходять через шкіру або шлунково-кишковий тракт і які здатні викликати будь-які зміни в організмі. Усі дози або концентрації отрут, що викликають той або інший ефект (наприклад, загибель тварин, час настання «бічного положення») у разі впливу на організм, умовно поділяють на **смертельні (летальні) дози та концентрації (DL, CL або ЛД, ЛК) і несмертельні, або ефективні (DE, CE або ДЕ, КЕ).**

Летальні дози або концентрації (ЛД або ЛК) можуть викликати одиничні випадки загибелі досліджуваних тварин (мінімальні смертельні дози або концентрації) або загибель всіх досліджуваних тварин (максимальні або стовідсоткові смертельні

дозы або концентрації). Відповідно їх позначають **LD<sub>min</sub>** і **LK<sub>min</sub>**; **LD<sub>max</sub>** або **LD<sub>100</sub>** та **LK<sub>max</sub>** або **LK<sub>100</sub>**.

Оскільки ці величини змінюються в широких межах унаслідок індивідуальної чутливості тварин, умов і методики проведення, то токсикологи частіше вказують у літературі величини статистично найбільш достовірні – середньосмертельні дози і концентрації, котрі позначаються відповідно **LD<sub>50</sub>** і **LK<sub>50</sub>**.

**Середня смертельна концентрація в повітрі LK<sub>50</sub>** - це концентрація речовини, що призводить до загибелі 50 % тварин за двох-, чотири годинного інгаляційного впливу на мишей або пацюків.

**Середня смертельна доза LD<sub>50</sub>** - це доза речовини, яка призводить до загибелі 50 % тварин, за однократного введення в шлунок.

**Середня смертельна доза в разі нанесенні на шкіру LD<sub>50</sub>** - це доза речовини, яка призводить до загибелі 50 % тварин за однократного нанесення на шкіру.

Кількість отрути, що викликає той або інший ефект, виражається у відповідних одиницях. Концентрації речовини, зазвичай, виражаються в одиницях маси на одиницю об'єму ( $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$ ,  $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ; у відсотках; у частинах на мільйон). Дози виражаються в одиницях маси або об'єму отрути на одиницю маси тварини ( $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ ,  $\text{мл} \cdot \text{кг}^{-1}$ ). Доза і концентрація речовини часто наводяться також у частках від дози (концентрації), що викликає певний ефект ( $1/2 \text{ LD}_{50}$ ,  $1/10 \text{ LD}_{50}$ ,  $1/20 \text{ LD}_{50}$  і тощо).

**Ступенем отруйності (токсичності)** є величина, зворотна абсолютному значенню дози або концентрації речовини, яка викликає загибель тварин, тобто ступінь токсичності – це  $1/\text{LD}_{50}$ ,  $1/\text{LK}_{50}$ .

І. В. Саноцьким був запропонований метод оцінювання відносної токсичності за безперервною шкалою, де за 0 % вважається токсичність вуглекислого газу  $\text{CO}_2$ , значення  $\text{LK}_{50}$  якого для мишей за 2-годинної експозиції становить  $10\,000 \text{ ммоль} \cdot \text{л}^{-1}$ , а за 100 % – токсичність найотрутіших фосфорорганічних сполук ( $\text{LK}_{50} = 0,0001 \text{ ммоль} \cdot \text{л}^{-1}$ ). Ступінь

відносної токсичності будь-яких речовин визначається за побудованим на зазначених опорних точках графіком (рис. 2.1).

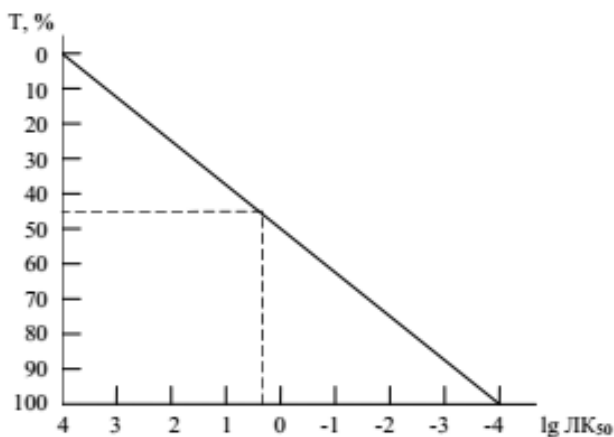


Рисунок 2.1 – Графік розрахунку відносної токсичності

**Порогом однократного впливу ( $Lim_{ac}$ ,  $K_{min}$ ,  $D_{min}$ )** вважають мінімальну дозу або концентрацію, що викликає в разі однократному впливі зміну інтегральних або специфічних показників, які характеризують стан життєдіяльності організму.

**Поріг хронічного впливу** визначається як мінімальна (гранична) концентрація шкідливої речовини, яка викликає шкідливу дію в хронічному експерименті протягом 4 годин 5 разів на тиждень протягом не менше ніж 4 місяців. Ці концентрації позначаються відповідно  **$Lim_{ac}$**  і  **$Lim_{ch}$** .

**$Lim_{sp}$**  – поріг специфічної дії.

**Зоною гострої дії ( $Z_{ac}$ )** називається відношення середньосмертельної концентрації ( $ЛК_{50}$ ) до порогу гострого впливу ( **$Lim_{ac}$** ).

$$Z_{ac} = \frac{ЛК_{50}}{Lim_{ac}}. \quad (2.1)$$

Це відношення демонструє розмах концентрацій, які здійснюють вплив на організм за однократного надходження, –

від початкових до крайніх, що впливають найбільш несприятливо.

**Зоною хронічної дії ( $Z_{ch}$ )** називається відношення порога гострого впливу ( $Lim_{ac}$ ) до порога хронічного впливу ( $Lim_{ch}$ ).

$$Z_{ch} = \frac{Lim_{ac}}{Lim_{ch}}. \quad (2.2)$$

Це відношення свідчить, наскільки великий розрив між концентраціями, що викликають початкові явища інтоксикації за однократного і тривалого надходження до організму. Чим менше зона гострого впливу, тим небезпечніше речовина, тому що навіть невелике перевищення порогової концентрації може викликати смертельний результат. Така речовина небезпечна з погляду можливості розвитку тяжких форм отруєння. Чим ширше зона хронічного впливу, тим небезпечніше речовина, оскільки концентрації, які здійснюють хронічний вплив, значно менші за ті, які викликають гостре отруєння. Хронічні отруєння за дії таких речовин розвиваються приховано, непомітно.

В основу іншої класифікації був покладений коефіцієнт можливості інгаляційного отруєння (КМІО). Цей показник був запропонований І. В. Саноцьким (1964) для кількісного вираження ефективної токсичності. КМІО дорівнює відношенню  $K_{20^\circ}$  і  $LK_{50}$ .

$$КМІО = \frac{K_{20^\circ}}{LK_{50}}, \quad (2.3)$$

де  $K_{20^\circ}$  – насичувальна концентрація парів речовини за температури на рівні  $20^\circ C$ .

У разі, якщо  $K_{20^\circ}$  не визначена експериментально, її можна розрахувати через інші параметри:

$$K_{20^\circ} = \frac{p \cdot M}{18,3}, \quad (2.4)$$

де  $p$  – тиск насичених парів, мм рт. ст.;

$M$  – молярна маса,  $г \cdot моль^{-1}$ .



Таблиця 2.1 – Класифікація шкідливих речовин за ступенем токсичності

Найменування показника	Класи небезпеки			
	1	2	3	4
Гранично допустима концентрація (ГДК) шкідливих речовин у повітрі робочої зони, мг · м <sup>-3</sup>	<0,1	0,1–1,0	1,0–10,0	>10,0
Середня смертельна доза ЛД <sub>50</sub> , у разі введенні в шлунок, мг · кг <sup>-1</sup>	<15	15–150	150–5000	>5000
Середня смертельна доза ЛД <sub>50</sub> при нанесенні на шкіру, мг · кг <sup>-1</sup>	<100	100–500	500–2500	>2500
Середня смертельна концентрація ЛК <sub>50</sub> у повітрі, мг · м <sup>-3</sup>	<500	500–5000	5000–50000	>50 000
Коефіцієнт можливості інгаляційного отруєння (КМІО)	>300	300–30	30–3	<3
Зона гострої дії Z <sub>ac</sub>	<6	6–18	18–54	>54
Зона хронічної дії Z <sub>ch</sub>	>10	10–5	5–2,5	<2,5

Оцінювання небезпеки речовин за ступенем леткості (табл. 2.2):

1. Різко виражена – насичувальна концентрація за температури на рівні 20 °С вища, ніж токсична (більше ніж ЛК<sub>50</sub>).

2. Виражена – насичувальна концентрація за температури на рівні 20 °С вища, ніж порогова в хронічному експерименті.

3. Мало виражена – насичувальна концентрація за температури 20 °С не спричиняє порогової дії.

Таблиця 2.2 – Показники потенційної небезпеки

Показник и	Ступені небезпеки		
	високонебезпечні	небезпечні	малонебезпечні
КМІО	>100	10–100	<10
С20°	≥ЛК <sub>50</sub>	>Limch	<Limch

**Коефіцієнт запасу.** Гранично допустима концентрація ГДК встановлюється на рівні в 2–3 рази нижчому, ніж  $Lim_{ch}$ . Цей коефіцієнт зниження називається коефіцієнтом запасу ( $K_3$ ).

$$ГДК = \frac{Lim_{ch}}{K_3}. \quad (2.5)$$

Величина  $K_3$  тим більше, чим вужче (менше) зона гострої дії, чим ширше (більше) зона хронічної дії, чим більше КМІО і можливість надходження речовини через неушкоджену шкіру. Якщо виявлені специфічні властивості – сенсibiliзувальні, мутагенні або канцерогенні, то приймаються найбільші величини коефіцієнта запасу (10 і більше).

Для обчислення коефіцієнта запасу запропонована формула

$$K_3 = a \cdot Z_{ch} \cdot \frac{KMIO}{Z_{ac}}, \quad (2.6)$$

де  $K_3$  – коефіцієнт запасу;  $a$  – коефіцієнт пропорційності (для парів летких рідин  $a = 1$ );  $Z_{ch}$  – зона хронічної дії;  $Z_{ac}$  – зона гострої дії; КМІО – коефіцієнт можливості інгаляційного отруєння. Відношення  $KMIO/Z_{ac} < 5$ . Якщо це відношення  $\geq 5$ , то небезпека отруєння вже не зростає, і отже, не потрібно збільшувати коефіцієнт запасу під час встановлення ГДК.

## **2.2 Токсикометрія й актуальні проблеми гігієнічного регламентування хімічного забруднення довкілля**

Для профілактичної токсикології важливі три проблеми:

1. Гігієнічне регламентування допустимих рівнів хімічного забруднення довкілля.
2. Обґрунтування ГДК для хімічних речовин.
3. Дослідження окремих наслідків дії токсикантів.

Вважається необхідним розроблення ГДК для різних експозицій на основі залежностей «доза - ефект» і «доза - розвиток ефекту» (для цього застосовують термін «максимально допустима концентрація» – МДК). МДК, по суті, – гігієнічний

норматив і на нього повинні поширюватися поняття і визначення ГДК.

Сучасним науковим напрямом стала проблема віддалених наслідків, але вивчена вона вкрай мало, хоча є всі підстави стверджувати значущість ролі хімічного забруднення довкілля. Віддалені наслідки це – не тільки гістогенні, мутагенні, гонадотропні і тератогенні ефекти, сюди належать також соматичні віддалені ефекти: ураження серцево–судинної системи, прискорення старіння, силікоз, склероз; різноманітні дегенеративні порушення: поліневрити, парези, паралічі, психози, отже, віддалені ефекти – це велика нозологічна група.

Важливими й актуальними стають оцінювання біологічних чинників, до яких відносять видові, вікові і статеві відмінності, сімейну й індивідуальну чутливість, вікові аспекти чутливості й адаптації. Теоретичною базою розрахункових методів є встановлені зв'язки між фізико–хімічними властивостями речовини, її токсичною дією й окремими показниками токсичності. Ці закономірності у вигляді рівнянь об'єктивно відбивають наявні зв'язки між фізико–хімічними властивостями речовин, параметрами токсичності і ГДК (ГДК повітря робочих приміщень або районів проживання). Розрахункові методи, зазвичай, дають можливість визначити лише орієнтовні значення токсичності і ГДК.

Як тимчасову, попередню норму використовують орієнтовні безпечні рівні впливу (ОБРВ). Для експериментального обґрунтування ГДК вирішальне значення мають результати токсикологічних досліджень в умовах хронічного дослідження (на двох видах тварин). Так отримують токсикометричну інформацію про хімічну речовину, а також встановлюють характер і ступінь прояву токсичного ефекту. Дослідження проводять як у часовому, так і дозовому режимах. Важливо виявити специфічні ефекти: канцерогенний, мутагенний, тератогенний, ембріо- і гонадотоксичний, алергенний, а далі за абсолютними токсикометричними величинами розраховують показники, необхідні для встановлення ГДК.

### 2.2.1 ГДК хімічних речовин в атмосферному повітрі населених місць

Пропонуються розрахункові методи встановлення гігієнічних нормативів із визначенням нешкідливих рівнів речовин, які використовуюють:

1. Параметри токсикометрії, визначені в практичних експериментах.

2. ГДК, визначена для інших об'єктів довкілля.

3. Фізико-хімічні характеристики речовин.

Запропоновано комплексний показник для оцінювання забруднення повітря  $P$

$$P = \sqrt{\sum k_i^2}, \quad (2.7)$$

де  $k_i$  – кратність перевищення ГДК певною речовиною відповідно до класу небезпеки.

Показник  $P$  дозволяє оцінити ступінь сумарного забруднення повітря і може служити для оцінювання несприятливого впливу атмосферних забруднень на здоров'я населення.

### 2.2.2 ГДК хімічних речовин у водоймах

Основні показники шкідливих речовин, що надходять до водойм:

- вплив на санітарний режим водойми;
- вплив на органолептичні властивості води;
- вплив на здоров'я населення;
- методика оцінювання впливу на здатність водойм до самоочищення.

Унаслідок численних комплексних досліджень розроблено загальноприйнятний критерій узагальнення одержаних результатів у процесі досліджень із метою гігієнічного нормування шкідливих речовин у воді водойми.

ГДК приймаються з урахуванням тієї ознаки шкідливості, що виявляється за найменшої граничної або передпорогової концентрації. Ця ознака лімітує за ступенем шкідливості, тому що визначає собою найбільш ранній імовірний характер несприятливого впливу в разі перевищення ГДК шкідливої речовини навіть на невеликому рівні.

Для підвищення ефективності гігієнічного нормування шкідливих речовин у воді, крім експериментальних даних, пропонують застосовувати розрахункові методи прогнозування токсичності і небезпеки речовин. Нормативи для води розраховують з урахуванням кількох показників, які є лімітувальними за шкідливістю. Такий показник, що лімітує, обов'язково враховується під час розрахунку. У групі розрахункових методів запропоновано низку математичних моделей, зокрема з урахуванням лімітувальних показників шкідливості та із порівнянням ГДК у повітрі робочої зони та ГДК у воді водойми.

$$\lg \text{ГДК}_В = 0,61 \cdot \lg \text{ГДК}_{РЗ} - 1,0, \quad (2.8)$$

де  $\text{ГДК}_В$  – норматив у воді, мг/л;

$\text{ГДК}_{РЗ}$  – норматив у повітрі робочої зони, мг/м<sup>3</sup>.

Перевищення санітарно-токсикологічного показника визначають як за параметрами токсичності, так і за  $\text{ГДК}_{РЗ}$

$$\lg \text{МНД} = 0,9 \cdot \lg \text{ЛД}_{50} - 3,6, \quad (2.9)$$

$$\lg \text{МНД} = 0,6 \cdot \lg \text{ГДК}_{РЗ} - 1,3, \quad (2.10)$$

де МНД – максимальна недіюча доза в хронічному токсикологічному експерименті, мг/кг.

Максимальна недіюча доза в хронічному токсикологічному експерименті та гранично допустима концентрація у воді водойми пов'язані між собою такою залежністю:

$$\text{ГДК}_В = 20 \cdot \text{МНД}. \quad (2.11)$$

### 2.2.3 Гігієнічна регламентація забруднення ґрунтів

В основу теорії і практики гігієнічного нормування екзогенних хімічних речовин у ґрунті запропоновано критерій, що припускає можливість надходження і вмісту екзогенних хімічних речовин у кількості, безпечній для людей і екосистеми. Водночас виходять із неприпустимості перевищення порогів адаптаційних можливостей організму найбільш чутливих груп населення і порогу екологічної адаптаційної здатності ґрунту до самоочищення за ізолюваного, комплексного, комбінованого і спільного впливу хімічних речовин на організм людини і екосистеми (поріг безпечної дії). Нормування токсичних речовин у ґрунті варто проводити не тільки з гігієнічної позиції (небезпека для населення), але і з урахуванням наслідків для фауни та флори.

Необхідно враховувати міграцію забруднювальних речовин у системах «ґрунт - рослина» і «ґрунт - вода», вплив забруднення на склад ґрунту і його агрохімічні властивості (ГДК варіюють залежно від складу ґрунту).

Науково обґрунтовані норми ГДК визначаються на модельних установах, де можливо встановити граничну кількість екзогенних хімічних речовин за п'ятьма критеріями шкідливості:

- загальносанітарним;
- токсикологічним;
- міграційним водним;
- міграційним повітряним;
- фітоакумулявальним.

Серед них визначають лімітувальний критерій, за яким встановлюється ГДК ґрунту.

Зв'язок функціонального стану здоров'я населення  $Z$  із рівнем забруднення ґрунту виражається такою залежністю:

$$Z = f(D_{\text{CP}}, J, K_{\text{K}}, D_{\text{MN}}), \quad (2.12)$$

де  $Z$  – стан здорового населення;

$D_{CP}$  – середня багаторічна доза надходження у ґрунт хімічної речовини,  $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ ;

$J$  – індекс здатності ландшафту до самоочищення;

$K_K$  – коефіцієнт акумуляції сполуки;

$D_{MN}$  – максимальна недіюча доза речовини в умовах комплексного надходження,  $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ .

Ця аналітична залежність дозволяє судити про ступінь небезпеки для здоров'я населення вмісту різних екзогенних хімічних речовин.

Розрахунок коефіцієнта акумуляції проводиться за допомогою формули

$$K_K = \frac{D_c}{LD_{50}}, \quad (2.13)$$

де  $D_c$  – сумарна доза, що спричиняє загибель організму за повторної дії.

Особливо токсичними та небезпечними для живих організмів є пестициди.

Усереднене навантаження пестицидів на ландшафти визначають екологічною дозою  $D$ ,  $\text{кг}$

$$D = \frac{M \cdot S_{об}}{S_{ор}}, \quad (2.14)$$

де  $S_{об}$  – площа, яку обробляють пестицидами, га;  $S_{ор}$  – загальна орна площа, га.

У таблиці 2.3 наведена класифікація пестицидів за їхнім накопиченням в організмах, в основі якої лежить значення коефіцієнта акумуляції. Така класифікація дозволяє ідентифікувати ступінь шкідливості та групу небезпеки певної речовини за конкретних умов її впливу на живий організм.

Таблиця 2.3 – Гігієнічна класифікація пестицидів за їхньою акумуляцією в організмі

Ступінь шкідливості	Коефіцієнт акумуляції ( $K_k$ )	Група небезпеки
Надмірна акумуляція	1	I
Виражена акумуляція	1–3	II
Помірна акумуляція	3–5	III
Слабка акумуляція	>5	IV

Ризик застосування пестицидів можна характеризувати за агроекотоксикологічним індексом АЕТІ

$$\text{АЕТІ} = 10 \cdot V \cdot (1 + V) / (1 + V)^4 + 500. \quad (2.15)$$

Попередньо розраховують потенційне забруднення ландшафту  $V$ , умовних  $\text{кг} \cdot \text{га}^{-1}$ :

$$V = \frac{D}{Q \cdot I_{\text{зон}}}, \quad (2.16)$$

де  $D$  – екотоксикологічна доза,  $\text{кг}$ ;

$Q$  – середньозважений ступінь небезпеки пестицидів;

$I_{\text{зон}}$  – індекс здатності земельних угідь до самоочищення.

Оцінні бали для встановлення послідовності нормування пестицидів у ґрунті наведені у таблиці 2.4.



Таблиця 2.4 – Оцінні бали для встановлення послідовності нормування пестицидів у ґрунті

<b>Показник дії пестицидів</b>	<b>Оцінний бал</b>
<b>Персистентність у ґрунті</b>	
До 1 міс.	2
1–6 міс.	4
0,5–2 роки	6
Більше ніж 2 років	8
<b>Дія на ґрунтові ферментативні процеси і біоту</b>	
Не діє	0
Діє на одиничні процеси (популяції)	1
Діє на кілька процесів (популяцій)	2
<b>Міграція за ґрунтовим профілем (см)</b>	
Не мігрує	0
Мігрує до 15	1
Мігрує до 50	2
Мігрує більше ніж 50	3
<b>Транслокація в культурні рослини і фітотоксична дія через ґрунт</b>	
Не надходить у культуру	0
Надходить у культуру, але супутнього впливу не створює	1
Надходить і погіршує якість урожаю	2
Погіршує якість і знижує врожай, проявляє фітотоксичну дію на культуру	3
<b>Реакція на дію інсоляції</b>	
Піддається фоторозкладанню	0
Не піддається фоторозкладанню	1
<b>ГДК для продуктів урожаю (мг · кг<sup>-1</sup>)</b>	
1	0
1–0,1	1
0,1–0,01	2
Менше ніж 0,01	3
Не допускається	4

Продовження таблиці 2.4

<b>ГДК для води (мг · л<sup>-1</sup>)</b>	
Більше ніж 1	0
1–0,1	1
0,1–0,01	2
Менш 0,01	3
Не допускається	4
<b>Дія на органолептичні якості</b>	
а) рослинних продуктів:	
не діє	0
діє	1
б) гранична концентрація для питної води (мг · л <sup>-1</sup> ):	
більше 0,1	0
0,1–0,01	1
менш ніж 0,01	2
<b>Леткість (пружність пари)</b>	
Нелеткі сполуки	0
Леткі, але насичення нижче за граничну концентрацію	1
Насичення дорівнює граничній концентрації	2
Концентрація, що насичує, дорівнює токсичній	3
<b>Токсичність для теплокровних (ЛД<sub>50</sub>), мг · кг<sup>-1</sup></b>	
Більше ніж 1000	1
1000–200	2
200–50	3
Менше ніж 50	4
<b>Здатність до кумуляції в організмі теплокровних (коефіцієнт кумуляції)</b>	
Більше ніж 5	0
5–3	1
3–1	2
Менше ніж 1	3

Отже, більше ніж 90 % всієї варіації поглинання ґрунтом речовин хімічної природи залежить від:

- механічного складу ґрунту;
- щільності;
- пористості;
- вмісту органічних речовин;
- оксалатнорозчинного феруму, алюмінію, силіцію;
- величини рН.

### **2.3 Оцінювання віддалених наслідків дії хімічних речовин під час їхнього гігієнічного нормування**

Вивчення як найближчих, так і віддалених ефектів токсичної дії хімічних речовин у зв'язку з гігієнічним нормуванням в об'єктах довкілля сьогодні є комплексним. Віддалені проявляються через тривалий час після контакту індивідуума з хімічною сполукою і можуть бути пов'язані не тільки з об'єктом (який піддався дії), але і його потомством у різних поколіннях.

Важливість одержання сучасної інформації про характер і закономірності прояву віддалених біологічних ефектів для досліджуваних речовин обумовлене тим, що така інформація є необхідною для розроблення наукових основ профілактики несприятливих впливів на людину. Загальною вимогою до вивчення будь-яких віддалених ефектів хімічного впливу є необхідність проведення тестування з урахуванням реальних умов взаємодії людини з навколишнім середовищем, інакше до переліку можуть потрапити речовини, які є нешкідливими або корисними для організму людини.

Важливим науковим завданням, спрямованим на вивчення окремих біоефектів хімічних речовин у разі їхнього гігієнічного нормування, є встановлення кількісного співвідношення між рівнем впливу і відповідною реакцією організму, тобто зв'язок типу «доза – ефект», що є основою для встановлення ГДК.

Кінцева мета таких досліджень полягає у визначенні мінімальних ефективних (граничних) і недіючих концентрацій

речовин. Водночас найбільш складним є випадок виявлення в однієї хімічної речовини кількох віддалених біоефектів. Тоді ГДК установлюється, на підставі домінантного чинника, що лімітує ефекти несприятливого впливу на організм.

Вирішення питання про ГДК канцерогенів значною мірою пов'язане із розв'язанням загальнобіологічної проблеми канцерогенезу, з'ясуванням питання про варіанти взаємодії індивідуального організму з канцерогеном. Під час переходу від експериментальних даних, одержаних у лабораторіях, до ГДК (Д) для людини встановлюють деякий коефіцієнт запасу (безпеки), що і забезпечує безпеку ГДК (Д), ураховується коефіцієнт видової чутливості, кумулятивні властивості речовин і окремі ефекти

$$K_s = \frac{LD_{50} \text{ (max)}}{LD_{50} \text{ (min)}} , \quad (2.17)$$

де  $K_s$  – коефіцієнт видової чутливості;

$LD_{50} \text{ (max)}$ ,  $LD_{50} \text{ (min)}$  – летальна доза, що належить до найбільш і найменш чутливого виду тварин відповідно,  $mg \cdot kg^{-1}$ .

ГДК і показники токсичності кумуляції зв'язують із рівнянням регресії, де встановлення коефіцієнтів регресії – це найбільш об'єктивний підхід до визначення коефіцієнтів запасу і величини ГДК для нових речовин.

## **2.4 Оцінювання екологічної небезпеки хімічних забруднень методами біоіндикації**

### **2.4.1 Біоіндикація шкідливих речовин у навколишньому середовищі**

Біоіндикаторами вважають такі види рослин і тварин, що виявляють більшу чутливість і раніше інших реагують на вплив шкідливих речовин. Вони використовуються як перші показники наявності шкідливих речовин у довкіллі, оптимальніше – у поєднанні з хімічним аналізом.

Розрізняють 2 типи біоіндикаторів:

1) індикатори біоаккумуляції або індикатори хімічного складу середовища;

2) індикатори активного моніторингу – організми для спостереження за станом довкілля.

Зміст біоіндикації полягає у вивченні реакції живих систем на вплив несприятливих чинників, а не у вимірюванні параметрів забруднення середовища. Вибір біоіндикаторів залежить від конкретних умов, але переважно визначається тими, які:

– здатні накопичувати шкідливі речовини в тканинах організму;

– мають досить високу чутливість до шкідливих речовин;

– доступні для використання, а це використання біологічно виправдане.

Залежно від конкретної мети індикатори повинні мати або вибірково, або універсальну чутливість.

Під час вибору методів використання біоіндикаторів доцільно дотримуватися такої послідовності:

1) біоіндикація повітря;

2) біоіндикація забруднення водойм;

3) біоіндикація забруднення ґрунту.

Як біоіндикатори забруднення повітря використовують рослини, а для ґрунтів і водойм як рослини, так і тварини – від найпростіших до хребетних. За впливу хімічних речовин, що проявляють токсичну дію на всіх рівнях організації живого – від клітинного до надорганізмowego, характер змін значно відрізняється для кожної таксономічної одиниці (табл. 2.5).

Таблиця 2.5 – Характеристика змін за впливу хімічних речовин, що забруднюють навколишнє середовище

<b>Окрема ланка екосистеми (організм)</b>	<b>Екосистема загалом</b>
Поглинання хімічних речовин, зміна внутрішнього середовища організму.	Нагромадження хімічних речовин у живих організмах (біоб'єктах), ґрунті, водоймах, ґрунтових водах, що визначають нормальне функціонування системи
Порушення процесів нормальної життєдіяльності (фотосинтезу та енергетичного обміну)	Шкода для споживача, внесеного в харчовий ланцюг. Деструкція в харчовому ланцюгу у зв'язку з видаленням з нього видів, найбільш чутливих до хімікатів. Зміна і розпад популяцій, видових і міжвидових асоціацій
Зміна асиміляційних процесів (синтезу білка або інших структурних елементів, порушення росту, розвитку, видоутворення)	Зміна (збіднення) видового складу біоценозу
Зниження стійкості до несприятливих зовнішніх впливів, порушення адаптаційних механізмів, загибель організмів	Порушення стабільності системи та її здатності до саморегуляції. Деградація екосистеми, вимирання або міграція тварин, загибель рослин, зникнення живих організмів у регіоні, настання пустелі

### 2.4.2 Лишайники як біоіндикатори

Особливості протікання метаболічних процесів лишайників спричиняють їхню високу чутливість до впливу хімічних речовин, що забруднюють атмосферне повітря, у зв'язку з чим вони зникають першими. У районах із високою концентрацією

фітотоксичних речовин лишайники взагалі відсутні, це так звана «лишайникова пустеля».

Маса сухої речовини лишайника залежить від біогеохімічної характеристики зони і загального рівня забруднення атмосферного повітря. Вміст мікроелементів в епіфітних (на деревах) і епігейних (на землі) лишайниках сильно підвищується в умовах кислого середовища. Слань лишайника забруднюється бензопіреном, що є показником техногенного і промислового забруднення. Тому переконливою виглядає необхідність внесення їх у перелік тест-об'єктів, що використовуються для характеристики потенційного забруднення атмосферного повітря.

Біоіндикаційні властивості лишайників широко використовуються для вивчення різних забруднень, зокрема кислого, за такими варіантами дослідження:

- облік та оцінювання природних епіфітних лишайників;
- оцінювання відмерлого матеріалу видів, узятих із незабруднених територій щодо трансплантованих у районі дослідження.

Найбільш прийнятним для мало забруднених районів є метод картування рослинних угруповань. У середньо-забруднених районах надійні результати дають кількісні дослідження комплексів хлорофілу, а в сильно забруднених районах – метод експозиції рослин із незабруднених районів. Але на підставі реакції лишайників на забруднення неможливо прогнозувати ступінь загрози для вищих рослин. Метод індикації лишайників дозволяє швидко без значних витрат оцінити стан і виявити динаміку умов довкілля, особливо атмосферного повітря. Метод ґрунтується на вивченні і картографії певних тест-видів, характерних для природних, не змінених людиною умов, а також для умов із різними відхиленнями від природних.

### 2.4.3 Вищі рослини як індикатори забруднення атмосферного повітря

Рослини мають більш високу чутливість, ніж тварини і людина, до таких універсальних і широко розповсюджених забруднювальних речовин, як SO<sub>2</sub>, HF, HCl. Реакція рослин на забруднювальні речовини залежить від концентрації і терміну впливу, від кількості речовини, що поглинається за одиницю часу. Встановлено, що дуб чітко реагує на наявність фторидів в атмосферному повітрі, тому його можна використати як індикатор на ферум і хром; тополя, берест, біла акація активно поглинають фенол, бузок – піридин, тополя – ціаніди.

У міських умовах морфологічні структури, відповідальні за фотосинтез, істотно змінюються – об'єм хлоропластів зменшується в 1,5–3 рази і ці зміни розвиваються до появи видимих ознак ураження. Серед видимих ознак найбільш вираженими є зменшення розмірів і кількості листків, скорочення часу їхнього життя на 20–24 дні, ущільнення листків, зменшення кількості мезофільних клітин, крона стає більш розрідженою. Такі морфологічні зміни фотосинтезувальних функцій подібні до випадків стресових впливів, спричинених відсутністю вологи або мінеральних речовин. Різні структурні зміни виявляються у рослинах під час ультрамікроскопування вже на ранніх стадіях уражень листків, хоча зовні вони виглядають ще здоровими.

Рослини (трави), що нагромадили у своїх тканинах хімічні речовини, небезпечні для травоядних. Так, перевищення рівнів сполук плумбуму призводить до порушення обміну речовин у корів. Враховувати джерела забруднення необхідно не тільки при організації тваринницьких комплексів, але і в рільництві, рослинництві, під час вирощування плодових, ягідних і овочевих культур, беручи до уваги відмінність у чутливості рослин до хімічних речовин, що забруднюють повітря.

Запропоновано схему оцінювання уражень насаджень промисловими газами, що поєднує п'ятибальну систему з кількісними показниками втрати росту. Відповідно до закону нормального розподілення, якому підкоряються всі ознаки стану



насаджень і їхньої газостійкості, втрати росту для умовно здорових – 12 %, ослаблених – 30 %, уражених – 50 %, тих, що засихають – 70 %, засохлих насаджень – 90 %. Висока чутливість рослин до екологічних умов на промислових майданчиках дає підстави рекомендувати рослини як тест-об'єкти.

Існує три методологічні підходи до експериментального вивчення:

1. Дослідження в лабораторіях і камерах з регульованим режимом.
2. Досліди в теплицях, що перебувають у природних умовах.
3. Вивчення піддослідних рослин (біотестів) біля джерела забруднення.

Важливість використання рослин як об'єктів дослідження для розроблення заходів контролю забруднення довкілля обумовлена винятковою чутливістю вищих і нижчих рослин або їхніх специфічних реакцій на конкретні забруднювачі. Біоіндикатори-рослини, на відміну від хімічних індикаторів, дають інтегральну характеристику небезпеки такого забруднення.

Необхідно враховувати можливість синергізму дії токсикантів ( $\text{SO}_2 + \text{PbCl}_2$ ) або навпаки їхнього антагонізму ( $\text{SO}_2 +$  цементний пил). Береться до уваги і вибіркова чутливість деяких видів рослин до окремих забруднювачів. Наприклад, гладіолуси дуже чутливі до флуору і малочутливі до  $\text{SO}_2$ . Листки кульбаби акумулюють Cd, Cr, Hg, As, Se, Zn, і концентрація металів залежить від їхнього вмісту в атмосферному повітрі. Кульбаби більш перспективні як індикаторні рослини через їхнє повсюдне поширення, ніж мохи та лишайники.

## **2.5 Біологічні тести під час оцінювання хімічних забруднень об'єктів довкілля**

Найчастіше біотести застосовують для оцінювання токсичності стічних вод, ефективності заходів щодо знешкодження стічних промислових вод і за токсикологічного контролю скидання стічної води в природні водойми.

Так, у стандартах Німеччини для первинного токсикологічного оцінювання акваторій і стоків встановлено біотест із використанням організму Goldorten («Золота рибка»). Для повноцінного тестування одного великого промислового підприємства потрібно 92 000 екземплярів рибок. У процесі біотестування за регламентами Німеччини визначається ціла низка показників для хімікатів, які викидаються в навколишнє середовище: концентрація, токсичність (ЛД<sub>50</sub>), здатність до акумуляції. Масове використання багатоклітинних для біотестування викликає протести прихильників товариства захисників природи. Біотестування в Німеччині широко застосовується під час оцінювання забруднень і токсичності не тільки водного середовища, але і повітря та ґрунту. Скорочення кількості тестів і відповідно кількості тест-організмів можливо за більш широкого застосування методів моделювання екосистем.

Рівень концентрації важких металів в організмі риб (лосося, оселедця) залежить від рівня їхньої концентрації в навколишньому середовищі. Як провідний методичний вживання оцінювання стану водних об'єктів застосовується виділення домінантних видів і характеристик кількісних співвідношень видів риб і мікробентосу. Виділено 5 стадій руйнування біоценозу, і на цих характеристиках розраховується одна підсумкова цифра, що характеризує ступінь руйнування біоценозів.

Водні організми засвоюють і накопичують органічні забруднювачі. Коефіцієнт нагромадження залежить від розчинності речовин у воді і коефіцієнта розподілення.

Біоіндикація особливо ефективна під час оцінювання якості прибережних вод. Успішне застосування методів біологічного моніторингу, заснованих на вимірюванні змін фізіологічних показників риб і ракоподібних, зокрема електричного поля, обмежується істотним недоліком: неможливо ідентифікувати забруднювач, що викликає токсичний ефект. Варіабельність наявних способів проведення біоаналізу (умови і тривалість експерименту, підбір тестових організмів, запис та інтерпретація результатів) робить необхідною стандартизацію цих методів, а

також їхнє впровадження попереджальної системи для охорони водозаборів. А стандарт якості води для риборозведення вимагає урахування всіх аспектів розвитку організмів риби. Реакція на токсичну дію може змінюватися на різних фазах розвитку. У прибережних зонах для біоіндикації металів у ґрунті використовують як тест-організми деякі види моллюсків. У разі використання біоіндикаторів як показників якості морської води необхідні знання видового складу місцевих гідробіонтів, знання екології кожного виду, особливостей динаміки розвитку популяцій (кількість особин і загальна біомаса). Вивчаючи під час дослідів виживання креветок, встановлено ряд токсичності металів  $Hg > Cu > Cd > Zn > Ni > Pb$ , водночас токсичність збільшується із зростанням температури і солоності, особливо для купруму та цинку.

**Питна вода.** Для оцінювання якості питної води ефективним тест-об'єктом є дафнії, які чітко реагують на наявність у воді цілої низки токсикантів, особливо металів, а гілчастовусі рачки можуть бути індикаторами забруднення моря. Застосування методів оцінювання якості вод засновано на розрахунках біологічного індексу або «індексу якості» за допомогою різних груп макробезхребетних.

Личинки і дорослі особини оксифілів використовували під час вивчення якості вод малих річок у Латвії. Показниками стану товщі води служать різні групи планктону; у бентосі видами-індикаторами є рослини, моллюски, поліхети (черви багатощетинкові), голкошкірі.

Показник ступеня забруднення води визначається як співвідношення кількості видів, що віддають перевагу чистій воді, і видів, що полюбляють забруднену воду.

Біотестування стічних вод хімічних підприємств за допомогою простих одноклітинних водоростей і ракоподібних як біоіндикаторів відрізняється відносною простотою, чутливістю, експресністю, тому може бути рекомендоване для практики контролю на виробництві. Модельні планктонні екосистеми можуть бути використані для вивчення частки хімічних речовин в їхній суміші, а також їхнього впливу в умовах, наближених до

природних, зокрема для морської води біоіндикаторами є бурі водорості *Fucus*. Для оцінювання токсичності стічних вод тест-об'єктами можуть бути мікроорганізми.

Для токсикологічних вимірювань застосовують токсико-кінетичні показники. Токсична дія фіксується за цитостатичною (гальмування росту організму) і летальною дією, а мутагенна дія – за кількістю мутантів. Все це дозволяє одночасно отримувати кількісні характеристики токсичних і генетичних ефектів, визначати рекомендовані інтервали для ГДК, давати рекомендації щодо мінімального розведення промислових вод, безпечного в токсико-кінетичному відношенні.

Нафтоокиснювальні бактерії можуть бути індикаторами нафтового забруднення морів і ґрунту.

**Ґрунтово-зоологічний метод** – діагностика типів ґрунту, заснована на властивості ґрунтових безхребетних реагувати на зміну ґрунтового середовища під дією антропогенного чинника швидше, ніж це можна виявити хімічним аналізом.

Цей метод має значення під час організації заходів щодо охорони довкілля і під час контролювання забруднення важкими металами. До того часу, коли будуть створені досконалі методи лабораторного оцінювання токсичності хімічних речовин, необхідно одночасно з лабораторними експериментами проводити натурні дослідження ґрунту, оцінюючи стан ґрунтових організмів. Низка пестицидів може накопичуватися в черв'яках і спричиняти їхню загибель.

У лабораторних дослідженнях використовуються різні види хробаків, що живуть у різних шарах ґрунту: мешканці перегною (*Eisenia tostida*), на поверхні ґрунту (*Zumbricus forestris*, *Allolobophara lenga*) і ґрунтовий вид (*Allolobophara caliginosa*).

На околицях металургійних підприємств визначено вміст важких металів у надземних частинах і коренях рослин трав'янистої групи. Зменшення сорбційної і буферної ємності ґрунту збільшує забруднення рослин. Найбільше забруднення важкими металами випадає на кореневу систему. Співвідношення концентрації елементів у коренях і наземних органах може служити біоіндикатором забруднення ґрунту.

Чим вище рівень забруднення ґрунту, тим сильніше знижується видове та кількісне співвідношення членистоногих у зрілих хвойних лісах: павуків, сінокосців, слизняків, жуків, мурах. Видова і кількісна різноманітність відновлюється за умови значень концентрацій для міді та цинку на рівні <600 мг/кг та <1300 мг/кг відповідно. У зонах збіднювання відзначена висока концентрація цих важких металів в тілі комах.

### **Питання для самоперевірки**

1. Основні токсикометричні одиниці: середньоефективна доза та концентрація, поріг і зона гострої та хронічної дії, коефіцієнт можливого інгаляційного отруєння.
2. Класифікація шкідливих речовин за ступенем токсичності.
3. Гігієнічна класифікація пестицидів за коефіцієнтом акумуляції.
4. Відмінність між методами біоіндикації та біотестування.
5. Види-індикатори та біотести для атмосферного повітря, вод та ґрунтів.

## Тема 3 Токсикокінетика

### Зміст теми

- 3.1 Загальні положення токсикокінетики.
- 3.2 Особливості способів надходження в організм отрут і ксенобіотиків.
- 3.3 Транспорт ксенобіотиків в організмі через біомембрани.
- 3.4 Розподілення і депонування отрут в організмі.
- 3.5 Метаболізм ксенобіотиків.
- 3.6 Виведення ксенобіотиків з організму.

**Ключові терміни:** токсикокінетика, інгаляційний, пероральний, транскутанний, перкутанний спосіб, дифузія, піноцитоз, фільтрація, активний транспорт, кон'югація, гематоенцефалічний і плацентарний бар'єри.

### 3.1 Загальні положення токсикокінетики

**Токсикокінетика** – це сфера вивчення кінетики проходження отрут через організм, зокрема процеси їхнього надходження, розподілення, метаболізму та виділення. Надходження в організм, розподілення, перетворення отрути в організмі, час взаємодії із специфічними рецепторами, інтенсивність метаболізму – все це визначає не тільки силу, але і сам характер токсичної дії, оскільки цей процес розвивається в часі, що й становить проблему токсикокінетики.

Графічно ці залежності можна надати в координатах «концентрація - час». Основний напрям токсикокінетичних досліджень пов'язаний із кількісним аспектом розв'язання токсикологічних завдань.

Питання токсикокінетики мають низку додатків:

1. Вивчення патогенезу інтоксикації.
2. Профілактика і лікування отруєнь.
3. Перенесення даних досліджень із тварин на людину.
4. Тракування індивідуальних розходжень у дії ксенобіотиків.

5. Дослідження механізмів кумулятивної дії.
6. Біоконтроль забруднення зовнішнього середовища (за даними аналізу біосфери).
7. Збільшення об'єктивності критеріїв встановлення ГДК.
8. Підвищення ефективності і точності гігієнічних досліджень.
9. Створення можливості прогнозу токсичності і кумулятивної дії нових хімічних сполук.

Для екологічного оцінювання ситуації в разі забруднення довкілля доцільні дослідження дії ксенобіотиків на фауну і флору.

У такий спосіб можна отримувати кількісне оцінювання здатності рослин накопичувати різні токсиканти. За механізмом міграції, наприклад, вода – рослина, пестициди розділили на класи відповідно до коефіцієнта накопичення:

1-й клас: коефіцієнт накопичення = 50.

2-й клас: коефіцієнт накопичення  $\approx 51-200$ .

3-й клас: коефіцієнт накопичення  $\approx 201-1000$ .

4-й клас: коефіцієнт накопичення більше ніж 1000.

Відповідно і терміни розпадання: 1-й клас – до 10 діб, 2-й клас – до 30 діб, для 3- і 4-го класів – більше ніж 30 діб.

Ці дані використовували для екологічного прогнозування. З урахуванням процесів поглинання і виділення токсикантів одержують рівняння зміни концентрації токсиканта в організмі

$$\frac{dC_H}{dt} = K_U \cdot C_W - K_G \cdot C_W, \quad (3.1)$$

де  $C_H$  – зміна концентрації токсиканта в організмі,  $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ ;

$t$  – час, год;

$C_W$  – концентрація токсиканта у воді,  $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ;

$K_G$  – швидкість детоксикації;

$K_U$  – швидкість поглинання токсичної речовини.

Надходження до організму чужорідних хімічних сполук, їхнє розподілення між органами і тканинами та подальше виділення переважно відбуваються за законами дифузії з урахуванням різної ємності біофаз. Кінетика дифузійних

процесів описується експоненціальними законами і має назву кінетики першого порядку. Найпростіші залежності такого роду мають вигляд  $C = \lambda C_0(1 - e^{-kt})$  для накопичення речовини та  $C = C_0 e^{-\chi t}$  для її виділення. Тут  $C_0$  – постійна концентрація речовини в навколишньому середовищі в першому випадку і початкова (при  $t = 0$ ) концентрація в біофазі у другому;  $\lambda$  – коефіцієнт розподілення речовини між біофазою і навколишнім середовищем;  $k$  і  $\chi$  – сталі накопичення та виділення. На рисунку 3.1 наведено графічне зображення накопичення речовини в організмі, яке відбувається за експоненціальним законом.

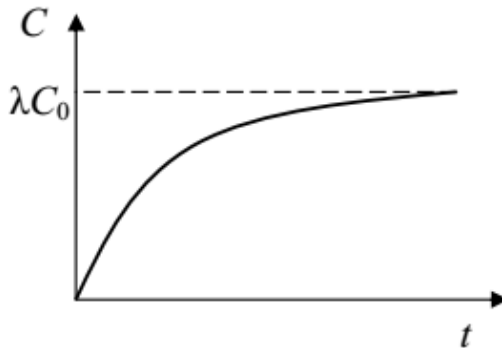


Рисунок 3.1 – Кінетична крива накопичення речовини в біологічній системі:

$C$  – концентрація речовини;  $t$  – час;  $C_0$  – концентрація речовини в навколишньому середовищі (повітрі виробничого приміщення);  $\lambda$  – коефіцієнт розподілення речовини між повітрям і біологічною системою (повітря/кров)

Для практичного використання рівняння виділення часто замість концентрації ( $C$ ) зручно використовувати кількість речовини ( $M$ ), від чого вигляд рівняння не змінюється  $M = M_0 e^{-\chi t}$ . Зникнення речовини з організму або його якої-небудь біофазы може відбуватися не тільки за допомогою виділення, але й метаболізму. Водночас вигляд рівняння залишається незмінним.



На рисунку 3.2 наведено графік залежності виділення отрути. Якщо рівняння виділення прологарифмувати, воно набуде такого вигляду:  $lg C = lg C_0 - \frac{\lambda}{2,3} t$ .

Ця логарифмічна форма є рівнянням прямої лінії в координатах  $lg C$  і  $t$ . На рисунку 3.3 надано логарифмічний графік того самого процесу.

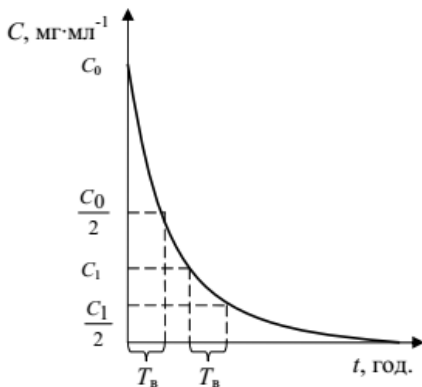


Рисунок 3.2 – Кінетична крива виділення отрути з організму

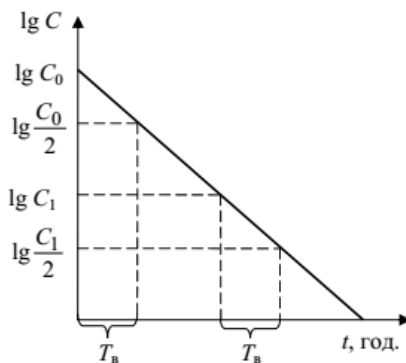


Рисунок 3.3 – Кінетична крива виділення отрути з організму в напівлогарифмічних координатах

### 3.2 Особливості способів надходження в організм отрут і ксенобіотиків

Надходження і розподілення для ксенобіотиків визначається здатністю проходити або взаємодіяти з біологічними мембранами, тому для характеристики ксенобіотика необхідно знати міцність його зв'язку з рецептором-мішенню. Ксенобіотик може утримуватися на молекулах білків білково-ліпідними комплексами, що буде визначати тривалість ефекту і час виведення отрути з організму. Особливої уваги заслуговують дані про токсикокінетику отрут із

властивостями антиметаболітів (здатні конкурувати з природними лігандами за зв'язок із рецепторами).

Іноді ксенобіотик міцно зв'язується із специфічними рецепторами, втрачає свою біологічну активність, але і нормальне функціонування системи стає можливим тільки після синтезу достатньої кількості молекулярних структур нових вільних рецепторів. У випадках, коли зв'язок не настільки міцний, ксенобіотик, вивільняючись, може діяти в інших пунктах організму.

