

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний
Кафедра екології та охорони довкілля

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА МАГІСТРА

на тему: Методологічні основи оцінки екологічних ризиків в окремих
регіонах України

Виконав студент 2 курсу групи МОС-20 (з/ф)
спеціальності 101–Екологія
Гордієнко Євген Сергійович

Керівник к.геогр.н., доцент
Колісник Алла Вікторівна

Рецензент к.геогр.н., доцент
Боровська Галина Миколаївна

Одеса 2021

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет природоохоронний
Кафедра екології та охорони довкілля
Рівень вищої освіти магістр
Спеціальність 101 – Екологія
Освітньо-професійна програма "Екологія та охорона навколишнього середовища"
(шифр і назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри екології та охорони довкілля
Сафранов Т.А.
«28» жовтня 2021 року

**З А В Д А Н Н Я
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ МАГІСТРА**

Гордієнка Євгена Сергійовича
(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Методологічні основи оцінки екологічних ризиків в окремих регіонах України

керівник роботи Колісник Алла Вікторівна, к.геогр.н., доцент
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від "18" жовтня 2021 року
№ 216 "С" п.п.-09

2. Строк подання студентом роботи в 13 грудня 2021 року

3. Вихідні дані до роботи Інформація про концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі з офіційних джерел – Регіональних доповідей про стан навколишнього природного середовища в 2017 році (Одеська, Миколаївська, Херсонська, Запорізька області).

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити)

- 1) Сутність ризику в управлінні екологічною безпекою
- 2) Управління екологічною безпекою на регіональному рівні
- 3) Методологічні основи оцінки екологічних ризиків

4) Оцінка канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст півдня України

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень)

1) Вихідна інформація для розрахунків канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України (2017 р.) (2 табл. – обов'язкове).

2) Результати розрахунку середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному міст Півдня України в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК) (1 табл. – обов'язкове).

3) Динаміка середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі м. Одеса в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК). (5 рис. – обов'язкове).

4) Результати розрахунку канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря у залежності від часу експозиції для міст Півдня України (2017 р.) (1 табл. – обов'язкове).

5) Зміна канцерогенного ризику хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції для міст Півдня України в 2017 році (5 рис. – обов'язкове).

6) Сумарний канцерогенний ризик хронічної інтоксикації для міст Півдня України в 2017 році (5 рис. – обов'язкове).

7) Безпечний час перебування людини в умовах відкритого повітря за наявного комплексу забруднюючих речовин у ньому, для міст Півдня України в 2017 році (1 рис. – обов'язкове).

8) Порівняння сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції для міст Півдня України (2017 р.) (1 рис. – обов'язкове).

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
	немає		

7. Дата видачі завдання 28 жовтня 2021 року

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи магістра	Термін виконання етапів кваліфікаційної роботи магістра	Оцінка виконання етапу	
			у %	за 4-х бальною шкалою
1	<i>Систематизація інформації з літературних джерел про сутність поняття екологічного ризику та про управління екологічною безпекою на регіональному рівні.</i>	28.10.2021-	82	4 (добре)
		03.11.2021-		
2	<i>Вивчення та встановлення особливостей формування екологічної небезпеки в техногенно навантаженому регіоні.</i>	04.11.2021-	82	4 (добре)
		11.11.2021-		
3	<i>Вивчення та систематизація методичних підходів до оцінки екологічних ризиків.</i>	12.11.2021-	82	4 (добре)
		21.11.2021-		
	Рубіжна атестація	22.11.2021-	82	4 (добре)
		26.11.2021-		
4	<i>Оцінка канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України.</i>	27.11.2021-	82	4 (добре)
		05.12.2021-		
5	<i>Узагальнення отриманих результатів. Складення висновків, переліку посилань, анотацій. Оформлення додатків.</i>	06.12.2021-	82	4 (добре)
		12.12.2021-		
6	<i>Перевірка остаточної електронної версії роботи і передача її на перевірку керівникові. Встановлення ступеня оригінальності, відсутності ознак плагіату та оформлення протоколу. Складення висновку про допуск до захисту.</i>	13.12.2021-		
		18.12.2021-		
7	<i>Роздрукування паперової версії кваліфікаційної роботи магістра, пакету супровідних документів і презентаційного матеріалу до публічного захисту в ЕК та рецензування. Складення авторського договору про дозвіл на розміщення КРМ в репозитарії.</i>	19.12.2021-		
		22.12.2021-		
	Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)		82,0	