Основні способи надходження хімічних речовин в організм: дихальна система, шлунково-кишковий тракт (ШКТ) і шкіра (рис. 3.4).

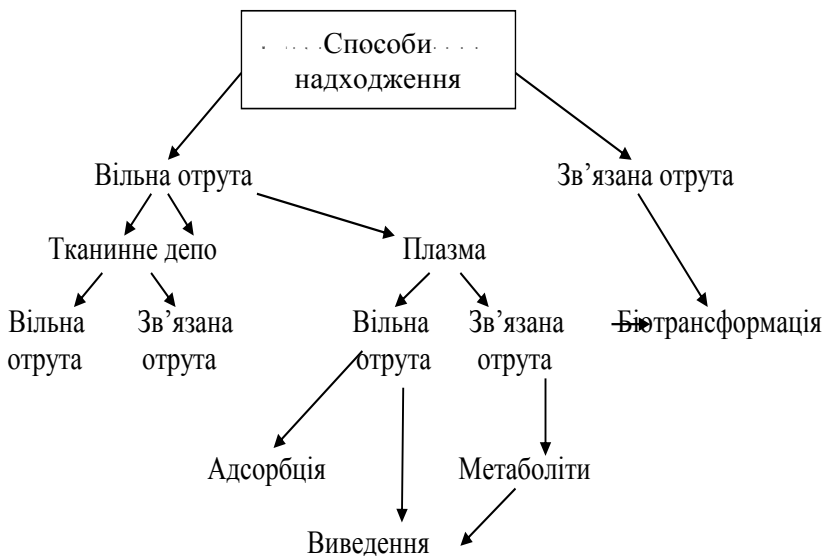


Рисунок 3.4 – Загальна схема надходження в організм, розподілення і виведення хімічних речовин з організму

### 3.2.1 Надходження через дихальні шляхи

Динаміка надходження отрут через дихальні способи в організм пов'язана з агрегатним станом: дим, газ, пил, туман.

Спосіб надходження через дихальну систему є найбільш швидким (завдяки великій поверхні легеневих альвеол – близько 100 м<sup>2</sup>, а також безперервному капілярному легеневому кровотоку), хоча формується загальний бар'єр «повітря – кров», що складається з біомембран, ліпідів і мукоїдів (слизу). Проникнення в організм летких речовин частково починається вже у верхніх дихальних способах і трахеях (HF, HCl, оцтовий альдегід).

Проникнення через біомембрану відбувається за законами простої дифузії і за градієнтом концентрацій. Швидкість надходження переважно визначається фізико-хімічними характеристиками летких сполук і меншою мірою фізіологічними функціями організму (інтенсивністю дихання та швидкістю кровообігу). За сталих концентрацій токсикантів і їхніх парів у повітрі, концентрація токсиканта у крові швидко зростає, а потім залишається постійною – відбувається насичення (сатурація). Згодом вміст отрути в артеріальних і венозних системах вирівнюється. Граничний вміст неелектролітів у крові залежить від їхньої розчинності: чим вище розчинність, тим довше отрута надходить у кров і навпаки (для звичайних вуглеводнів). Значне місце серед отрут, що надходять в організм, посідають аерозолі.

Аерозоль – це суміш часток різного розміру, динаміка седиментації (осідання) яких у різних відділах дихальних способів буде різною. Характер протікання процесу визначається такими характеристиками самого аерозолу: розмір і форма часток, гігроскопічність, заряд, поверхнева активність тощо. Відносно великі частки осідають у верхніх відділах дихальних способів і місцях, де повітряні потоки змінюють свій напрямок на вигинах стінок дихальних способів. Дрібніші частки проникають у більш дрібні отвори. Частки розміром менше ніж 5 мікронів затримуються меншою мірою через броунівський рух. Частки більше ніж 10 мікронів осаджуються в носі і носоглотці, частки розміром ніж 2 і менше мікронів досягають альвеол.

Ступінь затримання частинок у певних зонах дихальної системи залежить від їхнього розміру (табл. 3.1). Краще затримуються важкі і більш гігроскопічні частки.

Таблиця 3.1 – Ступінь затримання частинок у дихальній системі

<b>Розмір часток, мкм</b>	<b>Ступінь затримання, %</b>	<b>Зона дихальної системи</b>
Більше ніж 10	Осідають повністю	Носові ходи і носоглотка
3–10	80–90	Верхні дихальні способи
1–2	10	Нижні дихальні способи
Менше ніж 1	70–90	Альвеоляри

Частки, що осіли до початку бронхіол, зі слизом рухаються угору і поступово видаляються з організму. Всмоктування водорозчинних і токсичних аерозолів може відбуватися по всій довжині дихальної системи.

### **3.2.2 Всмоктування у шлунково-кишковому тракті**

Деякі отрути всмоктуються вже у слизовій оболонці рота і відразу надходять у кров. Вони не зазнають дії харчових соків і довше затримуються в крові.

У разі всмоктування із шлунка кислотність може підсилювати резорбцію (всмоктування). Отрути можуть сорбуватися харчовими масами і їхній контакт із слизовою оболонкою шлунка ускладнюється.

На швидкість і ступінь всмоктування впливають різноманітні фізіологічні чинники.

Жиророзчинні і неіонізовані молекули всмоктуються, а іони – ні. Важкі метали можуть сполучатися з органічними лігандами, які екранують (змінюють) заряд, що покращує всмоктування, можуть змінюватися ступені окиснення елементів. Нерозчинні сполуки свинцю стають розчинними.

Основне всмоктування отрути відбувається в тонкому кишечнику. Загалом бар'єр кишкове середовище/кров – це епітелій, мембрана епітелію з боку капіляра, базальна мембрана капіляра. Hg, Cu і деякі токсини порушують всмоктування. На резорбцію впливає реакція середовища, ферменти, що утворюють сполуки, може відбуватися ушкодження кишкового епітелію. Жиророзчинні речовини добре всмоктуються дифузійно; для електролітів усе визначається їхньою силою (чим слабше електроліт, тим сильніше він всмоктується). Для основ і кислот усмоктування найкраще для інтервалу  $8 > \text{pK} > 3$  ( $\text{pK} = -\lg K_{\text{дис}}$ ).

Метали здебільшого усмоктуються у верхньому відділі тонкого кишечника. Лужні метали всмоктуються повністю та швидко, лужноземельні – приблизно на 20–60 %, вони утворюють важкорозчинні фосфати і оксалати (солі оксалатної кислоти). Міцні металобілкові комплекси практично не всмоктуються.

### 3.2.3 Проникнення через шкіру

Шкіра – це складна комплексна структура, секреція, екскреція та регенерація якої спрямовані більше на видалення речовин, ніж на їхнє всмоктування. У будові шкіри виділяють 3 комплексні шари:

- епідерміс (шкірочка);
- дерма (власне шкіра);
- підшкірна жирова клітковина.

Найбільшими бар'єрними властивостями характеризується верхній ороговілий шар епідермісу. Без цього шару шкіра має дуже слабкі бар'єрні функції, підсилюється надходження через неї речовин у кров. У людини надходження може відбуватись як через епідерміс, так і через волосяні фолікули, сальні та потові залози.

Швидкість дифузії через шкіру підкоряється закону Фіка

$$J_S = K_P / \Delta C_S, \quad (3.2)$$

де  $J_s$  – приплив речовини;

$K_p$  – константа проникності;

$\Delta C_s$  – різниця концентрацій речовини з обох боків мембрани.

Через шкіру легко проникають жиророзчинні речовини і практично не проникають електроліти. Але найбільшою здатністю до проникнення через шкірні бар'єри в лімфу і кров відзначаються амфіпатичні речовини (розчинні одночасно у воді і жирах).

Прогностичне оцінювання здатності до проникнення значною мірою пов'язане з коефіцієнтом розподілення вода - масло, а також розміром і просторовою будовою молекул.

Для оцінювання порівняння у плані здатності речовини проникати через інтактну (неушкоджену) шкіру іноді порівнюють ефект дії під час надходження двома шляхами:

– для фосфорорганічних речовин за шкірно-венним коефіцієнтом

$$K = \frac{\frac{LD_{50}}{J_{50-\text{у разі аплікації на шкіру}}}}{\frac{LD_{50}}{J_{50-\text{у разі венного введення}}}}, \quad (3.3)$$

де  $J_{50}$  – доза речовини, що знижує активність холінестерази (фермент, що викликає гідроліз) на 50 %.

– іноді застосовують шкірно-оральний коефіцієнт

$$K = \frac{LD_{50} - \text{у разі аплікації на шкіру}}{LD_{50} - \text{у разі введення у шлунок}}. \quad (3.4)$$

У таких ситуаціях можна визначити будову молекул і оцінювати вплив фізико-хімічних властивостей речовини на її здатність проникати через шкіру.

### 3.3 Транспорт ксенобіотиків в організмі через біомембрани

Незалежно від способу надходження отрут усі вони опиняються у крові. Надалі отрути і їхні метаболіти транспортуються в організмі в різних формах:

– нереагуючі неелектроліти частково розчиняються в рідкій частині крові, а частково адсорбуються еритроцитами. Значна частина ксенобіотиків органічної природи зв'язується з білками крові – альбумінами – у комплекси різної міцності;

– білки мають винятково високу здатність зв'язуватися з металами. Вважається, що тільки катіони лужних металів перебувають у вільній формі, а всі інші перебувають у вигляді білкових комплексів. Деякі метали мають виражену спорідненість до певних типів білків: ферум зв'язується з  $\beta$ -глобуліном (феритином), а купрум, зв'язуючись у печінці із глобулінами, утворює церулоплазмін.

Для багатьох металів має значення транспорт із форменими елементами крові, особливо з еритроцитами (арсен, плюмбум).

Відомо чотири механізми транспорту через біомембрани: проста дифузія, фільтрація, піноцитоз, активний транспорт.

**Дифузія** через мембрани за градієнтом концентрації описується рівнянням Фіка

$$D = \frac{k^A (c_1 - c_0)}{\alpha}, \quad (3.5)$$

де  $D$  – швидкість дифузії,  $\text{м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ ;  $k$  – коефіцієнт дифузії речовини,  $\text{м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ ;  $A$  – площа мембрани,  $\text{м}^2$ ;  $c_1, c_0$  – концентрації речовини з обох боків мембрани,  $\text{моль} \cdot \text{л}$ ;  $\alpha$  – товщина мембрани,  $\text{м}$ .

Ліпідорозчинні неелектроліти (спирти, ефіри, хлоровані вуглеводні) легко проникають через мембрани і депонуються в неіонізованих середовищах.

Електроліти (припикальні рідини, солі важких металів) у разі біологічних рН перебувають в іонізованому стані, тому важко проникають через мембрани ШКТ, гематоенцефалічний і плацентарний бар'єри.

Слабкі електроліти (органічні кислоти і основи – субстанціальні речовини багатьох ліків). Органічні кислоти за біологічних рН переходять у неіонізований стан, легко розчиняються в ліпідах і швидко всмоктуються у кров. Основи, навпаки, у шлунку іонізуються і тому не всмоктуються, їхнє активне всмоктування відбувається в кишечнику, де середовище вважається нейтральним. У всіх випадках помітним залишається чинник дифузії, що необхідно враховувати під час оцінювання розподілення речовин в організмі.

**Фільтрація.** Мембрани мають пори, але через наявність зарядів і відносно великі розміри, іони та великі молекули проходити через них не можуть. Тільки ліпідорозчинні сполуки можуть проникати крізь мембрани.

**Піноцитоз** вважається важливим механізмом надходження поживних речовин у клітину, відбувається інвагінація (вп'ячування) мембрани й утворення пухирця в цитоплазмі.

**Активний транспорт** здійснюється через мембрани проти градієнта концентрації з використанням спеціальних молекул-носіїв і з витратами енергії. З одного боку мембрани молекула-носії набуває спорідненої до молекули отрути, на що витрачається енергія аденозинтрифосфатної кислоти (АТФ). Комплекс «носії + отрута» проходить через мембрану і розпадається. Носій (вільний або зв'язаний) проходить назад через мембрану, після чого цикл перенесення отрути повторюється. Такий механізм активного транспорту, крім К, Na-насоса, здійснюється в разі накопичення йоду щитовидною залозою, всмоктування та виділення нирковими каналцями.

**Транспорт через гематоенцефалічний бар'єр і плаценту.** Функції бар'єрів «кров – мозок» і «кров – спинномозкова рідина» здійснюються типовими ліпопротеїновими мембранами, крізь які легко проникають жиророзчинні неелектроліти з швидкістю, пропорційною коефіцієнту розподілення «масло – вода». Дифузія ліпідорозчинних речовин може відбуватися в обох напрямках. Катіони та аніони повільно проникають через обидва бар'єри, їхня концентрація в тканинах мозку якийсь час залишається на більш низькому рівні порівняно з кров'ю. Зворотна дифузія



відбувається дуже повільно. Згодом може статися, що перерозподілення і концентрація металів у мозку підвищиться.

Плацентарний бар'єр, як і гематоенцефалічний, має ліпопротейову природу, але плацента – метаболічна тканина, через неї легко проникають неелектроліти з відносно низькою молекулярною масою (до 1000).

Іонізовані форми проникають через ці бар'єри складно, але ртуть і селен проникають досить легко, їх згодом знаходять у тканинах плоду.

### **3.4 Розподілення і депонування отрут в організмі**

Розподілення – це динамічний процес. Спочатку отрути надходять у кров із перерозподіленням у лімфу, а далі – у внутрішнє або зовнішнє клітинне середовище. Часто хімічні речовини в крові зв'язуються з альбумінами, що створює динамічний резерв отрути. Такі комплекси з крові не всмоктуються, тому не беруть участі у формуванні токсичного ефекту в організмі. Жиророзчинні накопичуються в жирових депо, нервових тканинах і печінці.

Отрути мають схильність вибірково депонуватися в окремих органах і тканинах (адреналін – у серці, 3-хлоретилен – у мозку, хлороформ – у наднирниках, тіофос – у печінці, нирках, слинних залозах).

Метаболічно інертні метаболіти з високою жиророзчинністю накопичуються у всіх органах і тканинах. На першій стадії все регулює динамічна рівновага «кров – тканина». Далі настає статична рівновага, обумовлена сорбційною здатністю органа.

Тривалість зберігання отрути пов'язана з фізико-хімічними характеристиками. Для розподілення металів загальні закономірності не виявлені, але помічено, що вони мають тенденцію депонуватися в ті ж самі органи і тканини, де утримуються у вигляді мікроелементів, а також накопичуватися у тканинах із високою метаболічною активністю: печінці, нирках, ендокринних залозах.

Важкі метали часто міцно зв'язуються з мембранами, чим порушують діяльність клітин. Метали, схильні до утворення фосфатів, накопичуються в кісткових тканинах. Грубодисперсні колоїди, які утворилися з важкорозчинних сполук, вибірково затримуються в ретикулярно-ендотеліальних тканинах (печінка, селезінка, кістковий мозок). Добре відоме нагромадження будь-яких форм Hg, Cd у нирках, що пояснюють спорідненістю із SH-групами.

### 3.5 Метаболізм ксенобіотиків

Відразу після надходження ксенобіотиків в організм, починається їхня трансформація, що сприяє повній або частковій втраті токсичних властивостей. Однак унаслідок **летального синтезу** вторинні метаболіти виявляються більш токсичними, ніж вихідні ксенобіотики. Продукти летального синтезу можуть трансформуватися в менш небезпечні або нейтральні речовини. Відома невелика кількість сполук, які біотрансформації не зазнають і виводяться з організму в незміненому вигляді. Біотрансформація спрямована на зниження жиророзчинності, підвищення полярності, водорозчинності молекул, що сприяє їхньому подальшому виведенню із сечею.

Метаболізм отрут відбувається в мікосоммах печінки, мітохондріях, крові за участю ферментів. Типовими механізмами біотрансформації речовин є окиснення, гідроліз, відновлення, кон'югація (зв'язування).

**Окиснення** – найпоширеніший механізм біотрансформації отрут. У мікосоммах відбувається гідроксилування, ациклічне окиснювання (ароматичне гідроксилування), дезамінування, сульфування. Так само в мікосоммах печінки відбувається трансформація великої кількості фармакологічних препаратів (барбітурати, морфін).

Оксидази, дегідрогенази, мітохондрії забезпечують окиснювання спиртів та альдегідів. Більшість спиртів наприкінці перетворюються на карбонові кислоти, ароматичні кислоти – на фенол-метильні групи. Летальний синтез найчастіше пов'язаний

з процесом окиснювання (наприклад, фтороцтова кислота не є отрутою для організму, але в циклі Кребса вона окиснюється до дуже отруйної фторцитратної кислоти). Метанол, етиленгліколь, анілін також окиснюються до метаболітів, які є більш токсичними порівняно з вихідними речовинами.

**Відновлення** може призвести до утворення як більш, так і менш токсичних продуктів. У цих реакціях беруть участь мікросомальні ферменти. Метаболізм за механізмом відновлення характерний для нітросполук ароматичних рядів.

**Гідроліз** належить до розповсюджених способів інактивації (нейтралізації) отрут. Продукти арсенатної кислоти, або органічні сполуки, що містять арсен, гідролізуються в отрутний оксид арсену. Ферментами гідролізу є естерази, які синтезуються в печінці, тому в період гострої інтоксикації необхідно зберігати нормальну діяльність печінки. Складні ефіри зазнають лужному гідролізу у тканинах і крові.

**Кон'югація.** Отрути і їхні метаболіти утворюють полярні кон'югати з ендogenousними субстратами, що слабо проникають через мембрани, добре розчинні у воді, тому легко виводяться з організму.

### **3.6 Виведення ксенобіотиків з організму**

Процес здійснюється органами, відповідальними за зовнішню секреторну діяльність. Більшість ксенобіотиків виводяться із сечею і жовчу, а також із повітрям, що видихається, материнським молоком, слиною, секретією в травний тракт.

Леткі речовини (фенол, метан) виділяються під час дихання в незмінному стані. Виведення через легені – це найшвидший спосіб. Швидкість виведення залежить від фізико-хімічних властивостей речовин, які виводяться: чим менше маса і розчинність у воді, тим краще видаляються під час видиху; повільніше виводяться добре розчинні речовини.

Виведення із сечею відбувається за допомогою клубочкової фільтрації, активного і пасивного транспорту в ниркових каналцях; у нижніх відділах каналців здійснюється пасивний

транспорт, жиророзчинні сполуки реабсорбуються у кров, але повинні бути водночас в неіонізованому стані, якщо вони іонізовані, то фільтруються в клубочки. У верхніх відділах каналців відбувається активний транспорт органічних кислот і сильних основ. Вважають, що таким же чином транспортуються і слабкі органічні основи.

Після всмоктування із ШКТ отрути надходять у печінку і після трансформації у вигляді метаболітів або кон'югатів надходять до жовчі або крові. Встановлено, що метанол і нікотин виводяться через слизову у ШКТ; слабкі органічні кислоти, що дисоціюють при рН кишечника, переходять із плазми крові в кишечник. Через товстий кишечник виділяються арсен, плумбум, меркурій, з потом і слиною виділяється незначна кількість отрути. Біологічно активні речовини – фармакологічні препарати, нікотин, алкоголь – виділяються з молоком матері і можуть бути причиною отруєння дитини. Характер клінічної картини протікання інтоксикації має індивідуальний розвиток у кожного організму. Велике значення має швидкість утворення метаболітів, яка лімітується генетичними, фізіологічними та зовнішніми чинниками.

### **Питання для самоперевірки**

1. Способи надходження токсикантів до організму людини.
2. Механізми транспорту речовин через біомембрани.
3. Особливості гематоенцефалічного та плацентарного бар'єрів.
4. Метаболізм і виведення ксенобіотиків з організму.

## **Тема 4 Екотоксикокінетика – поведінка токсикантів у навколишньому природному середовищі**

### **Зміст теми**

- 4.1 Закономірності поведінки хімічних речовин у навколишньому середовищі.
- 4.2 Формування ксенобіотичного профілю біоценозу.
- 4.3 Персистування і трансформація токсикантів у довкіллі.
- 4.4 Біоаккумуляція та чинники впливу на біоаккумуляцію.

**Ключові слова:** біоаккумуляція, біомагніфікація, ксенобіотичний профіль, міграція, персистентність, трансформація.

### **4.1 Закономірності поведінки хімічних речовин у навколишньому середовищі**

Наслідки забруднення хімічними речовинами залежать від масштабів і тривалості надходження забруднювачів у навколишнє середовище. Істотний вплив має хімічна природа забруднювачів. Наслідки також залежать від об'єкта забруднювання, пори року, наявних природних і метеоумов.

На забруднення атмосферного повітря виражений вплив створюють метеочинники, у зв'язку із сезонною зміною тиску та інверсією температури відбувається перерозподілення хімічних речовин, вони можуть накопичуватися в нижніх приземних шарах атмосферного повітря. Узимку – це сажа, пил,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ .

Ступінь токсичності стічних вод, що надходять у водойми, залежить від низки чинників, зокрема і від сольового складу води. Встановлено зворотну кореляцію між твердістю води і токсичністю металів. Чим менш солоната вода, тим вища токсичність металів, що перебувають у ній. У твердій воді зниження активності пов'язане з чинниками співосадування, важкі метали захоплюються донними відкладеннями, але і в такій формі вони є потенційно небезпечними джерелами забруднення – дія мікроорганізмів і зміщення рівноваги

«осад - вода» спричиняє перехід важких металів у воду, вони будуть надходити в різні ланки трофічних ланцюгів, тому до стічних вод, що містять важкі метали, необхідно висувати високі гігієнічні вимоги, особливо якщо вода м'яка.

У ґрунті накопичуються пестициди, гербіциди, а на територіях, що межують із промисловими підприємствами, спостерігається надлишкова кількість небезпечних хімічних речовин (меркурій, плумбум, кадмій, арсен, купрум, магній).

Поводження хімічних речовин у довкіллі значною мірою визначається розчинністю, тиском парів, коефіцієнтом розподілення, абсорбцією, вимиванням, випаровуванням. Від розчинності залежить розподілення хімічних речовин у навколишньому середовищі, фактично концентрування або розведення до недіючих концентрацій.

Для висновків про міграцію речовини в навколишньому середовищі важлива наявність даних про її адсорбцію. Зрештою, більшість промислових викидів і сільськогосподарських хімікатів опиняється у ґрунті, де ступінь адсорбції речовини буде значно впливати на його міграцію. Адсорбція завжди супроводжується десорбцією. Від рівня температури залежить швидкість випаровування речовини з ґрунту, десорбція, дифузія і міграція до поверхні ґрунту, швидкість винесення води тощо.

Важливим елементом поведінки хімічних речовин є їхня трансформація в природних умовах, переважно під дією ультрафіолету, вологості, кисню. Для розриву хімічних зв'язків в органічних сполуках достатньо енергії тієї частини спектра УФВ ( $\lambda > 290$  нм), що надходить, руйнуванню піддається навіть ДДТ. Водночас у ґрунті діють мікроорганізми, що виявляють здатність трансформувати деякі типи сполук (перетворення ртуті на високотоксичний метил-меркурій), що являє собою значну екологічну проблему. Органічні речовини, що містять меркурій, є найбільш токсичними і належать до класу кумулятивних отрут.

Циркуляція стійких органічних речовин має глобальний характер і вони впливають на перебіг біопроесів не тільки на місцевому, а й на планетарному рівні. Водночас виявляється, що негативні наслідки застосування пестицидів мають відносно

другорядний характер (2 % отруєнь від їхньої загальної кількості).

#### 4.2 Формування ксенобіотичного профілю біоценозу

Хімічні речовини здатні поширюватися на значні відстані від джерела забруднення. Потрапляючи в атмосферу, наприклад, вони довго можуть подорожувати з потоками повітря у середовищі перебування людини. Так само конденсація газів і парів призводить до утворення крапельно-рідких і твердих часток. Унаслідок цього хімічні речовини розпорошуються на значних територіях, осідають на ґрунт, рослини, поверхню води. Наприклад,  $\text{SO}_2$  і вуглеводні утворюють аерозолі, що можуть утримуватися в атмосферному повітрі від 2 днів до 2 тижнів. У процесах осадження з атмосферного повітря завдяки опадам і туманам випадає до 20 % аерозолів. Радіоактивні аерозолі можуть існувати в зоні помірного клімату 3–22 дні (у середньому 1 тиждень). З аерозолями реагують гази ( $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$ ;  $\text{HNO}_3 + \text{NaCl}$ ;  $\text{O}_3 +$  органічні речовини), що призводить до утворення нових речовин – солей. Утворення аерозолів відбувається як у тропосфері, так і у стратосфері. Встановлено, що стратосферні аерозолі – це сульфати, які утворюються із  $\text{SO}_2$ .

Сукупність біодоступних ксенобіотиків, що містяться в навколишньому середовищі у визначених кількостях, називається **ксенобіотичним профілем середовища**. Важливим елементом ксенобіотичного профілю середовища є чужорідні речовини, що містяться в організмах живих істот, оскільки рано чи пізно всі вони споживаються іншими організмами, тобто є біодоступними.

Ксенобіотичний профіль різних регіонів Землі формувался, постійно змінюючись, мільйони років. До природних джерел ксенобіотиків, зокрема важких металів і їхніх сполук (ртуті, свинцю, кадмію, хрому, миш'яку та інших), за даними ВООЗ, належать: частинки пилу, що переносяться вітром, аерозоль морської солі, вулканічна діяльність, лісові пожежі, біогенні континентальні леткі речовини. Біоценози, що існують у певних

біотопах, тією чи іншою мірою адаптовані до цих профілей, тому останні можна назвати природним ксенобіотичним профілем цього середовища. Господарська діяльність людини істотно змінює природний ксенобіотичний профіль. У середовищі накопичуються екополютанти, які нерідко перетворюються з часом в екотоксиканти.

Унаслідок виробничої діяльності людини в навколишнє середовище викидається близько 100 тис. найменувань хімічних речовин (табл. 4.1). Ця кількість у десятки разів перевершує природні надходження речовин під час вивітрювання гірських порід і вулканічної діяльності.

Таблиця 4.1 – Масштаби надходження в біосферу різних забруднювальних речовин (ЗР)

<b>Найменування ЗР</b>	<b>Надходження у біосферу, за рік</b>
Хімічні речовини	100 тис. найменувань
Синтетичні матеріали	60 млн т
Мінеральні добрива	500 млн т
Пестициди	5 млн т
Залізо	50 млн т
Рідкий стік	500 млрд м <sup>3</sup>
Твердий стік	17,4 млн т
CO <sub>2</sub>	20 млрд т
SO <sub>2</sub>	150 млн т

#### **4.3 Персистування і трансформація токсикантів у довкіллі**

**Персистування або стійкість речовин у навколишньому середовищі.** Особливістю поведінки надходження у навколишнє середовище хімічних речовин є властивість виходити за межі району їхнього застосування і з'являтися у всьому навколишньому середовищі, що призводить до неконтрольованого глобального накопичення цих речовин. Міграція речовин у навколишньому середовищі здійснюється багатьма способами. Перенесення речовин у біосфері



відбувається за допомогою повітря і води. Здатність речовин до міграції відображають такі показники, як леткість речовини, розчинність у воді, жирах, органічних розчинниках тощо. Під час розгляду швидкості руху речовини у системі «вода – повітря» враховуються такі чинники, як тиск пари і розчинність речовини у воді. Важливе значення мають міграція ксенобіотиків всередину ґрунту і їхнє перенесення дощовими водами. Міграція у глибокі шари ґрунту призводить до забруднення ґрунтових вод.

Численні абіотичні (відбуваються без участі живих організмів) і біотичні (відбуваються за участі живих організмів) процеси в навколишньому середовищі спрямовані на ліквідацію екополютантів.

На спосіб руху речовини кожен з об'єктів взаємодіє з ним, і залежно від характеру взаємовпливу здійснюється повна або часткова детоксикація. З цієї причини багато ксенобіотиків, потрапивши в повітря, ґрунт, воду, не викликають помітних змін в екосистемах, оскільки час їхнього впливу може бути досить малим. Речовини, що виявляються стійкими до процесів руйнування і внаслідок цього тривало функціонують без зміни в навколишньому середовищі, зазвичай, є потенційно небезпечними екотоксикантами.

Стійкість речовини характеризують періодом її розпаду на 50,95 % і 99 % (табл. 4.2). У водному середовищі стійкість хімічних речовин визначається як їхніми фізико-хімічними властивостями, так і особливостями водойм (біологічними – кількістю зоофітопланктону, сапрофітів та ін., а також температурою води, кількістю розчиненого кисню тощо).

Постійний викид у навколишнє середовище полютантів, що функціонуючих без змін, призводить до їхнього накопичення. З часом концентрація токсикантів зростає до рівня, небезпечного для найбільш уразливої (чутливої) ланки біосистеми. Після припинення викиду персистувального токсиканта він ще тривалий час зберігається в середовищі.

Таблиця 4.2 – Період напівруйнування деяких ксенобіотиків у навколишньому середовищі

<b>Полютант</b>	<b>Період напівруйнування</b>	<b>Середовище</b>
ДДТ	10 років	Ґрунт
ГХДД	9 років	Вода (рН = 7,0)
Атразин	25 міс.	Ґрунт
Бензоперилен	14 міс.	Ґрунт
Фенантрен	138 днів	Вода (рН = 7,0)
Карбофуран	45 днів	Ґрунт (t = 15 °С)
Фосфорилтіохоліни	21 день	Ґрунт(t = 15 °С)

До речовин, які тривалий час функціонують без зміни в навколишньому середовищі, належать важкі метали (свинець, мідь, цинк, нікель, кадмій, кобальт, сурма, ртуть, хром, а також миш'як), поліциклічні полігалогеновані вуглеводні (зокрема, поліхлоровані дибензодіоксини і дибензофурані, поліхлоровані біфеніли), деякі хлорорганічні пестициди (ДДТ, гексахлоран, алдрін, ліндан тощо) та багато інших речовин.

Характер процесів транспорту і розсіювання хімічних речовин пов'язаний переважно з рухом атмосферного повітря. У північній півкулі домінують західні вітри. На межі тропосфери і стратосфери швидкість вітру приблизно 35 м/с, тому термін кругосвітньої подорожі речовини становить 12 днів. Час життя не осаджених аерозолів на висоті до 3 км становить 7 днів, 6 км – 30 днів, 15 км – 1 рік, 30 км – 2 роки.

Опади – спосіб повернення атмосферних забруднювачів у ґрунт і воду, водна ерозія ґрунтів також сприяє потраплянню забруднювачів у гідросферу. Велике значення має характер розподілення в довкіллі пестицидів, ПАР, важких металів.

Можна визначити такі варіанти надходження хімічних речовин в організм людини:

– ґрунт → людина. Під час виконання польових робіт за умови недодержання техніки безпеки або просто в польових умовах;

– ґрунт → атмосферне повітря → людина. Можливо через

випаровування і співвипаровування пестицидів, а також сублімації хімічних речовин із ґрунту в атмосферу;

– ґрунт → підземні води → людина. Така міграція спостерігається під час внесення пестицидів на поверхню ґрунту, а згодом вони вимиваються опадами в більш глибокі шари, де досягають ґрунтових і підземних вод, які часто використовуються людиною як питні джерела;

– ґрунт → відкрита водойма → людина. З дощовими і талими водами пестициди змиваються у водойми, які часто використовують як централізовані джерела водопостачання;

– ґрунт → рослинні продукти харчування → людина. Пестициди або їхні вторинні продукти всмоктуються рослинами, з яких виробляються продукти харчування;

– ґрунт → рослина → тварина → людина. Рослини, що нагромадили хімічні речовини, поїдаються тваринами. Шкідливі речовини можуть акумулюватися в організмі тварини і так дістатися до людини.

**Трансформація речовин.** Абіотичне руйнування хімічних речовин зазвичай проходить із малою швидкістю. Значно швидше деградують ксенобіотики за участю біоти, особливо мікроорганізмів (переважно, бактерій і грибів), які використовують їх як поживні речовини. Процес біотичного руйнування відбувається за участі ферментів. В основі біоперетворення речовин лежать процеси окиснення, гідролізу, дегалогенізації, розщеплення циклічних структур молекули, відщеплення алкільних радикалів (деалкілування) тощо. Деградація сполуки може завершуватися її повним руйнуванням, тобто мінералізацією (утворенням води, карбон (IV) оксиду, інших простих сполук). Однак можливе утворення проміжних продуктів біотрансформації речовин, які можуть бути більш стійкими і мати більш високу токсичність, ніж вихідний агент. Так, взаємодія неорганічних сполук ртуті з фітопланктоном може призводити до утворення більш токсичних ртутьорганічних сполук, зокрема метилртуті. З цієї причини в 1953 р. в Японії, на берегах бухти Мінамата, більше ніж 200 людей постраждали від отруєння ртуттю з тяжкими ураженнями нервової системи

(хвороба Мінамата). Розслідування продемонструвало, що протягом 10 років ртутні відходи виробництва ацетилену скидалися в затоку. Ртуть трансформувалася біотою в метилртуть і потім концентрувалася у тканинах морських організмів і риби, що споживалась у їжу місцевим населенням.

До цього часу відомо, що, крім ртуті, алкілуванню під дією бактерій здатні піддаватися багато металів: олово, свинець, кадмій та ін., а також миш'як.

Деякі процеси, що відбуваються в навколишньому середовищі, сприяють елімінації (виведенню) ксенобіотиків із регіону, змінюючи їхнє розподілення в компонентах середовища. Переміщення вітром і атмосферними потоками часток токсикантів або ґрунту, на яких адсорбовані речовини, веде до перерозподілення полютантів у навколишньому середовищі. У цьому разі характерний приклад поліциклічних ароматичних вуглеводнів – ПАВ (бензпірени, дибензпірен, бензантрацен, дибензантрацен, іденопірени та ін.) Бензпірен та інші ПАВ як природного (переважно, вулканічного), так і антропогенного (викид металургійного, нафтопереробного виробництв, підприємств теплоенергетики тощо) походження, активно задіюються у біосферний колообіг речовин, переходячи з одного середовища в інше. Водночас, зазвичай, вони пов'язані з твердими часточками атмосферного пилу. Дрібнодисперсний пил (1–10 мкм) тривалий час зберігається в повітрі, більші пилові частинки досить швидко осідають на ґрунт і у воду близько до місця їхнього утворення. Під час виверження вулканів попіл містить велику кількість ПАВ, водночас чим вище викид, тим на більшу відстань розсіюються полютанти. У 1956 р. під час виверження Камчатського вулкана Безіменний висота викиду становила близько 45 км, і його попіл долетів до Лондона.

Сорбція речовин на зважених частках у воді з подальшим їхнім осадженням призводить до їхнього видалення з товщі води і накопичення в донних відкладеннях. Осадження різко знижує біодоступність забруднювачів.

#### 4.4 Біоаккумуляція та чинники впливу на біоаккумуляцію

**Біоаккумуляція.** Будь-яка хімічна речовина поглинається і засвоюється живими організмами. Рівноважний стан у процесі засвоєння настає в тому разі, якщо його надходження і виділення з організму відбувається з однаковою швидкістю. Встановлена одночасно в організмі концентрація називається концентрацією насичення. Якщо в навколишньому середовищі вона вища, то відзначають про накопичення токсиканта в живому організмі.

Процес, за допомогою якого організми накопичують токсиканти, витягуючи їх з абіотичної фази середовища (вода, ґрунт, повітря) і з їжі (трофічне передавання), називається **біоаккумуляцією**. Результатом біоаккумуляції є згубні наслідки для самого організму, а також для організмів, що використовують цей біологічний вид для харчування. Здатність речовини до біоаккумуляції визначається її токсикокінетичними характеристиками.

Водне середовище забезпечує найкращі умови для біоаккумуляції сполук, оскільки у воді живе безліч водних організмів, які фільтрують і пропускають через себе величезну кількість води, екстрагуючи одночасно токсиканти, здатні до кумуляції. Водна біота здатна накопичувати речовини в концентраціях у тисячі разів більших, ніж їх міститься у воді.

Показником здатності цієї хімічної речовини до біоаккумуляції є чинник біоаккумуляції – співвідношення концентрації полютанта в тканинах риб і у воді в стані рівноваги.

Найбільшу здатність до біоаккумуляції мають ліпідорозчинні речовини, які повільно метаболізуються в організмі. Жирова тканина, зазвичай, – основне місце тривалого депонування ксенобіотиків.

У таблиці 4.3 наведений чинник біоаккумуляції деяких полютантів в організмі риб.

На відміну від водних організмів, у наземних тварин біоаккумуляція відбувається переважно завдяки харчуванню.

Таблиця 4.3 – Біоаккумуляція деяких поллютантів в організмі  
риб

<b>Речовина</b>	<b>Чинник біоаккумуляції</b>
ДДТ	127000
ТХДД	39000
Ендрін	6800
Пентахлорбензол	5000
Лептофос	750
Трихлорбензол	183

Хімічні речовини можуть також переміщатися харчовими ланцюгами від організмів-жертв до організмів-консументів. Для високоліпофільних речовин це переміщення супроводжується збільшенням концентрації токсиканта в тканинах кожного наступного організму ланки харчового ланцюга. Цей феномен називається **біомагніфікацією**. Так, для знищення комарів на одному з каліфорнійських озер застосували ДДТ. Відразу після оброблення вміст пестициду у воді становить 0,02 ppm. Через деякий час у планктоні ДДТ визначався в концентрації 10, у тканинах планктоноїдних риб – 900, хижих риб – 2700, птахів, які харчуються рибою, – 2100 ppm. Отже, вміст ДДТ у тканинах птахів, що не піддавалися безпосередньому впливу пестициду, було у 100 000 разів вище, ніж у воді, і в 200 разів вище, ніж в організмі – першій ланці харчового ланцюга.

У наземних вищих рослин встановлено збагачення токсикантами завдяки хімічним речовинам, що містяться у ґрунті. Засвоєння хімічних речовин рослинами з ґрунту відбувається як кореневою системою, так і листям із частинок ґрунту і пилу. Перенесення засвоєних кореневою системою речовин у наземну частину рослини відбувається легше за все для хімічної сполуки середньої полярності; засвоєння листям із повітря речовин, що виділилися з ґрунту, визначається переважно ліпофільними властивостями тканин.

**Чинники, що впливають на біоаккумуляцію.** Ступінь накопичення речовин в організмі зрештою визначається її вмістом у середовищі. Речовини, що швидко елімінуються із

середовища, загалом погано накопичуються в організмі. Так, синильна кислота, незважаючи на високу токсичність, завдяки високій леткості не є потенційно небезпечним екополлютантом.

Ліпофільність – властивість речовин, що сприяє біоаккумуляції. Однак більшість ліпофільних речовин схильні до сорбції на поверхні різних часток, що осідають із води і повітря, що знижує їхню біодоступність. Наприклад, сорбція бенз(а)пірену гуміновими кислотами знижує здатність токсиканта до біоаккумуляції тканинами риб утричі. Риби з водойм із низьким вмістом зважених часток у воді акумулюють більшу кількість ДДТ, ніж риби з евтрофічних водойм з високим вмістом суспензії.

Таблиця 4.4 – Реальні та розрахункові значення чинника біоаккумуляції деяких токсикантів у тканинах риб

Речовина	Інтенсивність біотрансформації	Чинники біоаккумуляції	
		Розрахунковий	Реальний
Хлордан	Низька	47 900	38 000
Поліхлор-бензоли	Низька	36 300	42 600
Мірекс	Низька	21 900	18 200
Пентахлор-фенол	Висока	4900	780
2,3-дибром-пропілфосфат	Висока	4570	3

Після надходження речовин в організм їхня частка визначається токсикокінетичними процесами. Речовини, що зазнають метаболічним перетворенням в організмі, часто накопичуються в меншій кількості, ніж можна було б очікувати, зважаючи на їх фізико-хімічні властивості (табл. 4.4).

### Питання для самоперевірки

1. Чинники, які впливають на поведження хімічних речовин у довкіллі.

2. Ксенобіотичний профіль середовища.
3. Характер процесів транспорту і розсіювання хімічних речовин.
4. Особливості трансформації органічних поллютантів.
5. Відмінність між поняттями біоаккумуляції та біомагніфікації.
6. Чинники, що впливають на біоаккумуляцію.



## **Тема 5 Токсикодинаміка – механізми і форми токсичного впливу на біологічні об'єкти**

### **Зміст теми**

5.1 Механізми токсичної дії.

5.2 Зв'язок токсичності з будовою та фізико-хімічними властивостями отрут.

5.3 Загальні механізми цитотоксичності.

5.4 Хімічні методи детоксикації ксенобіотиків. Антидоти.

5.5 Комбінована і комплексна дія хімічних речовин.

5.6 Кумуляція та її види.

**Ключові слова:** активний рецептор, антидоти, ефект сумації, комбінована та комплексна дія, кумуляція, німий рецептор, потенціювання, правило Річардсона, структура-мішень, токсикодинаміка.

**Токсикодинаміка** (грец. *toxicon* – отрута + *dinamis* – сила, потужність) – розділ токсикології, який вивчає вплив токсичної речовини на організм, її здатність уражати органи, тканини та їхні функції. Одержання інформації про токсичне ураження організму необхідне для використання ефективних антидотів та інших лікарських препаратів, а також речовин для запобігання отруєнням. У зв'язку з цим велике значення має визначення вибіркової токсичності отрути, тобто її здатності уражати клітини і тканини окремих органів, не зачіпаючи одночасно інших, з якими отрута не контактує. Дія отрути на організм буває: місцевою (подразнення, припікання, некроз), резорбтивною (після всмоктування) та рефлекторною (наприклад, дія нітрогліцерину). Виділяють також дію отрути первинну (від безпосередньої дії отрути на тканину), послідовну (розлад функцій органів у зв'язку з первинним ушкодженням) та метатоксичну (віддалені наслідки отруєння, не зв'язані з визначенням отрути в організмі). Деякі отрути можуть діяти токсикогенетично (цитогенетично), а саме: мутагенні речовини (кислота нітратна, ефіри кислот тощо), тератогенні,

бластомотогенні (анілінові барвники, сполуки хрому, нікелю, селену та ін.).

### 5.1 Механізм токсичної дії

Взаємодія на молекулярному рівні токсикантів з організмом, що призводить до розвитку токсичного процесу, називається **механізмом токсичної дії**.

В основі механізму дії можуть лежати фізико-хімічні та хімічні реакції взаємодії токсиканта з біологічним субстратом.

Токсичний процес, ініційований фізико-хімічними ефектами, зазвичай, обумовлений розчиненням токсиканта в певних компартментах клітини, тканини, організму. Водночас істотно змінюються їхні фізико-хімічні властивості. Так, неполярні молекули деяких ксенобіотиків: насичених вуглеводнів, спиртів, ефірів, галогенованих вуглеводнів, низькомолекулярних циклічних вуглеводнів – накопичуються в ліпідному бішарі збудливих біологічних мембран. Одночасно змінюються питомий об'єм, в'язкість, проникність мембран для іонів і тим самим модифікуються їхні фізіологічні властивості. Кислоти, луги, розчиняючись у водній фазі клітини, тканини, змінюють рН середовища. У разі інтенсивної дії це може привести до денатурації макромолекул, їхнього руйнування.

Особливість цього типу ефектів – відсутність специфічності в дії токсиканта. Токсичність визначається фізико-хімічними властивостями речовини (величиною коефіцієнта розподілення в системі «масло – вода», константи діелектричної проникності, константи дисоціації тощо).

Найчастіше в основі токсичності лежать хімічні реакції токсиканта з певними субстратами – компонентами живої системи.

У токсикології (як і фармакології) будь-який структурний елемент живої (біологічної) системи, з яким вступає в хімічну взаємодію токсикант (ліки), позначають терміном **«рецептор»**. У такому прочитанні це поняття ввів в хіміко-біологію на початку ХХ століття Пауль Ерліх (1913).

Спектр енергетичних характеристик рецептор-лігандної взаємодії надзвичайно широкий: від утворення слабких зв'язків, що легко руйнуються, до формування необоротних комплексів. Характер взаємодії і структура сформованого комплексу залежать не тільки від будови токсиканта, конформації рецептора, а й від властивостей середовища: рН, іонної сили тощо. Відповідно до закону діючих мас кількість комплексів «речовина – рецептор» які утворилися визначається енергією взаємодії (спорідненістю) і вмістом обох компонентів реакції (речовини і рецептора до нього) в біологічній системі.

Рецептори можуть бути «німими» і активними. **«Німий» рецептор** – це структурний компонент біологічної системи, взаємодія якого з речовиною не сприяє формуванню відповідної реакції (наприклад, зв'язування миш'яку білками, що входять до складу волосся, нігтів, або розчинення ДДТ у ліпідах вакуолей жирових клітин сальника і підшкірної клітковини).

**Активний рецептор** – структурний компонент біологічної системи, взаємодія якого з токсикантом ініціює токсичний процес (наприклад, активний центр цитохромоксидази, взаємодія з яким синильної кислоти призводить до гострого отруєння).

Як відомо, в біології термін «рецептор» використовується ще і для позначення структур, здатних вибірково взаємодіяти з ендogenousними молекулами-біорегуляторами (нейромедіаторами, гормонами, субстратами тощо) і беруть безпосередню участь у сприйнятті і передавання регуляторних сигналів.

Для того щоб уникнути термінологічних труднощів, для позначення структурних елементів організму, взаємодіючи з якими токсикант ініціює токсичний процес, замість терміна «рецептор» часто використовують термін **«структура - мішень»**.

Мішенями (рецепторами) для токсичного впливу можуть бути:

- структурні елементи міжклітинного простору;
- структурні елементи клітин організму;
- структурні елементи систем регуляції клітинної активності.

Будь-яка клітина, тканина, орган містять величезну кількість потенційних рецепторів (структур-мішеней) різних типів («запускають» різні біологічні реакції), з якими можуть вступити у взаємодію хімічні речовини. Тому зв'язування токсикантів на рецепторі якогось одного типу є вибіркоким лише в певному діапазоні його концентрацій у внутрішньому середовищі. Збільшення концентрації токсиканта в біосистемі призводить не тільки до збільшення кількості пов'язаних рецепторів одного типу, але і до розширення спектра типів рецепторів, з якими він вступає у взаємодію, а отже, до зміни його біологічної активності. Це одне з фундаментальних положень токсикології, доведене численними спостереженнями.

Токсична дія речовини виражена тим сильніше, чим більша кількість активних рецепторів (структур-мішеней) вступила у взаємодію з токсикантом.

Найчастіше токсичний процес розвивається внаслідок дії хімічних речовин на білки (пошкодження структурних білків, порушення активності ензимів), нуклеїнові кислоти, ліпіди біомембран, селективні рецептори ендогенних біорегуляторів. Унаслідок такого впливу клітини або пошкоджуються (цитотоксична дія), або порушуються механізми регуляції їхніх функцій.

### **5.1.1 Хімізм реакції «токсикант – рецептор»**

Взаємодія токсиканта зі структурами-мішенями підпорядковується тим самим закономірностям, що і будь-яка хімічна реакція, яка протікає *ex vivo* і, отже, багато в чому залежить від властивостей речовини. Більшість високотоксичних сполук – інертні в хімічному відношенні молекули. Хімічно активні сполуки під час контакту з покривними тканинами відразу вступають із ними у взаємодію і, викликаючи лише місцеві пошкодження, не проникають у внутрішні середовища організму.

Сила міжмолекулярної взаємодії між токсикантом, що проник у внутрішні середовища організму, і біологічною

молекулою-мішенню діє, зазвичай, локально. Вивільнені із зв'язку з токсикантом біомішені часто відновлюють початкові властивості. У таких випадках достатньо елімінувати не пов'язану частину токсикантів з організму для зміщення хімічної рівноваги в бік руйнування комплексу «токсикант - мішень» і в такий спосіб усунути дію отрути. Наприклад, можна зупинити взаємодію зі структурами-мішенями легких неполярних розчинників (гексан, толуол), інгаляція яких супроводжується порушенням свідомості, розвитком наркотичного ефекту.

Деякі токсиканти утворюють із молекулами-мішенями міцні комплекси, зруйнувати які можливо тільки за допомогою інших засобів, що утворюють з отрутою ще більш міцний зв'язок. Зокрема для відновлення активності ацетилхолінерастери, інгібованої фосфорорганічними сполуками (ФОС), застосовують речовини з групи оксимів, що вступають у взаємодію з токсикантами і викликають тим самим дефосфорилування активного центру ензиму.

Іноді в процесі метаболізму ксенобіотиків у клітинах утворюються дуже активні в хімічному відношенні проміжні продукти. Під час дії на біомолекули вони утворюють з ними надзвичайно міцні зв'язки, зруйнувати які практично не можливо, унаслідок чого пошкодження біомішеней є незворотним процесом. Отже, наприклад, іприт взаємодіє з пуриновими основами нуклеїнових кислот.

### **5.1.2 Характеристика зв'язку отрути з рецептором**

Під час взаємодії токсиканта з біологічними структурами - мішенями можуть бути різні типи хімічних зв'язків, що значно відрізняються енергією: іонна, ковалентна, воднева, Ван-дер-Ваальса (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – Типи зв'язків, що виникають між токсикантами і молекулами-мішенями організму

Тип зв'язку	Енергія зв'язку, кДж · моль <sup>-1</sup>
Іонний	5–10
Ковалентний	50–140
Водневий	2–5
Ван-дер-Ваальса	0,5–1,0

**Іонний зв'язок.** У водних розчинах багато речовин дисоціюють з утворенням іонів. Між позитивно чи негативно зарядженими іонами токсиканта й ендogenousними іонами-мішенями починають діяти сили електростатичного притягання. Унаслідок цього виникає хімічний зв'язок, який називається іонним.

Токсичні наслідки такої взаємодії в організмі розвиваються, наприклад, у разі утворення нерозчинного у воді комплексу іона-токсиканта з біологічно активним іоном-мішенню. Так, під час інтоксикації фторидами іони фтору можуть вступати у взаємодію з іонами кальцію плазми крові. Унаслідок цього утворюється нерозчинний фторид кальцію та розвивається гіпокальціємія, яка має певне значення у розвитку цієї інтоксикації.

**Ковалентний зв'язок.** Для утворення ковалентного зв'язку атоми, що взаємодіють, повинні мати на зовнішньому електронному рівні неспарені електрони. Унаслідок утворення загальної пари електронів виникає ковалентний зв'язок і з'єднання, що утворюється стає стабільним. Висока енергія зв'язку цього типу означає майже необоротний характер приєднання токсиканта до біологічної мішені. Прикладом речовин, що утворюють із біомолекулами такий зв'язок, є ФОС, які взаємодіють із серином, який входить у структуру активного центру холінестерази (ХЕ). Унаслідок міцності утвореного зв'язку руйнування комплексу токсикант – біомішень можливо тільки за допомогою спеціальних засобів (наприклад, реактиваторів ХЕ під час інтоксикації ФОС).

**Водневий зв'язок.** Цей зв'язок може утворюватися як між окремими молекулами, так і між атомами всередині молекул. Він

виникає, якщо є електропозитивний атом (гідроген) і електронегативний атом (киснев, нітrogen, сульфур) у такій позиції, коли вони можуть взаємодіяти. Енергія водневого зв'язку невелика. Його міцність багато в чому залежить від будови взаємодійних речовин, зокрема від ступеня електронегативності атомів, пов'язаних із воднем.

Водневi зв'язки мають дуже велике значення для підтримки просторової структури білків, нуклеїнових кислот та інших високомолекулярних сполук.

До складу молекул токсикантів також входять групи, здатні брати участь в утворенні водневих зв'язків. Якщо ці групи (X–H) являють собою структурні елементи «активного» радикала токсиканта, то вони беруть участь в утворенні складного зв'язку речовини з молекулою-мішенню. Оскільки водневi зв'язки є по суті електростатичними, їхня сила слабшає за наявності речовин, що мають властивості неелектролітів (ацетон, метанол).

**Зв'язки Ван-дер-Ваальса.** Форма електронної хмари молекул квазістабільна, тобто не змінюється доти, поки на неї не починають діяти зовнішні сили. Під впливом електромагнітних полів електронні хмари молекул деформуються. Деформувальний вплив полів перетворює неполярні молекули на диполі, оскільки центри максимальної щільності позитивного і негативного зарядів молекули локалізуються в просторі. Сформований диполь називають індукованим, або тимчасовим, оскільки він перестає існувати відразу після припинення дії деформувальних сил. Дві сусідні неполярні молекули можуть взаємно індукувати утворення тимчасових диполей і в такий спосіб взаємодіяти один з одним. Сили взаємодії, що формуються між тимчасовими диполями, називаються силами Ван-дер-Ваальса. Енергія утвореного зв'язку мала, проте вона істотно зростає в разі збільшення кількості ділянок контакту між взаємодійними молекулами. З боку токсиканта це можуть бути ароматичні, гетероциклічні, алкільні радикали; з боку рецептора – неполярні ділянки молекул амінокислот (лейцин, валін, аланін та ін.). В разі тісного контакту великих неполярних молекул енергія зв'язку може досягати великих величин. Тому під час

утворення комплексу «токсикант – біомішень» сили Ван-дер-Ваальса можуть забезпечувати достатньо міцну фіксацію ксенобіотика.

Для клінічної токсикології велике значення має оборотність зв'язку отрути з рецептором. Більшість токсичних речовин, які німічно зв'язуються з рецепторами, можна «відмити». Встановлено, що ковалентні зв'язки отрут із рецепторами найбільш міцні і важкооборотні, проте кількість токсичних речовин, здатних утворювати такі зв'язки, відносно невелика. До них належать, наприклад, сполуки миш'яку, ртуті та сурми, механізм дії яких полягає у взаємодії із сульфгідрильними групами білків; азотисті іприт і фосфорорганічні антихолінестеразні препарати, які алкілюють або ацетилюють певні функціональні групи білків.

Незважаючи на те, що зазначені ковалентні зв'язки досить міцні, за певних умов вони можуть руйнуватися. Для цього необхідно забезпечити таку хімічну взаємодію, яка дала б більш міцний зв'язок із токсикантом і утворення нових менш токсичних сполук. Так, сульфгідрильні групи ураженої клітини можна якоюсь мірою регенерувати, якщо ввести достатню кількість антидота (протиотрути), що містить функціональні SH-групи.

Більшість відомих сьогодні токсичних речовин і лікарських препаратів взаємодіють із рецептором з утворенням більш лабільних зв'язків, які легко руйнуються, – іонних, водневих, ван-дер-ваальсових, що робить можливим успішне видалення продуктів метаболізму з організму.

### **5.1.3 Взаємодія токсикантів із білками**

Основними функціями білків є: транспортна, структурна, ензиматична. Токсичний ефект може розвиватися під час порушення кожної з цих функцій. Особливе значення має інгібуюча дія токсикантів на ензими.

Пригнічення активності ензимів відбувається різними способами, що залежать від будови токсиканта:



- денатурація (зміна конформації) білкової частини ферменту;
- блокада активних центрів ферментів;
- конкуренція з коензимом (його зв'язування, виснаження запасів);
- взаємодія з алостеричним центром;
- взаємодія із субстратом;
- зв'язування активаторів ферментативної активності.

До речовин, що денатурують білки, належать міцні луги, кислоти, окиснювачі, іони важких металів. В основі денатурації лежить порушення внутрішньобілкових зв'язків, що стабілізують вторинну, третинну, четвертинну структуру апоферменту. Найбільш часто токсиканти взаємодіють із COOH-, NH-, OH-, SH-групами білків. Численні токсиканти, які взаємодіють із SH-групами, називаються тіоловими отрутами (миш'як, ртуть, люїзит).

Ціла низка високотоксичних сполук, структурно нагадуючи субстрат, здатні взаємодіяти з активними «центрами» ензимів, пригнічуючи їхню активність. До таких речовин належать інгібітори холінестерази (ФОС, карбаматів тощо), інгібітори аконітази (метаболіти фтор, хлороцтової кислоти). Таким способом, наприклад, сульфіді і ціаніди пригнічують цитохромоксидазу, деякі інші ензими.

Прикладами токсикантів, що взаємодіють із субстратами з утворенням продуктів, що пригнічують активність ензимів, є гідразин (взаємодія з піридоксалем, утворення піридоксальгідрозонів, інгібіторів піридоксалькінази), миш'яковиста кислота (взаємодіє з фосфогліцераальдегідом – продукт пригнічує гліколіз).

Відомо, що ціла низка ферментів «працює» лише за наявності активаторів. До часто належать іони металів: Mg, Mn, Co, Zn, Cu, Ca тощо. Видалення зазначених іонів із середовища супроводжується істотним зниженням активності ферментів. Представниками речовин, що реалізують токсичну дію за цим механізмом, є хелатуючі агенти. Найбільш токсичні представники – похідні гідроксиізохіноліна і дитіокарбамати.

Дитіокарбамати пов'язують іон  $Cu$ , активізують найважливіший ензим метаболізму спиртів – альдегід-дегідрогеназу. Деякі похідні дитіокарбаматів, що утворюють комплекси з  $Mn$ ,  $Co$ , використовуються як фунгіциди.

Оскільки переважна більшість процесів, що протікають в організмі, має ферментативну природу, пригнічення активності ферментів – найбільш часта причина розвитку інтоксикацій, що мають найрізноманітніші прояви.

#### **5.1.4 Взаємодія токсикантів із нуклеїновими кислотами**

У клітинах живих організмів міститься два види нуклеїнових кислот: дезоксирибонуклеїнові кислоти (ДНК) та рибонуклеїнові кислоти (РНК). ДНК є основним компонентом хромосомного апарату клітин, носієм спадкової інформації. Основною функцією, РНК якої існує у клітинах три типи (інформаційна, транспортна та рибосомальна), є участь у синтезі білка.

До речовин, що вступають у хімічну взаємодію з нуклеїновими кислотами, належать нітрити, сірчистий, азотистий, кисневий іприт, етиленоксид, етиленамін, гідразин і його похідні, гідроксиламін, нітрозаміни, ареноксиди, поліциклічні вуглеводні, метаболіти афлатоксинів, сполуки миш'яку, золота і багато інших речовин. Ці токсиканти утворюють ковалентні зв'язки з аміногрупами пуринових і піримідинових основ і з вуглеводно-фосфатною основою молекули нуклеїнових кислот. Одночасно відбувається порушення їхніх властивостей.

Багато ксенобіотиків утворюють нековалентні зв'язки з ДНК, унаслідок чого змінюється конформація макромолекул. Так, відома висока спорідненість до нуклеїнових кислот похідних акридину, які, вбудовуючись у молекулу ДНК між сусідніми парами основ, змінюють її структуру. Такий самий, ймовірно, механізм дії деяких антибіотиків, що також змінюють конформацію нуклеїнових кислот, не утворюючи з ними ковалентних зв'язків.

Наслідки пошкодження ДНК і РНК залежать від дози токсиканта і супроводжуються порушеннями процесів синтезу білка, клітинного ділення і передання спадкової інформації.

## **5.2 Зв'язок токсичності з будовою та фізико-хімічними властивостями отрут**

### **5.2.1 Загальні закономірності**

Частка ксенобіотика в організмі визначається його хімічною структурою. Біоефект впливу на організм може розглядатися як підсумковий результат проходження речовини через низку біокінетичних фаз: абсорбцію, розподілення, метаболізм (біотрансформацію) і екскрецію.

До характеристик хімічної структури отрут відносять валентно-молекулярні індекси. Методами регресії одержують коефіцієнти сорбції, розподілення, індекси біоконцентрації, показники водної розчинності. На підставі цих характеристик можна робити висновки про ступінь токсичності і мобільності забруднювачів у навколишньому середовищі, про їхню токсичність.

Одна з основ токсикологічної науки – вчення про зв'язок між структурою хімічних речовин і фізико-хімічних властивостей з одного боку і біологічною, зокрема токсикологічною дією – з іншого.

Вивчення зв'язку будови і токсикологічної дії відомих ксенобіотиків дає можливість прогнозів щодо нових речовин. Однак це не є основою для абсолютної достовірності прогнозів, оскільки одночасно:

- речовини з різною хімічною структурою можуть давати такий ефект;
- речовини з такою структурою можуть давати відмінний ефект;
- реакції на дію ксенобіотиків часто мають неспецифічний характер.

Але цілком очевидно, що специфічна дія отрут визначається їхньою хімічною структурою. Водночас під хімічною структурою мають на увазі усю сукупність фізико-хімічних характеристик речовини.

Хімічна реакція взаємодії «отрута – рецептор» відповідає закону діючих мас, що надійно обґрунтовує теорію рецепторів. Між отрутою і субстратом його дії виникає хімічний зв'язок, що створює токсичну дію. Тому біологічний ефект під час контакту ксенобіотика з рецептором визначається значною мірою природою хімічних взаємодій (типом хімічного зв'язку). Існує не менше ніж чотири напрями у вивченні проблеми «структура – дія»:

- вивчення зміни біоактивності під час введення різноманітних радикалів у структуру молекули ксенобіотика;
- визначення зв'язку активності молекул ксенобіотика з оптичною ізомерією;
- вивчення зв'язку активності із просторовою будовою молекул отрут;
- дослідження залежності активності ксенобіотиків від щільності електричних зарядів окремих частин молекул.

Загалом ксенобіотики за типом поведінки в біофазах можна розділити на три групи:

1. Інертні сполуки – не піддаючись біотрансформації, виділяються в незмінному вигляді – зазвичай мають неспецифічну дію, основною рисою якої є пригнічення усіх функцій організму. Цю дію називають наркотичною, фізичною, структурно-неспецифічною, неелектролітною.

2. Багато речовин мають специфічну дію, що є результатом реакцій отрути з певними компонентами біологічних структур. Специфічно діючі речовини, зазвичай, належать до тієї групи, що зазнає перетворень в організмі. Однак, відомі і такі, які важко перетворюються і виводяться переважно в незміненому вигляді.

3. Найчастіше спостерігається сполучення неелектролітної і специфічної дії. Неелектролітна дія є одним із найбільш універсальних біологічних ефектів. Якщо біологічна активність ксенобіотика невелика, передусім неелектролітна дія

проявляється, а потім уже проявляється деяка специфічна дія. Але для сильних отрут ця властивість може не виявитися взагалі.

Нижче наведені приклади основних якісних залежностей між будовою органічних промислово значущих сполук і їхньою токсичністю.

**1. Розгалуження ланцюга вуглецевих атомів** послаблює неелектролітну дію (правило розгалужених ланцюгів). Відповідно до цього правила сполуки з нормальним вуглецевим ланцюгом спричиняють більш виражений токсичний ефект порівняно зі своїми розгалуженими ізомерами. Так, нормальні пропіловий і бутиловий спирти є сильнішими наркотиками, ніж відповідні ізопропіловий та ізобутиловий. У разі циклічних вуглеводнів сполуки, які мають один довгий бічний ланцюг, виявляються токсичнішими, ніж їхні ізомери, які мають два або декілька бічні ланцюги. Наприклад, пари диметилциклогексану діють слабкіше, ніж пари етилциклогексану.

**2. Замикання ланцюга вуглецевих атомів** сприяє збільшенню сили неелектролітної дії вуглеводнів під час їхнього інгаляційного надходження. Пари циклопропану, циклопентану, циклогексану та їхніх гомологів діють сильніше, ніж пари відповідних метанових вуглеводнів, – пропану, пентану, гексану. Перехід від поліметиленового кільця до ароматичного сприяє збільшенню сили неелектролітної дії під час інгаляційного способу надходження: пари бензолу і толуолу діють відповідно сильніше, ніж пари циклогексану і метилциклогексану.

**3. Введення в молекулу гідроксильної групи** у зв'язку із збільшенням розчинності, зазвичай, послаблює силу дії сполуки: спирти менш токсичні, ніж відповідні вуглеводні. Чим більше гідрофільність сполуки, тим менше накопичуються речовини в клітині. Навпаки, подразнювальна дія парів амілового спирту ( $C_5H_{11}OH$ ) набагато сильніша, ніж парів пентану ( $C_5H_{12}$ ).

**4. Введення галогенів** в органічні молекули підсилює їхню отруйність, особливо в лінійних ланцюгах, порівняно з циклічними для галогенопохідних характерна поява специфічних отрут, які діють на органи паренхіми, виявляють подразнювальну

дію тощо. Введення галогенів підсилює неелектролітну дію і токсичність зростає в ряду  $F < Cl < Br < J$ .

**5. Введення нітро-, нітросо-, аміногруп** різко змінює токсичний ефект відповідних похідних. Особливо високою токсичністю вирізняються нітроароматичні й аміноароматичні сполуки: нітробензол, динітробензол, анілін, толуїдини, ксилідини. Загальний характер токсичної дії нітро- та аміносполук залежить від схожості їхньої біотрансформації в організмі. Ароматичні сполуки в процесі метаболізму утворюють хіноїдні структури. А в разі переходу від моно- до динітроанілінів різко зростає кумулятивний ефект і замість гемо- і гепатотоксичного ефекту проявляються процеси окиснювання і фосфорилування, пригнічення тканинного дихання.

**6. Карбоксилювання й ацетилювання** різко знижують токсичність, тому що підсилюється полярність і, отже, гідрофільність молекул, а це перешкоджає нагромадженню речовини в клітині. Наявність кратних зв'язків підсилює хімічну активність органічних сполук тим сильніше, чим більше ненасиченість, тому зростає отруйність. Хоча відомі групи речовин, що є винятком з цього правила – хлорзаміщені вуглеводні з кратними зв'язками мають низьку гепатотоксичність.

**7. Просторова ізомерія органічних сполук**, пов'язана з положенням радикалів, що заміщують, також впливає. Токсичність зменшується в ряді пара > мета > орто-ізомери. Відмінності в біоактивності мають і оптичні ізомери. Симетричні ізомери більш токсичні, ніж асиметричні. Так для хлоретанів у такому разі показник токсичності змінюється вдвічі.

### **5.2.2 Правило Річардсона**

Річардсон (1869) на прикладі спиртів аліфатичного ряду встановив, що їхня наркотична дія зростає в гомологічному ряду, тобто із збільшенням молекулярної маси. Згодом виявилось, що правило Річардсона справедливе для багатьох інших гомологічних рядів: вуглеводнів, хлорзаміщених, циклопарафінів, кетонів, ефірів тощо. Найчастіше

співвідношення в токсичності між двома сусідніми гомологами 3:1, воно може змінюватися для різних рядів, але все ж таки можливий простий математичний опис закономірностей токсичної дії гомологів, зокрема: вуглецевий скелет, коефіцієнти розподілення між двома рідкими фазами, поверхнева активність, адсорбція.

Однак правило Річардсона має обмежений характер: наркотична дія спочатку зростає за гомологічним рядом, а потім зменшується, що спричиняється зниженням розчинності, яка падає швидше, ніж наростає ступінь наркотичної дії. Це свідчить про близькість наркотичної і насичувальної дії.

Інше відхилення від правила Річардсона пов'язане з аномально високою активністю перших членів гомологічного ряду, і класичний приклад цього – метанол.

Правило Річардсона виявилось справедливим і для інших токсичних ефектів, відмінних від наркотичного. Так, гемолітична і бактерицидна дії зростають. Однак сила гемолізу приблизно в 1000 разів менша, ніж наркотична дія, тому навіть під час гострих отруєнь неелектролітами гемоліз не спостерігається. У такий спосіб зростає подразнювальна дія парів, а також здатність викликати набряки слизових, так наприклад, для одноосновних жирних кислот –  $C_1 - C_6$  і для альдегідів –  $C_1 - C_{10}$ .

### **5.2.3 Квантово-механічні уявлення**

Для розуміння зв'язку токсичності неорганічних сполук із їхньою будовою і фізико-хімічними властивостями особливе значення має розвиток квантово-механічних моделей характеру хімічної взаємодії. Неорганічні речовини, потрапляючи у внутрішнє середовище організму, дисоціюють на іони, які взаємодіють із компонентами клітин і тканин. Токсичність неорганічних сполук у цьому разі визначається токсичністю іонів. Зазвичай, іони в різних ступенях окиснення токсичні не однаковою мірою, найчастіше один із ступенів окиснення виявляється більш токсичним. Для прояву токсичності металами може мати велике значення їхня здатність до комплексоутворення.

Доведено, що чим більшу активність виявляє елемент у хімічному відношенні, тим він більш токсичний для організму.

На токсичність хімічних речовин впливає низка чинників, що об'єднаних у групи (табл. 5.2).

Таблиця 5.2 – Чинники, що впливають на токсичність речовин

<b>Група чинників</b>	<b>Чинники</b>
Біологічні	Видові та індивідуальні особливості, вік, стать, маса тіла, етнос
Фізіологічні	Фізичні навантаження, сон і положення тіла, гемодинамічні чинники, стрес, вживання їжі, вагітність, пологи і лактація, циркадні ритми
Патологічні (хворобливі стани)	Патологія серця, нирок, печінки. Інфекційні хвороби. Онкологічні хвороби. Алергізм. Наркоманія
Чинники довкілля	Сезон року, температура середовища, тиск кисню. Різні забруднювачі
Хімічні властивості речовин	Доза, концентрація. Будова і склад речовини
Взаємодії ксенобіотиків в організмі	Вживання алкоголю, куріння; вживання лікарських препаратів

У прогнозуванні біологічної дії речовин за зміною хімічної структури можна виділити три напрями:

– прогнозування біоактивності речовин на підставі розрахунку констант, що характеризують гідрофобні, електронні і стеричні властивості речовини (метод Ханча);

– прогнозування біологічної активності речовин на підставі адитивних моделей (метод Фрі – Вільсона);

– використання квантово-хімічних розрахунків для прогнозування.



## **5.3 Загальні механізми цитотоксичності**

Часто в основі токсичної дії речовин лежить пошкодження клітин, що супроводжується їхніми функціональними або структурно-функціональними змінами. Різноманітність цих ефектів із боку цілісного організму обумовлено складністю організації клітин, різноманіттям клітинних форм, складових організму. Сформовані в процесі еволюції особливості структури і функції окремих клітинних типів, які утворюють різні органи і тканини, настільки істотні, що чутливість різних клітин до токсикантів може відрізнятись в тисячі разів. Проте живе об'єднано спільністю фундаментальних властивостей, а це дозволяє виділити і деякі загальні механізми, що лежать в основі цитотоксичної дії ксенобіотиків. До найважливіших можна віднести такі:

- порушення енергетичного обміну;
- активація вільно-радикальних процесів у клітині;
- пошкодження клітинних мембран;
- порушення гомеостазу внутрішньоклітинного кальцію;
- порушення процесів синтезу білка і клітинного ділення.

Необхідно відзначити, що всі ці механізми тісно пов'язані один з одним. Часом один із них є пусковим, але в подальшому особливу значущість для долі пошкодженої клітини набувають інші. Дуже часто два або кілька із згаданих механізмів пов'язані між собою за типом «порочного кола».

### **5.3.1 Порушення процесів біоенергетики**

Життя клітин є постійним процесом синтезу складних молекул (нуклеїнових кислот, білків, полісахаридів, ліпідів тощо), тобто структур із досить високою ентальпією і низькою ентропією. Синтетичні процеси, що йдуть із поглинанням енергії, неможливі без одночасного протікання реакцій, що супроводжуються її вивільненням. Основним видом таких реакцій в організмі є гідролітичні розщеплення багатих енергією речовин, що містять пірофосфатні зв'язки (макроергічні), таких

як: АТФ, аденозиндифосфатна кислота (АДФ), гуанозинтрифосфатна кислота (ГТФ), цитозинтрифосфатна кислота (ЦТФ), урацилтрифосфатна кислота (УТФ), ацилфосфати тощо. Зрештою енергетичні можливості клітини визначаються запасами макроергів насамперед – АТФ. Процеси, що забезпечують підтримання певного рівня АТФ у клітинах організму, є основою і сутністю енергетичного обміну.

Основними елементами біологічної системи, що забезпечує освіту макроергів в організмі, є:

- механізми доставки кисню до клітин;
- механізми біологічного окиснення субстратів - джерел енергії (ферменти циклу трикарбонових кислот, ферменти дихального ланцюга);
- механізми сполучення біологічного окиснення і фосфорилування молекул-попередників макроергічних сполук (наприклад, утворення АТФ з АДФ і фосфату).

Механізми, за допомогою яких токсиканти можуть порушувати енергетичний обмін, різноманітні.

Непрямим механізмом дії, що впливає на енергообмін, є пошкодження токсикантами систем транспорту кисню в організмі і зниження його парціального тиску в тканинах (карбон (II) оксид, метгемоглобіноутворювачі).

Миш'як, ртуть, їхні органічні і неорганічні сполуки, інші важкі метали здатні взаємодіяти з сульфгідрильними групами цілої низки ензимів гліколізу і циклу трикарбонових кислот і пригнічувати їхню активність (сульфгідрильні отрути). Дія таких речовин на енергообмін є малоспецифічною і, зазвичай, супроводжується порушенням й інших метаболічних процесів. Специфічна дія токсикантів – взаємодіють з активними центрами ензимів, безпосередньо регулюють реакції біологічного окиснення і фосфорилування.

Інгібування ензимів циклу трикарбонових кислот (ТКК) є згубним для клітини. Так, деякі фторовані спирти і фторкарбонові кислоти (інгібітори ферментів циклу ТКК) є надзвичайно токсичними сполуками, що викликають смертельне отруєння в дозах декількох міліграмів на кілограм маси.

Велике токсикологічне значення мають речовини, що діють на ланцюг дихальних ферментів. Окиснення субстратів, що утворюються в циклі ТКК під час пригнічення активності таких ферментів, переривається, і зникає рушійна сила процесу синтезу АТФ з АДФ і неорганічного фосфату. Токсиканти, які блокують елементи ланцюга дихальних ферментів (ціаніди, сульфіді, азиди), можуть протягом декількох хвилин призвести організм до загибелі.

Деякі речовини здатні роз'єднувати процеси біологічного окиснення і фосфорилування. Такі властивості мають, наприклад, 2,4-динітрофенол (ДНФ), динітро-о-крезол (ДНОК), хлорфеноли, арсенати та ін. Двигуном же процесу утворення АТФ з АДФ і неорганічного фосфату якраз і є градієнт протонів з обох боків мембрани мітохондрій, що підтримується реакціями біологічного окислення.

Порушення механізмів підтримки гомеостазу внутрішньоклітинного кальцію може стати наслідком:

- пошкодження біологічних мембран і посилення їхньої проникності для іонів;
- порушення біоенергетики клітини, що призводять до виснаження запасів макроергів;
- зміни функціонального стану білкових комплексів (зокрема за допомогою дії на відповідні рецептори), що утворюють канали для  $\text{Ca}^{2+}$ .

### **5.3.2 Розвиток токсичного процесу**

Пошкодження біологічних систем у найбільш загальній формі реалізується порушенням основних функцій живого:

- збудливості;
- енергетичного обміну;
- пластичного обміну;
- системи фізіологічної регенерації і розмноження;
- інформаційного обміну;
- інтегративної регуляції.

Порушення енергетичного обміну, зазвичай, призводить до швидкого формування порушень із боку найбільш енергоємних органів (центральної нервової системи, серцевого м'язу, нирок). Порушення пластичного обміну супроводжується повільним розвитком довгостроково поточних патологічних процесів із боку найбільш чутливих органів і систем. Порушення системи фізіологічної регенерації тканин проявляється ураженням насамперед системи крові, епітелію слизової ШКТ, органів дихання, шкіри та її похідних. Порушення інформаційного обміну призводить до порушення механізмів нервової і гуморальної регуляції процесів, що відбуваються в організмі. Речовини, що порушують нервову регуляцію, зазвичай, викликають ефекти, які швидко розвиваються. Клініка інтоксикації залежить від того, які органи і тканини будуть, насамперед, залучені в патологічний процес.

#### **5.4 Хімічні методи детоксикації ксенобіотиків. Антидоти**

**Антидотом** (від Antidotum, «давати проти») називається речовина, яка застосовується під час лікування отруень і сприяє знешкодженню токсиканта або попередженню й усуненню токсичного ефекту. Антидот – хімічна речовина, призначена для введення до, у момент або після надходження токсиканта в організм, тобто є коергістом, обов'язковою властивістю якого повинен бути антагонізм до токсиканта.

Антагонізм ніколи не буває абсолютним і його виразність істотно залежить від послідовності введення речовин, їхніх доз, часу між введеннями. Дуже часто антагонізм має одnobічний характер: одна із сполук послаблює дію на організм іншої, але не навпаки. У зв'язку з цим антидоти впроваджуються в практику після ретельного вибору оптимальних термінів і доз введення на підставі глибокого вивчення токсикокінетики ксенобіотиків і механізмів їхньої токсичної дії.

Принцип дії антидотів заснований на чотирьох типах антагонізму: хімічному, біохімічному, фізіологічному та модифікації метаболізму.

**Хімічний антагонізм і відповідні антидоти.** Антидоти цієї групи безпосередньо зв'язуються з токсикантами. Водночас можливі такі ефекти:

- хімічна нейтралізація токсиканта, що вільно циркулює;
- утворення малотоксичного комплексу;
- вивільнення структури-рецептора із зв'язку з токсикантом;
- прискорення виведення токсиканта з організму завдяки його «вимивання» з депо.

До таких антидотів належать глюконат кальцію, що використовують у разі отруень флюоридами, хелатуючими агентами, що застосовують під час інтоксикацій важкими металами, а також Со-ЕДТА й гідроксикобаламін – антидоти ціанідів. До засобів розглянутої групи належать також моноклональні антитіла, що зв'язують серцеві глікозиди (дигоксин), ФОС (зоман), токсини (ботулотоксин). Хелатуючі агенти – комплексоутворювачі. Ці речовини мобілізують і прискорюють елімінацію з організму металів за допомогою утворення з ними водорозчинних малотоксичних комплексів, що легко виділяються через нирки.

**Біохімічний антагонізм і відповідні антидоти.** Токсичний процес розвивається внаслідок взаємодії токсиканта з молекулами (або молекулярними комплексами) – мішенями. Ця взаємодія призводить до порушення властивостей молекул і втрати ними специфічної фізіологічної активності. Хімічні речовини, що руйнують зв'язок «мішень - токсикант» і відновлюють фізіологічну активність біологічно значущих молекул (молекулярних комплексів) або перешкоджають утворенню такого зв'язку, можуть використовуватися як антидоти.

Цей вид антагонізму лежить в основі антидотної активності кисню під час отруєння карбон (II) оксидом; реактиваторів холінестерази і зворотних інгібіторів холінестерази під час отруєнь ФОС.

Кисень використовують у разі інтоксикацій різними речовинами, однак специфічним антидотом є до

карбон (II) оксиду. Карбон (II) оксид (чадний газ) має високу спорідненість до двовалентного феруму гемоглобіну, з яким утворює міцний, хоча й зворотний комплекс – карбоксигемоглобін. Карбоксигемоглобін не здатний здійснювати киснево-транспортні функції. Кисень конкурує з карбон (II) оксидом за зв'язок із гемоглобіном і за умови високого парціального тиску витісняє його.

Метиленовий синій. Ще одним прикладом біохімічного антагоніста є метиленовий синій, що використовується під час інтоксикацій метгемоглобіноутворювачами. Цей препарат у разі внутрішньовенного введення у формі 1% розчину збільшує активність NADH-залежних метгемоглобінредуктаз і в такий спосіб сприяє зниженню рівня метгемоглобіну в крові отруєних. Необхідно пам'ятати, що в разі введення в надлишку метиленовий синій сам може стати причиною метгемоглобіноутворення.

#### **Фізіологічний антагонізм і відповідні антидоти.**

Механізм дії багатьох токсикантів пов'язаний зі здатністю порушувати проведення нервових імпульсів у центральних і периферичних синапсах. Це проявляється або повторним порушенням, або блокадою постсинаптичних рецепторів, стійкою гіперполяризацією або деполяризацією постсинаптичних мембран, посиленням або пригніченням сприйняття інервуючими структурами регульованого сигналу. Речовинам, що впливають на синапси, функція яких порушена токсикантом, властива дія, протилежна дії токсиканта, тому їх можна віднести до антидотів із фізіологічним антагонізмом. Ці препарати не вступають із отрутою в хімічну взаємодію, не витісняють його зі зв'язку з ферментами. В основі антидотного ефекту лежать: безпосередня дія на постсинаптичні рецептори або зміна швидкості оборту нейромедіатора в синапсі (ацетилхоліну, серотоніну та ін.).

Специфічність фізіологічних антидотів нижче, ніж у речовин із хімічним і біохімічним антагонізмом. Практично будь-яка сполука, що збуджує проведення нервового імпульсу в синапсі, буде ефективнішою в разі інтоксикацій речовинами, що

пригнічують проведення імпульсу. Так, холінолітики виявляються досить ефективними в разі отруєння більшістю холіноміметиків, а холіноміметики, так само, можуть бути використані в разі отруєння антихолінергічними токсикантами. Водночас встановлено: виразність спостережуваного антагонізму конкретної пари токсиканта й антидота коливається в широких межах від дуже значної до мінімальної.

До основних фізіологічних антидотів належать:

– атропін та інші холінолітики під час отруєнь ФОС (хлорофос, дихлофос, фосфакол, зарин, зоман) і карбаматами (прозерин, байгон, диоксикарб);

– галантамін, аміностигмін (зворотні інгібітори холінестерази) у разі отруєнь атропіном і іншими речовинами з холінолітичною активністю (зокрема трициклічними антидепресантами й деякими нейролептиками);

– бензодіазепіни, барбітурати в разі інтоксикацій ГАМК-літиками (бікукулін, норборнан, біциклофосфати, пікротоксинін);

– налоксон (конкурентний антагоніст опіоїдних  $\mu$ -рецепторів) – антидот наркотичних анальгетиків.

Механізм дії фізіологічних антидотів визначається їхнього фармакологічною активністю. Однак дози й схеми застосування речовин як антидотів часом істотно відрізняються від рекомендованих до застосування за інших видів патології. Так, гранична добова доза атропіну для дорослої людини становить 1 мг. У разі тяжких інтоксикацій ФОС препарат іноді доводиться вводити довгостроково, внутрішньовенно сумарною дозою більше ніж 100 мг на добу.

**Антидоти, що модифікують метаболізм ксенобіотиків.**

Більшість ксенобіотиків зазнають в організмі метаболічним перетворенням. Зазвичай, це пов'язано з утворенням продуктів, що значно відрізняються за токсичністю від вихідних речовин, як убик її зменшення, так і збільшення. Прискорення метаболізму ксенобіотиків і пригнічення перетворення речовин, що зазнають біоактивації, – один із можливих підходів до розроблення антидотів. Як засоби, що модифікують метаболізм, можуть бути

застосовані препарати, що змінюють активність ферментів першої й другої фаз метаболізму: індуктори й інгібітори мікосомальних ферментів, активатори процесів кон'югації, а також речовини, що модифікують активність ферментів, що специфічно діють, і тому активних лише в разі інтоксикацій цілком конкретними речовинами.

Препарати, що використовують на практиці, можуть бути віднесені до однієї з нижченаведених груп.

1. Речовини, що прискорюють детоксикацію:

– тіосульфат натрію – застосовується під час отруєнь ціанідами;

– бензанал і інші індуктори мікосомальних ферментів – можуть бути рекомендовані як засоби профілактики ураження ФОС;

– ацетилцистеїн та інші попередники глутатіона – використовують як лікувальні антидоти в разі отруєнь дихлоретаном, деякими іншими хлорованими вуглеводнями, ацетамінофеном.

2. Інгібітори метаболізму:

– етиловий спирт, 4-метилпіразол – антидоти метанолу, етиленгліколю.

## **5.5 Комбінована і комплексна дія хімічних речовин**

Для екотоксикології актуальним є питання про комбіновану дію речовин на живий організм. Відмінності в механізмах патогенезу гострого та хронічного отруєння вимагають і особливого підходу до вибору критеріїв оцінювання інтоксикації, коли мова йде про комбіновану дію декількох отрут. Для прогнозування наслідків такого впливу потрібно знати ступінь небезпеки і токсичності кожної речовини окремо, точок прикладення дії і способи метаболізму. Варто враховувати можливість активації або гальмування метаболізму отрут під час їхнього спільного надходження до організму, можливість появи високотоксичних метаболітів. Зазвичай в умовах виробництва і в



повсякденному житті часто трапляється комбінована, а не індивідуальна дія хімічних речовин.

Основними видами комбінованої дії промислових отрут є:

- підсумовування;
- надсумування або потенціювання (непропорційне посилення ефектів);
- антагонізм або сенсibiliзація;
- «незалежна» дія.

В умовах хронічної дії реєструється або підсумовування, або незалежна дія.

Під час одночасного впливу на організм ліків або отрут ефекти можуть залишитися такими самими, як дія кожного з них окремо, або ж виявитися посиленими чи ослабленими. Якщо бажаний ефект дії (дорівнює 1) можна одержати комбінаціями  $1/2 A + 1/2 Y = 1$ ;  $1/3 A + 2/3 Y = 1$  тощо, тобто якщо сума доз усіх компонентів дорівнює 1 (100%), то вважають, що спостерігається просте підсумовування або адитивна дія. Підсилення або послаблення дії в разі комбінації отрут зазвичай позначають як синергізм, потенціювання, антагонізм або сенсibiliзацію. Якщо ефект дії комбінації вище за просте підсумовування, відзначають про синергізм або потенціювання. Під синергізмом іноді йдеться про односпрямовану дію отрут, незалежно від кількісного їхнього співвідношення в ефекті. Якщо ефект двох або декількох речовин більше ніж суми ефектів, що відповідають сумі доз або концентрацій:  $1/2 A + 1/2 Y > 1$ , то такий синергізм є потенціюванням або «нададитивністю».

Під сенсibiliзацією йдеться про такий стан, коли один із компонентів суміші в певній дозі не викликає необхідного ефекту, але останній проявляється значною мірою за наявності інших компонентів.

Якщо за комбінованої дії отрут або ліків ефект менше ніж сумарний:  $1/2 A + 1/2 Y < 1$ , то це – антагонізм. Він може наставати внаслідок прямого зв'язування речовини в малоактивні продукти.

У практиці сільського господарства великого значення набуває комбінована дія речовин під час оброблення

сільськогосподарських культур сумішшю пестицидів різних хімічних класів із різним типом дії. У цьому разі потенціювання ефекту є інтегральним вираженням дії рецептури на цілу низку рослин або тварин, на екологічну нішу, спільноту, біоценоз. Цей вид потенціювання ефекту варто розглядати окремо – як модель для досліджень у галузі екотоксикології. Застосування пестицидів у суміші має значні переваги порівняно з їхньою ізольованою дією. Це дозволяє розширити спектр дії пестицидів і скоротити матеріальні витрати, істотно зменшити забруднення природного середовища.

Загалом прогноз можливий на підставі урахування хімічних і фізичних взаємодій між отрутами і патогенетичних механізмів комбінованої дії хімічних речовин.

Найбільший інтерес становить можливість прогнозування характеру комбінованої дії отрут на основі знання механізмів їхньої взаємодії в процесі біотрансформації в організмі людини і тварин.

**Біотрансформація (детоксикація) отрут** здійснюється за участю спеціальних ферментних систем зазвичай у дві фази. У першій фазі отрути зазнають окиснюванню, відновленню, гідролізу. Водночас вони набувають активних груп -ОН; -NH<sub>2</sub>; -COOH; -SH, необхідних для здійснення реакції синтезу та кон'югації. Унаслідок першої фази метаболізму можуть утворюватися і більш токсичні продукти. Тому під час прогнозування характеру комбінованої дії необхідно враховувати можливість взаємної активації або гальмування процесу метаболізму ксенобіотиків, що з урахуванням рівня токсичності продуктів, які утворюються, дозволяє деякою мірою передбачати токсичність досліджуваної комбінації отрут.

**Підсумовування токсичних ефектів за комбінованої дії отрут.** Ефект реєструється тоді, коли речовини, що становлять комбінацію, мають ідентичну дію. Так діють суміші хлороформу, ефіру, етанолу, гексаналу та медіналу, суміші стирол + бензол (ацетон), суміші подразнювальних газів (аерозоль SO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Ця дія спостерігається як на рівні смертельних доз, так і граничних концентрацій. Установлення загальних

закономірностей комбінованої дії отрут в умовах хронічного дослідження на рівні малих концентрацій має особливу практичну значущість, тому що за сучасної організації праці це найбільш характерні умови впливу промислових отрут на людину.

**Потенціювання токсичних ефектів у разі комбінованої дії отрут.** Найпоширеніший механізм потенціювання токсичних ефектів у цьому разі – це пригнічення однією речовиною процесів біотрансформації (і детоксикації) іншої речовини.

У гострих випадках отруєнь, які бувають під час промислових аварій, ефект потенціювання спостерігається найчастіше: CO + C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH; бутилен + H<sub>2</sub>S; NO<sub>x</sub> + CO. Відомі випадки: для хлорованих вуглеводнів, комбінації CO + C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, для сумішей фосфорорганічних пестицидів (хлорофос + карбофос; карбофос + тіофос). В умовах хронічного отруєння потенціювання трапляється порівняно рідко, але є дані про суміші: C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>OH + As; O<sub>3</sub> + аерозоль H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Послаблення токсичних ефектів за комбінованої дії хімічних речовин у гострих дослідженнях може бути наслідком хімічної взаємодії або фізіологічного антагонізму. Саме такий антагонізм – конкурентний антагонізм, коли в комбінацію входять речовини, що конкурують за однакові рецептори. Антагонізм реєструється не тільки в разі дії на ту саму біохімічну структуру, але і в разі дії їх на метаболічні цикли. Так, малонат інгібує сукцинатдегідрогеназу, блокує цикл Кребса, чим знімає ефект дії фторцитрату.

Приклади хімічного антагонізму в зовнішньому середовищі і в організмі: SO<sub>3</sub> + Cl<sub>2</sub>; Ca<sup>2+</sup> + цитрат; Ca<sup>2+</sup> + оксалат; сполуки Mg, As із сульфгідрильними зв'язками.

**Комплексна дія хімічних речовин.** Неминуча циркуляція хімічних речовин у зовнішньому середовищі створює можливість одночасного комплексного надходження в організм людини однієї речовини різними способами: перорально та інгаляційно. Сумарна кількість препарату, що може надійти в організм людини із шкідливих середовищ, не повинна перевищувати максимально припустиму дозу для людини (D<sub>м</sub>; мг/день).

Збільшення надходження може призводити до нагромадження в тканинах організму і патологічних станів.

Для оцінювання пропонують підсумковий критерій для пестицидів:

$$\frac{C_{\text{промисл.}}}{\text{ГДК}} + \frac{C_{\text{атм}}}{\text{ГДК}} + \frac{C_{\text{вода}}}{\text{ГДК}} + \frac{C_{\text{їжа}}}{\text{ГДК}} \leq 1. \quad (5.1)$$

Вивчення комплексної дії хімічних сполук проводиться в умовах хронічного експерименту на рівні величин ГДК та 0,5 ГДК. Обов'язковою попередньою умовою є встановлення граничних доз і ГДК.

**Оцінювання ступеня небезпеки хімічних речовин за комбінованої дії отрут.** Знання ефектів комбінованої дії промислових отрут важливо для гігієнічного регламентування, тобто для встановлення ГДК отрут у повітрі.

Для практичного оцінювання повітряного середовища або ефективності роботи вентиляції пропонується формула

$$\sum \frac{Z_i}{C_i} = 1, \quad (5.2)$$

де  $\sum$  – сума відношень фактично знайдених концентрацій хімічних речовин ( $Z_i$ ) і їхніх ГДК ( $C_i$ ).

Ця формула може бути застосована, коли в гострих і хронічних дослідах визначена адитивна дія конкретної комбінації речовин. Облік ступеня небезпеки хімічних речовин, комбінована дія яких супроводжується потенціюванням, особливо важливий у разі гострих одноразових впливів, що може відбуватися в умовах виробництва. Потенціювання можливе і в умовах хронічної дії.

## 5.6 Кумуляція та її види

Хронічне отруєння тісно пов'язане з кумуляцією в організмі самої отрути або викликаних нею змін. Слово «кумуляція» означає скупчення. Цей термін узятий із фармакології, де ним

позначають раптове посилення дії деяких лікарських засобів у разі тривалого їх застосування.

**Кумулятивний ефект** – ефект повторної дії токсичної речовини. За класичною теорією кумуляції розрізняють два типи взаємодії речовини з рецепторами, допускаючи розвиток кумулятивного ефекту:

**1. Матеріальна кумуляція** – накопичення отрути в організмі під час її повторного надходження, внаслідок чого відбувається сумація недіючих кількостей отрути до створення в організмі певної токсичної концентрації, коли отрута (токсична речовина) необоротно (міцно і надовго) зв'язується тканиною. Одночасно певний ефект може настати тоді, коли вміст отрути в тканині досягне певного рівня.

**2. Функціональна кумуляція** – сумація не самої отрути, а ефекту її впливу, коли певна кількість отрути прореагує з тканиною (навіть якщо сама отрута одночасно абсолютно зруйнована). Сумація реакцій слідів речовини викликає токсичний ефект. Хронічна інтоксикація в разі впливу деяких пестицидів здебільшого є наслідком функціональної кумуляції.

Показником функціональної кумуляції є **коефіцієнт кумуляції  $K_k$** . Він відображає терміни загибелі тварин у разі повторного введення їм дози, яка становить одну й ту саму частку від смертельної дози або доз, що систематично підвищуються. Найширше застосовується метод Кагана і Станкевича, які оцінюють  $K_k$  як відношення сумарної дози, одержаної в досліді з повторним введенням речовини,  $\sum DL_{50}$  до  $DL_{50}$  за умови однократного введення:

$$K_k = \frac{\sum DL_{50}}{DL_{50}}. \quad (5.3)$$

Чим менше значення має  $K_k$ , тим вище кумулятивні властивості цієї токсичної речовини.

**Ступінь кумуляції** – величина, обернена до коефіцієнта кумуляції.

Класифікація кумулятивної дії залежно від цих параметрів

наведена у таблиці 5.3.

Таблиця 5.3 – Класифікація кумулятивної дії

Вид кумуляції	Пропоновані межі	
	Коефіцієнт кумуляції	Ступінь кумуляції
I. Надкумуляція	<1	>100
II. Виражена кумуляція	1–2,2	100–46
III. Середня кумуляція	2,2–5	45–20
IV. Слабка кумуляція	>5	<20

Розрахунок  $K_k$  може бути уточнений введенням дози, що викликає загибель 50 % тварин протягом перших 24 год після введення ( $D_1$ ). Тоді доза, що призводить до загибелі в триваліший термін (до двох тижнів), позначається як  $D_2$ . Усі шкідливі речовини ділять на 2 групи: до першої відносять отрути, у разі однократного введення яких загибель тварин розтягнута в часі та  $D_1 > D_2$ ; до другої – такі, які викликають загибель тільки незабаром після введення; для них  $D_1 = D_2$ . Наявність пізньої загибелі після однократного введення свідчить, що кумулятивні властивості речовин першої групи вищі, ніж другої. Отже, про кумулятивні властивості речовини можна одержати уявлення, використовуючи **індекс кумуляції**

$$I_k = 1 - \frac{D_2}{D_1}. \quad (5.4)$$

Для речовин другої групи  $I_k = 0$ , а для отрут першої –  $I_k$  тим більше, чим вище його кумулятивні властивості. Чотири типи залежності кумуляції від величини дози, що щоденно вводиться (рис. 5.1).

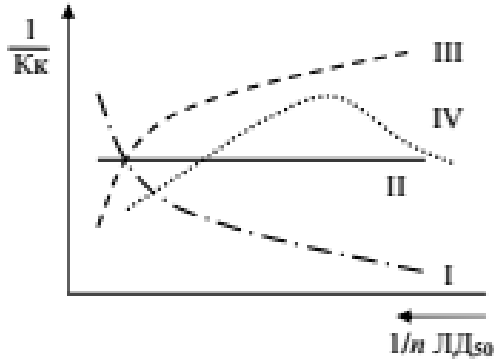


Рисунок 5.1 – Типи залежності кумулятивних властивостей пестицидів від величини дози, що щоденно вводиться

I тип – це зменшення кумулятивної дії зі зниженням дози, яка щодня вводиться в організм. Такий тип характерний для високотоксичних фосфорорганічних сполук. Ці речовини не становлять значну небезпеку в плані хронічного впливу.

II тип – це незалежність кумулятивних властивостей від величини дози речовини, яка вводиться. Прикладом речовин такого типу може служити тетраметилтиурамдисульфід (ТМТД). Такі речовини можуть викликати хронічні отруєння.

III тип – це зростання кумулятивних властивостей із зменшенням дози, яка щодня вводиться. Цей тип характерний для багатьох хлорорганічних пестицидів (ДДТ та ін.) і свідчить про високу потенційну небезпеку хронічного впливу.

IV тип – двофазна крива – спочатку кумуляція із зменшенням дози зростає, а потім знижується. За цим типом діють деякі дієнові інсектициди – алдрин, дилдрин, які досить небезпечні також і за критерієм хронічного впливу.

## Питання для самоперевірки

1. Механізми токсичної дії. Рецептори, їхні види.
2. Вплив фізико-хімічних властивостей отрут на їхню токсичність.
3. Токсичність і її механізми.
4. Методи детоксикації ксенобіотиків. Антидоти.
5. Відмінність між комбінованою та комплексною дією хімічних речовин.
6. Поняття кумуляція. Види кумуляції.



## **Тема 6 Екотоксикокінетичні та екотоксикодинамічні властивості основних груп політантів довкілля**

### **Зміст теми**

6.1 Небезпека отруєння продуктами побутової хімії і лікарськими препаратами.