(до десятих)

Студент

(підпис)Гордієнко Є.С.
(прізвище та ініціали)

Керівник роботи

(підпис)Колісник А.В.
(прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ

Гордієнко Є.С. Методологічні основи оцінки екологічних ризиків в окремих регіонах України

Для оцінки негативних екологічних впливів найрізноманітніших факторів в останні роки активно розпочали застосовувати підхід, який базується на оцінці ризику несприятливих наслідків. Відомо, що атмосферне повітря є одним з основних життєво важливих елементів навколишнього природного середовища, а забруднене повітря може спричинити виникнення токсичних ефектів для здоров'я людей. Для врахування та аналізу негативного впливу забруднення атмосферного повітря на здоров'я, що може бути реалізовано в хронічних проявах (в тому числі канцерогенних та імунотоксичних) у кваліфікаційній роботі використовуємо лінійно-експоненціальну (безпорогову) модель.

Мета роботи. Систематизація методичних підходів до оцінки екологічних ризиків та оцінка канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України.

Об'єктом дослідження є методичні підходи до оцінки екологічних ризиків, канцерогенний ризик хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря.

Предметом дослідження – вплив забруднювальних речовин атмосферного повітря м. Одеса, м. Ізмаїл, м. Миколаїв, м. Херсон, м. Запоріжжя на безпечність умов перебування на відкритому повітрі.

Вихідними даними для дослідження стала інформація про концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі з офіційних джерел – Регіональних доповідей про стан навколишнього природного середовища в 2017 році (Одеська, Миколаївська, Херсонська, Запорізька області).

За результатами оцінки канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України встановлено, що найвищі значення канцерогенного ризику хронічної інтоксикації відмічаються для м. Одеса, а найнижчі для м. Ізмаїл. Отже, в 2017 р. найбезпечніші умови перебування на відкритому повітрі були характерні для м. Ізмаїлу, а найнебезпечніші – для м. Одеса.

Структура і обсяг роботи. Робота складається зі вступу, 4 основних розділів, висновку, переліку посилань і додатку. Обсяг роботи складає 92 с., в т.ч. 22 рис., 7 табл. і 26 літературних джерел.

Ключові слова: ризик, канцерогенний ризик, ризик хронічної інтоксикації, забруднюючі речовини, забруднення атмосфери.

SUMMARY

Gordienko E. Methodological Bases of Environmental Risk Assessment in Specific Regions of Ukraine

In recent years, an approach based on the assessment of the risk of adverse effects has been actively used to assess the negative environmental impacts of various factors. Atmospheric air is known to be one of the most vital elements of the environment, and polluted air can cause toxic effects on human health. To take into account and analyze the negative impact of air pollution on health, which can be realized in chronic manifestations (including carcinogenic and immunotoxic) in the qualification work we use a linear-exponential (non-threshold) model.

The aim of the work. Systematization of methodological approaches to environmental risk assessment and assessment of carcinogenic risk of chronic intoxication from polluted air in the cities of southern Ukraine.

The object of the study is methodological approaches to environmental risk assessment, carcinogenic risk of chronic intoxication from polluted air.

The subject of the study - the impact of air pollutants in Odessa, Izmail, Mykolaiv, Kherson, Zaporozhye on the safety of outdoor conditions.

The initial data for the study was information on the concentration of pollutants in the air from official sources - Regional Reports on the State of the Environment in 2017 (Odessa, Mykolaiv, Kherson, Zaporizhia regions).