6.2 Екотоксикокінетика і екотоксикодинаміка металевих забруднень довкілля.

6.3 Радіонуклідні забруднення довкілля.

6.4 Пестицидне забруднення довкілля.

6.5 Нітрати, нітрити і нітрозосполуки.

6.6 Токсична дія на організм окремих розчинників.

**Ключові слова:** антидоти, важкі метали, нітрати, нітрити, нітрозосполуки, пестициди, радіонукліди, розчинники, терапія.

### **6.1 Небезпека отруєння продуктами побутової хімії і лікарськими препаратами**

**Мийні засоби.** Включають у базовий склад поверхнево-активні речовини (ПАР), поліфосфати, силікати, карбонати, оптичні відбілювачі – така суміш компонентів здатна викликати різноманітні захворювання хімічної етіології. Поверхнево-активні речовини існують трьох видів: катіонні, аніонні, неіоногенні.

Порівняно з аніонними ПАР, катіонні більш токсичні, мають виражену подразнювальну дію, спричиняють дерматити і різноманітні алергічні реакції. У разі потрапляння ПАР усередину ушкоджуються: нервова система, ШКТ, але загалом дія є політропною. ПАР виявляють виражений кумулятивний ефект.

Неоднакова токсичність різних синтетичних мийних засобів пов'язана з наявністю в їхній рецептурі неіоногенних ПАР у різних співвідношеннях, а вони мають меншу подразнювальну дію на шкіру.

Аніонні ПАР за дерматологічними властивостями посідають проміжне положення між катіонними і неіоногенними. Аніонні ПАР викликають порушення вуглеводного і ліпідного обмінів, блокується низка ферментів, порушуються процеси всмоктування харчових і чужорідних речовин в організмі тварин, ступінь їхнього впливу на шкіру залежить від введення в рецептуру СМЗ неіоногенних ПАР. Аніонні ПАР здатні проникати навіть через інтактну (неушкоджену) шкіру і надходять до печінки, мозку, сироватки крові.

**Харчові добавки** використовуються для збільшення термінів зберігання і надання товарного вигляду харчовим продуктам. Барвники, наприклад, амарант – канцероген та ембріотоксикант. Бензойна кислота і патрацин викликають алергічні реакції, деякі барвники та харчові добавки викликають у дітей порушення поведінки («гіперактивність»). Для оброблення і зберігання харчових продуктів, знищення шкідників застосовується велика кількість хімічних речовин.

Якщо біоаккумуляція відбувається в харчовому ланцюгу, то її результат – перенос забруднювача. Вивчення фактичного забруднення харчових продуктів залишками пестицидів показало, що найчастіше ДДТ виявляється в продуктах тваринного походження (0,03–0,05 мг/кг у 50–70 % випадків), рідше, але у великій кількості – у фруктах (15–25 % випадків, у середньому 0,2–0,3 мг/кг). Розрахунки показали, що в середньому в організм за добу надходить 0,036 мг ДДТ, а він депонується і накопичується в жирових тканинах. За даними ВООЗ, у різних країнах вміст ДДТ коливався від 1,27 мг/кг до 12,9 мг/кг.

## **6.2 Екотоксикокінетика й екотоксикодинаміка металевих забруднень довкілля**

Важкі метали і миш'як накопичуються у високих концентраціях і тривало депонуються в нирках і печінці, що пояснюється високим вмістом у нирковій і печінковій тканинах особливого білка – металотіоніна, багатого тіоловими SH-групами, що забезпечують біологічну активність більше ніж 50 %

білків-ферментів. Важкими металами блокуються також амінні, карбоксильні та інші групи білкових молекул.

Іони  $Pb^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$ ,  $Hg^+$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  у біосередовищах утворюють найбільш міцні зв'язки з м'якими основами, передусім із білками, пептидами та амінокислотами. Але ці метали одночасно можуть приєднуватися, хоча і менш міцно, до інших груп білків, утворюючи хелати. Так,  $He^{2+}$  і  $Pb^{2+}$  найбільш активно зв'язуються із SH-групами білків і пептидів.

Відомо, що характер дії токсиканта визначається не тільки його властивостями і дозою в початковому стані, але і його проміжними та кінцевими метаболічними формами. Метали та їхні сполуки, на відміну від багатьох органічних сполук, потрапляючи в організм, багаторазово можуть змінювати свою форму. Унаслідок взаємодії з окисно-відновними буферними системами клітини, за якого здійснюється перенесення електронів, ступінь окиснення металів змінюється. Водночас перехід у стан нижчого ступеня окиснення для більшості перехідних металів зазвичай пов'язаний зі зменшенням їхньої токсичності.

Сполуки одного і того самого металу, але різного ступеня окиснення виявляють неоднаковий ступінь токсичності внаслідок різної здатності утворювати малорозчинні сполуки з біокомплексом і неоднакової спорідненості до білків і ферментів. Залежність токсичної дії від ступеня окиснення металу досить чітко проявляється під час надходження оксидів металів в організм у вигляді пилу інгаляційним способом. Оксиди більшості перехідних металів (наприклад, марганцю, молібдену, ванадію та ін.) у вищому ступені окиснення мають більшу здатність подразнювати слизову оболонку органів дихання і легеневу тканину, викликаючи бронхопневмонію.

Існує тісний зв'язок між токсичністю металу та його фізико-хімічними властивостями. Токсичність зростає зі збільшенням атомної маси металів і залежить від здатності до дисоціації їхніх комплексів із білками, від розчинності сполук у воді і ліпідах.

Профілактичне і лікувальне комбіноване застосування антиоксидантів (антиокислювачів) як ліпідо-, так і

водорозчинних, зокрема похідні селену, а також препаратів, що діють як «пастка» вільних радикалів, описане нижче.

1. Терапія з використанням тіолумісних речовин (ліпоамід, унітіол, 3-димеркаптопропіонова і 2,3-димеркаптопропіонсульфонова кислоти та ін.), які не тільки зв'язують іони важких металів, але і є антиоксидантами і протекторами SH-груп білків.

2. Використання препаратів, що контролюють рівень внутрішньоклітинного кальцію.

3. Стимуляція біосинтезу глутатіону з використанням попередників ацетилцистеїну, метіоніну, глутамінової кислоти.

4. Стимуляція синтезу металотіонінів під дією препаратів малотоксичних біогенних металів, наприклад цинку.

5. Інтенсивна вітамінотерапія з використанням вітамінних комплексів не тільки виконує коферментну і антиоксидантну функції, але і має здатність до утворення нетоксичних похідних металів або перешкоджає їхньому зв'язуванню з біомолекулами клітини. Зокрема під час інтоксикації свинцем перспективним комплексом вітамінів є: В<sub>1</sub>, В<sub>6</sub>, В<sub>12</sub>, С, фолієва кислота; під час інтоксикації ртуттю – масивні дози вітамінів Е і С; нейротоксичну дію кадмію послаблюють комбінацією вітамінів С, В, Е, каротину.

### **6.3 Радіонуклідні забруднення довкілля**

Як показано в численних радіаційно-екологічних дослідженнях, лісові екосистеми характеризуються найбільш тривалими періодами ефективного напівочищення від техногенних радіонуклідів порівняно з іншими ландшафтами, внаслідок чого ліси залишаються критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів трофічними ланцюжками до людини.

До цього часу вивчені особливості міграції радіонуклідів у лісових ґрунтах як початку численних трофічних ланцюжків, що починаються в лісових екосистемах і закінчуються людиною. Виявлено, що акумулювальна роль лісової підстилки щодо

радіонуклідів істотно варіює залежно від її типу, потужності, будови тощо. До того ж найбільшу кількість радіонуклідів утримують повнопрофільні могутні підстилки хвойних лісів. Залежно від типу ґрунту у їхню мінеральну частину майже за 20 післяаварійних років мігрувало від 25 % до 60 % сумарної активності радіонуклідів.

Встановлено, що з вертикальним внутрішньоґрунтовим стоком із лісової підстилки в мінеральні горизонти ґрунту щорічно виноситься 1–2 % активності радіонуклідів. Наводяться численні дані, що стосуються вертикального розподілення питомої і сумарної активності радіонуклідів у ґрунтових профілях різних типів лісових ґрунтів. Загальною закономірністю вертикального розподілення у всіх типах ґрунтів є експоненціальне зниження активності радіонуклідів із глибиною, водночас процеси перерозподілення інтенсивніше відбуваються в багатших і вологіших ґрунтах. Вивчені форми існування  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтових профілях і зроблений висновок про те, що зараз, після аварії на ЧАЕС,  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах трапляється переважно у фіксованій на 80–90 % формі, водночас для  $^{90}\text{Sr}$  характерний у 7–10 разів більший, ніж у  $^{137}\text{Cs}$ , вміст водорозчинної та іонообмінної форм у ґрунтах. Проаналізовані основні закономірності трансформації форм широкого спектра радіонуклідів, які існують у ґрунті, і розрахований ефективний період напівочищення лісових ґрунтів, що варіює від 6–8 до 20–22 років. Розглядається і динаміка співвідношення мобільних і фіксованих форм  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті в післяаварійний період. Важливість цієї проблеми обумовлена тим, що для названих радіонуклідів згадана динаміка істотно відрізняється. До того ж для  $^{137}\text{Cs}$  характерне зниження вмісту водорозчинної й обмінної форм у ґрунті, що обумовлює значне зниження кореневого надходження цього радіонукліда в рослини. Водночас для  $^{90}\text{Sr}$  характерне незначне зниження кількості мобільних форм у ґрунті, а у низці випадків (у разі вилуговування «гарячих» частинок) - зростання кількості останніх. Співвідношення вмісту  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$  в рослинах і мобільних форм цих радіонуклідів у ґрунті в післяаварійний період характеризувалося ідентичною

динамікою. Імобілізація радіонуклідів у ґрунті (перехід у недоступний для кореневого засвоєння стан і заглиблення нижче за шар ґрунту, де перебуває коріння) є визначальною формою деконтамінації як лісових екосистем загалом, так і їхніх окремих компонентів, зокрема біотів.

#### **6.4 Пестицидне забруднення довкілля**

Сьогодні відомо більше ніж 10 000 пестицидів, їх відповідно до призначення поділяють на 14 груп:

- 1) інсектициди (комахи);
- 2) гербіциди (рослини);
- 3) фунгіциди (грибкові);
- 4) специфічні зооциди: родентициди (гризуни); молюсициди (равлики); нематоциди (мікроскопічні черви);
- 5) акарициди (кліщі);
- 6) фуміганти (знищення шкідників і збудників хвороб);
- 7) бактерициди (протравлення насіння від одноклітинних);
- 8) арборициди (для бур'янистої деревини й чагарників);
- 9) альгіциди (водорості);
- 10) лаврициди (гусениці);
- 11) іхтіюциди (бур'янисті риби);
- 12) хемостерилізатори (викликають безплідність тварин);
- 13) атрактанти для комах (приваблюють);
- 14) репеленти (відлякують).

За хімічною структурою пестициди відносять до хлор-, фторорганічних сполук, що містять меркурій, нітрофеноли, карбамати. За своїми токсичними властивостями і хімічною стійкістю (від цього залежить потенційна небезпека забруднення довкілля) вони значно відрізняються, навіть у межах першого класу:

- нестійкі – зберігаються в природі 1–12 тижнів;
- середньостійкі – зберігаються в природі 1–18 місяців;
- стійкі – зберігаються в природі більше ніж 2 роки.

Усі пестициди в природі розкладаються з тією або іншою швидкістю під дією фізичних, хімічних і біологічних чинників.

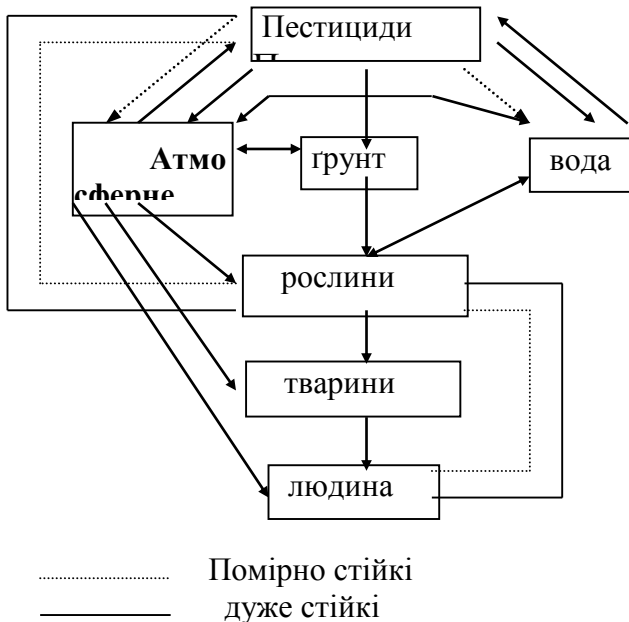


Рисунок 6.1 – Схема міграції пестицидів у навколишньому середовищі

**Фосфорорганічні пестициди (ФОП).** Сьогодні відомі десятки тисяч фосфорорганічних сполук. Багато з них використовуються як пестициди для боротьби зі шкідниками сільськогосподарських культур і деякими видами тварин із метою покращання врожайності та збереження матеріальних цінностей, створених людиною.

Серед ФОП є речовини з різним ступенем леткості. У навколишньому середовищі ФОП малостійкі, легко гідролізуються в лужному середовищі ( $\text{pH} > 8$ ), меншою мірою – у кислих розчинах ( $\text{pH} < 2$ ). Більшість ФОП розкладаються в рослинах, ґрунті, воді протягом місяця.

Номенклатура ФОП надзвичайно обширна, однак найбільш поширеними є: азунтол, бідрин, бірлан, бромфос, дихлофос, карбофос, меназон, меркаптофос (систокс, деметон), метафос,

метилмеркаптофос, октаметил, тіофос, фозолон, фосфамід, фталофос (імідан) та ін.

Постійно досліджуються і виробляються нові пестициди. Водночас на зміну високо небезпечним для людини препаратам приходять менш небезпечні.

Механізми впливу ФОП на біологічний об'єкт характеризуються однотипністю, у невеликому ступені варіюючи від однієї речовини до іншої. До цього часу встановлено, що головний чинник, який викликає порушення функцій організму, полягає в дії ФОП на ферментні системи, насамперед на холіноестеразу, каталізують гідролітичні розщеплення ацетилхоліну.

У випадках зниження активності холіноестерази і накопичення внаслідок цього в крові і тканинах ацетилхоліну виникає низка розладів у вигляді порушення нервової системи. Відбуваються звуження бронхів (бронхоспазм), посилення слино- і потовиділення, звуження зіниць, зниження ритму серцевої діяльності, посилення моторики шлунка і кишечника, падіння кров'яного тиску тощо.

Багато ФОП мають переважну дію на інші ферментні системи. Під час отруєнь спостерігаються зниження згортання крові, накопичення в організмі молочної кислоти. Під дією пестицидів порушується калій-натрієвий обмін.

Ознаки інтоксикації ФОП можуть виявлятися відразу або через декілька годин після впливу. Отруєння розвиваються в разі потрапляння цих речовин через ШКТ, дихальні способи і шкірні покриви. Умовно процес інтоксикації можна розділити на кілька стадій.

Перша стадія характеризується психомоторним збудженням, міозитом, стисненням у грудях, задишкою, появою вологих хрипів у легенях, пітливістю, підвищенням артеріального тиску.

На другій стадії відзначаються клініко-тонічні судоми, порушення дихання через наростання бронхореї, коматозний стан.



Третя стадія характеризується пригніченням дихального центру аж до повного припинення дихання. Підтримання життя можливо тільки за допомогою апаратного дихання, надалі відбуваються параліч дихальних м'язів і кінцівок, розлад серцевого ритму, падіння артеріального тиску.

**Хлороганічні пестициди (ХОП).** ХОП – це хлорпохідні багоядерних вуглеводнів, циклопарафінів, бензолу та ін. Більшість із них погано розчиняються у воді, але добре розчиняються в органічних розчинниках і жирах. Більшість ХОП стійкі до температурного впливу, вологи та інших чинників зовнішнього середовища. Завдяки значній хімічній стійкості ХОП десятиліттями зберігаються у ґрунті, накопичуючись у разі систематичному їхньому застосуванні.

Характерною і негативною властивістю ХОП є висока здатність до кумуляції. Повторне потрапляння в організм різними способами сприяє розвитку хронічних отруєнь. Позитивною властивістю ХОП є їхня відносно менша токсичність порівняно з ФОП.

ХОП накопичуються переважно в органах і тканинах, багатих жирами і ліпідами. З організму вони виводяться переважно через ШКТ. ХОП – отрути політропної дії з переважним ураженням центральної нервової системи і паренхіматозних органів, зокрема печінки. Серед ХОП широко відомий ДДТ (дихлордифенілтрихлоретан).

## **6.5 Нітрати, нітрити і нітрозосполуки**

Нітрати – це природні продукти обміну всіх рослин (так само, як сульфати, хлориди, карбонати та ін.) Нітрати життєво необхідні рослинам – без них неможливий їхній нормальний ріст і розвиток. Однак неконтрольоване використання азотних добрив (в Україні близько 20 млн т на рік) призвело до накопичення необмеженого рівня їх у продуктах рослинного походження.

Істотним джерелом нітратів може бути питна вода. Кілька мільйонів людей у 14 країнах Європи вживає воду з підвищеним рівнем нітратів. Вода шахтних колодязів в Україні часто містить

нітратів більше ніж 50 мг/л. Якщо нітратів більше ніж 50 мг/л, то вода не повинна використовуватися як питна, особливо в харчуванні маленьких дітей, у яких менша кислотність шлунка, тому нітрати трансформуються в нітрити, проникають крізь слизову оболонку кишок у кров, де утворюється метгемоглобін.

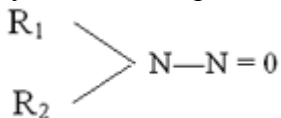
Структура харчового раціону, спосіб кулінарного оброблення, умови і терміни зберігання овочів, споживання копченостей, сухих ковбас, шпикю, бекону та ін. впливають на надходження нітратів в організм людини. Серед дітей перші ознаки отруєння нітратами спостерігаються в разі концентрації 100 мг нітрат-іона на 1 л води або соку. Тяжкі отруєння зареєстровані, якщо вміст нітрат-іона в харчових продуктах, воді, напоях становить від 1200 мг/л(кг) і більше в 1 л (або в 1 кг). Доведена тератогенна, ембріотоксична дія нітратів і нітритів. У дітей, які використовують питну воду з високим вмістом нітратів, реєструють підвищену збудливість центральної нервової системи, виявляють порушення з боку ЕКГ вдвічі частіше, ніж у контрольних групах.

Чутливість до нітратів збільшується внаслідок порушення транспортування кисню кров'ю в гірських умовах, а також у разі підвищеного рівня окислів азоту, чадного газу, вуглекислоти в повітрі, у разі вживання спиртних напоїв. Нітрати харчових продуктів викликають більш виражені клінічні прояви з боку травного каналу, серцево-судинної та центральної нервової систем, а нітрати води – з боку серцево-судинної, дихальної та центральної нервової системи.

Вплив нітратів і нітритів не обмежується метгемоглобіноутворенням. Найбільш істотним є стан тканинної гіпоксії, яка викликає пригнічення дихального ланцюга і процесів окиснення і фосфорилування. Вважається, що нітрати блокують процес окиснення і відновлення НАД<sup>+</sup>. Нітрати і нітрити впливають на функцію відтворення, доведено їхню тератогенну й ембріотоксичну дію, вплив на центральну нервову систему. Нітрати мають струмогенну дію. У природних спостереженнях, проведених серед дітей 6-річного віку в Молдові, які вживали різну кількість нітратів, встановлені певні відхилення показників

життєвої ємності легень, тенденція до зменшення обводу грудей і росту дітей, виявлене погіршення та поганий фізичний розвиток, тобто спостерігається дисгармонія фізичного розвитку внаслідок тривалої інтоксикації солями нітратів.

В організмі людини із використанням продуктів, що містять нітрати та нітроти, синтезуються канцерогенні нітрузоаміни



Особи із зменшеною кислотністю шлункового соку належать до групи ризику. У них, унаслідок розвитку нетипової бактеріальної флори підвищується активність ферменту нітратредуктази – ключового ферменту токсичної дії нітрузоамінів, що сприяє розвитку ракових пухлин.

Синтез нітрузоамінів відбувається також у харчових продуктах у процесі їхнього зберігання, технологічного та кулінарного оброблення, особливо у смажених, копчених і консервованих продуктах.

## 6.6 Токсична дія на організм окремих розчинників

**Аліфатичні вуглеводні.** У людей, що зазнали впливу аліфатичних (наприклад, n-гексану) і галогенованих вуглеводнів спостерігалися симптоми поліневропатії, зокрема тремтіння рук і ніг, слабкість, зниження сухожильних рефлексів, порушення чутливості, особливо рук і ніг. Токсичний ефект вуглеводнів за багатократної або тривалої дії часто обумовлений їхніми проміжними метаболітами. Продукт окиснення n-гексану – 2,5-гександіон здатний взаємодіяти з лізиновим залишком, утворювати перехресні зшивання в білках нервових волокон і тим самим призводити до порушення функцій останніх, викликаючи ураження нервової системи; перетворення відбувається за схемою:



**Ароматичні вуглеводні.** До них належать сполуки ароматичного ряду, для яких характерна дія на систему

кровотворення. Специфічною є дія бензолу на систему кровотворення, виникає розвиток лейкопенії та анемії, добре відома. Останніми роками доведено, що бензол чинить також мутагенний, ембріотоксичний, гонадотоксичний вплив. За деякими даними бензол являється канцерогеном для людини. В організмі людини і тварин бензол окислюється у фенол (50 % дози), хінол (10 %), катехол (2 %), гідроксихінол (1 %), фенілмеркаптурову кислоту (1 %), транс-транс-муконову кислоту (1 % дози). Феноли виводяться із сечею у вигляді фенілглюкоронідів і фенілсульфатів. Утворення окиснювача бензохінона з бензолу і його відновлення ферментами призводить до появи активних радикалів семіхінона, який, взаємодіючи з киснем тканин, утворює вільні радикали. Такий можливий механізм токсичності і канцерогенності бензолу. Похідні бензолу толуол і ксилол - у процесі метаболізму окислюються за метильними групами і виводяться у вигляді кон'югатів.

**Спирти.** Метанол – сильна отрута, що діє переважно на центральну нервову і судинну системи, на зоровий нерв. Метанол добре всмоктується в організмі, має кумулятивні властивості; наркотичні властивості виражені слабо. Метиловий спирт в організмі окислюється до формальдегіду і мурашиної кислоти, які є більш токсичними, ніж сам метанол. Смертельною для людини може бути кількість, за різними джерелами, 30–100 мл. Токсична концентрація в крові становить 300 мг/л, смертельна – 800 мг/л. ГДК метанолу в повітрі робочої зони – 5 мг/м<sup>3</sup>.

Отруєння метанолом при вживанні всередину часто відбуваються як на виробництві, так і в побуті та пов'язані з вживанням для пиття денатурату (підфарбована суміш етилового та метилового спиртів) або метилового спирту. Після надходження отрути в організм з'являються нудота і блювота, але перші симптоми можуть виявлятися і набагато пізніше – від декількох годин до декількох діб. У тяжких випадках спостерігаються різка синюшність, порушення дихання, судоми, слабкий прискорений пульс. Потерпілі скаржаться на сильні болі в усьому тілі, а також на болі у шлунку. Враження зору може бути тимчасовим або навіть необоротним явищем. Якщо отруєння не

закінчується смертю, то одужання проходить повільно. Це обставина пов'язана з повільною окиснюваністю метанолу в організмі.

Отруєння парами метанолу мають хронічний характер, а гострі практично не спостерігаються. Симптоми хронічних отруєнь: запаморочення, мерехтіння в очах, кон'юнктивіт, безсоння, підвищена стомлюваність, шлунково-кишкові розлади, розлад зору.

Отруєння через шкіру зазвичай поєднуються із вдиханням парів. Описаний випадок, коли працівник, пролив метиловий спирт, промочивши одяг, і продовжував працювати, осліп через кілька днів. На шкіру метанол діє слабо.

**Гліколі.** Етиленгліколь, один із найбільш токсичних гліколей, окислюється до гліколевої, гліоксалевої і щавлевої кислот, вражаючи головний мозок і нирки.

Гостре отруєння парами етиленгліколю малоімовірне через його малу леткість, а хронічні отруєння можливі. Діє переважно на центральну нервову систему і нирки, є також судинною і цитоплазматичною отрутою, викликає ацидоз. Проникає через шкіру. Токсичний не тільки сам етиленгліколь, але і його метаболіти.

Особливо небезпечний етиленгліколь у разі потрапляння в організм через рот. У разі пиття антифризів відзначено велику кількість тяжких і смертельних отруєнь. Легке отруєння можуть викликати 30–50 мл і навіть менша кількість. 100 мл етиленгліколю можуть призвести до смертельного результату, якщо не будуть вжиті термінові заходи детоксикації.

У разі гострих отруєнь етиленгліколем розширюються вени сітківки ока і бліднуть диски зорового нерва. У тяжких випадках хворі перебувають в несвідомому стані, зіниці мляво реагують на світло, дихання прискорене, тони серця глухі, пульс частий, підвищений лейкоцитоз, у сечі оксалати і сульфат кальцію. Етиленгліколь швидко всмоктується із шлунково-кишкового тракту в кров. Отруєння виявляється через 2–13 годин після вжиття етиленгліколю всередину.

**Кетони.** Аліфатичні кетони мають подразливу дію; при хронічному отруєнні спостерігаються зміни з боку крові, печінки та нирок. Аліфатичні кетони переважно відновлюються до відповідних вторинних спиртів, які потім у вигляді комплексів із глюкуроною кислотою виводяться з організму. Ацетон частково виводиться з повітрям, що видихається в незміненому стані (10 %), значною мірою окислюється до  $\text{CO}_2$  (50 %), частково у вигляді фрагментів міститься у глікоген і інші речовини клітини.

**Складні ефіри.** Метилацетат, етилацетат, етілпропіонат та інші гідролізуються ферментами в алкоголі і кислотні залишки, потім виводяться у вигляді комплексів з глюкуроною кислотою. Токсична дія виявляється здебільшого в ураженні головного мозку, порушенні рухових функцій.

**Прості ефіри.** Діетиловий, диметиловий ефір і інші ефіри переважно виводяться з організму в незміненому вигляді. Ароматичні ефіри метаболізуються з гідроксилуванням кільця (наприклад, метил-феніловий ефір перетворюється на *p*-метоксифенол).

**Галогеновані вуглеводні.** Хлороформ гепатотоксичний і нейротоксичний. Велика частина його виводиться в незміненому вигляді з повітрям, що видихається. Невелика частина окислюється в токсичний продукт – карбонілхлорид, який може мати канцерогенну дію.

Чотирихлористий вуглець – добре відома гепатотоксична отрута – унаслідок відновного дехлорування за участю цитохрому P-450 перетворюється на  $\text{CCl}_3^+$  – вільний радикал, який ініціює пероксидне окиснення ліпідів. Велика частина чотирихлористого вуглецю виводиться в незміненому вигляді, невелика частина піддається окисленню до  $\text{CO}_2$ .

Дихлоретан має гепато- і нейротоксичну дію. Більша його частина виводиться з повітрям, що видихається в незміненому вигляді. Хлорацетальдегід, 2-хлоретанол, хлороцтова кислота є токсичними метаболітами, що утворюються внаслідок окиснення дихлоретану.

Трихлоретилен на 40–50 % виводиться з повітрям, що видихається. Залишкова його частина метаболізується в токсичні 2,2,2-трихлоретанол, трихлороцтову кислоту і невелика кількість – у дихлороцтову кислоту з епоксидування.

У разі гострого отруєння трихлоретиленом досить швидко розвиваються нудота, блювота; сенсорні ж порушення з'являються тільки наступного дня. У подальшому розвиваються ознаки порушення чутливості шкіри всього обличчя, залучення в патологію всіх черепно-мозкових нервів. Більша частина порушень має незворотний характер і пов'язана, очевидно, з ураженням внутрішніх органів.

### **Питання для самоперевірки**

1. Токсичний вплив органічних токсикантів.
2. Токсичний вплив неорганічних токсикантів.
3. Забруднення пестицидами та радіонуклідами.
4. Забруднення важких металів.

## **Тема 7 Теоретичне підґрунтя нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище**

### **Зміст теми**

7.1 Основні принципи та аспекти нормування якості довкілля.

7.2 Правові основи стандартизації та міжнародний досвід у галузі нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище.

7.3 Основні види нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище: санітарно-гігієнічне, екологічне, науково-технічне.

**Ключові слова:** види нормативів, гранично допустиме екологічне навантаження, екологічне нормування, коефіцієнти ступеня забруднення, нормування, показники нормування.

### **7.1 Основні принципи та аспекти нормування якості довкілля**

Основні Принципи охорони навколишнього природного середовища, передбачені ст. 3 ЗУ «Про охорону навколишнього природного середовища».

До них належать:

– пріоритетність вимог екологічної безпеки, обов'язковість додержання екологічних стандартів, нормативів і лімітів використання природних ресурсів під час здійснення господарської, управлінської та іншої діяльності;

– гарантованість екологічно безпечного середовища для життя і здоров'я людей;

– попереджувальний характер заходів щодо охорони довкілля;

– збереження просторового і видового різноманіття та цілісності природних об'єктів і комплексів та ін.

Нормування проводиться з метою встановлення комплексу обов'язкових норм, правил, вимог у частині охорони



навколишнього природного середовища, використання природних ресурсів і забезпечення екологічної безпеки. Для оцінювання стану природних екосистем розроблено безліч різних критеріїв, серед яких значною мірою враховуються показники біологічної різноманітності.

**Біологічна різноманітність** – властивість біосфери, результат неоднорідності простору і часу, яку можна розглядати залежно від рівнів регламентації.

**Внутрішньовидова різноманітність** – це насамперед генетична й екологічна мінливість, результат пристосування виду до умов середовища.

**Видова різноманітність** – флора і фауна ландшафтно-географічних районів, результат видоутворення й історії розвитку видів у конкретних умовах певного регіону. Вторгнення людини в природні екологічні системи супроводжується появою в них нових видів і зникненням аборигенних видів, зміною доміантних видів і зміною структури угруповань.

Відомо, що закриті угруповання характеризуються найбільшою збалансованістю процесів продукції і деструкції органічної речовини. Поява нових видів у них однозначно свідчить про зрушення в цих процесах, що не є позитивом для стабільності природних систем, а початком їхньої перебудови і втрати стійкості.

**Екосистемна різноманітність** – сприяє стабілізації в будь-якому регіоні кругообігу речовин і енергії; поява нових ландшафтів різко руйнує цю стабільність. Такі нові екосистеми самі є споживачами ресурсів сусідніх ландшафтів, різко збіднюють їх. У підсумку ж біологічна розмаїтість скорочується на всіх рівнях організації, зокрема екосистемному.

Однак далеко не всі показники є кількісними та інтегральними, що характеризують стан екосистеми загалом.

Ю. А. Ізраель вважає, що критеріями якості природного середовища є:

– збалансованість біологічної продуктивності (відношення первинної продукції до вторинної);

- швидкість утворення біологічної продуктивності (відношення продуктивності до загальної біомаси);
- інтенсивність кругообігу біогенних речовин.

Відповідно до теорії С. С. Шварца показниками якості довкілля є:

- вміст хімічних речовин у різних тканинах організмів, на різних трофічних рівнях;
- енергія фотосинтезу, мікробіологічна активність ґрунтів;
- ріст лишайників;
- розвиток різних гідробіонтів.

**Нормування** – це діяльність із встановлення гранично допустимих впливів людини на природу.

**Мета нормування** – забезпечення науково обґрунтованого поєднання економічних і екологічних інтересів як основи суспільного прогресу – певною мірою компроміс між економікою і екологією. Визначена в такий спосіб мета нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище передбачає наявність граничних умов (нормативів) як на самий вплив, так і на чинники середовища, які відображають і сам вплив, і відгуки на нього екосистем.

**Основними об'єктами** нормування антропогенного навантаження на природне середовище є рівні концентрацій забруднювальних речовин у навколишньому середовищі, рівні акустичного, електромагнітного, радіаційного та іншого шкідливого впливу на навколишнє середовище, рівні вмісту шкідливих речовин у продуктах харчування; рівні викидів та скидів у довкілля забруднювальних хімічних речовин; рівні шкідливого впливу фізичних і біологічних чинників.

**Основним завданням** нормування є розроблення нормативів. Нормативи лежать в основі вимірювання балансу екологічних і економічних інтересів людини. Вони необхідні для створення гармонійних еколого-економічних систем. Міра розумного поєднання інтересів – це гранично допустимий рівень антропогенних впливів, перевищення яких створює небезпеку для природного середовища та здоров'я людини.

**Екологічні нормативи** встановлюють гранично допустимі викиди і скиди забруднювальних хімічних речовин, рівні допустимого шкідливого впливу фізичних і біологічних чинників, з урахуванням вимог санітарно-гігієнічних і санітарно-протиепідемічних правил і норм, гігієнічних нормативів, які є єдиними на всій території України. На природні екосистеми в умовах інтенсивного антропогенного впливу діє ціла сума негативних чинників, яка викликає різні ефекти на конкретному екологічному тлі. Тому оцінювання техногенного навантаження на довкілля допоможе розробити перелік заходів, спрямованих на стабілізацію в тому чи іншому регіоні.

Норматив стає юридично обов'язковим із моменту затвердження його компетентними органами Держкомсанепіднаглядом і Міністерством екології і природних ресурсів України.

**Класифікація нормативів.** Нормативи класифікуються за такими видами:

**1) нормативи екологічної безпеки:**

- гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин у навколишньому середовищі;
- гранично допустимі рівні акустичного шкідливого впливу на навколишнє середовище;
- гранично допустимі рівні електромагнітного шкідливого впливу на навколишнє середовище;
- гранично допустимі рівні радіаційного шкідливого впливу на навколишнє середовище;
- гранично допустимий вміст шкідливих речовин у продуктах харчування;

**2) гранично допустимі викиди та скиди:**

- гранично допустимі викиди в навколишнє середовище забруднювальних хімічних речовин;
- гранично допустимі скиди в навколишнє середовище забруднювальних хімічних речовин;

**3) рівні шкідливого впливу фізичних і біологічних чинників:**

- гранично допустимі рівні шкідливого впливу фізичних чинників на природне середовище;
- гранично допустимі рівні шкідливого впливу біологічних чинників на природне середовище.

Для достовірного виявлення антропогенних змін від природних коливань стану екосистеми передбачається проведення конкретних досліджень у районах із фоновими характеристиками. Для правильного вибору критеріїв оцінювання якості навколишнього природного середовища необхідно враховувати особливості конкретного досліджуваного регіону. Водночас для об'єктивного оцінювання якості довкілля, ступеня забруднення біогеоценозів необхідно визначити такі коефіцієнти.

### **Коефіцієнти ступеня забруднення біогеоценозів:**

1. **Коефіцієнт аномалії концентрації  $K_a$**  визначається за формулою

$$K_a = \frac{C_i}{C_{\text{фон}}}, \quad (7.1)$$

де  $C_i$  – фактична концентрація  $i$ -го інгредієнта, мг/м<sup>3</sup>;

$C_{\text{фон}}$  – фоновий вміст  $i$ -го інгредієнта, мг/м<sup>3</sup>.

Якщо  $C_i = C_{\text{фон}}$ , то  $K_a = 1$ , і відповідно аномалія відсутня.

2. **Коефіцієнт забруднення  $K_z$**  для окремого елемента визначається за формулою

$$K_z = \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} - 1. \quad (7.2)$$

Для характеристики забруднення конкретного тест-полігону за рядом елементів (або речовин) ввели інтегральний (об'єднаний) коефіцієнт забруднення

$$K_{iz} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} - 1 \right), \quad (7.3)$$

де  $n$  – кількість елементів або шкідливих речовин.

3. **Коефіцієнт недостатності  $K_n$**  для одного елемента визначається за формулою

$$K_H = 1 - \frac{C_i}{C_{\text{фон}}} \quad (7.4)$$

Аналогічно інтегральний коефіцієнт недостатності

$$K_{\text{ін}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - \frac{C_i}{C_{\text{фон}}}\right). \quad (7.5)$$

4. **Коефіцієнт дисбалансу  $K_d$**  визначається за формулою

$$K_d = K_{i3} + K_{\text{ін}}. \quad (7.6)$$

До основних механізмів екологічного нормування необхідно віднести лімітування, ліцензування, паспортизацію та сертифікацію.

**Лімітування** – це діяльність із встановлення меж шкідливого впливу (хімічного, фізичного, біологічного та ін.) на довкілля і людину чи обмежень на використання природних ресурсів. Воно є найважливішим механізмом екологічного нормування, особливо в санітарно-гігієнічному напрямку. Лімітування як механізм обмеження також містить у собі систему виробничих, галузевих і регіональних норм природокористування. Під час використання водних ресурсів лімітуванню підлягає їхнє відведення і споживання, норми виснаження і вилучення води, розміри водоохоронних зон. У лісовому господарстві базовими є норми віку рубок і відтворення лісів, норми лісосіки тощо. У більшості галузей промисловості застосовуються норми ресурсоемності.

**Ліцензування** (ліцензія) – дозвіл (право) на здійснення ліцензованого виду діяльності за умови обов'язкового дотримання ліцензійних вимог і умов, видане органом, що ліцензує юридичну особу чи суб'єкт підприємницької діяльності. Отже, одним із необхідних інструментів у регулюванні природокористування є ліцензування. Під ним йдеться про заходи, пов'язані з видачею ліцензії, переоформленням документів, що підтверджують наявність ліцензій, призупиненням і анулюванням ліцензій, а

також наглядом за додержанням ліцензіатами відповідних вимог і умов.

**Ліцензійні вимоги і умови** – сукупність встановлених нормативними правовими актами вимог і умов, виконання яких ліцензіатом обов'язкові під час здійснення ліцензованого виду діяльності. Ліцензування впорядковує процес експлуатації ресурсів, регламентуючи екологічні вимоги до їхнього використання та охорони, і підпорядковує використання ресурсів державному контролю. Воно регулює ті види діяльності, здійснення яких може завдати шкоди правам і законним інтересам громадян, непоправної шкоди моральності і здоров'ю, безпеці держави. Здійснення діяльності, пов'язаної з промисловим виробництвом, використанням ресурсів та обігом відходів виробництва і споживання, відповідно до ліцензії повинно відповідати чітко позначеним нормам і правилам. Саме тому процес ліцензування необхідно віднести до одного з механізмів екологічного нормування, що виконує дві найважливіші функції:

1) **превентивну** – за допомогою встановлення в ліцензії норм використання природних ресурсів, меж хімічних, фізичних і біологічних впливів, інших екологічно значущих умов діяльності;

2) **контрольну**, яка полягає у здійсненні контролю за додержанням ліцензійних умов державним уповноваженим органом.

Ліцензування в галузі охорони довкілля сьогодні зводиться до природокористування і репрезентовано спеціальними ліцензіями на право користування (видобутку, вилучення, користування без вилучення) природними ресурсами та об'єктами, а також дозволами на право викидів, скидів забруднювальних речовин і розміщення відходів. Крім того, згідно з чинним законодавством ліцензована діяльність у сфері поводження з відходами – утилізація, складування, переміщення, захоронення, знищення промислових та інших відходів, окрім радіоактивних. Деякі види діяльності з експлуатації природних ресурсів передано у ведення органів місцевого самоврядування.

Відповідно до природоохоронного законодавства застосовуються різні форми документів, що виконують функції ліцензії. Поряд із цим використовуються дозволи (на викиди, скиди і захоронення відходів), лісорубні квитки. Всі вони становлять поняття «ліцензування».

**Сертифікація** здійснюється з метою контролю безпеки продукції для довкілля, життя і здоров'я населення. У деяких випадках вона розглядається як одна з форм ліцензування. З погляду екологічного нормування сертифікація виконує такі функції:

- визначає вимоги та норми до продукції, що сертифікується, з урахуванням кращих світових аналогів;
- впроваджує екологічно безпечні технологічні процеси та обладнання;
- створює умови для організації виробництв, що відповідають встановленим екологічним вимогам.

**ISO 9000** – серія міжнародних стандартів, що містять терміни та визначення, основні принципи менеджменту якості, вимоги для системи менеджменту якості організацій і підприємств, а також керівництво по досягненню стійкого успіху.

**ISO 14000** – міжнародний стандарт, що містить вимоги до системи екологічного управління (environmental management system), за якими відбувається сертифікація.

**Паспортизація** – це процес складання екологічних (природоохоронних) паспортів на окремі об'єкти, одиниці ресурсів, джерела викидів, системи очищення з метою оптимізації їхнього використання, визначення впливу на довкілля і контролю над додержанням природоохоронних норм і правил. **Екологічний паспорт** являє собою систему даних, виражених через групу стандартів, що відображають рівень використання природних та інших ресурсів і ступінь впливу на основні компоненти природного середовища. Як механізм паспортизації природних ресурсів необхідно розглядати складання кадастрів, реєстрів, а також балансів і схем їхнього використання та охорони. Це дозволяє розглядати паспортизацію як механізм екологічного нормування.

Екологічний паспорт підприємства складається з двох частин.

**Перша частина** містить загальні відомості про підприємство, використовувану сировину, опис технологічних схем вироблення основних видів продукції, схем очищення стічних вод і викидів в атмосферу, їхні характеристики після очищення, дані про тверді та інші відходи, а також відомості про наявність технологій, що забезпечують досягнення найкращих питомих показників в охороні природи.

**Друга частина** паспорта містить перелік запланованих заходів, спрямованих на зниження навантаження на навколишнє середовище, із зазначенням термінів, обсягів витрат, питомих і загальних обсягів викидів шкідливих речовин до і після здійснення кожного заходу.

В екологічному паспорті підприємства знаходять відображення три групи показників:

- показники впливу підприємства на стан довкілля;
- показники організаційно-технічного рівня природоохоронної діяльності підприємства;
- загальні і приватні показники аналізу витрат на природоохоронну діяльність.

До першої групи належать такі показники:

- екологічність продукції, що випускається;
- вплив на водні ресурси;
- вплив на атмосферне повітря;
- вплив на матеріальні ресурси і відходи виробництва;
- вплив на земельні ресурси.

До другої групи показників належать такі, як:

- оснащеність джерел забруднення очисними пристроями;
- пропускна здатність наявних очисних споруд;
- прогресивність застосовуваного очисного обладнання;
- можливість контролю за функціонуванням очисного обладнання;
- раціональність наявної організаційної структури природоохоронної діяльності підприємства;



– питомі показники організаційно-технічного рівня природоохоронної діяльності підприємства.

Третя група показників містить як загальний показник відношення економічного ефекту від застосування природоохоронних заходів до загальної величини витрат на їхнє проведення і сукупність приватних показників.

До них належать:

– частка капітальних витрат на природоохоронні заходи в загальному обсязі капітальних витрат підприємства;

– частка поточних витрат на природоохоронну діяльність у загальному обсязі поточних витрат підприємства;

– частка витрат на охорону повітряного басейну в загальному обсязі витрат на природоохоронну діяльність;

– частка витрат на охорону і раціональне використання водних ресурсів у загальному обсязі витрат на природоохоронну діяльність;

– частка витрат на знищення та знешкодження твердих і рідких відходів у загальному обсязі витрат на природоохоронну діяльність;

– частка витрат на розробку і впровадження прогресивних технологій (маловідходних, безвідходних, безстічних тощо) у загальних витратах на науково-дослідні та дослідницько-конструкторські роботи.

## **7.2 Правові основи стандартизації та міжнародний досвід у галузі нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище**

**Гранично допустимі концентрації** (далі ГДК) – максимальна концентрація шкідливої речовини в одиниці об'єму (повітря, води), маси (харчових продуктів, ґрунту) або поверхні (шкіра працівників), які під час дії за певний проміжок часу практично не впливають на здоров'я людини і не викликають несприятливих наслідків у її потомства.

Отже, ХХ і початок ХХІ століття характеризуються цілеспрямованою, широкомасштабною діяльністю із

стандартизації та нормування використання й охорони навколишнього природного середовища.

Правовий аспект охорони довкілля являє собою комплекс заходів, закріплених нормативно-правовими актами з метою збереження і поліпшення сприятливих умов для життя людини і запобігання негативного впливу на навколишнє природне середовище. Міжнародне співробітництво сприяло більш широкому вирішенню проблем у сфері охорони довкілля, удосконалення систем захисту природних об'єктів. Кількість держав, що уклали угоди в галузі екології, досягло понад 150 держав. У цих угодах бере участь і Україна. Так, у 1992 році Україна з іншими державами підписала угоду щодо Чорного моря і річки Дунаю.

На сьогодні в Україні розроблена якісна система природоохоронного законодавства, спрямована на забезпечення нормування антропогенного впливу на навколишнє середовище. Основним законодавчим актом є Конституція України, у якій зазначено, що кожен має право на безпечне для життя і здоров'я довкілля та на відшкодування збитків, завданих порушенням цього права. На основі конституційного права України ухвалено низку законів:

1. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» (від 25 липня 1991 р).
2. Земельний кодекс України (від 25 жовтня 2001 р).
3. Водний кодекс України (від 6 липня 1995 р).
4. Кодекс України про надра (від 27 липня 1994 р).
5. Лісовий кодекс України (від 21 січня 1994 р.).
6. Закон України «Про охорону атмосферного повітря» (від 16 жовтня 1992 р.) та інші.

Крім законів, порядок нормування регламентований такими підзаконними нормативно-правовими актами, як укази Президента України, постанови Кабінету Міністрів України, накази та інструкції.

Окреме місце посідають стандарти у сфері охорони навколишнього природного середовища, державні санітарні правила і норми (ДСанПіН). До нормативної бази належать

екологічні стандарти та керівні нормативні документи Міністерства екології та природних ресурсів України (із серпня 2019 року – Міністерство енергетики та захисту довкілля України).

Отже, нормування антропогенного впливу на навколишнє середовище являє собою суспільні відносини, що виникають між суб'єктами у сфері встановлення науково обґрунтованих екологічних і санітарно-гігієнічних нормативів, їхнє впровадження, додержання та контролю, врегульовані чинним законодавством.

Після визначення системи пріоритетів необхідно зробити вибір політичних інструментів: найчастіше – між «командно-контрольними» підходами, що використовують регулівні інструменти, такі як дозволи на викиди, і «ринковими» підходами, що ґрунтуються на економічних стимулах, таких як плата за викиди або податки, дозволи на скиди тощо. Великі фінансові проблеми у країнах Центральної і Східної Європи зумовлюють необхідність приділяти більшу увагу керівництву регіону ринковим інструментам. Крім того, низка екологічних проблем, яким приділяється увага, таким як очищення стічних вод, є серед тих, де витрати, пов'язані з орієнтуванням на командно-контрольні підходи, особливо великі.

У більшості країн Центральної і Східної Європи, існує тривала традиція використання системи плат за забруднення довкілля, яка використовувалася з різною ефективністю. Крім того, можуть існувати інституційні механізми (наприклад, договірні дозволи на викиди, які замінюють використання ринкових інструментів доти, поки останні не можуть бути використані безпосередньо).

На практиці вибір обмежений певною комбінацією контрольних-командних і ринкових підходів. Ключовою проблемою є проблема інформації і моніторингу. Мало сенсу в тому, щоб спиратись або на дозволи на викиди, або на плату за забруднення доти, поки не створені відповідні передумови для контролю чи обсягів, чи концентрації викидів, того чи іншого разом. У будь-якому разі екологічна політика повинна

грунтуватись у розумних межах на добровільній згоді підприємств і джерел забруднення, оскільки абсолютно конфронтаційні відносини швидше за все затримають виконання або зменшать ефективність як заходів регулювання, так і ринкових стимулів.

Для масових забруднювальних речовин, таких як пил, сульфур (IV) оксид, завислі речовини, або великих джерел ринкові підходи є як здійсненими, так і привабливими, особливо там, де існує цілий спектр виробничих процесів і варіантів контролю, чи там, де швидко змінюється технологія. Для мікрозабруднювачів або малих джерел проблеми моніторингу набагато складніші, і єдиними ефективними альтернативами можуть бути або конкретні заходи регулювання, або непрямі ринкові стимули через вартість входних чинників. Оскільки існує значна невизначеність щодо витрат і наслідків використання альтернативних інструментів, важливим чинником, що визначає вибір, повинна стати відносна вартість помилок, тобто використання надто суворого контролю або досягнення надто малого зниження викидів.

### **7.3 Основні види нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище**

#### **7.3.1 Санітарно-гігієнічне нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище**

Згідно зі ст. 1 ЗУ «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» **санітарно-епідеміологічним нормативом (гігієнічним нормативом)** вважається встановлене дослідженнями припустиме максимальне або мінімальне кількісне та (або) якісне значення показника, що характеризує чинник середовища життєдіяльності за медичними критеріями (параметрами) його безпечності для здоров'я людини та здоров'я майбутніх поколінь. Гігієнічній регламентації підлягає будь-який небезпечний чинник фізичного, хімічного, біологічного походження, наявний у середовищі, яка

здійснюється з метою обмеження інтенсивності або тривалості його дії за допомогою встановлення критеріїв їхнього допустимого впливу. Гігієнічна регламентація забезпечується центральним органом виконавчої влади у сфері охорони здоров'я (Міністерства охорони здоров'я України – МОЗ України).

Усі небезпечні чинники підлягають державній реєстрації, яка передбачає ведення єдиного державного реєстру із зазначенням назви небезпечних хімічних речовин, біологічних джерел, даних про їхнє призначення, методів індикації, біологічної дії, ступеня небезпеки для здоров'я людини, характеру поведінки в навколишньому середовищі, виробництвах. Використання в народному господарстві та в побуті будь-яких небезпечних чинників дозволяється тільки за наявності сертифіката про державну реєстрацію. У разі, коли в державному стандарті відсутні необхідні обов'язкові вимоги безпеки для здоров'я і життя людини або встановлені вимоги не відповідають санітарним нормам, то дія таких стандартів призупиняється головним державним санітарним лікарем України.

**Основна мета санітарно-гігієнічного нормування** – захист людини від шкідливого впливу забруднювальних речовин. Завдання цього виду нормування полягає у визначенні норм викиду (скидання) забруднювальних речовин, тобто гранично допустимого викиду (ГДВ) або гранично допустимого скиду (ГДС) на основі гранично допустимих концентрацій для різних середовищ і речовин. Позитивним аспектом санітарно-гігієнічного нормування є те, що нормування концентрацій для будь-яких забруднювальних речовин у всіх середовищах здійснюється як для людини, так і для деяких видів тварин і рослин. Нормування викидів (скидів) забруднювальних речовин устанавлюється для кожного підприємства в конкретних кліматичних, географічних та інших умовах.

Додержання норм ГДК не гарантує збереження якості середовища на досить високому рівні, оскільки вплив багатьох речовин у перспективі і під час взаємодії їх один з одним ще слабо вивчено, так само як і ефект накопичення та підвищення

токсичності забруднювачів у разі переходу з одного трофічного рівня на інший. Цей вид нормування недостатньо суворий і не завжди захищає від шкідливої дії ті чи інші види рослин і тварин, а також екосистему загалом.

Отже, санітарно-гігієнічне нормування охоплює всі середовища, різні способи надходження шкідливих речовин в організм, хоча рідко відображає комбіновану дію (одночасну або послідовну дію кількох речовин за одного і того самого способу надходження). Водночас воно не враховує ефектів комплексного (надходження шкідливих речовин в організм різними способами і з різними середовищами – з повітрям, водою, їжею, через шкірні покриви) та поєднаного впливу всього різноманіття фізичних, хімічних і біологічних чинників довкілля. Існують лише обмежені переліки речовин, що мають ефект сумачії за їхнього одночасного вмісту в атмосферному повітрі.

**В основі методології гігієнічного нормування хімічних речовин лежать такі принципи:**

1. Нешкідливості гігієнічного нормативу, заснованого на тому, що під час обґрунтування нормативу шкідливого чинника переважне значення мають особливості його дії на організм людини і санітарні умови її життя.

2. Випередження обґрунтування здійснення профілактичних заходів порівняно з моментом упровадження тих чи інших шкідливих чинників. Цей принцип є основоположним, оскільки виробництво і застосування недостатньо вивчених потенційно шкідливих речовин пов'язане з ризиком для здоров'я людини. Крім того, порушення принципу випередження може призвести до значних втрат через затримку виробництва і високої вартості природоохоронних заходів.

3. Принцип порогової дії шкідливих чинників. Відповідно до нього в міру зниження рівня впливу речовини може бути досягнута доза або концентрація, що не викликає несприятливої зміни.

4. Принцип порогової дії тісно пов'язаний із принципом часу впливу.

5. Принцип моделювання шкідливого впливу хімічних речовин. Під час обґрунтування певних нормативів відображає необхідність випереджального розроблення допустимих рівнів впливу порівняно з моментом упровадження хімічних речовин у виробництво.

6. Принцип лімітувального показника шкідливості, відповідно до якого величина нормативу вибирається на рівні найменшого з значень концентрацій, встановлених за різними критеріями шкідливості.

7. Принцип поетапного проведення досліджень.

Отже, санітарно-гігієнічне нормування – це найбільш методично передовий напрям, що має багаторічну історію. Хімічний вплив на людину нормується через ГДК шкідливих речовин у середовищах і компонентах екосистем. Фізичні дії, такі як електромагнітні, радіаційні, шумові, теплові тощо, обмежуються через ГДР (гранично допустимі рівні) і ГДД (гранично допустима дія).

Нормування цього напряму містить у собі оцінювання якості довкілля та його компонентів через систему різних індексів, таких як індекс забруднення атмосферного повітря (ІЗА), індекс забруднення води (ІЗВ) тощо. До санітарно-гігієнічного нормування необхідно також віднести розроблення норм зон санітарної охорони джерел водопостачання та зелених зон міст та інших населених пунктів, а також індивідуального і групового ризику під час надзвичайних ситуацій.

### **7.3.2 Екологічне нормування антропогенних впливів на навколишнє середовище**

Господарська діяльність людей створила умови для вичерпання природних ресурсів, що призвело до деформації сформованого протягом багатьох мільйонів років кругообігу речовин і енергетичних потоків на землі. Унаслідок чого почалося руйнування біосфери Землі, яке прогресує, що в подальшому може призвести до незворотних процесів. Починаючи з ХХ століття стан і якість довкілля нашої планети

постійно погіршуються внаслідок антропогенного впливу. Людству стає вже все складніше адаптуватися до цих процесів. Тому поряд із санітарно-гігієнічним нормуванням розвивається й екологічне нормування.

**Екологічне нормування** – це діяльність із встановлення системи кількісних і якісних стандартів стану навколишнього природного середовища, за яких забезпечуються сприятливі умови для життя людини та сталого функціонування природних екосистем.

Завданням екологічного нормування є захист екосистем, біологічних співтовариств і раціональне використання природних ресурсів. Втрата окремих видів у популяції не становить жодної небезпеки для екосистеми, якщо загибель виду не знижує потенційної продуктивності, стабільності та різноманітності системи. Контроль раціонального використання основних видів ресурсів забезпечується системою кадастрових оцінок, моніторингом і державною екологічною експертизою. Необхідною умовою ефективного управління в галузі природно-ресурсного нормування є диференційований за господарською цінністю та природоохоронним значенням підхід до основних видів ресурсів (земля, ліс, вода, мінеральні ресурси).

Екосистемне нормування є одним із найбільш важливих напрямів. Його можна розглядати як визначення комплексних показників стійкості екосистем і їхніх чисельних значень, розроблення нормативів і регламентів, що обмежують негативний вплив господарської діяльності на довкілля можливостями екосистем.

Екосистема становить сукупність популяцій усіх видів живих організмів, які населяють певну географічну територію, що відрізняється від сусідніх територій за хімічним складом компонентів і фізичних показників.

А. А. Верніченко і А. Г. Васенко виділяють **основні принципи екологічного нормування**:

1. **Принцип надійності** – екологічні нормативи повинні бути науково обґрунтованими, максимально об'єктивними, легко контрольованими.



**2. Принцип ієрархічності** – екологічні нормативи повинні розроблятися для різних ієрархічних рівнів і для різних рівнів природокористування (місцевого, регіонального, національного та глобального).

**3. Принцип диференціації та інтеграції** – екологічні нормативи повинні розроблятися для різних типів екосистем, різних регіонів, ситуацій, з урахуванням зонування території, для різних періодів тощо; водночас повинні бути розроблені й інтегральні нормативи. Поняття «інтегральний» означає, що в окремо взятій сфері прагнуть синтезувати в єдину складну модель методи і теорії, які довели свою коректність у певних контекстах.

**4. Принцип «слабкої ланки»** – екологічні нормативи повинні розроблятися з урахуванням найбільш уразливих компонентів, зв'язків у системі або самих систем.

**5. Принцип мети** – пріоритет обліку короткострокових і довгострокових наслідків для суспільства і природи загалом.

**6. Принцип зниження питомого ризику** – необхідно розробляти такі технологічні вимоги, які забезпечували б зниження антропогенного навантаження на одиницю площі природно-територіальних комплексів і одиницю виробленої продукції.

Основні характеристики екологічного нормування: екологічно-допустимі концентрації шкідливих речовин (ЕДК), ЕДН (екологічно - допустимі навантаження), МТН (модуль техногенного навантаження).

**ЕДК** – це екологічно - допустимі концентрації шкідливих речовин у навколишньому середовищі, які надходять з різних антропогенних джерел і не порушують гомеостатичні механізми саморегуляції екосистем.

**ЕДН** – це екологічно - допустимі навантаження, які не перевищують екологічної ємності екосистем.

**МТН** – це модуль техногенного навантаження, під яким йдеться про обсяг стічних вод і твердих відходів промислових та комунальних об'єктів, рознесених по адміністративних одиницях

(областях), що вимірюються в тисячах тон на квадратний кілометр за рік.

МТН було запропоновано (крім екологічно допустимого навантаження) українськими фахівцями для характеристики техногенного навантаження:

– техногенно-напружені регіони (МНТ на рівні 100–1000 тис. т/км<sup>2</sup>), до яких належать Київська область (має максимальний МНТ 1000 тис. т/км<sup>2</sup> за рік), Донецька, Дніпропетровська і Запорізька області;

– середні показники МНТ (10–50 і 50–100 тис. т/км<sup>2</sup> за рік) мають Львівська, Івано-Франківська, Хмельницька, Вінницька, Одеська, Черкаська, Полтавська, Харківська, Луганська та Херсонська області;

– мінімальний показник МНТ (1–10 тис. т/км<sup>2</sup> за рік) спостерігається для Волинської, Рівненської, Житомирської, Чернівецької, Тернопільської і Закарпатської областей.

Недоліком МНТ є неврахування газоподібних викидів в атмосферне повітря, які спричиняють значні забруднення середовища. Тому МНТ доцільно визначати як об'єм полютантів у газових викидах в атмосферне повітря, у стічних водах і неутилізованих твердих відходах антропогенної діяльності (А. К. Запольський).

Подібно до ГДК розробляються також нормативи екологічного нормування. Одним із них є **гранично допустиме екологічне навантаження (ГДЕН)** – це таке навантаження (можливі антропогенні впливи) на природні ресурси, яке не викликає небажаних наслідків у організмів, що населяють Землю, і насамперед людини, а також не призводить до погіршення якості природного середовища і порушення сталого розвитку екосистем.

Допустимим антропогенним впливом на НС необхідно вважати впливи, які складаються з окремих однорідних і різнорідних впливів, які не впливають на якість довкілля, і змінюють природне середовище в допустимих межах. Допустимий вплив має відповідати допустимому навантаженню.

Для оцінювання загальної стійкості екосистем до антропогенних впливів використовують такі показники:

1. Запаси тваринної і мертвої органічної речовини.
2. Ефективність утворення органічної речовини або продукції рослинного покриву.
3. Видова і структурна різноманітність.

Вчені-екологи встановили, що стабільність середовища проживання визначається, насамперед масою живої органічної речовини і її основної частини – фітомаси (деревина, трав'яниста рослинність та ін.). Чим значніше ця маса, тим стабільніше середовище. Велике значення до того ж мають фотосинтезувальні організми, оскільки вони є основним джерелом біомаси, а також визначають харчові умови для всіх інших ланок екосистеми і значною мірою складу атмосферного повітря.

Здатність екосистем відновлюватись за мінімальні терміни в разі антропогенного порушення визначається іншим показником – ефективністю утворення продукції рослинного покриву внаслідок вторинної сукцесії. Так, екосистему можна вивести зі стану рівноваги багатьма способами. Зазвичай це буває пожежа, повінь або посуха. Після такого порушення рівноваги нова екосистема сама себе відновлює, і цей процес має регулярний характер і повторюється у різних ситуаціях. Що ж відбувається в порушеній екосистемі? На місці порушення певні види і вся екосистема розвиваються так, що порядок появи цих видів однаковий для схожих порушень і схожих ареалів. У цій послідовній зміні одних видів іншими і полягає суть екологічної сукцесії. Чим вище структурне і видове різноманіття екосистем, тим більшу кількість комбінацій структурних елементів може створити вона у відповідь на зовнішній антропогенний вплив. Структурну різноманітність екосистеми можна оцінити, порівнюючи запаси фітомаси (деревина, трав'яниста рослинність тощо).

Потенційна здатність природного середовища перенести те чи інше антропогенне навантаження без порушення основних функцій екосистем визначається терміном «**ємність природного середовища**» чи «**екологічна ємність території**».

Поняття про ГДЕН повинно бути в основі всього природокористування. У зв'язку з цим розрізняють екстенсивне і рівноважне природокористування.

**Екстенсивне природокористування** – зростання виробництва здійснюється завдяки щораз більшому навантаженню на природні комплекси, водночас це навантаження зростає швидше, ніж збільшується масштаб виробництва. Екстенсивне природокористування може призвести до повного руйнування природного комплексу.

**Рівноважне природокористування** – суспільство контролює всі сторони свого розвитку, домагаючись того, щоб сукупне антропогенне навантаження на середовище не перевищувало самого відновлювального потенціалу природних систем. Звідси випливає важливий висновок про те, що регулювання якості природного середовища повинно починатися з визначення навантаження, допустимого з екологічного погляду, а регіональне природокористування має відповідати екологічній «витривалості» території. Нехтування основним екологічним комплексним нормативом в інженерно-господарській практиці загрожує серйозними екологічними прорахунками. Під час формування територіально виробничих комплексів, розвитку промисловості, будівництва, реконструкції міст тощо, застосування ГДЕН повинно передбачатися в обов'язковому порядку.

Регіональне ГДЕН встановлює граничне господарське навантаження на територіальні природні комплекси. Галузеві – на окремі види природних ресурсів. Наприклад, гранична кількість домашньої худоби на одиницю пасовищних угідь, гранична кількість відвідувачів у національних парках тощо.

Виділяють такі категорії екологічних систем:

- унікальні, або заповідні;
- природні, широко поширені;
- сильно перетворені або штучні.

В екосистемах першої категорії повністю унеможливується загибель будь-якого біологічного виду. В екосистемах другої категорії повинні дотримуватися основні

вимоги збереження екосистем і висока якість довкілля, але можливі часткові зміни. В екосистемах третьої категорії надалі можливі будь-які обґрунтовані антропогенні зміни відповідно до намічених людиною цілей.

Стан будь-якого із середовищ абіотичної складової біосфери визначається:

1. Набором фізичних величин, що характеризують миттєвий стан середовища і стан, осереднений у часі (для атмосферного повітря: температура, тиск, вологість, швидкість вітру).

2. Даними про хімічний склад, зокрема малі складові.

Розрахунок допустимого навантаження, його теоретичне і експериментальне визначення необхідне для розв'язання таких завдань:

– під час проєктування і здійснення господарського розвитку, будівництва міст, рекреаційного розвитку регіону;

– під час визначення пріоритетів у діяльності із захисту людини і довкілля в зонах інтенсивного антропогенного впливу;

– для визначення економічних наслідків впливу та заходів, спрямованих на зменшення таких впливів;

– для побудови оптимальних систем моніторингу стану довкілля.

### **7.3.3 Науково-технічне нормування**

Санітарно-гігієнічні та екологічні нормативи визначають якість об'єктів навколишнього природного середовища щодо здоров'я людини і стану екосистем, однак не вказують на джерело впливу і не регулюють його діяльність. Вимоги, які ставляться безпосередньо до джерел антропогенних впливів на навколишнє середовище, встановлюються науково-технічними нормативами.

Науково-технічне нормування передбачає введення обмежень діяльності господарських об'єктів щодо забруднення довкілля, тобто визначає гранично допустимі інтенсивності потоків шкідливих речовин, які можуть надходити від джерел впливу в повітря, воду і ґрунт. Отже, від підприємств вимагається

не безпосереднє забезпечення тих або інших ГДК, а додержання гранично допустимих викидів і скидів шкідливих речовин, встановлених для народногосподарського об'єкта загалом або для конкретних джерел, які входять до складу цього об'єкта. Зафіксоване перевищення величин ГДК у довкіллі саме собою не є порушенням із боку підприємства, хоча, зазвичай, є сигналом невиконання установлених науково-технічних нормативів або свідчить про необхідність їхнього (нормативів) перегляду.

До науково-технічних нормативів, крім нормативів скидів та викидів, належать також технологічні, технічні, будівельні, містобудівельні норми і правила (наприклад БНіП), які містять вимоги з охорони навколишнього природного середовища. В основу розроблення науково-технічних нормативів покладений такий принцип: за умовами додержання цих нормативів об'єктами господарської діяльності регіону вміст будь-якої шкідливої речовини (домішки) у воді, повітрі та ґрунті має задовольняти вимогам санітарно-гігієнічного нормування.

### **Питання для самоперевірки**

1. Суть, мета, об'єкти і завдання нормування.
2. Дати визначення нормативу.
3. Класифікація нормативів.
4. Види нормування.
5. Дати визначення санітарно-гігієнічному, екологічному, науково-технічному нормуванню.
6. Основні характеристики санітарно-гігієнічного нормування.
7. Основні характеристики екологічного нормування.
8. За якими принципами здійснюється екологічне нормування.
9. У яких випадках застосовується науково-технічне нормування?

## **Тема 8 Нормування антропогенного навантаження на атмосферне повітря**

### **Зміст теми**

8.1 Поняття «джерела виділення», «джерела викидів», їхня класифікація.

8.2 Нормативи в галузі охорони атмосферного повітря, їхня сумісність.

8.3 Поняття «гранично допустимий і тимчасово погоджений викид», «потужність викиду», «наднормативний викид», основна умова встановлення нормативів ГДВ (ТПВ).

**Ключові слова:** гранично допустимий викид, джерела виділення, джерела викидів, наднормативний викид, потужність викиду, тимчасово погоджений викид.

### **8.1 Поняття «джерела виділення», «джерела викидів», їхня класифікація**

Важливою проблемою у сучасних умовах розвитку виробничих відносин є додержання екологічних вимог під час експлуатації підприємств, обладнання, а також здійснення інших видів діяльності. Ці вимоги можна реалізувати в разі ефективного використання природоохоронних заходів, серед яких основне місце посідають заходи з попередження забруднення атмосферного повітря. Забруднення атмосферного повітря чинить негативний вплив як на здоров'я людей, так і на природні об'єкти.

Відповідно до ст. 31 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» та ст. 4 Закону України «Про охорону атмосферного повітря» нормування в галузі охорони атмосферного повітря проводиться з метою встановлення комплексу обов'язкових норм, правил, вимог щодо охорони атмосферного повітря від забруднення.

Під забрудненням атмосферного повітря йдеться про змінення складу і властивостей атмосферного повітря внаслідок

надходження або утворення в ньому фізичних, біологічних чинників і (або) хімічних сполук, що можуть несприятливо впливати на здоров'я людини та стан навколишнього природного середовища.

Серед промислових викидів основними джерелами забруднення атмосферного повітря є низькі технологічні та вентиляційні викиди безперервної дії, які становлять 80 % від загальної кількості викидів. Важливою особливістю таких викидів є те, що максимальні концентрації шкідливих речовин спостерігаються поблизу від місця їхнього викиду. Насамперед ці викиди мають негативний вплив на здоров'я людей і на довкілля. Найбільш небезпечні форми прояву спостерігаються на промислових майданчиках і прилеглих до них територіях. Концентрація шкідливих речовин в атмосферному повітрі в цих місцях перевищує ГДК у 2–5 разів. Особливо гостро стоїть проблема попередження забруднення атмосферного повітря в містах, де найбільш сконцентроване населення і промисловість, промислові викиди від якої поширюються на великі відстані.

Великий вплив на рівень забруднення атмосферного повітря мають організовані і неорганізовані технологічні викиди.

Організовані викиди – це викиди, які здійснюються в атмосферне повітря через спеціально споруджені газоходи, повітропроводи і труби.

Неорганізовані викиди здійснюються у вигляді ненаправлених потоків унаслідок розгерметизації повітро- та газоходів, порушень технології виробництва або несправності обладнання.

За агрегатним станом викиди поділяються на 4 класи: 1 – газоподібні та пароподібні; 2 – рідкі; 3 – тверді; 4 – змішані.

**Джерело виділення** забруднювальних речовин – об'єкт, у якому відбувається утворення забруднювальних речовин (технологічна установка, обладнання, апарат та інше).

**Джерело викидів** – об'єкт (підприємство, цех, агрегат, установка, транспортний засіб тощо), з якого надходить в атмосферне повітря забруднювальна речовина або суміш таких речовин.



## **8.2 Нормативи в галузі охорони атмосферного повітря, їхня сумісність**

Згідно зі ст. 4 Закону України «Про охорону атмосферного повітря» стандартизація і нормування в галузі охорони атмосферного повітря проводяться з метою:

- забезпечення безпечного навколишнього природного середовища та запобігання екологічним катастрофам;
- реалізації єдиної науково-технічної політики в галузі охорони атмосферного повітря;
- встановлення єдиних вимог до обладнання і споруд щодо охорони атмосферного повітря від забруднення;
- убезпечення господарських об'єктів і запобігання виникненню аварій і техногенних катастроф;
- впровадження і використання сучасних екологічно безпечних технологій.

Згідно зі ст. 5 цього самого закону у галузі охорони атмосферного повітря встановлюються такі нормативи:

- нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря;
- нормативи гранично допустимих викидів забруднювальних речовин стаціонарних джерел;
- нормативи гранично допустимого впливу фізичних і біологічних чинників стаціонарних джерел;
- нормативи вмісту забруднювальних речовин у відпрацьованих газах та впливу фізичних чинників пересувних джерел;
- технологічні нормативи допустимого викиду забруднювальних речовин.

Законодавством можуть встановлюватися й інші нормативи в галузі охорони атмосферного повітря. Порядок розроблення та затвердження нормативів у галузі охорони атмосферного повітря встановлюється Кабінетом Міністрів України відповідно до закону.

**Нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря** – група нормативів, додержання яких запобігає виникненню

небезпеки для здоров'я людини та стану навколишнього природного середовища від впливу шкідливих чинників атмосферного повітря. Для оцінювання забруднення атмосферного повітря встановлюються гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин, рівні шкідливого впливу фізичних і біологічних чинників у межах населених пунктів, у рекреаційних зонах, в інших місцях проживання, постійного чи тимчасового перебування людей, об'єктах навколишнього природного середовища з метою забезпечення екологічної безпеки громадян і навколишнього природного середовища.

До цієї групи нормативів відносять:

- нормативи якості атмосферного повітря;
- гранично допустимі рівні впливу акустичного, електромагнітного, іонізувального та інших фізичних чинників і біологічного впливу на стан атмосферного повітря населених пунктів.

Для курортних, лікувально-оздоровчих, рекреаційних та інших окремих районів можуть встановлюватися більш суворі нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря.

Під час нормування якості атмосферного повітря використовують такі показники, як ГДК шкідливої речовини в повітрі робочої зони, ГДК максимально разову і ГДК середньодобову.

Гранично допустима концентрація викидів ЗР в атмосферне повітря досягається без розведення повітря і обґрунтовується на величинах об'єму газів, приведення до таких нормальних умов:

- для газів – температура – 273 К, тиск – 101,3 кПа (без поправок на вміст кисню або вологи);
- для газоподібних продуктів горіння – температура 273 К, тиск 101,3 кПа, сухий газ, 3 % кисню для рідкого і газоподібного палива, 6 % кисню для твердого палива, 15 % кисню для газових турбін і дизельних двигунів.

**Гранично допустима концентрація** шкідливої речовини в повітрі робочої зони (ГДКрз) – це максимальна концентрація, яка за щоденної (крім вихідних днів) роботи протягом 8 годин або за іншої тривалості, але не більше ніж 41 година на тиждень

протягом усього робочого стажу не повинна викликати захворювання або відхилення у стані здоров'я, які виявляються сучасними методами дослідження, в процесі роботи або у віддалені терміни життя теперішнього і наступного поколінь. Робочою зоною необхідно вважати простір висотою до 2 м над рівнем підлоги або площі, на якій розміщені місця постійного або тимчасового перебування працівників.

**Гранично допустима концентрація максимального разова (ГДК<sub>мр</sub>)** – це максимальна концентрація шкідливої речовини в повітрі населених місць, що не викликає під час вдихання протягом 20 хвилин рефлекторних (зокрема, субсенсорних) реакцій в організмі людини (відчуття запаху, зміна світлової чутливості очей та ін.).

**Гранично допустима концентрація середньодобова (ГДК<sub>сд</sub>)** – це максимальна концентрація шкідливої речовини в повітрі населених місць, яка не повинна впливати на людину прямо або опосередковано за необмежено довгого (роки) вдихання.

ГДК на території підприємства встановлюється на рівні 0,3 ГДК<sub>мр</sub>. На території підприємства вимоги до якості повітря більш жорсткі порівняно з робочою зоною.

Для деяких видів забруднювальних речовин величини ГДК не визначені, що пояснюється численними труднощами експериментального характеру. Для таких речовин вводиться орієнтовно безпечний рівень впливу (ОБРВ), який визначається розрахунковим способом.

**ОБРВ** – тимчасова гігієнічна норма, встановлена постановою головного державного санітарного лікаря за рекомендацією комісії з державного санітарно-епідеміологічного нормування при Міністерстві охорони здоров'я. ОБРВ використовують під час вирішення питань попереджувального нагляду для обґрунтування вимог до розроблення оздоровчих заходів з охорони атмосферного повітря. ОБРВ установлюють на 3 роки, після закінчення яких він повинен бути переглянутий комісією або замінений на ГДК. У разі встановлення ГДК ОБРВ вважається недійсним.

**Гранично допустимий рівень (ГДР)** – це максимальний рівень впливу радіації, шуму, вібрації, магнітних полів та інших шкідливих фізичних впливів, який не становить небезпеки для здоров'я людини, стану тварин, рослин, їхнього генетичного фонду.

**Нормативи гранично допустимих викидів забруднювальних речовин в атмосферу від стаціонарних джерел** встановлюються з метою забезпечення додержання нормативів екологічної безпеки атмосферного повітря з урахуванням економічної доцільності, рівня технологічних процесів, технічного стану обладнання, газоочисних установок.

Для діючих і тих, що проєктуються, окремих типів обладнання і споруд залежно від часу розроблення та введення в дію, наявності наукових і технічних розробок, економічної доцільності встановлюються:

- норматив гранично допустимого викиду забруднювальної речовини стаціонарного джерела;
- технологічні нормативи допустимих викидів забруднювальних речовин або їхніх сумішів, які визначаються в місці їхнього виходу з устаткування.

**Нормативи гранично допустимого впливу фізичних та біологічних чинників стаціонарних джерел** встановлюються для кожного стаціонарного джерела за всіма створюваними ним видами фізичних і біологічних чинників. Нормативи гранично допустимого впливу фізичних і біологічних чинників встановлюються на рівні, за якого фізичний і біологічний вплив усіх джерел у цьому районі з урахуванням перспектив його розвитку в період терміну дії встановленого нормативу не призведе до перевищення нормативів екологічної безпеки атмосферного повітря.

**Нормативи вмісту забруднювальних речовин у відпрацьованих газах і впливу фізичних чинників пересувних джерел** встановлюються для кожного типу пересувних джерел, що експлуатуються на території України, розробляються з урахуванням сучасних технічних рішень щодо зменшення утворення забруднювальних речовин, зниження

рівнів впливу фізичних чинників, очищення відпрацьованих газів та економічної доцільності.

**Технологічні нормативи допустимих викидів забруднювальних речовин** або їхніх сумішів визначаються в місці їхнього виходу з устаткування, до них належать:

– поточні технологічні нормативи – для робочих окремих типів обладнання, споруд на рівні підприємств із найкращою наявною технологією виробництва аналогічних за потужністю технологічних процесів;

– перспективні технологічні нормативи – для нових і таких, що проектується, будуються або модернізуються, окремих типів обладнання, споруд з урахуванням досягнень на рівні передових вітчизняних і світових технологій та обладнання.

### **8.3 Поняття «гранично допустимий і тимчасово погоджений викид», «потужність викиду», «наднормативний викид»**

**Потужність викиду** – це кількість речовини, яка викидається в атмосферу за одиницю часу.

Нормативи гранично допустимих викидів (ГДВ) розробляються всіма суб'єктами господарювання, що здійснюють викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами незалежно від їхньої форми власності. Встановлення ГДВ проводиться із застосуванням методів розрахунку розсіювання забруднювальних речовин у приземному шарі атмосферного повітря промисловими викидами з урахуванням фізико-географічних і кліматичних умов місцевості, розташування промислових площадок і ділянок житлової забудови, взаємного розташування промислових площадок і селітебних територій за наявним станом і на перспективу.

Нормативи гранично допустимих викидів в атмосферу для підприємства встановлюються за умови, що викиди забруднювальних речовин від цього джерела в сукупності з іншими джерелами (з урахуванням перспективи їхнього

розвитку) не створять концентрації в приземному шарі атмосферного повітря на межі санітарно-захисної зони (СЗЗ) підприємства, яка б перевищувала величину максимально разової гранично допустимої концентрації (ГДК<sub>мр</sub>) населених місць.

Ця основна умова встановлення нормативів ГДВ забруднювальних речовин визначається за формулою

$$C_{\text{мах}} \leq \text{ГДК}_{\text{мр}}, \quad (8.1)$$

де  $C_{\text{мах}}$  – максимальна концентрація забруднювальної речовини на межі санітарно-захисної зони підприємства, мг/м<sup>3</sup>;

ГДК<sub>мр</sub> – максимальна разова ГДК забруднювальної речовини для населених місць, мг/м<sup>3</sup>.

Під час визначення величини ГДВ забруднювальної речовини від розрахункового джерела необхідно враховувати її концентрацію в атмосферному повітрі, яка обумовлена викидами інших джерел (фонова концентрація), тобто повинна виконуватись умова:

$$C_{\text{мах}} + C_{\text{ф}} \leq \text{ГДК}_{\text{мр}}, \quad (8.2)$$

де  $C_{\text{ф}}$  – фонова концентрація забруднювальної речовини, мг/м<sup>3</sup>.

Величина ГДВ встановлюється в г/с і в концентраціях мг/м<sup>3</sup> для кожного джерела викиду і за кожною із забруднювальних речовин за умови повного навантаження технологічного і газоочисного обладнання. Значення ГДВ (г/с, мг/м<sup>3</sup>) належить до того самого часового усереднення 20 хвилин, що і максимально разові гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин в атмосферному повітрі для людей.

Для оцінювання темпів зниження викидів визначається масова величина викиду в тонах за рік (т/рік) за кожним стаціонарним джерелом і кожною із забруднювальних речовин, а також загалом по підприємству за повного навантаження технологічного обладнання з урахуванням часової нерівномірності викидів, сировини і матеріалів, що

використовуються, а також з урахуванням планового ремонту технологічного і газоочисного обладнання.

**Оцінювання стану повітряного середовища.** Для оцінювання стану повітряного середовища загалом запропонований низка комплексних показників забруднення атмосферного повітря (сумісно з декількома забруднювальними речовинами). Найпоширенішим є комплексний індекс забруднення атмосферного повітря (ІЗА). Його розраховують як суму нормованих за ГДК<sub>сд.і</sub> і приведених до концентрації діоксиду сірки середнього вмісту різних шкідливих речовин

$$ІЗА = \sum_{i=1}^n i_i = \sum_{i=1}^n \left( \frac{\bar{c}_i}{ГДК_{сд.і}} \right)^{a_i}, \quad (8.3)$$

де  $i_i$  – індивідуальний індекс забруднення для  $i$ -ї речовини;

$\bar{c}_i$  – середня концентрація в повітрі  $i$ -ї речовини;

ГДК<sub>сд.і</sub> – гранично допустима концентрація середньодобова для  $i$ -ї речовини (табл. 8.1);

$a_i$  – безрозмірна константа приведення ступеня шкідливості  $i$ -ї речовини до шкідливості сульфур (IV) оксиду, яка залежить від класу небезпечності забруднювальної речовини (табл. 8.2), і визначається згідно з таблицею 8.3.

Таблиця 8.1 – ГДК деяких шкідливих речовин у повітрі населених пунктів

Речовина	ГДК <sub>с.д.</sub> , мг · м <sup>-3</sup>	ГДК <sub>м.р.</sub> , мг · м <sup>-3</sup>	К
Тверді речовини	0,15	0,2	3
Сульфур (IV) оксид	0,05	0,5	1,0
Нітроген (IV) оксид	0,04	0,085	0,8
Нітроген (II) оксид	0,06	0,4	1,2
Карбон (II) оксид	3,0	5,0	60
Амоніак	0,04	0,2	0,8
Хлористий водень	0,2	0,2	4,0
Ціанистий водень	0,01	–	0,2
Кадмій оксид	0,001	–	0,02

Речовина	ГДК <sub>с.д.</sub> , мг · м <sup>-3</sup>	ГДК <sub>м.р.</sub> , мг · м <sup>-3</sup>	К
Свинець	0,0003	0,03	0,005
Сірководень	0,005	0,03	0,1
Бенз(а)пірен	$1 \cdot 10^{-6}$	–	$2 \cdot 10^{-5}$
Фенол	0,003	0,01	0,06
Формальдегід	0,003	0,035	0,06
Фтористий водень	0,005	0,2	0,1

Таблиця 8.2 – Класи небезпечності нормованих речовин

Клас небезпечності	Ступінь небезпечності	Величина ГДК, мг · м <sup>-3</sup>
I	Надзвичайно небезпечні речовини	≤0,1
II	Високонебезпечні речовини	0,1–1,0
III	Помірнонебезпечні речовини	1,0–10,0
IV	Малонебезпечні речовини	>10,0

Таблиця 8.3 – Значення константи  $a_i$

Класи небезпечності	1	2	3	4
Константа $a_i$	1,7	1,3	1,0	0,9

Як демонструють дані таблиці 8.1, навіть із цього невеликого переліку нижня межа токсичності шкідливих речовин, тобто їхні ГДК, дуже відрізняються.

Під час складання щорічного списку міст із найбільшим рівнем забруднення атмосферного повітря для розрахунку комплексного індексу ІЗА використовують значення індивідуальних індексів  $i_i$  тих п'яти речовин, для яких ці значення найбільші.



Приведення речовин до третього класу небезпеки проводиться за допомогою коефіцієнта К

$$K = \text{ГДК}_{\text{cd.i.}} / \text{ГДК}_{\text{мп.}}^{\text{so}_2}, \quad (8.4)$$

де  $\text{ГДК}_{\text{мп.}}^{\text{so}_2}$  – гранично допустима концентрація максимально разова сульфур (IV) оксиду, мг/м<sup>3</sup>.

На територіях, які підлягають посиленій охороні, встановлюють більш жорсткі вимоги – ГДК повинні бути зменшені на 20 %.

Останнім часом зростає кількість відомостей про ефекти дії забруднювальних речовин на біоту, зокрема атмосферних домішок на рослинність. Так, встановлено, що хвойні породи дерев і лишайники більш чутливо за інші види рослинності реагують на наявність в атмосферному повітрі кислих газів і насамперед сульфур (IV) оксиду. Дослідники пропонують встановити гранично допустимі концентрації для деяких видів забруднювальних речовин, аби використовувати ці нормативи для оцінювання збитків і обмеження шкідливого впливу на природні об'єкти, що охороняються (наприклад, заповідні території).

Однак широке використання чутливості рослин застосовується лише в біологічному моніторингу. Екологічне нормування стану атмосферного повітря на практиці майже не реалізується (можливо через те, що атмосферне повітря є, по суті, системою Лоренцо, тобто системою, чутливою до вихідних, миттєвих параметрів).

Для робочих підприємств, якщо в повітрі міст або населених пунктів концентрації забруднювальних речовин перевищують гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин в атмосферному повітрі для населених пунктів, а значення ГДВ сьогодні не можуть бути досягнуті, то передбачається поетапне, з вказівкою тривалості кожного етапу, зниження викидів забруднювальних речовин до значень ГДВ. На кожному етапі до забезпечення значень ГДВ встановлюються

тимчасово погоджені величини викидів забруднювальних речовин в атмосфері (ТПВ) і заходи для їхнього досягнення.

Значення ТПВ встановлюються в г/с і мг/м<sup>3</sup> для кожного етапу для кожного стаціонарного джерела викиду і для кожної із забруднювальних речовин. Оціночні величини викидів встановлюються в т/рік за кожним джерелом, кожного із забруднювальних речовин і загалом по підприємству.

### **Питання для самоперевірки**

1. Основні терміни в нормуванні викидів забруднювальних речовин в атмосферному повітрі.

2. Групи нормативів у галузі охорони атмосферного повітря.

3. Нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря.

4. Нормативи гранично допустимих викидів забруднювальних речовин стаціонарних джерел.

5. Нормативи гранично допустимого впливу фізичних і біологічних чинників стаціонарних джерел.

6. Нормативи вмісту забруднювальних речовин у відпрацьованих газах та впливу фізичних чинників пересувних джерел.

7. Умова встановлення гранично допустимого викиду.

8. Розрахунок індексу забруднення атмосферного повітря.

## **Тема 9 Інвентаризація викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря. Умови встановлення нормативів ГДВ**

### **Зміст теми**

9.1 Завдання інвентаризації. Методи проведення. Основні розділи звіту.

9.2 Порядок розроблення нормативів ГДВ забруднювальних речовин в атмосферу стаціонарними джерелами.

9.3 Нормування розмірів санітарно-захисної зони.

**Ключові слова:** інвентаризація, гранично допустимий викид, звіт з інвентаризації, санітарно-захисна зона.

### **9.1 Завдання інвентаризації. Методи проведення. Основні розділи звіту**

Викиди забруднювальних речовин від підприємств підлягають періодичній **інвентаризації**, під якою йдеться про систематизацію інформації про розміщення джерел забруднення атмосфери на території, види і кількісний склад забруднювальних речовин, що викидаються в атмосферне повітря.

Матеріали інвентаризації використовуються для:

– розроблення нормативів утворення забруднювальних речовин, які відводяться в атмосферне повітря під час експлуатації технологічного та іншого обладнання, споруд та об'єктів;

– розроблення нормативів гранично допустимих викидів;

– регулювання викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря;

– здійснення державного обліку в галузі охорони атмосферного повітря;

– розроблення короткострокових і довгострокових планів заходів підприємств;

– розроблення екологічних програм із зниження викидів забруднювальних речовин в атмосферу.

Під час проведення інвентаризації викидів забруднювальних речовин використовуються матеріали:

- прямих методів вимірювання, які засновуються на проведенні безпосередніх інструментальних вимірювань;
- розрахункових методів.

**Звіт з інвентаризації викидів** забруднювальних речовин на підприємстві містить такі розділи:

1. Відомості про підприємство:

- повне і коротке найменування підприємства;
- поштовий індекс, адреса;
- міністерство чи відомство, якому підпорядковане підприємство;
- вид економічної діяльності відповідно до класифікатора;
- дані про наявність на підприємстві служби з охорони атмосферного повітря, лабораторії за контролем стану навколишнього природного середовища.

2. Загальна частина:

- мета і завдання виконання інвентаризації викидів;
- перелік договорів, на основі яких виконуються роботи;
- найменування організації, яка виконувала роботи з інвентаризації, її реквізити, копія реєстраційного свідоцтва;
- методики виконання робіт із посиланням на стандарти, нормативи, нормативно-методичну літературу та довідковий матеріал;
- методики, за якими проводилися прямі інструментально-лабораторні вимірювання, засоби вимірювання, їхня похибка;
- методики, які використовуються під час визначення величин викидів розрахунковим методом.

3. Об'ємно-планувальні рішення промайданчика:

- графічні матеріали: карта-схема підприємства з нанесеними корпусами і розміщеними в них виробництвами, номер джерела викиду, зокрема відкритих ділянок зберігання сировини і матеріалів, які можуть бути джерелами викидів забруднювальних речовин в атмосферу, стоянки автомобілів, тощо;

– особливості розміщення підприємства: характер забудови території, що прилягає до проммайданчика з указанням промислових підприємств, що на ній розташовані.

4. Характеристика джерел утворення забруднювальних речовин.

4.1. Характеристика технології виробництва та технологічного обладнання, опис продукції, яка випускається підприємством, основна сировина, що використовується, її хімічний склад за ДСТУ або аналізом заводської лабораторії, кількість витраченого основного і резервного палива, його якісні характеристики.

4.2. Характеристика джерел утворення надається за технологічним обладнанням, техпроцесом або його етапом.

4.3. Кількісна та якісна характеристики джерел утворення надаються на основі прямих вимірювань забруднювальних речовин, проектних даних або технологічного регламенту.

5. Характеристика джерел викидів забруднювальних речовин.

У розділі надаються параметри джерел викидів, потужність та інші відомості. Також подається інформація про викиди забруднювальних речовин від пересувних джерел (ураховуються викиди забруднювальних речовин, які утворюються від пересувних джерел у межах проммайданчика, від внутрішнього заводського транспорту, стоянок автомобілів тощо). Розрахунок викидів забруднювальних речовин від пересувних джерел проводиться розрахунковими методами за методиками, погодженими Мінприроди.

6. Характеристика газоочисних установок.

У розділі надається характеристика газоочисних установок, їхній технічний стан, ефективність роботи, параметри пилогазоповітряної суміші й інша інформація.

7. Характеристика викидів забруднювальних речовин від основних виробництв.

8. Висновки та рекомендовані заходи з експлуатації і наладки технологічного обладнання та газоочисних установок.

У розділі наводиться аналітичний матеріал, який стосується особливостей експлуатації на конкретному підприємстві технологічного обладнання і газоочисних установок, використання промислових технологій, їхньої відповідності світовому науково-технічному рівню, а також можливі заходи із зниження викидів забруднювальних речовин в атмосферу.

Отже, інвентаризація містить характеристику технології, газоочисних установок з погляду утворення і відведення забруднювальних речовин; визначаються параметри стаціонарних джерел викидів, а також неорганізованих джерел викидів, технологічного регламенту та проектних показників.

## **9.2 Порядок розроблення нормативів гранично допустимих викидів забруднювальних речовин в атмосферу стаціонарними джерелами**

Відповідно до Закону «Про охорону атмосферного повітря», з метою обмеження техногенної дії на атмосферу, в як охоронний захід поряд із ГДК передбачають регулювання і кількісне обмеження викидів в атмосферу. Реалізація цього положення закону здійснюється нормуванням гранично допустимого викиду забруднювальних речовин стаціонарними і пересувними джерелами забруднення.

Основні значення ГДВ<sub>вр</sub> (максимальні разові) встановлюються за умови повного навантаження як технологічного, так і газоочисного обладнання та їхньої нормальної роботи, і не повинні перевищуватись у будь-який довільний 20-хвилинний період часу.

Поряд із максимальними разовими (контрольними) значеннями ГДВ ( $\text{г} \cdot \text{с}^{-1}$ ) встановлюють похідні від них річні значення ГДВ<sub>р</sub> ( $\text{г} \cdot \text{рік}^{-1}$ ) для окремих джерел і для підприємства загалом з урахуванням нерівномірності викидів у часі, зокрема з огляду на планові ремонти технологічного та газоочисного обладнання.

Громадський екологічний моніторинг має право розв'язувати завдання оцінювання відповідності діяльності

підприємства встановленим значенням ГДВ або ТПВ за допомогою визначення концентрацій забруднювальних речовин у приземному шарі атмосферного повітря (наприклад, на межі СЗЗ).

1. **ГДВ для нагрітих викидів з одиночного джерела з круглим отвором** або групи таких, які близько розташовані один біля одного з одиночних джерел у випадках, коли фонові концентрації сумішей  $C_{\phi}$  встановлена як незалежна від швидкості та напрямку вітру і постійна на території, що розглядається, визначається за формулою

$$ГДВ = \frac{(ГДК - C_{\phi}) \cdot H^2 \cdot \sqrt{V_1 \Delta T}}{A \cdot F \cdot m \cdot n \cdot \eta}, \quad (9.1)$$

де  $H$  – висота джерела викиду над рівнем землі, м;  
 $V_1$  – об'єм газоповітряної суміші, м<sup>3</sup>/с

$$V_1 = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot \omega_0, \quad (9.2)$$

де  $D$  – діаметр отвору джерела викиду;

$\omega_0$  – середня швидкість виходу газоповітряної суміші з отвору джерела викиду, м/с;

$\Delta T$  – різниця між температурою газоповітряної суміші, що викидається, та температурою навколишнього повітря, °С;

$A$  – коефіцієнт, що залежить від температурної стратифікації атмосферного повітря та визначає умови горизонтального розсіювання атмосферних домішок;

$F$  – безрозмірний коефіцієнт, що враховує швидкість осідання шкідливих речовин в атмосферному повітрі;

$m, n$  – безрозмірні коефіцієнти, що враховують умови виходу газоповітряної суміші з отвору джерела викиду;

$\eta$  – безрозмірний коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу місцевості на розсіювання домішок.

У випадках, коли значення фонові концентрації деталізовані за швидкістю та напрямком вітру або за територією,

врахування  $C_f$  проводиться відповідно до «Тимчасових вказівок з визначення фонових концентрацій шкідливих речовин в атмосферному повітрі для нормування викидів і встановлення ГДВ», а також встановлюється за даними спостережень. В інших випадках фон розраховується за допомогою використання даних інвентаризації викидів всіх наявних джерел шкідливої речовини, що розглядається, та інших речовин, що мають з нею ефект сумачії за шкідливою дією.

Розрахунок ГДВ проводиться так:

– коефіцієнт  $A$  вибирається для несприятливих метеорологічних умов, за яких концентрації шкідливих речовин в атмосферному повітрі від джерела викиду досягають максимальних значень (визначається згідно з п. 2.2 Методики ОНД-86);

– значення  $V_1$  та  $T_r$  визначаються за допомогою технологічних розрахунків або ухвалюються згідно з чинними для виробництва, що розглядається, нормативами:

1) під час очищення викидів від шкідливої речовини, що розглядається, ГДВ повинні ухвалюватися за її вмістом в газоповітряній суміші після проходження очисних пристроїв;

2) під час розрахунку ГДВ повинні ухвалюватися менші значення  $V_1$ , та  $T_r$ , що реально сумісно спостерігалися протягом року за усталених (звичайних) умовах функціонування підприємства;

– значення  $\Delta T$  ( $^{\circ}C$ ) необхідно визначати, беручи температуру повітря  $T_p$  такою, як його середня температура о 13 годині найбільш спекотного місяця:

1) під час визначення значення  $T_r$  повинні враховуватися підсмоктування повітря та охолодження викидів у разі застосування мокрого пило- та газоочищення;

2) для котелень, що працюють за опалювальним графіком, допускається під час розрахунків брати значення  $T_p$  такими, що дорівнюють середній температурі повітря в найхолодніший період;

– безрозмірний коефіцієнт  $F$  набуває таких значень:



1) для газоподібних шкідливих речовин і дрібнодисперсних аерозолів, швидкість впорядкованого осідання найбільш великих фракцій яких не перевищує 3–5 см/с – 1,0;

2) для великого дисперсного пилу та золи за середнього експлуатаційного коефіцієнта очищення не менше ніж 90 % – 2,0; 75–90 % – 2,5, не менше ніж 75 % або за відсутності очищення – 3,0. Незалежно від ефективності пиловловлювальних пристроїв значення коефіцієнта дорівнює 3,0 і під час розрахунків розсіювання пилу в атмосферному повітрі для виробництв, у яких викиди пилу супроводжуються виділенням водяної пари в кількості, достатній для інтенсивної її конденсації протягом усього року одразу ж після виходу в атмосферу, а також коагуляції вологих пилових часток;

– значення безрозмірного коефіцієнта  $m$  визначається залежно від параметра  $f$ ,  $\text{м} \cdot \text{с}^{-2} \cdot \text{°C}^{-1}$  за допомогою формули

$$m = \frac{1}{0,67 + 0,1 \cdot \sqrt{f} + 0,34 \cdot \sqrt[3]{f}}, \quad (9.3)$$

де  $f$  розраховується за залежністю

$$f = 10^3 \cdot \frac{\omega_0^2}{H^2 \Delta T}; \quad (9.4)$$

– значення безрозмірного коефіцієнта  $n$  визначається такими рівняннями залежно від параметра  $V_M$ :

- якщо  $V_M < 0,5$        $n = 4,4 \cdot V_M$ ;
- якщо  $0,5 \leq V_M < 2$        $n = 0,532 \cdot V_M^2 - 2,13 \cdot V_M + 3,13$ ;
- якщо  $V_M \geq 2$        $n = 1$ .

Водночас  $V_M$  визначається за виразом

$$V_M = 0,65 \cdot \sqrt[3]{\frac{V_1 \Delta T}{H}}; \quad (9.5)$$

– безрозмірний коефіцієнт  $\eta$  дорівнює одиниці, якщо в радіусі п'ятдесяти висот труб  $H$  від джерела перепад відміток місцевості не перевищує 50 м на 1 км. В інших випадках поправка на рельєф встановлюється на підставі картографічного матеріалу, що висвітлює рельєф місцевості в радіусі п'ятдесяти висот труб від джерела, але не менше ніж 2 км; якщо в районі розташування джерела викидів (підприємства) можна виявити окремі ізольовані перепони, витягнені в одному напрямку (пасма, гребені, балки, виступи), то коефіцієнт  $\eta$  розраховується так:

$$\eta = 1 + \varphi_t \cdot \left( \frac{|x_n|}{a_n} \right) \cdot (\eta_m - 1), \quad (9.6)$$

де  $\eta$  визначається залежно від форм рельєфу.

Одним із впливових чинників на величину ГДВ є ефективна висота викиду тобто висота труби. Якщо в повітрі населених пунктів, де розташовані підприємства,  $C_\phi$  перевищує ГДК, а значення ГДВ за об'єктивними причинами не можуть бути досягнуті, вводиться поетапне зниження викидів шкідливих речовин до ГДК.

**2. ГДВ для холодної газоповітряної суміші.** Величина ГДВ для холодної газоповітряної суміші за умов, однакових із розглянутими вище, визначається за формулою

$$\text{ГДВ} = \frac{(\text{ГДК} - C_\phi) \cdot H^{4/3}}{A \cdot F \cdot t \cdot n \cdot \pi \cdot \eta} \cdot 8 V_l. \quad (9.7)$$

Залежність значень коефіцієнта  $A$  від розташування джерела на території країни така сама, як і в разі нагрітих викидів.

Якщо різниця температур  $\Delta T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) близька до нуля або під час розрахунків параметр не перевищує  $100 \text{ м} \cdot \text{с}^{-2} \cdot ^{\circ}\text{C}^{-1}$ , то для таких викидів ГДВ розраховуються так само, як і для гарячих викидів, оскільки початкове перегрівання  $\Delta T$  не чинить суттєвого впливу на початкове піднімання факела та розсіювання викидів в атмосферному повітрі.

### 9.3 Нормування розмірів санітарно-захисної зони

СЗЗ – це ділянки землі навколо об'єктів господарської діяльності, що відокремлюють їх від житлових масивів із метою зменшення шкідливих впливів цих об'єктів на здоров'я людини. Для промислових підприємств СЗЗ розташовують із підвітряного боку і засаджують деревами та чагарниками, що мають бактерицидні властивості.

Згідно із санітарними нормами проектування промислових підприємств, виділяють п'ять класів промислових об'єктів із СЗЗ розміром від 50 до 3000 м.

У таблиці 9.1 наведені розміри СЗЗ залежно від класу промислового об'єкта.

Відстань від джерела викидів до зовнішніх меж СЗЗ за напрямком румбів з урахуванням рози вітрів визначається за формулою

$$L = L_0 \cdot P / P_0; \quad (9.8)$$

де  $L$  – розрахункова відстань від джерела викидів до межі СЗЗ, м;

$L_0$  – нормативний розмір СЗЗ, м;

$P$  – середньорічна повторюваність напрямку вітру румба, що розглядається, %;

$P_0$  – повторюваність вітру одного румба за кругової рози вітрів, %.

Таблиця 9.1 – Розміри санітарно-захисних зон

Клас об'єктів	СЗЗ, м	Промислові об'єкти
1А	3000	Особливо небезпечні об'єкти (АЕС та ін.)
1Б	1000	Хімічні, нафтопереробні, паперово-целюлозні та металургійні заводи. Підприємства, що займаються випалювання коксу, видобутком нафти, природного газу та кам'яного вугілля

Продовження таблиці 9.1

Клас об'єктів	СЗЗ, м	Промислові об'єкти
2	500	Цементові, гіпсові, ваянкові та азбестові заводи. Підприємства, що виробляють свинцеві акумулятори, видобувають горючі сланці та буре вугілля
3	300	Підприємства з виробництва скловати, кермазиту, толю й рубероїду, вугільних виробів для електропромисловисті
4	100	Підприємства металообробної промисловості машинобудівні заводи, електропромисловість, виробництво з ізолюваного кабелю, котлів, цегли
5	50	Підприємства легкої промисловості, металообробної промисловості без ливарних цехів, друкарні, виробництва харчової промисловості та ін

Відповідно до Правил охорони електричних мереж для створення нормальних умов експлуатації електричних мереж, забезпечення їхнього збереження та додержання вимог техніки безпеки здійснюються такі заходи:

- відводяться земельні ділянки;
- встановлюються охоронні зони;
- визначаються мінімально допустимі відстані;
- прокладаються просіки в лісових, садових, паркових та інших багаторічних насадженнях.

Для захисту населення від впливу електричного поля встановлюються санітарно-захисні зони повітряних ліній електропередачі напругою 330 кВ і вище. Межі СЗЗ вздовж траси ліній електропередач (ЛЕП) у населеній місцевості наведені в таблиці 9.2.

Таблиця 9.2 – Межі СЗЗ вздовж траси ЛЕП

Напруга ЛЕП, кВ	Відстань від проєкції на землю крайніх фаз проводів, м	Напруга ЛЕП, кВ	Відстань від проєкції на землю крайніх фаз проводів, м
1150	300 (55)	220	25
750	250 (40)	110	20
500	150 (30)	35	14
300	75 (20)	До 20	10

Примітка: значення наведені в дужках як виняток для сільської місцевості.

### Питання для самоперевірки

1. Поняття інвентаризації викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря від промислових підприємств.

2. Розділи звіту з інвентаризації викидів забруднювальних речовин. Їхня характеристика.

3. Норматив гранично допустимих викидів забруднювальних речовин в атмосферу стаціонарними джерелами (для гарячих викидів).

4. Норматив гранично допустимих викидів забруднювальних речовин в атмосферу стаціонарними джерелами (для холодних викидів).

5. Розміри санітарно-захисної зони для різних класів небезпеки промислових підприємств.

## **Тема 10 Розрахунок розсіювання забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. Дозвіл на викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря**

### **Зміст теми**

10.1 Основні умови для одержання дозволу на викиди. Склад документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів.

10.2 Санкції, передбачені законодавством про охорону повітря за порушення умов дозволу.

**Ключові слова:** дозвіл на викиди, максимальна концентрація, небезпечна швидкість вітру, небезпечна відстань, обґрунтовувальні матеріали.

### **10.1 Основні умови для одержання дозволу на викиди. Склад документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів**

Порядок обґрунтування обсягів викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря. Наказом Мінприроди України від 09.03.2006 № 108 затверджено Інструкцію про загальні вимоги до оформлення документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів, для одержання дозволу на викиди забруднювальних речовин у атмосферне повітря стаціонарними джерелами для підприємств, установ, організацій і громадян-підприємців. Цей наказ видано з метою виконання Постанови Кабінету Міністрів України від 13.03.2002 № 302 «Про затвердження порядку проведення та оплати робіт, пов'язаних із видачею дозволів на викиди забруднювальних речовин у атмосферне повітря, обліку підприємств, які отримали такі дозволи». У цій інструкції встановлено загальні вимоги в частині побудови, оформлення та змісту документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів. Зазначені документи є невід'ємною частиною заяви на одержання дозволів на викиди. Термін дії таких документів становить 10 років. Документація розробляється суб'єктами, яким надано таке право і які занесені до відповідного переліку Мінприроди. Готуються вони і надаються в письмовій, а також в електронній

формі. Склад залежить від ступеня впливу об'єкта на забруднення атмосферного повітря.

Об'єкти, для яких розробляється документація, розподіляються на три групи:

– об'єкти, взяті на державний облік, мають виробництва та технологічне обладнання, на яких повинні впроваджуватися найкращі доступні технології та методи керування;

– об'єкти, взяті на державний облік, але не мають виробництва та технологічного обладнання, на яких повинні впроваджуватися найкращі доступні технології та методи керування;

– об'єкти, які не входять в першу і другу групи.

Для одержання дозволу на новоутворені джерела до заяви додаються пропозиції на одержання дозволу (перелік заходів щодо здійснення контролю за додержанням нормативів і умов дозволу на викиди із зазначенням джерел викидів, періодичності вимірювань, методик вимірювань, місця відбору проб, надання інформації, пов'язаної з відбором, визначенням, обробленням і наданням даних вимірювань).

Затвердженими нормативами ГДВ вважаються величини викидів забруднювальних речовин у складі проєктної документації, яка має позитивні висновки комплексної державної експертизи, а якщо така експертиза не потрібна, то позитивних висновків санітарно-гігієнічної та державної екологічної експертиз. Наведемо визначення деяких понять, які застосовуються інструкцією.

Так, **залповим викидом** вважається викид забруднювальних речовин, який кількісно і якісно передбачений технологічним регламентом і перевищує в кілька разів величини викидів, встановлені під час нормального ведення технологічного процесу. Тривалість визначається відповідно до карти виробничого процесу.

**Норматив якості атмосферного повітря** – це критерій якості атмосферного повітря, який відображає гранично допустимий максимальний вміст забруднювальних речовин і за

якого, відсутній негативний вплив на здоров'я людини та на навколишнє природне середовище

**Нормативна СЗЗ** – це мінімальна СЗЗ для окремих видів виробництв залежно від класу їхньої небезпеки, розміри яких визначаються документами санітарного законодавства.

**Фактична СЗЗ** – це зона, розмір якої встановлюється для конкретного промислового чи іншого виробничого об'єкта залежно від ступеня його впливу на навколишнє середовище і можливої небезпеки для здоров'я населення.

**Документи, у яких обґрунтовуються обсяги викидів**, повинні мати такі матеріали:

**Титульний лист:** назва об'єкта, посада керівника підприємства, розробника документів, відповідальних виконавців, які пройшли курси навчання.

**Вступна частина** містить таку інформацію:

- мета надання документа: одержання дозволу на викиди для нових підприємств, що існують, внесення змін у чинний дозвіл;
- місце знаходження об'єкта, кількість промислових майданчиків;
- вид економічної діяльності згідно з кодом видів економічної діяльності відповідно до загального класифікатора видів;
- відомості про інші об'єкти, які перебувають на території підприємства, і про підприємства, які межують;
- відомості про організацію, яка розробляє документи.

**В інформації про виробничий потенціал, технологічний процес** вказується:

- виробнича структура;
- перелік видів продукції; матеріальні баланси (підрахунок кількості матеріалів на вході і виході);
- перелік та опис виробництв (основних, допоміжних, підсобних, побічних, циклічність, безперервні або напівбезперервні, технологічного обладнання), який супроводжується схемами, режимними картами;
- опис і місце розташування виробництв та технологічного устаткування, на яких повинні впроваджуватися найкращі



доступні технології та методи керування, відповідно до переліку виробництв і технологічного устаткування.

Наводяться значення **проектної та фактичної виробничої потужності** та продуктивності технологічного устаткування, режим роботи устаткування, баланс часу роботи устаткування. У разі, якщо суб'єкт господарювання має декілька виробництв, значення виробничої потужності та продуктивності технологічного устаткування вказуються для кожного виробництва окремо.

Значаються терміни введення в експлуатацію технологічного устаткування, нормативний термін його амортизації, дата проведення останньої реконструкції або модернізації технологічного устаткування, зміни показників продуктивності устаткування внаслідок реконструкції порівняно з проектними показниками.

На **генеральний план** наносяться:

- санітарно-захисна зона;
- координатна сітка;
- джерела викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря;
- місце розташування (будівлі, споруди, майданчики) виробничих процесів із позначенням технологічного устаткування;
- об'єкти житлового, громадського призначення та інші прирівняні до них об'єкти, розміщені в межах нормативної СЗЗ.

Надається обґрунтування **розміру СЗЗ**, проводиться аналіз витрат, пов'язаних із реалізацією заходів щодо її створення.

У відомостях щодо **сировини, хімікатів, пально-мастильних матеріалів та інших матеріалів**, що використовуються на підприємстві, їхнє зберігання та споживання зазначається в документації, що регламентує вимоги санітарного законодавства щодо сировини, хімікатів та інше.

У відомостях про **район, де розташовано підприємство, умови довкілля** наводиться така інформація:

– геодезичні координати об'єкта, виробництв і технологічного устаткування, на яких повинні впроваджуватися найкращі доступні технології та методи керування;

– метеорологічні характеристики і коефіцієнти, які визначають умови розсіювання забруднювальних речовин (розділ 4 ОНД-86).

Складається ситуаційна карта-схема, на якій вказуються розміщення об'єкта (окремо для кожного майданчика), сельбищні території, зони відпочинку, наносяться межа санітарно-захисної зони, координатна сітка, зона впливу.

У відомостях щодо **стану забруднення атмосферного повітря** наводиться така інформація:

1. Фонові концентрації забруднювальних речовин в атмосферному повітрі на території в зоні впливу об'єкта, для якого розробляються документи для отримання дозволу на викиди для речовин, присутні у викидах цього об'єкта.

2. Середньорічні концентрації забруднювальних речовин за останній рік.

3. Максимальна з разових концентрація забруднювальних речовин за останній рік.

4. Інформація щодо середньорічних концентрацій і максимальної з разових концентрацій забруднювальних речовин надається для населених пунктів, у яких проводяться спостереження гідрометеорологічними організаціями ДСНС України, та за речовинами, за якими ведуться спостереження;

5. Величини фонових концентрацій речовин, фактичні спостереження за вмістом яких в атмосферному повітрі не проводяться, визначаються розрахунковим способом.

Відомості щодо виду та обсягів викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами готуються на підставі «Звіту про проведення інвентаризації викидів забруднювальних речовин на підприємстві».

Згідно з переліком найбільш поширених і небезпечних забруднювальних речовин, викиди яких підлягають регулюванню (Постанова Кабінету Міністрів України від 29.11.2001 № 1598), переліку забруднювальних речовин, за якими

здійснюється державний облік (Наказ Мінприроди від 10.05.2002 № 177, яким затверджена інструкція про порядок і критерії взяття на держоблік об'єктів), надається:

- перелік найбільш поширених забруднювальних речовин і їхні обсяги, викиди яких підлягають регулюванню та за якими здійснюється державний облік;

- перелік небезпечних забруднювальних речовин і їхні обсяги, викиди яких підлягають регулюванню та за якими здійснюється держоблік;

- перелік інших забруднювальних речовин і їхні обсяги, які викидаються в атмосферне повітря стаціонарними джерелами;

- перелік забруднювальних речовин і їхні обсяги, для яких не встановлені ГДК (ОБРВ) в атмосферному повітрі населених міст.

Надається **характеристика джерел викидів забруднювальних речовин** і їхні параметри, характеристика установок очищення газів, їхній технічний стан, середня ефективність роботи, характеристика джерел залпових і неорганізованих викидів.

У матеріалах повинно бути **оцінювання впливу викидів забруднювальних речовин** на стан забруднення атмосферного повітря. Оцінювання впливу здійснюється за даними результатів розрахунків розсіювання забруднювальних речовин в атмосферному повітрі на межі санітарно-захисної зони, у селітебній зоні, у зоні відпочинку. Розрахунок розсіювання здійснюється відповідно до ОНД-86. Гігієнічним критерієм для визначення гранично допустимих викидів забруднювальних речовин в атмосферу є відповідність їхніх розрахункових концентрацій на межі СЗЗ гігієнічним нормативам.

Надається аналіз одержаних результатів розрахунків розсіювання забруднювальних речовин в атмосферному повітрі, проведених на електронно-обчислювальних машинах (ЕОМ) за програмами, погодженими Мінприроди України. Визначення доцільності проведення розрахунку розсіювання забруднювальних речовин на ЕОМ проводиться відповідно до вимог пункту 5.21 ОНД-86.

Розмір розрахункового майданчика визначається згідно з пунктом 2.19 ОНД-86 і повинен бути розміром 50 висот найвищого джерела викиду, але не менше ніж 2 км. Розрахунок забруднення на ЕОМ проводиться з кроком сітки залежно від класу підприємства, а саме: 1, 2 клас – 250 м, 3 клас – 100 м, 4 клас – 50 м, 5 клас – 25 м.

Розрахунки розсіювання забруднювальних речовин в атмосферному повітрі на ЕОМ проводяться:

- на наявний період із метою визначення зони впливу джерел даного підприємства;
- на період поетапного зниження викидів забруднювальних речовин на період досягнення нормативів гранично допустимих викидів з урахуванням природоохоронних заходів для їхнього досягнення.

Надаються заходи щодо **впровадження найкращих наявних технологій виробництва**, у яких запропоновані до впровадження технології повинні характеризуватися порівнянням процесів із тими, що були успішно апробовані недавно, економічною прийнятністю, скороченням споживання сировини, енергоресурсів, обсягів стічних вод, викидів в атмосферу, економічною ефективністю, передбачуваністю термінів впровадження.

Наводяться **гранично допустимі викиди** забруднювальних речовин в атмосферне повітря та пропозиції щодо дозволених обсягів викидів в атмосферу стаціонарними джерелами.

У матеріалах надаються **заходи щодо скорочення викидів в атмосферу**, заходи щодо скорочення викидів за несприятливих метеорологічних умов, заходи щодо здійснення контролю за додержанням встановлених нормативів ГДВ та умов дозволу на викиди. Наводиться інформація для ознайомлення з нею громадськості.

## **10.2 Санкції, передбачені законодавством про охорону повітря за порушення умов дозволу**

Згідно із статтею 12 Закону України «Про охорону

атмосферного повітря» господарська чи інші види діяльності, пов'язані з порушенням умов і вимог до викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря і рівнів впливу фізичних і біологічних чинників на його стан, передбачених дозволами, може бути обмежена, тимчасово заборонена (зупинена) або припинена відповідно до законодавства.

Згідно із статтею 33 цього закону «Відповідальність за порушення законодавства в галузі охорони атмосферного повітря» особи, винні у:

- порушенні прав громадян на безпечне для життя і здоров'я навколишнє природне середовище;

- перевищенні нормативів допустимих викидів забруднювальних речовин стаціонарних джерел в атмосферне повітря та нормативів гранично допустимого впливу фізичних і біологічних чинників стаціонарних джерел;

- перевищенні нормативів вмісту забруднювальних речовин у відпрацьованих газах пересувних джерел;

- викидах забруднювальних речовин в атмосферне повітря без дозволу спеціально уповноважених на те органів виконавчої влади відповідно до закону;

- перевищенні обсягів викидів забруднювальних речовин, встановлених у дозволах на викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря;

- недотриманні вимог, передбачених дозволом на викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря;

- провадженні незаконної діяльності, що негативно впливає на погоду і клімат;

- впровадженні відкриттів, винаходів, раціоналізаторських пропозицій, нових технічних систем, речовин і матеріалів, а також закупівлі в інших державах та експлуатації технологічного устаткування, транспортних засобів та інших об'єктів, які не відповідають вимогам, встановленим законодавством про охорону атмосферного повітря;

- порушенні встановлених законодавством правил складування та утилізації промислових і побутових відходів, транспортування, зберігання і застосування пестицидів і

агрохімікатів, що спричинило забруднення атмосферного повітря;

– проєктуванні і будівництві об'єктів із порушенням встановлених законодавством норм та вимог до охорони атмосферного повітря;

– невиконанні розпоряджень і приписів органів, які здійснюють державний контроль у галузі охорони атмосферного повітря;

– ненаданні передбаченої законодавством своєчасної, повної та достовірної інформації про стан атмосферного повітря, викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря, джерела забруднення, а також приховуванні або перекручуванні відомостей про стан атмосферного повітря, викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря, екологічну обстановку, яка склалася внаслідок забруднення атмосферного повітря;

– недотриманні норм екологічної безпеки, державних санітарних норм під час проєктування, розміщення, будівництві та введенні в експлуатацію нових і реконструйованих підприємств, споруд та інших об'єктів, удосконаленні наявних і впровадженні нових технологічних процесів та устаткування;

повинні відповідати згідно із законом.

### **Питання для самоперевірки**

1. Склад документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів для одержання дозволу на викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами.

2. Інформація на генеральному плані підприємства.

3. Галузі промисловості, для яких впроваджуються найкращі доступні технології.

## **Тема 11 Порядок нормування в галузі охорони водних ресурсів**

### **Зміст теми**

11.1 Сутність нормування показників водоспоживання.

11.2 Нормативи в галузі охорони водних ресурсів згідно з Водним кодексом України.

11.3 Показники якості води водних об'єктів для різних видів водокористування.

11.4 Методика оцінювання якості води.

**Ключові терміни:** забруднення водних об'єктів, нормування водоспоживання, нормативи якості води, нормативи екологічної безпеки водокористування.

### **11.1 Сутність нормування показників водоспоживання**

Як наголошують міжнародні організації, загальний стан водних ресурсів та джерел води є критичним. Так, стан 2/3 водних джерел за якістю води не відповідають нормативним вимогам, у зв'язку з чим останнім часом захворюваність людей зросла в 4–5 разів. Різко збільшилася кількість води, яка використовується для охолодження машин і механізмів, функціонування технологічних процесів, і входить до складу продукції, що виробляється. Питомі норми водоспоживання для виробництва 1 тони готової продукції становлять (м<sup>3</sup>): для чавуну – 160–200; сталі – 150, прокату – 10–15; нікелю – 4000; міді – 500; синтетичного каучуку – 2000; паперу – 400–800; пластмаси – 500–1000. Велика кількість води споживається тепловими і атомними електростанціями: на 1 млн кВт. потужності теплові станції витрачають 1,2–1,6 км<sup>3</sup> води на рік, атомні – в 1,5–2 рази більше. На підставі вищевикладеного першорядне значення належить системі охорони водних ресурсів.

**Охорона вод** – це система заходів, спрямована на запобігання та усунення наслідків забруднення, засмічення і

виснаження вод. Охорона передбачає встановлення видів і значення показників водоспоживання, а також якості води.

Охорона вод містить у собі не тільки охорону водних ресурсів, але й охорону джерел водопостачання. Так, питна вода повинна відповідати ДСанПіН 2.2.4–171–10 2010 року «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».

У природі здійснюється постійний кругообіг води, який відбувається завдяки випаровуванню, транспірації (випаровування води рослинами), випаданню опадів. Швидкість водообміну характеризується такими даними (у роках): Світовий океан – 2500 (перемішування 963 роки); підземні води – 400, води озер – 17, боліт – 5, у річках водообмін здійснюється за кілька днів, а в організмі людини – за кілька годин. У процесі кругообігу вода транспортує тепло, розчиняє і переносить природні елементи, руйнує і перетворює літосферу, є середовищем для багатьох організмів і рослин, які виробляють кисень. Якість і кількість води в природі відновлюється, однак розвиток виробничих відносин (розвиток промисловості, транспорту, сільського господарства) призвело до того, що природні водойми практично не можуть самоочищатися.

**Водокористування** – це використання водних об'єктів для задоволення потреб населення і об'єктів господарської діяльності.

Водне законодавство класифікує право водокористування на кілька видів із різним правовим режимом. Згідно з Держстандартом 17.1.1.03–86 водокористування класифікується за такими ознаками:

- за цілями водокористування: господарсько-питне; комунально-побутове, промислове, сільськогосподарське, для потреб енергетики, рибного господарства, водного транспорту і лісосплаву, лікувальних і курортних потреб;
- за об'єктами водокористування: поверхневі, підземні, внутрішні і територіальні морські води;
- за способом використання: з вилученням води та її поверненням, з вилученням без повернення, без вилучення;



– за технічними умовами водокористування: із застосуванням технічних засобів, без їхнього застосування.

Залежно від цілей водокористування джерела водопостачання поділяються на дві категорії: до першої належать водні об'єкти, які використовуються як джерела центрального водопостачання (призначені для забору питної води), а також для підприємств харчової промисловості; до другої категорії віднесені водні об'єкти, призначені для рибогосподарських цілей.

Вимоги до якості води та її складу регламентуються залежно від категорії водного об'єкта. Під час водокористування спостерігається водопостачання безповоротне, повторне, оборотне. З метою раціонального використання води введені норми вживання води на одного жителя і на умовну одиницю продукції. У районах з обмеженими водними ресурсами необхідно дотримуватися водогосподарського балансу, який передбачає порівняння водокористування з потенційними ресурсами водних об'єктів.

За характером використання води системи водопостачання поділяються на: централізовані, послідовні, оборотні. Централізована вода використовується у виробничому процесі один раз, а потім скидається у водозбірник або каналізацію. Послідовно використана вода вживається в декількох технологічних процесах. Оборотна вода використовується багаторазово, з безперервним або періодичним очищенням.

На добре обладнаних підприємствах показник оборотного і послідовного водопостачання становить 30–90 %. Близько до водозабору або інших джерел водоспоживання облаштовуються зони санітарної охорони (ЗСО), у яких встановлюється особливий режим охорони від забруднення хімічними речовинами та шкідливими біологічними організмами. ЗСО встановлюються для підземних і поверхневих водозаборів.

Зони санітарної охорони (свердловинних) підземних водозаборів.

Питні водозабори з підземних водоносних горизонтів зазвичай розташовуються в межах міської території. Навколо них утворюється **зона санітарної охорони**. Організація зон

санітарної охорони (ЗСО) має на меті захист **підземних вод** від забруднення. ЗСО складаються з трьох поясів.

*Перший пояс – зона суворого режиму* – призначений для захисту гирла свердловини та водопровідних споруд. Ця територія огорожується парканом. Будь-яка діяльність і розміщення об'єктів, не пов'язаних безпосередньо зі свердловиною і водопровідним господарством, у її межах забороняється. Радіус зони суворого режиму становить не менше ніж 50 м для свердловин, які розкривають незахищені підземні води, і не менше ніж 30 м для свердловин, які експлуатують захищені підземні води. У сприятливих гідрологічних і санітарно-технічних умовах за погодженням з органами санітарно-епідеміологічної служби радіуси можуть бути зменшені вдвічі – 25 м у разі незахищених і 15 м у разі захищених водоносних горизонтів.

Для берегових водозаборів (інфільтраційних) у зону суворого режиму вноситься територія між водозабором і поверхневою водоймою, якщо вона має протяжність не більше ніж 150 м. Для підруслених водозаборів зона суворого режиму встановлюється такою, як і для водозаборів поверхневих водойм – у радіусі 100 м від водозабору по акваторії і берегу.

*Другий пояс ЗСО* передбачається для захисту водозаборів від *мікробних забруднень*. Межі цього поясу визначаються розрахунковим способом і не огорожуються. На території 2-го поясу обмежується будь-яка діяльність, яка може спричинити бактеріальне забруднення підземних вод – розміщення звалищ, туалетів, вигрібних ям, органічних добрив тощо. Під час розрахунку розмірів 2-го поясу ЗСО вихідним є час, необхідний для втрати патогенними організмами життєздатності та вірулентності, яке для умов ґрунтових вод становить 400 діб, а для міжпластових вод – 100–200 діб. Водночас абсорбція мікроорганізмів у водонесучих породах не враховується. Розміри 2-го поясу залежать також від величин водовідбору, проникності й активної пористості порід. Можливі випадки, коли розміри цього поясу менше, ніж розміри зони суворого режиму. У цьому

разі 2-й пояс не виділяється, оскільки обмеження в зоні суворого режиму містить усі вимоги, пропонувані для 2-го поясу ЗСО.

*Третій пояс ЗСО являє собою зону обмежень*, призначену для запобігання хімічного забруднення підземних вод на весь термін роботи водозабору. Якщо термін спеціально не встановлений, то під час розрахунків розмірів 3-го поясу час дії водозабору береться таким, що дорівнює 25 рокам. На території 3-го поясу обмежується діяльність, пов'язана із зберіганням, використанням і внесенням у ґрунт хімічних речовин, які можуть погіршити якість підземних вод.

#### **Зони санітарної охорони поверхневих водозаборів.**

У межах міської території забір води для питних цілей із поверхневих водних об'єктів проводиться у виняткових випадках. Це можуть бути штучні водні об'єкти – канали або водосховища, спеціально призначені для питного водопостачання, у яких інші види водокористування заборонені. Навколо них обладнується зона санітарної охорони. Зона санітарної охорони обладнується з метою забезпечення надійної санітарно-епідеміологічної обстановки. Зона складається з трьох поясів: перший – суворого режиму, другий і третій – режими обмеження та спостереження.

*Межі першого поясу для водотоку:* вгору за течією – не менше ніж 200 м від водозабору, вниз – не менше ніж 100 м, по берегу – не менше ніж 100 м від урізу води, до протилежного берега – не менше ніж 100 м по акваторії, за ширини річки менше ніж 100 м – уся акваторія і 50 м від урізу води вглиб протилежного берега; для водойми – у радіусі 100 м від водозабору по акваторії і берегу.

*Межі другого поясу для водотоку:* уверх по течії визначаються часом протікання води не менше ніж 3 доби до водозабору, вниз – не менше ніж 250 м, бокові межі – від 500 м до 1000 м залежно від рельєфу; для водойми – у радіусі не менше ніж 3 км від водозабору, по берегу – так само, як і для водотоку.

*Межі третього поясу* по акваторії збігаються з межами другого поясу, а по берегу становлять 3–5 км від урізу води.

Територія першого поясу повинна бути обгороджена, спланована й озеленена. На акваторії встановлюються попереджувальні буї. Територія охороняється, доступ сторонніх осіб заборонений. У межах першого поясу можуть розташовуватися тільки будинки і споруди, пов'язані з експлуатацією водопроводу. У межах другого та третього поясів вживаються заходи щодо попередження забруднення джерела водопостачання.

## **11.2 Нормативи в галузі охорони водних ресурсів згідно з Водним кодексом України**

Основні положення в галузі охорони водних ресурсів наведені у Водному кодексі України від 06.06.96.

У ст. 1 Водного кодексу визначаються основні терміни, серед яких:

– **басейн водозбірний** – частина земної поверхні і товщі ґрунтів, з яких відбувається стік води у водотік або водойму;

– **вода дренажна** – вода, яка профільтрувалася з певної території та відводиться за допомогою дренажної системи з метою пониження рівня ґрунтових вод;

– **вода зворотна** – вода, що повертається за допомогою технічних споруд і засобів із господарської ланки кругообігу води в його природні ланки у вигляді стічної, шахтної, кар'єрної чи дренажної води;

– **вода стічна** – вода, що утворилася в процесі господарсько-побутової і виробничої діяльності (крім шахтної, кар'єрної і дренажної води), а також відведена із заведеної території, на якій вона утворилася внаслідок випадання атмосферних опадів;

– **води підземні** – води, що є нижче за рівень земної поверхні в товщах гірських порід верхньої частини земної кори в усіх фізичних станах;

– **води поверхневі** – води різних водних об'єктів на земній поверхні;

– **водний об’єкт** – природний або створений штучно елемент довкілля, у якому зосереджуються води (море, річка, озеро, водосховище, ставок, канал, водоносний горизонт);

– **водогосподарський баланс** – співвідношення між наявними для використання водними ресурсами на даній території і потребами в них для розвитку економіки на різних рівнях;

– **водоносний горизонт** – однорідна пластова товща гірських порід, де постійно є води;

– **гранично допустима концентрація** (ГДК) речовини у воді – встановлений рівень концентрації речовини у воді, за який вода вважається непридатною для конкретних цілей водокористування;

– **ліміт використання води** – граничний обсяг використання води, який встановлюється дозволом на спеціальне водокористування;

– **ліміт забору води** – граничний обсяг забору води з водних об’єктів, який встановлюється в дозволі на спеціальне водокористування;

– **ліміт скиду забруднювальних речовин** – граничний обсяг скиду забруднювальних речовин у поверхневі водні об’єкти, який встановлюється в дозволі на спеціальне водокористування;

– **моніторинг вод** – система спостережень, збирання, оброблення, збереження та аналізу інформації про стан водних об’єктів, прогнозування його змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для ухвалення відповідних рішень.

Згідно із ст. 35 Водного кодексу України в галузі використання й охорони вод і відтворення водних ресурсів встановлюються такі **нормативи**:

- 1) нормативи екологічної безпеки водокористування;
- 2) екологічний норматив якості води водних об’єктів;
- 3) нормативи гранично допустимого скидання забруднювальних речовин;
- 4) галузеві технологічні нормативи утворення речовин, що скидаються у водні об’єкти;

5) технологічні нормативи використання води.

**Нормативи екологічної безпеки водокористування** встановлюються для оцінювання можливостей використання води з водних об'єктів для потреб населення та галузей економіки, а саме:

– гранично допустимі концентрації речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення;

– гранично допустимі концентрації речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для потреб рибного господарства;

– допустимі концентрації радіоактивних речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення.

У разі необхідності для вод водних об'єктів, які використовуються для лікувальних, курортних, оздоровчих, рекреаційних та інших цілей, можуть встановлюватись більш суворі нормативи екологічної безпеки водокористування.

**Екологічні нормативи якості води водних об'єктів** встановлюються для оцінювання екологічного благополуччя водних об'єктів і визначення комплексу водоохоронних заходів, який містить науково обгрунтовані значення концентрацій забруднювальних речовин та показники якості води (загально фізичні, біологічні, хімічні, радіаційні). Водночас ступінь забрудненості водних об'єктів визначається відповідними категоріями якості води.

**Нормативи гранично допустимого скидання забруднювальних речовин** встановлюються з метою поетапного досягнення екологічних нормативів якості води водних об'єктів.

**Галузеві технологічні нормативи утворення речовин, що скидаються у водні об'єкти та тих, що подаються на очисні споруди,** встановлюються для оцінювання екологічної безпеки виробництва, тобто нормативи гранично допустимих концентрацій речовин у стічних водах, що утворюються в процесі виробництва одного виду продукції в разі використання однієї і тієї смаої сировини.

**Технологічні нормативи використання води** встановлюються для оцінювання та забезпечення раціонального використання води у галузях економіки, а саме:

- поточні технологічні нормативи використання води – для наявного рівня технологій;
- перспективні технологічні нормативи використання води – з урахуванням досягнень на рівні передових світових технологій.

Стічні води, які містять розчинені і зважені речовини, що відходять у водні об'єкти, розглядаються як скиди.

Скиди поділяються на: неорганізовані й організовані.

Випуски класифікуються за такими ознаками:

- за типом водойми або водотоку, у який надходять стічні води на: річкові, озерні, морські;
- за місцем розташування випуску: берегові (розміщені в межах берегової смуги, зокрема в набережних), руслові (у вигляді трубопроводів, виведених у русло річки для найкращого і швидкого змішування стічної води з природною на найкоротшій відстані від випуску), глибинні (до глибини більше ніж 30–40 м – зазвичай у непроточні водойми на деякій відстані від берега) і глибоководні (на глибину більше ніж 40 м);
- за конструкцією розподільної частини: зосереджені, що розсіюють і розосереджені;
- за типом оголовки (тобто за конструкцією скидного пристрою): отвір або щілина в тілі труби, різні циліндричні насадки з відбивачами, конфузори, що мають на меті більш інтенсивне змішування стічних вод із водами водного об'єкта.

### **11.3 Показники якості води водних об'єктів для різних видів водокористування**

Різноманітність видів водокористування породжує і різноманітність вимог до води. На підставі цього поняття якості води повинне бути пов'язане з її використанням. Відповідно до Водного кодексу України якість води є характеристикою складу і властивостей води, яка визначає її придатність для конкретного виду водокористування.

**Показники якості води.** Оскільки не існує єдиного показника, який характеризував би весь комплекс характеристик води, оцінювання якості води ведеться на основі системи показників. Показники якості води поділяються на **фізичні, бактеріологічні, гідробіологічні та хімічні**. Іншою формою класифікації показників якості води є їхній поділ на **загальні та специфічні**. До загальних відносять показники, характерні для будь-яких водних об'єктів. Наявність у воді специфічних показників обумовлено місцевими природними умовами, а також особливостями антропогенного впливу на водний об'єкт.

До основних **фізичних показників** якості води відносять наведені нижче.

**Температура води.** У водних об'єктах температура є результатом одночасної дії сонячної радіації, теплообміну з атмосферою, переносу тепла течіями, перемішування водних мас і надходження підігрітих вод із зовнішніх джерел. Температура впливає практично на всі процеси, від яких залежать склад і властивості води, вимірюється у градусах Цельсія (°C). Температура води у водоймі внаслідок скидання в неї стічних вод не повинна підвищуватися влітку більше ніж на 3 °C порівняно із середньомісячною температурою найтеплішого місяця року за період останніх десяти років.

**Запах.** Запах води створюється специфічними речовинами, які надходять у воду внаслідок життєдіяльності гідробіонтів, розкладання органічних речовин, хімічної взаємодії компонентів, що містяться у воді і надходження із зовнішніх (алохтонних) джерел. Запах води вимірюється в балах. Вода не повинна мати запахів і присмаків інтенсивністю понад 3 бали для морів і 2 бали для водойм першої категорії.

**Прозорість.** Прозорість води залежить від ступеня розсіювання сонячного світла у воді речовинами органічного і мінерального походження, що містяться у воді у зваженому і колоїдному стані. Прозорість визначає протікання біохімічних процесів, що вимагають освітленості (первинне продукування, фотоліз). Прозорість вимірюється в сантиметрах, вона не повинна



виявлятися у стовпчику води, яку скидають, заввишки 20 см для водойм першої категорії і 10 см – для водойм другої категорії.

**Кольоровість.** Кольоровість води обумовлюється вмістом органічних забарвлених сполук, вимірюється у градусах. Речовини, що визначають забарвлення води, надходять у воду внаслідок вивітрювання гірських порід, внутрішньоводоймних продукційних процесів, з підземним стоком, з антропогенних джерел. Висока кольоровість знижує органолептичні властивості води, зменшує вміст розчиненого кисню.

**Вміст зважених речовин.** Джерелами завислих речовин можуть бути процеси ерозії ґрунті і гірських порід, скаламучування донних відкладень, продукти метаболізму і розкладання гідробіонтів, продукти хімічних реакцій і антропогенні джерела. Зважені речовини впливають на глибину проникнення сонячного світла, погіршують життєдіяльність гідробіонтів, призводять до замулювання водних об'єктів, викликаючи їхнє екологічне старіння (евтрофікацію). Вміст зважених речовин вимірюється в  $\text{г/м}^3$  (мг/л). Вміст зважених речовин у воді водойм після скидання стічних вод не повинен зростати більше ніж на  $0,25 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  і  $0,75 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  для водойм першої та другої категорій відповідно.

**Бактеріологічні показники** характеризують забрудненість води патогенними мікроорганізмами. До найважливіших бактеріологічних показників відносять: **колі-індекс** – кількість кишкових паличок в одному літрі води; **колі-титр** – кількість води в мілілітрі у якому може бути виявлена одна кишкова паличка; кількість лактозопозитивних кишкових паличок; кількість колифагів. Збудники захворювань не повинні міститися у воді: стічні води зі збудниками захворювань потрібно знезаражувати після попереднього очищення; біологічно знезаражені стічні води повинні мати коли-індекс не більше ніж 1000 за вмісту залишкового хлору  $1,5 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ .

**Гідробіологічні показники** дають можливість оцінити якість води за тваринним населенням і рослинністю водойм. Зміна видового складу водних екосистем може відбуватися за настільки слабого забруднення водних об'єктів, яке не

виявляється жодними іншими методами. Тому гідробіологічні показники є найбільш чутливими. Існує кілька підходів до гідробіологічного оцінювання якості води.

#### **Оцінювання якості води за рівнем сапробності.**

**Сапробність** – це ступінь насичення води органічними речовинами. Відповідно до цього підходу водні об'єкти (або їхні ділянки) залежно від вмісту органічних речовин підрозділяють на полісапробні,  $\alpha$ -мезосапробні,  $\beta$ -мезосапробні і олігосапробні. Найбільш забрудненими є полісапробні водні об'єкти. Кожному рівню сапробності відповідає свій набір індикаторних організмів-сапробіонтов. На основі індикаторної значущості організмів і їхньої кількості обчислюють індекс сапробності, за яким визначається рівень сапробності.

**Оцінювання якості води за видовою різноманітністю організмів.** Зі збільшенням ступеня забрудненості водних об'єктів видове різноманіття, зазвичай, знижується. Тому зміна видового різноманіття є показником зміни якості води. Оцінювання видової різноманітності здійснюють на основі **індексів різноманітності** (індекси Маргалефа, Шеннона та ін.).

Фізичні, бактеріологічні і гідробіологічні показники відносять до загальних показників якості води.

Хімічні показники можуть бути загальними і специфічними. До **загальних хімічних показників** якості води відносять:

**Розчинений кисень.** Основними джерелами надходження кисню у водні об'єкти є газообмін з атмосферою (атмосферна реаерація), фотосинтез, а також дощові і талі води, які, зазвичай, перенасичені киснем. Окиснювальні реакції є основними джерелами енергії для більшості гідробіонтів. Основними споживачами розчиненого кисню є процеси дихання гідробіонтів і окиснення органічних речовин. Низький вміст розчиненого кисню (анаеробні умови) позначається на всьому комплексі біохімічних і екологічних процесів у водному об'єкті. Кількість розчиненого кисню не повинна становити менш як  $4 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  у будь-який період року.

**Хімічне споживання кисню (ХСК).** ХСК визначається як кількість кисню, необхідного для хімічного окиснення органічних і мінеральних речовин, що містяться в одиниці об'єму води. Під час визначення ХСК у воду додається окиснювач – біхромат калію. Величина ХСК дозволяє судити про забруднення води окислювальними речовинами, але не дає інформації про склад забруднення. Тому ХСК відносять до узагальнених показників.

**Біохімічне споживання кисню (БСК).** БСК визначається як кількість кисню, що витрачається на біохімічне окиснення, який міститься в одиниці об'єму води органічних речовин за певний період часу. В Україні на практиці БСК оцінюють за п'ять діб (БСК<sub>5</sub>) і двадцять діб (БСК<sub>20</sub>). БСК<sub>20</sub> зазвичай трактують як повне БСК (БСК<sub>повн</sub>), ознакою якого є початок процесів нітрифікації в пробі води. БСК також належить до узагальнених показників, оскільки воно служить оцінюванню загального забруднення води легкоокисними органічними речовинами. БСК не повинно перевищувати  $3 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  за температури води  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  для водойм першої і другої категорій, а також для морів.

**Водневий показник (рН).** У природних водах концентрація іонів водню залежить, здебільшого, від співвідношення концентрацій вугільної кислоти і її іонів. Джерелами змісту іонів водню у воді є також гумінові кислоти, наявні в кислих ґрунтах і особливо в болотних водах, гідроліз солей важких металів. Від рН залежить розвиток водних рослин, характер протікання продукційних процесів. Значення рН після змішування води водойми із стічними водами повинен бути в межах  $6,5 < \text{pH} < 8,5$ .

**Азот.** Азот може міститися в природних водах у вигляді вільних молекул  $\text{N}_2$  і різноманітних сполук у розчиненому, колоїдному або зваженому стані. Загалом в азоті природних вод прийнято виділяти органічну і мінеральну форми. Основними джерелами надходження азоту є внутрішньоводоймні процеси, газообмін з атмосферою, атмосферні опади і антропогенні джерела. Різні форми азоту можуть переходити одна в іншу в процесі кругообігу азоту. Азот належить до найважливіших

лімітувальних біогенних елементів. Високий вміст азоту прискорює процеси евтрофікації водних об'єктів.

**Фосфор.** Фосфор у вільному стані в природних умовах не трапляється. У природних водах фосфор міститься у вигляді органічних і неорганічних сполук. Основна маса фосфору міститься в підвищеному стані. Сполуки фосфору надходять у воду внаслідок внутрішньоводоймних процесів, вивітрювання і розчинення гірських порід, обміну з донними відкладеннями і з антропогенних джерел. На утримання різних форм фосфору впливають процеси його кругообігу. На відміну від азоту, кругообіг фосфору незбалансований, що визначає його більш низький вміст у воді.

Тому фосфор найбільш часто виявляється тим лімітувальним біогенним елементом, зміст якого визначає характер продукційних процесів у водних об'єктах.

**Мінеральний склад.** Мінеральний склад визначається за сумарним вмістом семи головних іонів:  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ . Основними джерелами підвищення мінералізації є ґрунтові і стічні води. З погляду впливу на людину і гідробіоти несприятливими є як високі, так і надмірно низькі показники мінералізації води. Вміст неорганічних речовин для водойм першої категорії не повинен перевищувати за сухим залишком  $1000 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ , зокрема хлоридів –  $350 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$  і сульфідів –  $500 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ ; для водойм другої категорії мінеральний склад нормується за показником «Присмаки».

До **специфічних хімічних показників** якості води, які найчастіше трапляються, відносять наведені нижче.

**Феноли.** Вміст фенолів у воді, поряд із надходженням з антропогенних джерел, може визначатися метаболізмом гідробіонтів і біохімічної трансформацією органічних речовин. Джерелом надходження фенолів є гумінові речовини, що утворюються в ґрунтах і торфовищах. Феноли токсично діють на гідробіоти і погіршують органолептичні властивості води.

**Нафтопродукти.** До нафтопродуктів належать палива, масла, бітуми і деякі інші продукти, що являють собою суміш вуглеводнів різних класів. Джерелами надходження

нафтопродуктів є витіки при їх видобутку, переробки і транспортування, а також стічні води. Незначна кількість нафтопродуктів може виділятися в результаті внутрішньо-водоймних процесів. Що входять до складу нафтопродуктів вуглеводні надають токсичну і, в деякій мірі, наркотичний вплив на живі організми, вражаючи серцево-судинну і нервову системи.

**ПАР і СПАР.** До поверхнево-активних речовин (ПАР) відносять органічні речовини, що мають різко виражену здатність до адсорбції на поверхні розділу «повітря – рідина». Здебільшого поверхнево-активні речовини, що потрапляють у воду є синтетичними (СПАР).

**Пестициди.** Під пестицидами йдеться про велику групу штучних хлорорганічних і фосфорорганічних речовин, які застосовуються для боротьби з бур'янами, комахами і гризунами. Основним джерелом їхнього надходження є поверхневий і дренажний стік із сільськогосподарських територій. Пестициди мають токсичну, мутагенну і кумулятивну дію, руйнуються повільно.

**Важкі метали.** До числа найбільш поширених важких металів належать свинець, мідь, цинк. Важкі метали мають мутагенну і токсичну дію, різко знижують інтенсивність біохімічних процесів у водних об'єктах.

## 11.4 Методика оцінювання якості води

Відповідно до Водного кодексу України оцінювання якості води здійснюється на основі нормативів екологічної безпеки водокористування та екологічних нормативів якості води водних об'єктів.

Оцінювання якості води на основі **нормативів екологічної безпеки водокористування**. Чинні нормативи дозволяють оцінити якість води, використовуваної для комунально-побутового, господарсько-питного і рибогосподарського водокористування.

До комунально-побутового водокористування належить використання водних об'єктів для купання, заняття спортом і

відпочинку. До господарсько-питного водокористування належить використання водних об'єктів як джерела господарсько-питного водопостачання і для водопостачання підприємств харчової промисловості. До рибогосподарського водокористування належить використання водних об'єктів як середовище для мешкання риб і інших водних організмів. Водні об'єкти рибогосподарського призначення поділяються на вищу, першу і другу категорії. Різні ділянки одного водного об'єкта можуть належати до різних категорій водокористування.

Нормативну базу оцінювання якості води становлять загальні вимоги до складу і властивостей води, і значення гранично допустимих концентрацій речовин у воді водних об'єктів.

Загальні вимоги визначають допустимі склад і властивості води, які оцінюються найбільш важливими фізичними, бактеріологічними та узагальненими хімічними показниками. Вони можуть задаватися у вигляді конкретної величини, зміни величини показника внаслідок впливу зовнішніх чинників або у вигляді якісної характеристики показника.

Усі речовини за характером свого негативного впливу діляться на групи. Кожна група об'єднує речовини однакової ознаки дії, який називають ознакою шкідливості. Одна і та ж сама речовина за різних концентрацій може виявляти різні ознаки шкідливості. Ознаку шкідливості, яка проявляється за найменшою концентрацією речовини, називають **лімітувальною ознакою шкідливості (ЛОШ)**.

У водних об'єктах комунально-побутового і господарсько-питного водокористування розрізняють три ЛОШ – органолептична, загальносанітарна і санітарно-токсикологічна. У водних об'єктах рибогосподарського водокористування, крім названих, виділяють ще дві ЛОШ – токсикологічна і рибогосподарська.

Під час оцінювання якості води у водоймах комунально-побутового і господарсько-питного водокористування враховують також клас небезпеки речовини. Його визначають залежно від токсичності, кумулятивності, мутагенності і ЛОШ

речовини. Розрізняють чотири класи небезпеки речовин: перший – надзвичайно небезпечні; другий – високонебезпечні; третій – небезпечні; четвертий – помірнонебезпечні.

Під час оцінювання якості води враховується принцип адитивності – односпрямованої дії. Відповідно до цього принципу приналежність декількох речовин до однієї і тієї самої ЛОШ проявляється в підсумовуванні їхнього негативного впливу.

З урахуванням вищезазначеного оцінювання якості води з точки зору екологічної безпеки водокористування проводиться за такою методикою.

Водні об'єкти вважаються придатними для комунально-побутового і господарсько-питного водокористування, якщо одночасно виконуються такі умови:

– не порушуються загальні вимоги до складу і властивостей води для відповідної категорії водокористування;

– для речовин, що належать до третього і четвертого класів небезпеки, виконується умова

$$C \leq \text{ГДК},$$

де  $C$  – концентрація речовини у водному об'єкті,  $\text{г/м}^3$ ;

– для речовин, що належать до першого і другого класів небезпеки,

виконується умова

$$\sum \frac{C_i}{\text{ГДК}_i} \leq 1, \quad (11.1)$$

де  $C_i$  і  $\text{ГДК}_i$  – відповідно концентрація і  $\text{ГДК}$   $i$ -ї речовини першого або другого класу небезпеки.

Водні об'єкти вважаються придатними для рибогосподарського водокористування, якщо одночасно виконуються такі умови:

– не порушені загальні вимоги до складу і властивостей води для відповідної рибогосподарської категорії;

– для речовин, що належать до однакової ЛОШ, виконується умова

$$\sum \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1, \quad (11.2)$$

де  $C_i$  і  $ГДК_i$  концентрація і  $ГДК$   $i$ -ї речовини, що належить до конкретної ЛОШ, відповідно.

Норми якості води повинні виконуватися:

– для водотоків комунально-побутового і господарсько-питного водокористування – на ділянках від пункту водокористування до контрольного створу, розташованого на відстані не менше ніж один кілометр вище за течією від цього пункту водокористування;

– для водойм комунально-побутового і господарсько-питного водокористування – на акваторії в радіусі не менше ніж один кілометр від пункту водокористування;

– для водотоків рибогосподарського водокористування – у межах всієї рибогосподарської ділянки водотоку, починаючи з контрольного створу, розташованого не далі ніж 500 метрів нижче за течією від джерела надходження домішок;

– для водойм рибогосподарського призначення – на всій рибогосподарській ділянці, починаючи з контрольного пункту, розташованого в радіусі не більше ніж 500 м від місця надходження домішки.

**Оцінювання якості води на основі екологічних нормативів.** Екологічні нормативи якості води встановлюються для оцінювання стану водних об'єктів на основі екологічної класифікації поверхневих вод. Система екологічної класифікації якості поверхневих вод містить три класифікаційні групи: сольового складу, еколого-санітарних показників і показників складу та біологічної дії специфічних речовин. Залежно від значень показників якості води поверхневі води відносять до певних категорій і класу якості води.



## **Питання для самоперевірки**

1. Нормування показників водоспоживання.
2. Групи нормативів у галузі охорони водних ресурсів, визначені Водним кодексом України.
3. Класифікація показників якості води водних об'єктів.
4. Оцінювання якості води на основі нормативів екологічної безпеки водокористування.
5. Оцінювання якості води на основі екологічних нормативів.

## **Тема 12 Загальні засади, методичні й організаційні основи розроблення і затвердження нормативів гранично допустимих скидів забруднювальних речовин**

### **Зміст теми**

- 12.1 Паспорт водного господарства підприємства. Розрахунок нормативу ГДС.
- 12.2 Дозвіл на спеціальне водокористування.
- 12.3 Контроль за додержанням нормативів ГДС.

**Ключові терміни:** гранично допустима концентрація, дозвіл, забруднення, нормування, оцінювання, паспорт, показники, фоновая концентрація.

### **12.1 Паспорт водного господарства підприємства. Розрахунок нормативу гранично допустимих скидів**

Умови випуску стічних вод у водойму розраховуються за ступенем їхнього забруднення, за якої вони можуть бути скинуті в цю водойму і водночас буде збережена якість води у створі, розташованому на 1 км вище від найближчого пункту водокористування, у межах вимог, встановлених «Правилами охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами» (далі – «Правила»).

#### **Забороняється випускати стічні води, що містять:**

- виробничі сировину, реагенти, напівфабрикати і кінцеві продукти виробництва в кількостях, що перевищують встановлені нормативи технологічних втрат;
- речовини, для яких не встановлені гранично допустимі концентрації (ГДК);
- радіоактивні речовини;
- технологічні відходи.

Якщо з яких-небудь причин не можна уникнути випуску стічних вод у водойму, то необхідно розрахунковим способом у кожному конкретному випадку визначити умови випуску, які гарантують охорону водного об'єкта від забруднення.

### **Критеріями забрудненості водойми є:**

- погіршення якості води у зв'язку зі зміною її органолептичних властивостей;
- поява в ній шкідливих речовин вище ніж ГДК для людей, тварин, птахів, риби, кормових і промислових організмів;
- зміна умов для життєдіяльності водних організмів і підвищення температури води.

**Забруднення водойми стічними водами** – це така зміна якості води вище ніж пункту водокористування на 1 км, яка не відповідає вимогам, що висуваються до якості води водойм згідно з «Правилами».

Нормування шкідливих речовин у воді, згідно з «Правилами», проводиться за трьома головними показниками шкідливості: органолептичному, загальносанітарному та санітарно-токсикологічному.

З урахуванням наведених положень методика розрахунку умов випуску стічних вод у водойму містить:

- ознайомлення з матеріалами, що характеризують скиди (кількість, склад, властивості і режим випуску);
- ознайомлення з матеріалами, що характеризують водойму (витрата води, її склад і властивості за сезонами року, швидкість течії, умови перемішування, тривалість підлідного періоду; характер використання водойми нижче за місце випуску стічних вод);
- перевірку ступеня змішування і розбавлення стічної рідини водою водойми в пункті водокористування;
- в умовах поточного санітарного нагляду перевірку відповідності розрахункових величин до фактичних і вивчення впливу випуску стічних вод на якість води у водоймі, водокористування, а в окремих випадках – і на здоров'я населення.

Основним показником нормування забруднювальних речовин водних об'єктів є гранично допустима концентрація у воді водойми господарсько-питного та культурно-побутового водокористування ГДКв, ГДКд, ГДС.

ГДК<sub>в</sub> – це концентрація шкідливої речовини у воді, яка не повинна чинити прямої або непрямої дії на організм людини протягом усього її життя, а також: не впливати на здоров'я наступних поколінь і не повинна погіршувати гігієнічні умови водокористування.

Гранично допустима концентрація забруднювальної речовини у водоймі (річці, озері, морі, підземних водах) відповідає рівню забруднення, яке унеможливорює несприятливий вплив на організм людини та можливість обмеження або порушення нормальних умов господарсько-питного, культурно-побутового та інших видів водокористування.

ГДК<sub>д</sub> – ГДК домішок у воді водного об'єкта – це такий нормативний показник, який містить несприятливий вплив на організм людини і можливість обмеження чи порушення нормальних умов господарсько-питного, побутового та інших видів водокористування.

**Науково-технічні нормативи на гранично допустимі скиди.** Нормування скидів забруднювальних речовин у навколишнє середовище виконується за допомогою встановлення гранично допустимих скидів забруднювальних хімічних речовин із стічними водами у водні об'єкти (ГДС).

ГДС – це маса речовини у стічних водах, максимально допустима в об'ємах водовідведення з установленим режимом у даному пункті водного об'єкта за одиницю часу з метою забезпечення норм якості води в контрольному пункті. ГДС – межа з витрат стічних вод і концентрації в них шкідливих домішок – встановлюється з урахуванням гранично допустимих концентрацій шкідливих речовин у місцях водокористування (залежно від виду водокористування), асимілювальної спроможності водного об'єкта, перспектив розвитку регіону й оптимального розподілення шкідливих речовин, що скидаються, поміж водокористувачами, які скидають стічні води.

Скид зворотних вод у водні об'єкти є одним із видів спеціального водокористування і здійснюється на основі дозволів, які видаються у встановленому порядку органами Мінекоресурсів України.

Основними категоріями зворотних вод, для яких встановлюються величини ГДС речовин, є:

а) стічні води: господарсько-побутові, промислові (зокрема виробничі, теплообмінні, шахтні, кар'єрні та ін.), виробничо-побутові (у населених пунктах – міські), з рибогосподарських ставків, тваринницьких ферм;

б) дренажні води;

в) скидні води.

Загальний принцип встановлення ГДС. Величина ГДС має гарантувати досягнення встановлених норм якості води (санітарних і рибогосподарських) за найгірших умов розбавлення у водному об'єкті.

Під час скидання стічних вод або інших видів господарської діяльності, які впливають на стан водних об'єктів, та які використовуються для господарсько-питних і культурно-побутових цілей, норми якості поверхневих вод (або їхній природний склад і властивості в разі перевищення цих норм) мають дотримуватись на водотоках, починаючи із створів, розташованих за один кілометр вище від 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 одного кілометра від пункту водокористування. Найближчі пункти водокористування визначаються органами санітарно-епідеміологічної служби.

Під час скидання стічних вод або інших видів господарської діяльності, які впливають на стан рибогосподарських водотоків або водойм, норм якості поверхневих вод (або їхній природний склад і властивості у разі природного перевищення цих норм) необхідно дотримуватися протягом всієї ділянки водокористування, починаючи з контрольного створу, який визначається в кожному конкретному разі органами 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).

Встановлення ГДС для кожного джерела забруднення і кожного виду шкідливих домішок з урахуванням їхньої комбінованої дії. В основі визначення ГДВ (за аналогією з ГДВ) лежить методика розрахунку концентрацій забруднювальних речовин, створюваних джерелом у контрольних пунктах – розрахункових створах – з урахуванням їхнього розбавлення, вкладу інших джерел, перспектив розвитку (проектування джерела забруднення) тощо.

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

а) норм якості води і ГДК речовин у воді водного об'єкта в лімітувальному контрольному створі;

б) фонові якості води водного об'єкта до місця впливу випуску зворотних вод;

в) витрат, складу і режиму надходження зворотних вод за період дії встановлених ГДС речовин;

г) впливу на водний об'єкт на ділянці від місця випуску зворотних вод до лімітувального контрольного створу інших випусків зворотних вод, господарських чинників;

д) ступеня змішування зворотних вод із водою водного об'єкта на ділянці від місця їхнього випуску до лімітувального контрольного створу;

е) кратності розбавлення зворотних вод водою водного об'єкта в зоні їхнього початкового змішування в лімітувальному контрольному створі;

є) природного самоочищення вод від речовин, що надходять, на ділянці від місця випуску зворотних вод до лімітувального контрольного створу. Процеси самоочищення враховуються, якщо вони достатньо виражені, а їхні закономірності достатньо вивчені.

Для розрахунку величин ГДС речовин використовується сукупність фактичних або розрахункових вихідних даних, що містить: гідрографічні, морфометричні, розрахункові гідрологічні і гідрохімічні характеристики водних об'єктів у розрахункових (контрольних, фонових, гирлових тощо) створах, коефіцієнти неконсервативності у воді водних об'єктів.

Гранично допустимий скид визначається для всіх категорій водокористування як добуток максимальних годинних витрат стічних вод  $g$  ( $\text{м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ ) і концентрації в них забруднювальних речовин  $C_{ст}$  ( $\text{г} \cdot \text{м}^{-3}$ ) згідно з формулою

$$\text{ГДС} = C_{ст} \cdot g. \quad (12.1)$$

Відповідно до Санітарних правил і норм охорони поверхневих вод від забруднень для скидання стічних вод у межах міста чи населеного пункту встановлюються на рівні відповідних ГДК.

Розрахунок допустимої концентрації забруднювальної речовини у стічних водах. Концентрація забруднювальної речовини у стічній воді  $C_{см}$  може бути розрахована за формулою

$$C_{см} = \frac{\alpha Q}{q} (\text{ГДК} - C_{\phi}) + \text{ГДК}, \quad (12.2)$$

де  $Q$ ,  $q$  – витрати води у водному об'єкті і стічних вод відповідно,  $\text{м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ ;

$\alpha$  – коефіцієнт змішування;

$C_{\phi}$  – фонові концентрації речовини у водному об'єкті до скиду стічних вод,  $\text{г} \cdot \text{м}^{-3}$ .

За умови  $\text{ДК}_{см} \leq \text{ГДК}$  ( $\text{ДК}_{см}$  – допустима концентрація забруднювальних речовин у стічних водах) нормативні вимоги повинні бути віднесені не до контрольованого створу водного об'єкта, а до самих стічних вод. Допустима концентрація забруднювальних речовин у стічних водах береться за основу під час розроблення заходів із зниження забруднення. Необхідне очищення стічних вод ( $D$ , %) розраховують за формулою

$$D = \frac{C_{\text{факт}} - \text{ДК}_{см}}{C_{\text{факт}}} \cdot 100 \%. \quad (12.3)$$

Якщо  $C_{\text{факт}} \geq \text{ГДК}$ , то скидання стічних вод неприпустиме.

**Встановлення ГДС для скидання стічних вод у межах населеного пункту.** Відповідно до «Правил охорони поверхневих вод» ГДС встановлюють, на підставі застосування нормативних вимог безпосередньо до самих стічних вод. Водночас потрібно керуватись тим, що використання водних об'єктів у межах населених пунктів віднесене до категорії комунально-побутового водокористування. В разі, 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 додержання ГДС.

Ступінь екологічної безпеки водних об'єктів  $P_{еб}$  визначається за допомогою нерівності

$$P_{еб} = \frac{\sum P_{ф}(t)}{\sum P_{н}(t)} \leq 1, \quad (12.4)$$

де  $P_{ф}$  – фактичне значення показників якості води;

$P_{н}$  – нормовані значення показників якості води.

У зв'язку з поліфункціональним використанням водою і різноманітністю форм впливу на організми (контактний, дія через внутрішні органи, дія на органи чуття) вводиться лімітувальний показник шкідливості.

1. Паспорт водного господарства Споживача розробляється відповідно до вимог «Правил приймання стічних вод підприємств у комунальні й відомчі системи каналізації населених пунктів України» (наказ Держбуду України від 19.02.2002 р., № т37) і «Правил приймання стічних вод у системи каналізації м. Суми».

2. Паспорт містить відомості про системи водопостачання й водовідведення об'єкта господарювання Споживача з характеристикою їхніх технічних параметрів і фактичного стану на момент складання Паспорта.

3. До складу Паспорта входить:



– характеристика систем водоспоживання та водовідведення Споживача, зокрема:

– розрахунок потреб Споживача у воді на підставі затверджених галузевих норм водоспоживання та водовідведення на одиницю продукції або послуг;

– розрахунок кількості стічних вод, що утворюються на об'єкті господарювання Споживача;

– баланс водоспоживання й водовідведення об'єкта господарювання Споживача;

– довідка про водокористування з усіх джерел і копія Дозволу на спецводокористування;

– характеристика відомчих водопровідних і каналізаційних споруд: насосних станцій, локальних очисних споруд;

– копія довідки або договору про місце заховання твердих та рідких відходів і терміни їхнього вивезення, узгоджених із природоохоронними органами;

– характеристика скиду стічних вод у міську мережу каналізації;

– встановлені КП «Міськводоканал» Сумської міської ради допустимі величини показників якості стічних вод Споживача під час скидання в міську каналізаційну мережу (якщо такі є).

– графічний матеріал:

– виконавча геодезична зйомка території Споживача в масштабі М 1:500 із межами земельної ділянки, надземними, наземними, підземними спорудами та комунікаціями, з виділеними мережами водопроводу та каналізації, що належать Споживачу, з межами балансової належності, із зазначеними контрольними колодязями для відбору проб, геодезичними висотними відмітками землі і завірена підписом і печаткою Споживача;

– схема балансу водопостачання й водовідведення об'єкта господарювання;

– плани, схеми відомчих локальних очисних споруд;

– перспектива розвитку водопостачання й водовідведення об'єкту господарювання Споживача та план заходів щодо

збереження водних ресурсів і надійної експлуатації систем водовідведення об'єкту господарчої діяльності Споживача.

– пояснювальна записка.

5. Паспорт і пояснювальна записка повинні бути зброшуровані, текст виконаний машинним способом відповідно до вимог ДСТУ 3008–2015. Документація. Звіти у сфері науки і техніки. Структура та правила оформлення.

6. Паспорт затверджується Споживачем і узгоджується з КП «Міськводоканал» Сумської міської ради. За об'єктивність даних, наданих у Паспорті, Споживач персонально відповідає.

7. Термін дії Паспорта встановлюється відповідно терміну дії Технічних умов на приймання стічних вод Споживача.

8. У разі змін у діяльності Споживача в термін дії Технічних умов на приймання стічних вод Споживача Паспорт корегується відповідно до фактичного стану водного господарства Споживача на цей момент і узгоджується з КП «Міськводоканал» Сумської міської ради.

## **12.2 Дозвіл на спеціальне водокористування**

Законом України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України, що регулюють відносини, пов'язані з одержанням документів дозвільного характеру щодо спеціального водокористування» від 7 лютого 2017 року визначено орган, що має повноваження видавати дозвіл на спецводокористування та вичерпний перелік документів для його одержання.

У дозволі на спеціальне водокористування встановлюються ліміт забору води, ліміт використання води та ліміт скидання забруднювальних речовин.

Відтепер дозвіл на спецводокористування уповноважені видавати територіальні органи Держводагентства.

За новим порядком, для одержання дозволу на спеціальне водокористування юридична або фізична особа, фізична особа – підприємець звертається до територіального органу Держводагентства із заявою, до якої додаються:

- обґрунтування потреби у воді з помісячним нормативним розрахунком водокористування і водовідведення;
- опис і схема місць забору води та скиду зворотних вод;
- нормативи гранично допустимого скидання забруднювальних речовин у водні об'єкти із зворотними водами (з розрахунком на кожний випуск (скид) окремо);
- затверджені індивідуальні технологічні нормативи використання питної води (для підприємств та організацій житлово-комунального господарства, суб'єктів господарювання, які надають послуги з централізованого водопостачання та/або водовідведення, житлово-експлуатаційних підприємств та організацій);
- копія правовідновлювальних документів на водні об'єкти (для орендарів водних об'єктів).

Зазначений перелік документів є вичерпним.

Законодавчо відокремлено дрібних споживачів і зазначено (ст. 48 Водного кодексу), що забір та/або використання води в об'ємі до 5 кубічних метрів на добу, крім тієї, що використовується для виробництва (входить до складу) напоїв і фасованої питної води, не належить до спеціального водокористування. І, відповідно, підприємствам із таким добовим об'ємом забору води дозвіл на спец водокористування отримувати не потрібно.

Видавання або надання відмови у видаванні дозволу на спеціальне водокористування здійснюється протягом 30 календарних днів із дня надходження заяви та документів, необхідних для видавання дозволу.

Підстави для відмови у видаванні дозволу:

- подання неповного пакета документів, необхідних для одержання дозволу (перелік пакета зазначено вище)
- виявлення в документах, поданих суб'єктом господарювання або фізичною особою, недостовірних відомостей, невідповідності вимогам законів і ухвалених відповідно до них нормативно-правових актів, довгостроковим прогнозам водогосподарських балансів;

– негативний висновок центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері геологічного вивчення та раціонального використання надр, чи центрального органу виконавчої влади, що забезпечує формування та реалізує державну політику у сфері охорони здоров'я, про можливість здійснення спеціального водокористування.

Водним кодексом (ст. 50) України визначено два варіанти строковості дозволів: короткостроковий (на три роки) або довгостроковий (від трьох років до двадцяти п'яти років).

Термін спеціального водокористування встановлюється територіальним органом Державодагенства. І, зазвичай, становить п'ять років.

У разі необхідності термін спеціального водокористування може бути продовжено на період, що не перевищує відповідно короткострокового або довгострокового водокористування.

Продовження строків спеціального водокористування за клопотанням зацікавлених водокористувачів здійснюється державними органами, що видали дозвіл на спеціальне водокористування.

Детальний порядок припинення права на спеціальне водокористування зазначено у ст. 55 Водного кодексу України.

Орган, що видав дозвіл на спеціальне водокористування, анулює його в разі:

- звернення водокористувача із заявою про анулювання дозволу на спеціальне водокористування;
- визнання водного об'єкта таким, що має особливе державне значення, наукову, культурну чи лікувальну цінність;
- припинення юридичної особи (злиття, приєднання, поділ, перетворення, ліквідація) або припинення підприємницької діяльності фізичної особи – підприємця, смерті фізичної особи, яка одержала дозвіл.

Орган, що видав дозвіл на спеціальне водокористування, звертається до адміністративного суду з позовом про застосування заходу реагування у вигляді анулювання дозволу на підставі:

- встановлення факту подання в заяві та документах, що додаються до неї, недостовірної інформації;
- передавання водогосподарських споруд іншим водокористувачам;
- виникнення необхідності першочергового задоволення питних і господарсько-побутових потреб населення;
- систематичної, протягом двох і більше податкових (звітних) періодів, несплати збору за спеціальне водокористування в установлені законом терміни;
- порушення умов спеціального водокористування та охорони вод, стосовно яких центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику із здійснення державного нагляду (контролю) у сфері охорони і раціонального використання вод і відтворення водних ресурсів, раніше було видано припис про їхнє усунення із наданням достатнього часу для їхнього усунення.

Рішення органу, що видав дозвіл, про анулювання дозволу на спеціальне водокористування видається юридичній або фізичній особі протягом п'яти робочих днів із дня його ухвалення. У цьому разі дія дозволу припиняється через 30 днів із дня ухвалення рішення про його анулювання.

### **12.3 Контроль за додержанням нормативів гранично допустимих скидів**

Контроль за додержанням встановлених обмежень на скид зворотних вод, зазначених у затверджених документах, що визначають ГДС, ТУС речовин і плани водоохоронних заходів, здійснюється органами Мінприроди України на підставі даних, що подаються водокористувачами, контрольних замірів і обстежень.

Контроль здійснюється згідно з чинним законодавством і нормативними документами, що регламентують порядок проведення контролю за водоохоронною і водогосподарською діяльністю водокористувачів, зокрема «Правилами охорони поверхневих вод».

Вимірювання показників концентрацій нормованих речовин у зворотних водах для визначення їхньої маси виконуються за допомогою аналізу змішаних проб (НВН 33–5.3.01–85), відібраних вручну або за допомогою пробовідбірників змішаних (середньогодинних, середньодобових) проб. За інформацією з приводу розроблення та постачання пробовідбірників необхідно звертатися до УкрНЦОВ Мінприроди України.

До показників, що контролюються, входять:

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

б) скид (маса) нормованих речовин із зворотними водами ( $\text{т/год}$ ), контроль якого здійснюється за допомогою порівняння його розрахункових значень (на основі виміряних показників витрат зворотних вод і концентрацій у них речовин) із встановленими фактичними показниками, показниками ТУС і ГДС відповідних речовин;

в) показники плану заходів щодо досягнення ГДС, контроль яких здійснюється за допомогою порівняння фактичних термінів реалізації і показників водоохоронного результату (ефекту) цих заходів із відповідними показниками, зазначеними в плані.

Вважається порушенням, якщо вимірювані показники витрат, концентрацій нормованих речовин чи властивостей зворотних вод та розрахункові значення скиду (маси) речовин перевищують однойменні відповідні показники, встановлені на поточний термін. Тобто контролюється перевищення тимчасово погоджених показників чи гранично допустимих показників, які повинні бути досягнуті на термін контролю.

Для визначення порушення потрібно виявити перевищення встановлених витрат зворотних вод (ВВ) над заміряними витратами зворотних вод (ЗВ), встановлену концентрацію речовини (ВК) над заміряною концентрацією речовини (ЗК).

а) порушення відсутнє в таких випадках:

- 1)  $ВВ = ЗВ$  та  $ВК = ЗК$ ;
- 2)  $ВВ = ЗВ$  та  $ВК > ЗК$ ;
- 3)  $ВВ > ЗВ$  та  $ВК = ЗК$ ;
- 4)  $ВВ > ЗВ$  та  $ВК > ЗК$ .

б) порушення в таких випадках:

- 1)  $ВВ < ЗВ$  та  $ВК < ЗК$ ;
- 2)  $ВВ < ЗВ$  та  $ВК = ЗК$ ;
- 3)  $ВВ = ЗВ$  та  $ВК < ЗК$ .

в) розрахунки концентрацій речовин у водному об'єкті, зумовлені скидом зворотних вод, що контролюється, потрібні для визначення порушення в таких випадках:

- 1)  $ВВ < ЗВ$  та  $ВК > ЗК$ ;
- 2)  $ВВ > ЗВ$  та  $ВК < ЗК$ .

У наближеному визначенні порушення є, коли встановлений скид (маса) нормованих речовин менший від скиду (маси), який визначається за заміряними витратами зворотних вод і концентраціями речовин.

Скид будь-яких речовин, пов'язаних із діяльністю водокористувачів, не зазначених у затверджених ГДС, заборонений.

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

### **Питання для самоперевірки**

1. Умова встановлення нормативу ГДС.
2. Розрахунок нормативу ГДС.
3. Паспорт водного господарства підприємства. Його склад і порядок одержання.
4. Умови одержання дозволу на спеціальне водокористування.
5. Контроль за додержанням нормативів ГДС.

## **Тема 13 Нормування забруднення ґрунтів і продуктів харчування**

### **Зміст теми**

13.1 Показники нормування забруднювальних речовин у ґрунті.

13.2 Нормування якості ґрунту.

13.3 Нормування якості продуктів харчування.

**Ключові слова:** гігієнічні нормативи, гранично допустимі дози, забруднення ґрунту, санітарний стан ґрунту, якість ґрунту.

### **13.1 Показники нормування забруднювальних речовин у ґрунті**

Антропогенний тиск на ґрунтовий покрив України, що виник унаслідок нераціонального використання земельних ресурсів, недостатньо регульованого в минулому використання хімічних засобів захисту рослин, досяг тієї критичної величини, коли ґрунтову родючість регіонів може бути необоротно змінено, різко знижена здатність ґрунтів до самоочищення, порушені геохімічні і бар'єрні функції ландшафтів.

Нормування забруднювальних речовин у ґрунті має три напрями:

– нормування вмісту отрутохімікатів в орному шарі ґрунту с/г угідь;

– нормування накопичення токсичних речовин на території підприємства;

– нормування забрудненості ґрунту в житлових районах, переважно в місцях тимчасового зберігання побутових відходів.

Нормування хімічних речовин у ґрунті почало здійснюватися тільки в 1976 році.

Питання встановлення ГДК забруднювальних речовин у ґрунтах досить складне. З одного боку, ґрунтовий покрив менш рухливий, ніж гідросфера та атмосферне повітря. Менша акумуляція забруднювальних речовин, їхнє накопичення може



відбуватися протягом тривалого періоду часу, наближаючись до ГДК. З іншого боку, активне мікробіологічне життя у ґрунті і фізико-хімічні процеси сприяють трансформації сторонніх речовин. Отже, ГДК визначається не тільки хімічною природою і токсичністю речовин, але й особливістю самих ґрунтів. Так, ґрунти зонального генетичного ряду відрізняються один від одного за хімічним складом і властивостями. У зв'язку з цим, для них не можуть бути встановлені уніфіковані норми (рівні) ГДК. Ці рівні варіюються залежно від біокліматичних умов природної зони, властивостей самих ґрунтів, проведенням агротехнічних робіт (добрива, обробіток культур). У ґрунті важко простежити тенденції рівня забруднення, оскільки для цього необхідно тривале спостереження. У зв'язку з цим встановлено орієнтовно допустиму кількість (ОДК), яка використовується замість ГДК і визначається розрахунковим методом.

За величиною зон і рівнем забруднення ґрунтів поділяють на: фонові, локальні, регіональні та глобальні.

**Фонове забруднення** – це вміст забруднювальних речовин у ґрунті, який відповідає або наближений до його природного вмісту.

**Локальне забруднення** – це вміст забруднювальних речовин поблизу одного або в сукупності декількох джерел забруднення.

**Регіональне забруднення** – це такий стан, який створюється внаслідок перенесення забруднювальних речовин на відстань не більше ніж 40 км від техногенних і більше ніж 10 км від сільськогосподарських джерел забруднення.

**Глобальне забруднення** – це стан, який виникає внаслідок перенесення забруднювальних речовин на відстань більше ніж 1000 км від будь-яких джерел забруднення.

Найбільш небезпечним для ґрунтів є хімічне забруднення. За ступенем небезпеки забруднювальні речовини поділяються на 3 класи: 1 клас – високонебезпечні речовини; 2 клас – середньо (помірно) небезпечні; 3 клас – малонебезпечні (згідно з Держстандартом 17.4.1.02-83). Клас небезпеки встановлюється з урахуванням найменшого показника вищого класу небезпеки

(ГДК у ґрунті в мг / кг): 1 клас – менше ніж 0,2; 2 клас – 0,2–0,5; 3 клас – понад 0,5. Вплив: 1 клас – сильний, 2 клас – помірний, 3 клас – відсутній.

За ступенем забруднення землі поділяються на сильнозабруднені – кількість забруднювальних речовин у кілька разів перевищує ГДК; середньозабруднені – перевищення ГДК незначне, і слабозабруднені – не перевищує ГДК, однак перевищує фоновий показник.

За ступенем стійкості до хімічних забруднень і характером зворотньої реакції ґрунти поділяються на дуже стійкі, середньостійкі і малостійкі. Ступінь стійкості ґрунтів до хімічних забруднень характеризуються такими показниками, як гумусний склад, кислотно-основні якості, окиснювально-відновлювальні якості, біологічна активність, рівень ґрунтових вод.

Під час оцінювання стійкості ґрунтів до хімічних забруднень враховуються короткочасні (2–5 років) і довготривалі (5–10 років) зміни ґрунтів.

Короткочасні зміни якості ґрунту характеризуються за динамікою вологості, величиною водневого показника рН, складом ґрунтових речовин, диханням ґрунтів, станом споживчих речовин.

Довгострокові зміни діагностуються за складом і запасом гумусу, втратами ґрунтів внаслідок ерозії, кислотності, наявності солей.

Функціонування промислових підприємств, транспорту, енергетичних установок викликають регіональні і навіть глобальні забруднення ґрунтів. Регіональне забруднення ґрунтів може бути викликано кислотними дощами, які виникають поблизу промислових підприємств, природними явищами – ерозія, вивітрювання, сонячна радіація.

Під час використання ґрунтів необхідно враховувати час на самоочищення, можливість швидкого зниження токсичного забруднення. Час самоочищення – це інтервал, протягом якого відбувається зменшення масової частини речовин, які забруднили ґрунт, на 96 % від початкового значення або до його фонового стану. Процес самоочищення ґрунтів здійснюється від

декількох днів до декількох років, а процес оновлення – до декількох сотень років.

У мінеральній частині ґрунтів міститься 50 елементів. Хімічні елементи містяться в ґрунті в окисненому стані або у вигляді солей. Органічний стан ґрунту являє собою продукти розкладання тваринного або рослинного походження (гумус), а також білки, жири, органічні кислоти, вуглеводні, дубильні речовини. У ґрунті хімічні речовини часто переходять у рослинність, а з рослинності – у продукти харчування. Хімічні мікроелементи мають значення для життєдіяльності людини. Ґрунти мають властивість накопичувати радіоактивні речовини. Найбільш поширеним забрудненням є забруднення канцерогенними речовинами типу поліциклічних ароматичних вуглеводнів. Основними джерелами цих речовин є відпрацьовані гази автотранспорту. Це забруднення фіксується на відстані 5 км від доріг і джерел викиду. Патогенні мікроорганізми можуть бути джерелами інфекційних захворювань – це збудники сибірської виразки, газової гангрені, ботулізму, холери, черевного тифу. Отже, ґрунти можуть бути джерелом погіршення здоров'я, як людей, так і тварин.

За ступенем шкідливості хімічні речовини за можливістю їхнього систематичного проникнення в ґрунти розташовуються в такій послідовності: пестициди, важкі метали, мікроелементи, нафтопродукти, речовини органічного синтезу.

В орному шарі ґрунту сільгоспугідь шкідливі речовини нормуються за двома показниками: гранично допустимою концентрацією (ГДКг) і тимчасово допустимою концентрацією (ТДКг). Основний норматив – це ГДКг. Для його встановлення використовують дані про фонові концентрації речовин, їхні фізико-хімічні властивості, параметри стійкості і токсичності. Водночас експериментально встановлюють:

– допустиму концентрацію речовини у ґрунті, за якої їхній уміст у харчових рослинах не перевищить допустимих залишкових кількостей (ДЗК), або ГДК у продуктах харчування (ГДКпр);

– допустиму (для летких речовин) концентрацію, за якої надходження речовини в повітря не перевищить встановлених ГДК;

– допустиму концентрацію, за якої надходження речовини в ґрунтові води не перевищить ГДК для водних об'єктів;

– допустиму концентрацію, яка не впливає на мікроорганізми і процеси самоочищення ґрунту.

Найбільш жорсткий показник (найменший) береться як ГДК<sub>г</sub>, водночас порівняння відбувається за однойменними показниками шкідливості. Так, здійснюється нормування вмісту в ґрунті пестицидів (речовин, що застосовуються для знищення шкідників, збудників хвороб, бур'янів) і ряду хімічних елементів, галогенів (наприклад, хлору) і мікроелементів. Водночас вміст домішок нормується залежно від виду харчових продуктів, які вирощуються на цьому ґрунті або в цьому господарстві (м'ясних, молочних, рибних, рослинних).

Тимчасово допустимі концентрації ТДК<sub>г</sub>, на відміну від ГДК<sub>г</sub>, визначаються розрахунковим способом для тих пестицидів, які дозволені до цих випробувань або через свої хімічні особливості не вимагають обов'язкового визначення ГДК. Для цього використовують рівняння регресії, отримані емпіричним способом, які пов'язують ГДК<sub>г</sub>, наприклад, з гранично допустимими концентраціями в харчових продуктах

$$\text{ТДК}_{\text{х.пр.}} = 1,23 + 0,481 \cdot \text{ГДК}_{\text{х.пр.}}, \quad (13.1)$$

де ГДК<sub>х.пр.</sub> – ГДК у харчових продуктах.

Оцінювання рівня забруднення ґрунтів проводиться порівняно із затвердженими гранично допустимими концентраціями для них. У зв'язку з тим, що для заліза величина ГДК відсутня, то для оцінювання рівня забруднення ґрунтів цим металом використовується середній його вміст у земній корі за Виноградовим.

Гігієнічні нормативи вмісту пестицидів у ґрунті містять показники:

– стійкість пестицидів у ґрунті;

- ступінь міграції в суміжні з ґрунтом середовища (рослини, воду, повітря);
- вплив на санітарні показники ґрунтів (сапрофітну і патогенну мікрофлору та ін.);
- фітотоксичні властивості ґрунтів.

Принцип гігієнічного нормування заснований на встановленні таких безпечних кількостей у ґрунті, за яких перехід у суміжні середовища не перевищує встановлених гігієнічних нормативів для цих середовищ і унеможливорює негативний вплив на організм людини. З перерахованих показників вибирається найменший у кількісному відношенні (так званий лімітувальний) і з урахуванням його величини встановлюється гігієнічний норматив вмісту пестициду в ґрунті. Наявність таких нормативів дозволяє регламентувати застосування хімічних засобів захисту рослин, їхнє транспортування по території України, контролювати вміст пестицидів у ґрунтах агроландшафтів.

Таблиця 13.1 – Гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин у ґрунті

<b>Забруднювальна речовина</b>	<b>ГДКг, мг/кг</b>
цинк	23
мідь	55
ртуть	2,1
нікель	100
хром	6
кадмій	4
марганець	1500
миш'як	2
залізо	46 500
ДДТ і метаболіти	0,10

Коефіцієнти забруднення ґрунтів  $K_c$  розраховуються за формулою

$$K_c = \frac{C}{ГДК}, \quad (13.2)$$

де С – концентрація забруднювальної речовини, мг/кг;

ГДК – гранично допустима концентрація забруднювальної речовини, мг/кг.

Для заліза розраховується коефіцієнт забруднення  $K_{\phi}$ :

$$K_{\phi} = \frac{C}{C_{\phi}}, \quad (13.3)$$

де  $C_{\phi}$  – середній вміст заліза в земній корі за Виноградовим.

Сумарний показник поелементного забруднення ґрунту (СПЗ) визначається за допомогою формули

$$СПЗ = K_c + K_{\phi}, \quad (13.4)$$

де  $K_c$  – коефіцієнт забруднення для 9 металів (ртуть, мідь, свинець, кадмій, хром, марганець, цинк, нікель, миш'як);

$K_{\phi}$  – коефіцієнт забруднення для заліза.

Сумарний коефіцієнт СПЗ розраховується для кожної проби ґрунту і використовується для побудови карти поелементного забруднення. Оконтурювання полів сумарного техногенного забруднення проводиться згідно зі шкалою небезпеки забруднення, наведеної в таблиці 13.2.

Показники здоров'я населення, наведені в останній графі, засновані на статистичному матеріалі захворюваності залежно від сумарного показника забруднення ґрунтів, зібраних у різних містах та регіонах. Проте, показники здоров'я населення, що використовуються для прогнозу, вимагають конкретного підтвердження або спростування місцевої медичної статистики.

Таблиця 13.2 – Шкала забруднення ґрунтів

<b>Забруднення ґрунтів</b>	<b>Величина СПЗ</b>	<b>Прогнози змін здоров'я населення</b>
Допустиме	10	Низький рівень захворюваності дітей і мінімальна частота функціональних відхилень

<b>Забруднення ґрунтів</b>	<b>Величина СПЗ</b>	<b>Прогнози змін здоров'я населення</b>
Помірно-небезпечне	10–30	Збільшення загальної захворюваності
Небезпечне	30–120	Збільшення загальної захворюваності дітей, дітей з хронічними захворюваннями, порушеннями функціонального стану серцево-судинної системи
Надзвичайно небезпечне	Більше ніж 120	Збільшення захворюваності дітей, порушення репродуктивної функції жінок (збільшення токсикозу вагітності, кількості передчасних пологів, мертвонароджуваності, гіпотрофії новонароджених)

Санітарний стан ґрунту оцінюється також за такими показниками:

- санітарно-хімічними (санітарне число, кислотність, біохімічне споживання кисню, окиснюваність, вміст сульфатів, хлоридів та ін.);
- санітарно-ентомологічними (кількість комах, пов'язаних із помешканням, насамперед мух);
- санітарно-гельмінтологічні оцінювання (кількість гельмінтів);
- санітарно-бактеріологічними (бактерії кишкової групи та ін. мікроорганізми, які викликають захворювання людини та домашніх тварин).

### **13.2 Нормування якості ґрунту**

Нормативи ГДКґр розроблені для речовин, які можуть мігрувати в атмосферне повітря або ґрунтові води, знижувати врожайність або погіршувати якість сільськогосподарської

продукції, а також продуктів харчування рослинного походження.

Значення ГДК деяких хімічних речовин у ґрунтах наведено в табл. 13.3.

Таблиця 13.3 – Значення ГДК хімічних речовин у ґрунті

Назва речовини	ГДК, мг/кг	Назва речовини	ГДК, мг/кг
Метали		Нітрати	130
Ванадій	150	Миш'як	20
Кобальт (рухлива форма)	5,0	Сірководень	0,4
Марганець	700	Фосфор	200
pH = 4	300	Фториди	10
pH = 5,1–5,9	400	Ароматичні:	
pH = 6	500	Бензол	0,3
Мідь (рухлива форма)	3,0	Ізопропілбензол	0,5
Нікель	4,0	Ксилоли	0,3
Ртуть	2,1	Стирол	0,1
Свинець	32	Толуол	0,3
Свинець (рухлива форма)	6,0	Добрива та ПАР	
Хром	6,0	Рідкі комплексні	802
Цинк	23	Азотно-калійні	120
Неорганічні сполуки		Поверхнево активні	0,2

Номенклатура ГДК хімічних речовин у ґрунті становить декілька видів найменувань. За ступенем шкідливості хімічні речовини за умови їхнього систематичного проникнення у ґрунт розташовуються в такій послідовності в порядку зменшення: пестициди та їхні метаболіти, важкі метали, мікроелементи, нафтопродукти, сірчисті сполуки, речовини органічного синтезу тощо. У ґрунтах нормується переважно вміст пестицидів, тобто отрутохімікатів, які використовуються для боротьби із шкідниками, хворобами, бур'янами, паразитами, гризунами, –



інсектицидів, фунгіцидів, гербіцидів, акарицидів тощо. Деякі нормативи вмісту пестицидів наведені в таблиці 13.4.

Таблиця 13.4 – Нормативи вмісту пестицидів у ґрунті та допустимих залишкових кількостях у продуктах харчування

Інсектицид	ГДК <sub>гр</sub> , мг · кг <sup>-1</sup>	ДЗК, мг · кг <sup>-1</sup>
Хлорофос	0,5	1,0
Карбофос	2,0	1,0–3,0
Дихлордифенілтрихлоретан	0,1	0,5
Гексахлоран	1,0	1,0
n-ізомер гексахлорану	1,0	2,0
Поліхлорпінен	0,5	0,0
Поліхлоркафен	0,5	0,1
Севин	0,05	0,0

Пестициди – це хімічні сполуки (речовини), які використовуються як засоби захисту рослин і тварин від шкідливих організмів. Залежно від ступеня небезпечності для людей і тварин пестициди поділяють на:

- високотоксичні – 50–200 мг · кг<sup>-1</sup>;
- середньотоксичні – 200–1000 мг · кг<sup>-1</sup>;
- малотоксичні – понад 1000 мг · кг<sup>-1</sup>.

Цілоком 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 і рослинної маси залишками пестицидів визначають за допомогою порівняння фактичного вмісту пестицидів у ґрунті або в сільськогосподарській продукції з ГДК. Перевищення фактичного вмісту залишкової кількості пестицидів щодо ГДК є показником небезпечності екологічної ситуації. У таблиці 13.5 наведено нормативи оцінювання пестицидного забруднення ґрунтів.

Таблиця 13.5 – Нормативи оцінювання пестицидного забруднення ґрунтів

Тип екологічної ситуації	Залишкова кількість пестицидів, мг · га <sup>-1</sup> д.р.	У ґрунті	У рослинах
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

Оскільки ґрунти досить часто забруднені одночасно кількома елементами, то для них розраховують сумарний показник забрудненості, який відображає комплексний ефект впливу всієї групи елементів

$$Z_c = \left( \sum_{i=1}^n K_{c_i} \right) - (n - 1), \quad (13.5)$$

де  $Z_c$  – сумарний показник забрудненості ґрунтів;  $K_{c_i}$  – коефіцієнт концентрації  $i$ -го хімічного елемента в пробі ґрунту;  $n$  – кількість урахованих хімічних елементів.

Коефіцієнт концентрації визначається за формулами

$$K_c = \frac{c}{c_{\phi}} \text{ або } K_c = \frac{c}{\text{ГДК}}, \quad (13.6)$$

де  $C$  – реальний вміст визначеного хімічного елемента в ґрунті, мг · кг<sup>-1</sup>;  $C_{\phi}$  – фоновий вміст визначеного хімічного елемента в ґрунті, мг · кг<sup>-1</sup>; ГДК – гранично допустима концентрація забрудненої речовини, мг · кг<sup>-1</sup>.

Сумарний показник забрудненості може бути визначений як для всіх елементів однієї проби, так і для ділянки території за геохімічною вибіркою. Оцінювання небезпечності забруднення

ґрунтів комплексом хімічних елементів за показником  $Z_c$  виконується за оціночною шкалою, градація якої розроблена на підставі вивчення стану здоров'я населення, яке мешкає на територіях із різними рівнями забрудненості ґрунтів (табл. 13.6).

Таблиця 13.6 – 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	$\leq 16$	Найнижчий рівень захворюваності дітей і мінімум функціональних відхилень у дорослого населення
Помірно небезпечна	16–32	Підвищення загального рівня
Небезпечна	32–128	Підвищення загального рівня захворюваності, кількості дітей, що часто хворіють, дітей із хронічними захворюваннями, порушення функціонування серцево-судинної системи
Дуже небезпечна	$>128$	Підвищення захворюваності дітей, порушення репродуктивної функції в жінок (збільшення випадків токсикозу під час вагітності, передчасних пологів, мертвонароджених, гіпотрофій немовлят

Приклад. Ґрунт у населеному пункті одночасно забруднений кількома хімічними інгредієнтами, їхня концентрація,  $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  становить:

нітрати – 390; суперфосфат – 290;

фториди – 67; миш'як – 18.

Необхідно визначити сумарний показник забруднення ґрунтів. ГДК цих інгредієнтів наведено в табл. 13.3.

Розв'язання. Розраховується сумарний показник забруднення ґрунтів хімічними інгредієнтами (неорганічні сполуки)

$$Z_c = \frac{390}{130} + \frac{290}{200} + \frac{67}{10} + \frac{18}{20} - (4 - 1) = 9,05.$$

Висновок. Оцінювання небезпеки забруднення ґрунту в населеному пункті (згідно з таблицею 13.6) допустима.

Оціночні показники санітарного стану ґрунту населених пунктів і сільськогосподарських угідь. Санітарне оцінювання стану ґрунтів здійснюється за спеціальними показниками, що розглянуті вище: санітарне число, титр кишкової палички та титр одного з анаеробів, кількість яєць гельмінтів в 1 кг ґрунту, наявність личинок і лялечок мух у 0,25 м<sup>2</sup> поверхні ґрунту (табл. 13.7).

Ця номенклатура показників повинна застосовуватися під час розроблення нормативно-технічної документації з охорони ґрунтів від забруднень, а також контролю стану ґрунтів. Контроль стану єдиного державного земельного фонду здійснюється за спеціальними методиками санітарними лікарями, санітарно-епідеміологічними станціями, а контроль хімічних забруднень – агрохімічними лабораторіями, організаціями МОЗ, Держпраці та Держпродспоживслужби, закладами охорони природи.

Таблиця 13.7 – Оціночні показники санітарного стану ґрунту населених пунктів і сільськогосподарських угідь

ґрунт	Гігієнічні показники				
	Личинки та лялечки мух у 0,25 м <sup>3</sup> ґрунту, екз	Яйця гельмінтів в 1	Колі-титр	Титр анаеробних бактерій	Санітарне число
Чистий	0	0	1 і >	0,1 і >	0,98–1,0

Слабо-забруднений	Одинично	<10	1,0–0,01	0,1–0,001	0,85–0,98
Забруднений	10–25	11–100	0,01–0,001	0,001–0,00001	0,70–0,80
Сильно-забруднений	>25	>100	<0,001	<0,00001	<0,70

### 13.3 Нормування якості продуктів харчування

Нормування якості продуктів харчування регламентується Державним нормативом ДР-97, санітарними нормами і правилами СанПіН № 5061, Міждержавними стандартами ГОСТ 26926, ГОСТ 26927, що розробляють гранично допустимі концентрації (допустимі залишкові кількості) шкідливої речовини у продуктах харчування (ГДКхр) і максимально допустимі рівні вмісту нітратів (МДР) у плодоовочевій продукції; нормативи оцінок пестицидного забруднення продуктів харчування; санітарне оцінювання продуктів тваринництва, гранично допустимі кількості отруйних речовин у м'ясі та м'ясних продуктах, отруйні речовини, з якими м'ясо допускається для використання на харчові цілі; нормування вмісту важких металів у продуктах харчування і продовольчій сировині, гранично допустимі концентрації важких металів у харчових продуктах.

#### 1. Санітарно-гігієнічне нормування забрудненості продуктів харчування.

Під час розроблення нормативів гранично допустимих концентрацій рівнів шкідливих речовин у продуктах харчування (ГДКхр) враховуються матеріали з токсикології та гігієнічного нормування цих речовин у різних об'єктах природного (у повітрі, воді, ґрунті) середовища, а також інформація про природний вміст різних хімічних елементів у харчових продуктах.

ГДКхр – це допустима залишкова кількість шкідливої речовини у продуктах харчування, яка протягом необмеженого часу (за щоденного впливу) не викликає захворювань або відхилень у стані здоров'я людини. Санітарно-гігієнічне

нормування забрудненості харчових продуктів стосується переважно нітратів, пестицидів, важких металів і радіоактивних речовин. Необхідно відзначити, що під час інтерференції результатів дослідження не можна використовувати ГДКхр як стандарт, ухвалений для будь-яких об'єктів біоти. Наприклад, опис результатів дослідження накопичення сполук ртуті у тканинах птахів не може бути підставою для висновків про перевищення ГДКхр.

## **2. Нормативи вмісту нітратів у харчових продуктах і продовольчій сировині.**

Нітрати – це солі нітратної ( $\text{NaNO}_3$ ), а нітрити – нітритної ( $\text{NaNO}_2$ ) кислот. Нітрати та молекулярний азот ( $\text{N}_2$ ) наявні в навколишньому природному середовищі (повітрі, воді, ґрунті) та продуктах харчування внаслідок кругообігу азоту в природі. У ґрунті нітратів більше, ніж в інших об'єктах середовища, у зв'язку з внесенням у нього мінеральних та органічних добрив, потраплянням відходів перероблення сировини різними підприємствами. З ґрунтів нітрати проникають у воду і рослини, а з водою та продуктами рослинництва – в організм людини.

Надмірна кількість нітратів у продуктах харчування становить велику небезпеку для здоров'я людини. Останнім часом доведено канцерогенну дію нітратів, особливо в разі тривалого і систематичного надходження їх в організм людини.

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, добова норма нітратів становить 5 мг на 1 кг маси людини. Самі нітрати не токсичні. Потенційна токсичність їх зумовлена тим, що в надмірних кількостях в організмі людини вони перетворюються на нітрити, які спричиняють зміни стану здоров'я (нітрити діють на гемоглобін крові). Нітрати у високих концентраціях діють також на засвоєння вітаміну А, порушують діяльність ендокринної системи, серця тощо.

Міністерством охорони здоров'я України 21 квітня 1988 року затверджено максимально допустимі рівні нітратів (МДР) у плодоовочевій продукції (табл. 13.8).

Таблиця 13.8 – Максимально допустимі рівні нітратів у плодовоовочевій продукції

<b>Продукція</b>	<b>Норма нітратів мг · кг<sup>-1</sup> сирого продукту за нітрат-іоном</b>
Картопля рання/пізня	240/120
Капуста білоголова: рання/пізня	800/400
Морква рання/пізня	600/300
Томати у ґрунті: відкритому/захищеному	100/200
Огірки у ґрунті: відкритому/захищеному	200/400
Буряки столові	1400
Цибуля ріпчаста	80
Цибуля-перо у ґрунті відкритому/захищеному	400/800
Зелені овочеві культури у ґрунті відкритому/захищеному	1500/3000
Перець солодкий у відкритому ґрунті	200
Кабачки в захищеному ґрунті	400
Кавуни, гарбузи, виноград, яблука, груші	60
Дині	90
Продукти дитячого харчування консерви на фруктовій основі/на овочевій основі	50/100

Харчові продукти з вмістом нітратів вище за допустимі рівні реалізовувати не дозволяється. Їх необхідно знищувати або за наявності дозволу санітарно-ветеринарної служби, використовувати як корм для тварин. У разі вмісту нітратів удвічі більше за встановлені рівні, санітарна служба може дати дозвіл на використання таких продуктів для харчування людей у разі змішування їх з іншими незабрудненими продуктами (приготування салатів). Забруднені овочі необхідно споживати у відвареному вигляді, оскільки 50 % нітратів переходить у відвар.

### 3. Нормативи пестицидного забруднення продуктів харчування.

За накопиченням у харчових продуктах пестициди поділяють на над акумулятивні з вираженою, помірною і слабовираженою акумуляцією; за стійкістю: дуже стійкі (час розкладу на нетоксичні компоненти – більше ніж 2 роки); стійкі (0,5–2 роки); помірно стійкі (1–6 місяців); малостійкі (до 1 місяця).

Ступінь шкідливості пестицидів визначається надходженням і рівнем вмісту їх у харчових продуктах. Деякі нормативи вмісту пестицидів наведені в таблиці 13.9.

Таблиця 13.9 – Нормативи вмісту пестицидів у ґрунті та допустимих залишкових кількостях у продуктах харчування

Інсектицид	ГДЖ <sub>гр</sub> , мг · кг <sup>-1</sup>	ДЗК, мг · кг <sup>-1</sup>
Хлорофос	0,5	1,0
Карбофос	2,0	1,0–3,0
Дихлордифенілтрихлоретан	0,1	0,5
Гексахлоран	1,0	1,0
n-ізомер гексахлорану	1,0	2,0
Поліхлорпінен	0,5	0,0
Поліхлоркафен	0,5	0,1
Севин	0,05	0,0

### 4. Санітарне нормування отруйних речовин у продуктах тваринництва.

М'ясо залежно від наявності в ньому отруйних речовин і можливості використання в їжу поділяють на групи:

– з нормуванням гранично допустимих кількостей отруйних речовин у м'ясі та м'ясних продуктах на 1 кг маси м'яса, мг:

- свинцю – 0,5;
- кремній фтористого натрію – 0,4;
- атразину – 0,2;
- метоксихлору – 14;
- нітрат-іону – 100;



– ДДТ та його метаболітів і гексахлорциклогексану до 0,005.

У разі отруєння м'яса нітратами з рівнем, не вищим від 7–10 мг %, і виявлення нітратів, м'ясо вимушено забитих тварин можна використовувати для виробництва варених ковбас. М'ясо з гранично допустимою кількістю отруйних речовин використовують на харчові цілі;

– з отруйними речовинами, з якими м'ясо допускається для використання на харчові цілі: препарати фтору, солі цинку й міді, хлорид натрію, алкалоїди, кислоти й луги, газоподібні речовини (амоній, хлор, чадний газ, сірчистий ангідрид), карбамід, сапоніни; речовини фотодинамічної дії, що містяться в гречці, просі, люцерні; ціаногенні рослини, токсичні гриби, отруйні речовини куколю, молочаю, веху і рослини сімейства Лютикових. У будь-якому разі внутрішні органи, зокрема і кишково-шлунковий тракт, вим'я і мозок утилізують. М'ясо тварин, вимушено забитих, після оброблення детрилом Б та О, ціанозом і браміном (птицю), дозволяється використовувати в їжу не раніше ніж через 6 днів після введення препарату.

### **5. Нормування вмісту важких металів у продуктах харчування.**

Вміст важких металів у харчових продуктах і продовольчій сировині не повинен перевищувати допустимі рівні, встановлені санітарними правилами і нормами (СанПіН), медико-біологічними вимогами і санітарними нормами якості продовольчої сировини і харчових продуктів № 5061. Норми вмісту важких металів у 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. Харчові продукти і продовольча сировина контролюється на вміст тільки кадмію, міді, ртуті, свинцю, цинку, олова, миш'яку і заліза. Норми вмісту цих перелічених важких металів у деяких харчових продуктах наведені в таблиці 13.10.

Таблиця 13.10 – Гранично допустимі концентрації важких металів у харчових продуктах

Продукти	Важкі метали						
	Кадмій	Мідь	Ртуть	Свинець	Цинк	Олово	Миш'як
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 у скляній, алюмінієвій і металевій тарі	0,03	5	0,02	0,5	10	–	0,2
Консерви овочеві у збірній металевій тарі	0,05	5	0,02	1	10	200	0,2
Консерви фруктово-ягідні та соки	0,03	5	0,02	0,4	10	–	0,2
Консерви фруктово-ягідні та соки у збірній металевій тарі	0,05	5	0,02	1	10	200	0,2
Картопля, овочі сушені й концентровані (у перерахунку на сиру масу)	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
Овоче-молочні і плодово-молочні суміші	0,02	5	0,01	0,3	50	–	0,2

Нормується вміст важких металів і в продуктах тваринного походження та питній воді. Вміст міді, свинцю, кадмію, цинку, олова, заліза і миш'яку визначають у пробах, відібраних відповідно до стандартів «Сыры и продукты пищевые. Методы определения токсичных элементов» (ГОСТ26926, ГОСТ26927 та ін.).

## **6. Нормування радіоактивних речовин у продуктах харчування.**

Вільна міграція радіоактивних забруднювачів через кореневу систему і накопичення їх у рослинній масі призводить до кумуляції забруднювачів в організмі людини через ланцюги

«рослина – людина» та «рослина – тварина – людина». Сьогодні основне дозове навантаження формують радіонукліди цезію та стронцію. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування і питній воді установлені державним нормативом ДР-97, який регламентує вміст  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування на території України, і тих, що ввозитимуться на територію України з метою реалізації.

Значення допустимих рівнів установлені на підставі того, що вміст радіонуклідів у продуктах харчування забезпечує не перевищення річної дози внутрішнього опромінювання 1 мЗв. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у деяких з продуктів харчування наведені в таблиці 13.11 з урахуванням відносного значення в надходженні певного радіонукліда в організм.

У разі виникнення радіаційних аварій можуть бути введені в установленому порядку тимчасово аварійно-допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування та питній воді (ТДР). Якщо випромінювання від продуктів харчування, забруднених цезієм, перевищує рівень фону на  $0,09\text{--}735\text{ мкЗв/год}^{-1}$  ( $10\text{--}15\text{ мкР/год}^{-1}$ ), що відповідає приблизно  $3,7\text{ кБк} \cdot \text{кг}^{-1}$ , рекомендується відмовитися від їхнього споживання або обмежити споживання вдвічі порівняно зі звичайним раціоном.

Таблиця 13.11 – Допустимі рівні вмісту радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 у харчових продуктах і питній воді

Назва продукту	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Хліб, хлібопродукти	20	5
Картопля	60	20
Овочі (листяні, коренеплоди, столова зелень)	40	20
Фрукти	70	10
М'ясо, м'ясні продукти	200	200
Риба, рибопродукти	150	35
Молоко, молочні продукти	100	20
Яйця	6	2

Назва продукту	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Вода	2	2
Молоко згущене й консервоване	300	60
Молоко сухе	500	100
Свіжі дикорослі ягоди та гриби	500	50
Сушені дикорослі ягоди та гриби	2500	250
Лікарські рослини	600	200
Спеціальні продукти дитячого харчування	40	5

Якщо випромінювання від продуктів харчування підвищить потужність дози  $0,27 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$  ( $30 \text{ мкР/год}^{-1}$ ) над рівнем фону, то споживання повинно скласти не більше ніж  $0,25$  звичайного раціону, при  $0,9 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$  ( $100 \text{ мкР/год}^{-1}$ ) не більше ніж  $0,1$  звичайного раціону.

### Питання для самоперевірки

1. Нормування вмісту забруднювальних речовин у ґрунті.
2. Санітарне оцінювання якості ґрунті.
3. Нормування вмісту забруднювальних речовин у продуктах харчування рослинного походження.
4. Нормування вмісту забруднювальних речовин у продуктах харчування тваринного походження.

## **Тема 14 Загальні положення дозвільної системи в галузі поводження з відходами. Кодекс України про адміністративні правопорушення**

### **Зміст теми**

14.1 Порядок розроблення, затвердження і перегляду лімітів на утворення та розміщення відходів.

14.2 Нормування екологічних чинників житлових приміщень.

**Ключові терміни:** класифікатор відходів, ліміти утворення відходів, питомі показники утворення відходів.

### **14.1 Порядок розроблення, затвердження і перегляду лімітів на утворення та розміщення відходів**

Унаслідок виробничої та побутової діяльності людини утворюються залишки сировини, матеріалів, виробів та інших продуктів, які належать до категорії відходів. На сьогодні проблеми, пов'язані з поводженням з відходами, набувають особливої актуальності. Щорічно в Україні складається до 1,5 млрд тон твердих побутових відходів. На сьогодні їх накопичилося понад 30 млрд тон, які розміщуються на території понад 150 тис. га. У зв'язку з низьким рівнем технологічних процесів у сфері поводження з відходами обсяг утворення промислових відходів в Україні в 6,5 раза вище, ніж у США і в 3,2 раза вище, ніж у країнах ЄС. Щорічно в Україні утворюється 100 млн тон токсичних відходів.

Головне місце в регулюванні відносин під час поводження з відходами належить ЗУ «Про відходи» від 05.03.1998, згідно з яким відходами вважаються будь-які речовини, матеріали і предмети, що утворюються у процесі людської діяльності, що не мають подальшого використання за місцем утворення чи виявлення та від яких їхні власники повинні позбутися за допомогою утилізації чи видалення. Закон визначає правові, організаційні та економічні заходи, спрямовані на попередження

або зменшення обсягів утворення відходів, їхнє збирання, перевезення, складування, зберігання, оброблення, утилізацію, знищення, захоронення тощо.

До основних нормативних актів належать ЗУ «Про поводження з радіоактивними відходами» від 30.06.1995, «Загальнодержавна програма поводження з токсичними відходами» від 14.09.2000, Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Програми поводження з твердими побутовими відходами» від 04.03.2004. Номенклатура відходів закріплена в Державному класифікаторі України «Класифікація відходів» ГК005-96, затверджена Держстандартом 29.02.1996 р. З метою попередження та зменшення обсягів утворення відходів, удосконалення економічного механізму справляння зборів за їхнє розміщення, Постановою Кабміну від 1998 р. № 1218 (зі змінами від 11.10.2002 № 1518) був затверджений порядок розроблення, затвердження і перегляду лімітів на утворення та розміщення відходів на території України.

У цьому документі використовуються низка термінів:

– **ліміт на утворення відходів** – максимальний обсяг відходів, на який у суб'єкта права власності є документально підтверджений дозвіл на передавання їх іншому власнику для утилізації або розміщення на своїй території;

– **нормативно допустимі обсяги утворення відходів** – максимальний обсяг відходів, який може утворитися внаслідок технологічного процесу за умови додержання встановленого технологічного регламенту;

– **питомий показник утворення відходів** – обсяг відходів конкретного виду, який утворюється під час виробництва одиниці продукції, перероблення одиниці сировини, надання одиниці послуг тощо (для твердих побутових відходів, які утворюються на території району, питомим показником утворення є обсяг відходів, який утворюється на одну людину, яка проживає в даному районі, працює на підприємстві, в організації, установі даного району);

– **розміщення відходів** – зберігання та захоронення відходів у спеціально відведених для цього місцях чи на об'єктах;

– **ліміт на розміщення відходів** – обсяг відходів (окремо для кожного класу небезпеки), на який у власника відходів є дозвіл на їхнє розміщення, виданий органами Мінприроди на місцях;

– **понадлімітне розміщення відходів** – виявлений у власника обсяг відходів, на який у нього відсутній дозвіл і які підлягають обов'язковому розміщенню за окремим дозволом органів Мінприроди на місцях.

Ліміт на утворення відходів визначає їхній власник у процесі діяльності на підставі дозволу на розміщення відходів і договору (контракту) на передавання відходів іншому власнику. Розраховується цей ліміт на підставі нормативів утворення для кожного виду відходів за класом їхньої небезпеки і може дорівнювати сумарному обсягу відходів, розміщених на своїй території та переданих іншому власнику, який не може перевищувати нормативно допустимий обсяг утворення відходів.

Норматив утворення відходів визначається технологічним регламентом на підставі питомих показників утворення відходів. Питомий обсяг – обсяг, що займається одиницею маси відходів.

Власники, які здійснюють тільки розміщення, стверджують ліміти розміщення.

Власники відходів, для яких платежі за розміщення відходів усіх класів небезпеки не перевищують 10 грн на рік, що уклали договори на розміщення відходів із підприємствами комунального господарства, та власники відходів, які одержали ліцензію на збирання і заготівлю окремих видів відходів як вторинної сировини, звільняються від одержання лімітів на утворення та розміщення відходів.

Передавання накопичених за попередні роки відходів іншому власнику здійснюється за окремим дозволом органів Мінприроди на місцях, а їхній обсяг не враховується під час затвердження лімітів на розміщення відходів.

Органи місцевого самоврядування за погодженням із Мінприроди на місцях до 01.02 поточного року визначають перелік власників відходів, яким необхідно отримати ліміт на утворення та розміщення відходів на майбутній рік (крім

власників, які звільняються від одержання лімітів). Органи Мінприроди на місцях до 01.03 поточного року на адресу власників відходів направляють повідомлення про необхідність надання на погодження проєктів лімітів на утворення та розміщення відходів на майбутній рік. Власники, які тільки розміщують відходи, до 01.04 та ті, які утворюють відходи, до 01.06 поточного року надають заяви для одержання дозволів на розміщення відходів у поточному році, до яких додається:

- проєкт лімітів на утворення та розміщення відходів; відомості про наявність спеціально відведених для цього місць чи об'єктів;

- відомості про склад і властивості відходів та нормативно допустимий обсяг утворення; про питомі показники утворення відходів;

- відомості про наявність установок, потужностей виділення відходів, про наявність потужностей з утилізації відходів; копія договору (контракту) на передавання відходів;

- відомості про обсяги токсичних відходів та обсягів утворення, використання та поставку відходів як вторинної сировини і відходів виробництва в поточному році;

- укладення санітарно-епідеміологічної експертизи об'єктів поводження з відходами, інформація про розміщення відходів, накопичених за попередні роки;

- звіт про виконання планових заходів у сфері поводження з відходами за попередній рік, перспективний план заходів, спрямований на попередження та зменшення утворення відходів та попередження негативного впливу на природне середовище та здоров'я людей;

- ліцензія на здійснення операцій із небезпечними відходами, дозвіл на експлуатацію об'єктів поводження з небезпечними відходами на відповідній території, виданий органами місцевого самоврядування.

Органи Мінприроди розглядають заяви і до 01.07 видають дозволи на розміщення відходів, а в разі відмови надсилають повідомлення та встановлюють термін повторного звернення. На підставі повідомлення власник готує коригування проєкту до



01.09. Дозвіл набирає чинності після затвердження лімітів на утворення та розміщення відходів, яке може бути скориговано за клопотанням власника під час перегляду лімітів. Проекти розглядаються на місцях органами Мінприроди протягом двох тижнів. Узгоджені проекти лімітів направляються для затвердження в обласні держадміністрації. Ліміти встановлюються на 1 рік і доводяться власнику до 01.10. Під час утворення відходів, що перевищують обсяг, власник повинен одержати на них окремий дозвіл.

Після затвердження лімітів власник має право протягом 6 місяців звернутися з клопотанням про його перегляд за наступних підстав: використання у виробництві нового виду сировини, матеріалів; випуск нових видів продукції (робіт, послуг); удосконалення технологічних процесів; укладення додаткової угоди (контракту). Відповідає за правильність визначення нормативів утворення відходів, визначення лімітів, несвоєчасне затвердження або незатвердження власник відходів.

### **Державний класифікатор відходів як інструмент нормування обсягів утворення відходів.**

Державним класифікатором відходів (КВ), як було зазначено вище, закріплена номенклатура відходів, що дозволяє уніфіковано описати відходи, які утворилися в різних регіонах і за різними видами економічної діяльності. У його основу покладено генетичний принцип, насамперед за місцем і способом виникнення відходів. Оскільки відходи не є однорідними, то класифікація їх виконана на групи (види) за певним критерієм. Класифікатор відходів ДК 005-96 входить у державну систему класифікації та кодування техніко-економічної та соціальної інформації. Класифікатор відходів забезпечує інформаційну підтримку у розв'язанні широкого кола завдань державного управління у сфері поводження з відходами та ресурсами – використання на основі системи обліку та звітності, гармонізованої з міжнародними системами, зокрема в галузі екології, охорони життя і здоров'я населення, безпеки праці, сертифікації продукції і систем якості. Використання КВ створює нормативну базу для проведення порівняльного аналізу

структури та обсягів утворення відходів у межах Європейської статистики усіх видів економічної діяльності, зокрема виробничої, аграрного комплексу.

Об'єктом класифікації в КВ є відходи, якими вважаються будь-які речовини і предмети, що утворилися у процесі виробництва та життєдіяльності людини, внаслідок техногенних, природних катастроф, що не виконують свого подальшого призначення за місцем утворення і підлягають видаленню або переробленню з метою забезпечення захисту довкілля і здоров'я людей, або з метою повторного їхнього залучення у господарську діяльність як матеріально-сировинних і енергетичних ресурсів, а також послуг, пов'язаних із відходами.

До відходів належать:

- залишки сировини, матеріалів, напівфабрикатів тощо, що утворилися в процесі виробництва продукції або виконання робіт і втратили повністю або частково вихідні споживчі властивості (відходи виробництва);
- зняті і супутні гірські породи, що видобуваються під час розроблення родовищ корисних копалин;
- залишки продуктів збагачення та інших видів первинного оброблення сировини (шлам, пил, відсів);
- новоутворені речовини та їхні суміші, що утворилися за термічних, хімічних та інших процесів і не є метою виробництва (шлак, зола, рідини, аерозолі);
- залишки продуктів сільськогосподарського і лісгосподарського виробництва;
- бракована, некондиційна продукція усіх видів економічної діяльності або продукція, забруднена небезпечними речовинами і не придатна до використання;
- неідентифікована продукція, застосування або вживання якої може призвести до непередбачуваних наслідків, зокрема, мінеральні добрива, отрутохімікати та інші речовини;
- зіпсовані, придатні до ремонту або відпрацьовані, фізично і морально зношені вироби та матеріали;
- залишки продуктів харчування, побутових речей, пакувальних матеріалів;

- осади очисних промислових споруд, комунальних служб;
- залишки від медичного та ветеринарного обслуговування, медико-біологічної та хіміко-фармацевтичної промисловості, аптечної справи;
- залишкова продукція усіх видів діяльності;
- матеріальні об'єкти і субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує межі, встановлені чинними нормативами, за умови, що використання цих об'єктів і субстанцій не передбачено (радіоактивні відходи).

У КВ використовуються такі терміни та визначення.

Продукція – результат діяльності або виробничих процесів, що має корисні властивості та призначений для використання споживачем.

Виріб – одиниця промислової продукції, кількість якої обчислюється в штуках (екземплярах).

Послуга – наслідок безпосередньої взаємодії між постачальником і споживачем.

Бракована продукція – продукція, передавання якої споживачеві не допускається через наявність дефектів.

Некондиційна продукція – це продукція, яка відповідає нормативним вимогам або не придатна для застосування за призначенням внаслідок забруднення; не може бути регенерована (відновлена) чи використана іншим способом за місцем її виробництва; підлягає обробленню в спеціалізованих підприємствах або продажу як вторинний матеріальний ресурс.

Неідентифікована продукція – продукція, яка не має відповідного нормативним вимогам маркування або для якої відсутні технічні специфікації (стандарти, технічні умови) і застосування якої може призвести до непередбачуваних наслідків.

Зіпсована продукція – продукція, яка втратила свої функціональні та інші властивості, встановлені нормативними вимогами, до закінчення терміну служби; подальше застосування

якої за її прямим призначенням може призвести до непередбачуваних наслідків.

Небезпечні відходи – відходи, їхні суміші, які через кількість концентрації певних компонентів, фізичних, хімічних, інфекційних характеристик можуть сприяти суттєвому підвищенню смертності або серйозних незворотних захворювань, а також можуть зумовити значну небезпеку зараз або в майбутньому для людей, довкілля, тому вимагають спеціальних методів і способів поводження з ними. Класифікатор відходів складається з 2 частин. Частина 1-ша – класифікація відходів, зокрема специфічних відходів, що утворюються в сировинних, видобувних та обробних галузях економіки (розділ А); специфічних відходів, що утворилися у сфері надання послуг (розділ Б). Частина 2-га – класифікація послуг, пов'язаних із відходами (розділ В). У КВ використовується 11-знакова структура коду відходів, яка складається з 4 частин.

## **14.2 Нормування екологічних чинників житлових приміщень**

Урбанізація, забруднення природних об'єктів, вплив різних фізичних, хімічних і біологічних чинників обмежують і видозмінюють зв'язки людини з природою, що негативно позначається, насамперед, на здоров'ї людини. Перебуваючи в житловому приміщенні, людина отримує найбільшу кількість впливів, зокрема і негативних. Житло, у якому проживає людина – це його екосистема, отже, всі закони, що діють у межах екосистеми, прийнятні і для житла.

Сприятливе середовище, з погляду екології, повинне забезпечуватися достатньою площею, тепловим режимом, гарною якістю повітря, нормальним режимом освітлення (інсоляцією – надходженням у житло природного сонячного світла), загальною екологічною безпекою – відсутністю шкідливих впливів із довкілля (шум, радіація, токсичність), відповідністю житла гігієнічним нормативам.

Від щільності населення в районі і в самому житловому приміщенні залежать багато характеристик умов проживання. Показник щільності підсумовує такі показники, як інсоляція, аерація, епідемічна безпека. У гігієнічному відношенні важливі розміри незабудованих територій, які служать джерелом свіжого повітря, а також забезпечують аерацію (регульований природний повітрообмін у будівлях) та інсоляцію. Якщо в першій половині минулого століття щільність забудови становила не більше ніж 400 осіб на 1 га, то зараз цей показник доведений до 450 осіб. Розроблення генеральних планів забудови селітебної території повинно визначатися з урахуванням тривалості аеродинаміки, інсоляції, а також мікроклімату в житлових приміщеннях. Структура планування повинна сприяти поліпшенню мікроклімату і захисту повітряного басейну. Нормування екологічних чинників, пов'язаних із характеристиками та умовами житлового фонду, здійснюються з урахуванням загально-оздоровчої, психофізіологічної, теплової та бактерицидної дії сонячного світла. Встановлені норми тривалості інсоляції, 2,5–3 години передбачають величину розриву між будівлями приблизно в 1,5 висоти будинку, що затіняє. Санітарними нормами передбачена оптимальна загальна площа житлового приміщення для проживання дорослих членів сім'ї, яка становить 17,5 м<sup>2</sup> за оптимальної висоти приміщення – 3 м. Рекомендована щільність населення в сучасних містах у зоні помірного клімату 500–600 чоловік на 1 га, а в містах суворого клімату – 700-800 на 1 га.

Для життєдіяльності людини важливе значення мають також такі чинники, як температура, освітленість, склад повітря.

Температура належить до числа так званих лімітувальних екологічних чинників. Діапазон коливань температури тіла людини досить вузький, тому зовнішні температури, які людина переносить без адаптації, мають вузькі межі коливань. Діапазон зовнішніх температур, за яких не відбувається істотних змін теплопродукції і температури тіла, називається метаболічно індіферентною зоною. Цей діапазон становить від +17 до +35 °С, однак комфортно європейець відчуває себе за

температури 20–22 °С. За високої температури зовнішнього середовища рефлекторні механізми збільшують тепловіддачу. Якщо спекотна погода стоїть протягом тижня, то загальний об'єм крові збільшується на 20–30 %, що спричиняє збільшення споживання кисню. Якщо порушена терморегуляція, настає тепловий шок, що може призвести до недостатності кровообігу і смерті.

Освітленість і наявність сонячного світла дуже впливають на настрій і працездатність людини. Ультрафіолетові промені мають бактерицидну дію, що сприяє оздоровленню повітря, попереджають розвиток рахіту в дітей і авітамінозу в дорослих. У разі дефіциту сонячного світла порушується зір.

Не менш важливий чинник – склад повітря. Особлива роль в утворенні чистого повітря належить зеленим насадженням. Площа озеленення територій (м<sup>2</sup>/люд):

- у великих містах: на загальноміських територіях – 10, у житлових районах – 6;
- у середніх містах – 7–6;
- у малих – 8–10;
- у сільській місцевості – 12.

За видами насадження поділяються на алеї, парки, сади, бульвари, газони, квітники тощо. У житловій зоні фактична концентрація забруднювальних речовин в атмосферному повітрі не повинна перевищувати нормативного значення: Сфакт. <ГДК.

Комфортність і безпеку житла в гігієнічному відношенні прийнято характеризувати комплексним показником, який визначається поняттям мікроклімату. Оцінювання проводиться за температурою, рухом і відносною вологістю повітря, радіаційним режимом. Метою гігієнічного нормування показників мікроклімату в житлових приміщеннях є встановлення оптимальних і допустимих кількісних параметрів для показників з урахуванням низки чинників: добових і сезонних біоритмів, кліматографічних особливостей, вікових груп населення, рівня енерговитрат, теплозахисних властивостей одягу.

Уявлення про тепловий комфорт і тепловий режим пов'язані з тепловим станом і тепловідчуттям людини.

Екстремальні температури перешкоджають зняттю напруги і втоми. У кімнаті, де людина займається розумовою працею, температура – 20–22 °С, у спальні – 14–18 °С. Діапазон температур як «сприятливих» становить величину порядку 9 °С. Тепловий режим житла залежить від багатьох чинників: від забудови, орієнтації будівлі, ступеня скління, сонцезахисту тощо.

Важливе значення під час нормування екологічного стану житлових приміщень має вологість. Оптимальний показник вологості лежить у діапазоні 30–45 %. За вологості 25 % відчувається сухість, а нижче ніж 20 % збільшується ризик простудних захворювань. У разі підвищення вологості комфортна температура знижується. Інсоляція – природне освітлення. У містах втрати природного сонячного освітлення становлять до 40 %, а в передмісті – 20 %. Розташування вікон на північному боці призводить до втрат ультрафіолетової радіації в 40 разів, ніж на південному. Вплив інсоляції на рівні організму оцінюється за такими показниками: загальна та специфічна захворюваність, здоров'я дітей, опірність організму до інфекцій. Мінімально-допустима тривалість інсоляції 2,5–3 год, за можливості – 4 год, перерва в містах – не більше ніж 1 година. Істотно погіршують світловий режим житла брудні стекла, які затримують до 70 % сонячного світла. Особливе значення у забрудненні приміщення має пил. Виявлено пряму залежність між вмістом пилу в повітрі приміщень і зовнішнім повітрям. Близько третини зважених часток потрапляють у житло з атмосферного повітря. Зміст дрібнодисперсних часток саж, усередині приміщення часто перевищує ГДК в 2–10 разів (ГДК = 0,15 мг/м<sup>3</sup>). Наприклад, у Києві в повітрі квартир міститься приблизно 0,5 мг/м<sup>3</sup> зваженого пилу. Найбільш запилені квартири були на нижніх поверхах, а також квартири, вікна яких виходять на транспортні магістралі. Частинки пилу в приміщеннях утворюють аерозолі, з яких більше ніж 60 % органічного походження. Шкода запиленості в тому, що її частинки поглинають світло, порушуючи режим інсоляції. Очищують повітря від пилу й газів зелені насадження. Так, 1 м<sup>2</sup> листової поверхні в середньому затримує 1,5010 г пилу, на

одиницю маси хвої осідає пилу майже в 1,5 раза більше, ніж на одиницю маси листя.

Основними чинниками, що викликають біологічне забруднення осель, є:

1. Інтродукція людиною живих організмів навмисно або випадково.

2. Антропогенна зміна середовища існування, яке сприяє непомірному розмноженню окремих видів біонт або придбання ними нових властивостей.

3. Утворені відходи виробництва (підприємств біосинтезу, тваринницьких комплексів) та життєдіяльності людини (звалища побутових відходів тощо).

Отже, під час нормування екологічно чистого і комфортного стану житл для людини залежить від багатьох чинників, які необхідно враховувати під час будівництва.

### **Питання для самоперевірки**

1. Поняття у сфері нормування утворення відходів.
2. Державний класифікатор відходів.
3. Нормування екологічних чинників житлових приміщень.



## Основні поняття екологічної токсикології

<b>Адаптація</b>	універсальна реакція взаємодії організму з навколишнім середовищем, процес пристосування організму до умов довкілля, що змінюються
<b>Активний рецептор</b>	структурний компонент біологічної системи, взаємодія якого з токсикантом ініціює токсичний процес
<b>Алергенна дія</b>	здатність речовини змінювати імунологічний статус до сенсibiliзації організму, виникнення алергійних реакцій і захворювань
<b>Антагоністична дія</b>	один токсикант послаблює дію іншого
<b>Біоаккумуляція</b>	збагачення організму хімічними речовинами за допомогою їхнього надходження з довкілля і харчової продукції
<b>Біо-концентрування</b>	збагачення організму хімічними сполуками через прямий спосіб сприйняття з довкілля без врахування забруднення ними продуктів харчування
<b>Біомагніфікація</b>	процес збільшення концентрації токсиканта у тканинах кожного наступного організму як ланки харчового ланцюга
<b>Біопомноження</b>	збагачення організму хімічними сполуками безпосередньо через харчування. У природному водному середовищі цей процес відбувається одночасно з біоконцентруванням
<b>Біо-трансформація</b>	перетворення ксенобіотика на форму, зручну для виведення з організму, і в такий спосіб, скорочення часу її дії
<b>Віддалені ефекти</b>	несприятливі ефекти, що виникають у даної особини або її потомства після припинення дії шкідливої речовини

<b>Гонадотоксична дія</b>	здатність речовини порушувати розвиток і функціональну повноцінність статевих клітин
<b>Границя шкідливої дії</b>	мінімальна доза речовини, за впливу якої в організмі виникають зміни, які виходять за межі фізіологічних і пристосувальних реакцій, або настає скрита (тимчасово компенсована) патологія
<b>Гранична доза</b>	доза, нижче за яку сучасними методами дослідження не виявляється дія хімічної речовини на біологічний об'єкт (організм)
<b>Гранично допустимий рівень чинника (ГДРЧ)</b>	той максимальний рівень дії, котрий за постійної дії протягом усього робочого не викликає біохімічних ефектів, психологічних порушень у людини і її дітей
<b>Гранично допустимі концентрації (ГДК)</b>	нормативи, які встановлюють концентрації шкідливої речовини в одиниці об'єму (повітря, води), маси (харчових продуктів, ґрунту) або поверхні (шкіра працівників), які при впливі за визначений проміжок часу практично не впливають на здоров'я людини і не викликають несприятливих наслідків у її нащадків
<b>Депонування</b>	особливий вид розподілення ксенобіотиків в організмі, що виявляється накопиченням, а потім відносною постійністю їхнього вмісту в певному органі або тканині протягом декількох діб – багатьох років
<b>Детоксикація (інактивація) токсиканта</b>	явище, коли токсичність метаболіта нижча за токсичність початкового агента
<b>Доза</b>	кількість речовини, що діє на біологічний об'єкт
<b>Екополютант</b>	хімічна речовина, що накопичується в навколишньому середовищі в невластивих

	для неї кількостях і яка є причиною зміни природного ксенобіотичного профілю
<b>Екотоксикант</b>	екополютант, що накопичився в середовищі в кількості, достатній для ініціації токсичного процесу в біоценозі (на будь-якому рівні організації живої матерії), може бути позначений
<b>Еко-токсикодинаміка</b>	розділ екотоксикології, що розглядає конкретні механізми розвитку і форми токсичного процесу, викликаного дією екотоксикантів на біоценоз і/або окремі види, його складові
<b>Еко-токсикометрія</b>	розділ екотоксикології, у межах якого розглядаються методичні вживання, що дозволяють оцінити (перспективно або ретроспективно) екотоксичність ксенобіотиків
<b>Екотоксичність</b>	здатність даного ксенобіотичного профілю середовища викликати несприятливі ефекти у відповідному біоценозі
<b>Екскреція</b>	виведення речовини з організму в навколишнє середовище
<b>Елімінація</b>	процес, що призводить до зниження концентрації речовин у крові, органах і тканинах
<b>Ембріотоксини</b>	токсиканти, які характеризуються ембріонотоксичною дією (що сприяє загибелі ембріона)
<b>Ембріотоксична дія</b>	здатність речовини створювати несприятливу дію на ембріогенез, що проявляється загибеллю ембріонів, зниженням їхньої ваги, розміру, функціональними змінами, але без наявності каліцтв

<b>Імуносупресія</b>	пригнічення імунної відповіді організму на антигени
<b>Імуно-токсичність</b>	властивість ксенобіотиків викликати порушення функцій організму, що виявляються неадекватними імунними реакціями
<b>Канцерогени</b>	хімічні речовини, дія яких достовірно збільшує частоту виникнення пухлин або скорочує період їхнього розвитку в людини
<b>Коефіцієнт кумуляції</b>	відношення сумарної дози речовини, що викликає загибель 50 % тварин у разі багаторазового надходження до організму, до дози, що викликає загибель 50 % тварин за одноразового надходження
<b>Комбінована дія</b>	дія декількох речовин у разі їхнього спільному надходженні в організм одним способом
<b>Комплексна дія</b>	дія речовини за одночасного її надходження різними способами (інгаляційним, пероральним, перкутанним)
<b>Ксенобіотик</b>	речовини, які під час надходження до організму тварин і рослин не використовуються як джерела енергії або «пластичний матеріал», але діючи в достатніх дозах і концентраціях, здатні істотно модифікувати перебіг нормальних фізіологічних процесів
<b>Ксенобіотичний профіль біогеоценозу</b>	сукупність чужорідних речовин, які містяться в навколишньому середовищі (воді, ґрунті, повітрі і живих організмах) у формі (агрегатному стані), яка дозволяє їм вступати в хімічні і фізико-хімічні взаємодії з біологічними об'єктами екосистеми

<b>Кумуляція</b>	здатність хімічних речовин накопичуватися в організмі або викликати накопичення патологічних змін
<b>Кумуляція матеріальна</b>	нагромадження речовини в організмі за повторюваної дії
<b>Кумуляція функціональна</b>	нагромадження ефекту за повторюваного впливу речовини
<b>Ліганди селективних рецепторів</b>	речовини, що взаємодіють із селективними рецепторами відповідно до закону мас
<b>Мембрано-токсиканти</b>	речовини, що руйнують, змінюють структуру ліпідів, порушують взаємодію між молекулами ліпідів (гідрофобні зв'язки) та ушкоджують біологічні мембрани
<b>Механізм токсичної дії</b>	взаємодія токсиканта або продуктів його перетворення в організмі із структурними елементами біосистем, яка лежить в основі токсичного процесу
<b>Мішень (дії токсиканта)</b>	структурний компонент біологічної системи, з яким вступає в хімічну взаємодію токсикант
<b>Мутагени</b>	фізичні, хімічні та інші чинники, які збільшують частоту мутацій
<b>Німіий рецептор</b>	структурний компонент біологічної системи, взаємодія якого з речовиною не призводить до формування у відповідь реакції (наприклад, скріплення миш'яку білками, що входять до складу волосся, нігтів)
<b>Нормування дії токсиканта</b>	визначення кількісних показників чинників зовнішнього середовища, що характеризують безпечні рівні їхнього впливу на стан здоров'я та умови життя людей
<b>Персистування</b>	збереження постійності зовнішнього вигляду в процесі еволюції; застосовується

	до форм, перехідних без істотних змін з однієї епохи в іншу
<b>Поріг шкідливої дії</b>	мінімальна концентрація (доза) речовини в об'єкті довкілля, за впливу якої в організмі (за конкретних умов надходження речовини і стандартної статистичної групи тварин) виникають зміни, що виходять за межі фізіологічних реакцій пристосування, або прихована (тимчасово компенсована) патологія
<b>Постійні рецептори</b>	селективні рецептори, будова і властивості яких кодується за допомогою спеціальних генів або постійних генних комплексів
<b>Резорбтивна дія токсиканта</b>	дія речовини, що розвивається, необхідна за його резорбцією
<b>Резорбція</b>	процес проникнення речовини з довкілля або обмеженого об'єму внутрішнього середовища організму в лімфо- і кровоток
<b>Рецептори</b>	ділянки щодо специфічного скріплення на біосубстраті ксенобіотиків (або ендогенних молекул) за умови, що процес скріплення підкоряється закону мас
<b>Селективні рецептори</b>	ділянки біологічних систем, що мають найвищу спорідненість до окремих спеціальних біорегуляторів
<b>Синергічна дія токсикантів</b>	коли один токсикант посилює дію іншого
<b>Стресор</b>	будь-яка дія (будь-то хімічний чинник або енергетичне поле), що викликає зміни в біологічних системах (як позитивні, так і негативні)
<b>Сумація (адитивна дія токсикантів)</b>	дія токсикантів у комбінації сумується
<b>Тератогени</b>	речовини, які мають тератогенну активність

<b>Тератогенна активність</b>	дія хімічної речовини на організм матері, батька або плоду, що супроводжується істотним збільшенням вірогідності появи структурно-функціональних порушень у нащадків
<b>Тіолові отрути</b>	токсиканти, що зв'язуються з SH-групами у структурі білків
<b>Токсикація (активація) токсиканта</b>	якщо токсичність метаболіта вища за токсичність початкового агента
<b>Токсикологія</b>	наука про потенційну небезпеку шкідливої дії речовин (отрут) на живі організми і екосистеми, про механізми дії, діагностику, профілактику й лікування інтоксикацій
<b>Токсикологія екологічна</b>	розділ токсикології, що вивчає дію отрут на об'єкти флори й фауни, на екосистеми, рух шкідливих речовин у біосфері, особливо в харчових ланцюгах
<b>Токсикодинаміка</b>	розділ токсикології, у якому вивчаються механізми надходження до організму та дії токсичних речовин на організм
<b>Токсикокінетика</b>	розділ токсикології, у якому вивчаються закономірності, а також якісні і кількісні характеристики резорбції, розподілення, біотрансформації ксенобіотиків в організмі та їхні елімінації
<b>Токсикометрія</b>	сукупність методів і вживанняв досліджень для кількісного оцінювання токсичності та небезпеки отрут
<b>Токсична дія</b>	загальнотоксична – здатність речовини викликати зміни в низці органів і систем організму, що супроводжуються симптомами інтоксикації
<b>Токсичний ефект</b>	несприятливий ефект, що виникає внаслідок взаємодії організму, шкідливої речовини і умов довкілля

<b>Токсичність</b>	міра несумісності речовини із здоров'ям. Кількісним вираженням токсичності є величина, зворотна кількості речовини, що викликає токсичний ефект за певний проміжок часу дії
<b>Шкідлива речовина</b>	речовина, яка за контакту з організмом людини може викликати захворювання або відхилення в стані здоров'я, що виявляють сучасними методами, як у процесі контакту з речовиною, так і у віддалений термін життя сучасного і наступних поколінь



## **Основні поняття в галузі нормування антропогенного впливу**

**Аерозолі** – дисперсні системи, що складаються з твердих і рідких часток, завислих у газоподібному середовищі.

**Аварійні викиди** – викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря внаслідок промислової чи транспортної аварії, катастрофи, стихійного лиха.

**Гранично допустима концентрація** домішок в атмосферному повітрі (надалі ГДК) – максимальна концентрація домішки в атмосферному повітрі, віднесена до визначеного часу осереднення, яка за періодичного впливу або протягом всього життя людини не чинить на неї негативного впливу, зокрема і в разі віддалених наслідків, і на навколишнє середовище загалом.

**Гранично допустимий викид** (ГДВ) – науково–технічний норматив, який встановлюється за умови, щоб вміст забруднювальних речовин у приземному шарі повітря від джерела або їхньої сукупності не перевищував норматив якості повітря для населення, тваринного і рослинного світу.

**Джерело виділення** забруднювальних речовин – об'єкт, у якому відбувається утворення забруднювальних речовин (технологічна установка, обладнання, апарат та інше).

**Джерело викидів** – об'єкт (підприємство, цех, агрегат, установка, транспортний засіб тощо), з якого надходить в атмосферне повітря забруднювальна речовина або суміш таких речовин.

**Забруднювальні речовини атмосферного повітря** (забруднювальні речовини ЗР) – домішки в атмосферному повітрі, які можуть негативно впливати на здоров'я людей або навколишнє середовище.

**Залпові викиди** – викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря, які кількісно і якісно передбачені технологічними регламентами виробництв.

**Інструментальний метод контролю** – безпосередній метод контролю (інструментальний, інструментально-

лабораторний, індикаторний) викидів із джерел забруднення атмосферного повітря.

**Максимально допустиме навантаження (МДН)** – максимальна інтенсивність впливу сукупності чинників довкілля, що не викликає прямих або непрямих шкідливих впливів на організм людини і його потомство, а також не погіршує санітарні умови її життя.

**Наднормативний викид** – фактична потужність викиду, яка перевищує нормативний викид у г/с.

**Нормативний викид** – потужність викиду забруднювальної речовини в межах гранично допустимої або тимчасово погодженої потужності викиду, встановленої юридично оформленим дозволом на викид на даний період у г/с.

**Нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря** – група нормативів додержання яких запобігає виникненню небезпеки для здоров'я людини та стану навколишнього природного середовища від впливу шкідливих чинників атмосферного повітря.

**Норматив вмісту забруднювальної речовини у відпрацьованих газах і впливу фізичних чинників пересувного джерела** – гранично допустима кількість забруднювальної речовини у відпрацьованих газах пересувного джерела, що відводиться в атмосферне повітря.

**Норматив гранично допустимого викиду забруднювальної речовини стаціонарного джерела** – гранично допустимий викид забруднювальної речовини або суміші цих речовин в атмосферне повітря від стаціонарного джерела викиду;

**Технологічний норматив допустимого викиду забруднювальної речовини** – гранично допустимий викид забруднювальної речовини або суміші цих речовин, який визначається в місці його виходу з устаткування.

**Норматив якості атмосферного повітря** – критерій якості атмосферного повітря, який відображає гранично допустимий максимальний вміст забруднювальних речовин в атмосферному повітрі і за якого відсутній негативний вплив на здоров'я людини та стан навколишнього природного середовища.

**Норматив гранично допустимого впливу фізичних і біологічних чинників стаціонарних джерел** – норматив, який встановлюється для кожного стаціонарного джерела акустичного, електромагнітного, іонізувального та інших фізичних і біологічних чинників на рівні, за якого фізичний і біологічний вплив усіх джерел у цьому районі з урахуванням перспектив його розвитку в період терміну дії встановленого нормативу не призведе до перевищення нормативів екологічної безпеки атмосферного повітря (за найбільш суворим нормативом).

**Потужність викиду** – кількість речовин, що викидається в атмосферне повітря за одиницю часу в г/с.

**Смог фотохімічний** – туман, що утворився внаслідок реакцій між домішками в атмосферному повітрі під впливом сонячної радіації.

**Тимчасово погоджений викид (ТПВ)** – викид забруднювальних речовин в атмосферне повітря, що встановлюється на відповідний термін на рівні викидів аналогічних за потужностями і технологічними процесами підприємствам, які досягли найкращої технології виробництва до досягнення гранично допустимого викиду.

## Список літератури

1. Максименко Н. В. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище : підручник для студентів вищих навчальних закладів / [Н. В. Максименко, О. Г. Владимірова, А. Ю. Шевченко, Е. О. Кочанов]. 3-тє вид., доп. і перероб. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2016. 264 с.

2. Петрук В. Г., Васильківський І. В., Іщенко В. А., Петрук Р. В., Турчик П. М. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Частина 1. Нормування інгредієнтного забруднення. Вінниця : ВНТУ, 2016. 252 с.

3. Хільчевський, В. К. Екологічна стандартизація та запобігання впливу відходів на довкілля [Електронний ресурс] : навч. посіб. К. : Київський ун-т, 2016. 192 с.

4. Снітинський В. В., Хірівський П. Р., Гнатів П. С., Корінець Ю. Я., Панас Н. Є. Екотоксикологія : навчальний посібник / 2-ге вид., доп. і перероб. Херсон : Олді-плюс, 2019. 396 с.

5. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Курсове проектування : навчальний посібник / В. Г. Петрук, І. В. Васильківський, С. М. Кватернюк та ін. Вінниця : ВНТУ, 2014. 112 с.

6. Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А. Екологічна токсикологія та екотоксикологічний контроль : Миколаїв : ЧДУ ім. Петра Могили. Миколаїв, 2015. 240 с.

7. Євтушенко М.Ю., Дудник С.В. Водна токсикологія: підручник. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2018. 606 с.

8. Міронова Н. Г., Білецька Г. А. Екологічна стандартизація і сертифікація : навчальний посібник. Львів : Новий Світ-2000, 2018. 140 с.

9. Хоботова Е.Б., Уханьова М.І., Крайнюков О.М. Основи екологічної токсикології: навчальний посібник. Харків : видавництво ХНАДУ, 2012. 276 с.

10. Закон України Про охорону атмосферного повітря. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2707-12>.

11. Інструкція про зміст та порядок складання звіту проведення інвентаризації викидів забруднювальних речовин на підприємстві. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0061-95>.

12. Інструкція про загальні вимоги до оформлення документів, у яких обґрунтовуються обсяги викидів, для отримання дозволу на викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами для підприємств, установ, організацій та громадян-підприємців. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0341-06>.

13. Водний Кодекс України. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80>

14. Закон України Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2918-14>.

15. Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0056-18#n15>.

16. Порядок визначення розміру плати, що справляється за понаднормативні скиди стічних вод до систем централізованого водовідведення. – URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0057-18#n2>.

Навчальне видання

Аблєєва Ірина Юріївна,  
Дроздова Ольга Сергіївна

# **ОСНОВИ ТОКСИКОЛОГІЇ ТА НОРМУВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ**

Конспект лекцій  
для студентів спеціальностей 101 «Екологія»  
та 183 «Технології захисту довкілля»  
всіх форм навчання

Відповідальний за випуск Л. Д. Пляцук  
Редактор І. О. Кругляк  
Комп'ютерне верстання Є. В. Батальцева

Формат 60x84/16. Ум. друк. арк. 15,11. Обл.-вид. арк. 16,09.

Видавець і виготовлювач  
Сумський державний університет,  
вул. Римського–Корсакова, 2, м. Суми, 40007  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 3062 від 17.12.2007.