According to the results of the assessment of carcinogenic risk of chronic intoxication from polluted air of the cities of the South of Ukraine it is established that the highest values of carcinogenic risk of chronic intoxication are observed for Odessa, and the lowest for Izmail. Thus, in 2017, the safest conditions in the open air were typical for the city of Izmail, and the most dangerous - for the city of Odessa.

Structure and scope of work. The work consists of an introduction, 4 main sections, a conclusion, a list of references and an appendix. The volume of work is 92 pages, including Fig. 22, Table 7 and 26 literature sources.

Key words: risk, carcinogenic risk, risk of chronic intoxication, pollutants, air pollution.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	9
ВСТУП.....	10
 1. СУТНІСТЬ РИЗИКУ В УПРАВЛІННІ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ.....	 12
1.1 Поняття ризику та його характеристика.....	12
1.2 Екологічний ризик, аналіз та методологія оцінки.....	14
1.3 Управління ризиком.....	24
 2. УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ НА РЕГІОНАЛЬНОМУ РІВНІ.....	 27
2.1 Стратегія та закономірності управління екологічною безпекою.....	27
2.2 Особливості формування екологічної небезпеки в техногенно навантаженому регіоні.....	32
2.3 Оцінка рівня екологічної небезпеки.....	36
 3. МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ.....	 41
3.1 Методика визначення розміру ризику скорочення тривалості життя під впливом забруднювачів атмосферного повітря.....	43
3.2 Методика оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря.....	51
3.3 Оцінка екологічних ризиків при впливі токсикантів на навколишнє середовище.....	57
3.4 Методика оцінювання екологічних ризиків природних екосистем.....	59

3.5 Методика оцінки екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів.....	61
---	----

4. ОЦІНКА КАНЦЕРОГЕННОГО РИЗИКУ ХРОНІЧНОЇ ІНТОКСИКАЦІЇ ВІД ЗАБРУДНЕНОГО АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ МІСТ ПІВДНЯ УКРАЇНИ.....	65
--	-----------

ВИСНОВКИ.....	86
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.....	88
ДОДАТКИ.....	91

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

ЗР – забруднююча речовина

КВП – контрольно вимірювальний пост

ГДК – гранично допустима концентрація

СТЖ – скорочення тривалості життя

ЛК₅₀ – летальна концентрація

ТЗА – таблиця забруднення атмосфери

R_{СТЖ} – ризик скорочення тривалості життя

м³ – метр кубічний

мг/м³ – міліграм на метр кубічний

мг/л – міліграм на літр

мг – міліграм

мг/кг – міліграм на кілограм

% – відсоток

°С – градус Цельсія

ВСТУП

Актуальність роботи. Для оцінки негативних екологічних впливів найрізноманітніших факторів в останні роки активно розпочали застосовувати підхід, який базується на оцінці ризику несприятливих наслідків. Методи оцінки екологічного ризику не можуть охопити все багатоманіття проблем, пов'язаних з оцінкою екологічного ризику і описують тільки найважливіші з них. В продовж тривалого часу оцінка ризику для здоров'я людей, обумовленого забрудненням довкілля, була на відповідальності експертів з токсикології та гігієни. Це було пов'язано з необхідністю врахування великої кількості факторів, які обумовлюють характер впливу шкідливих речовин на організм людини. На зараз розроблені методики, які дозволяють отримати приблизні оцінки ризику на основі деяких узагальнених показників (клас небезпеки, кратність перевищення ГДК і т.д.).

Відомо, що атмосферне повітря є одним з основних життєво важливих елементів навколишнього природного середовища, а забруднене повітря може спричинити виникнення токсичних ефектів для здоров'я людей. Для врахування та аналізу негативного впливу забруднення атмосферного повітря на здоров'я, що може бути реалізовано в хронічних проявах (в тому числі канцерогенних та імунотоксичних) у кваліфікаційній роботі використовуємо лінійно-експоненціальну (безпорогову) модель.

Метою магістерської кваліфікаційної роботи є систематизація методичних підходів до оцінки екологічних ризиків та оцінка канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України.

Вихідними даними для дослідження стала інформація про концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі з офіційних джерел – Регіональних доповідей про стан навколишнього природного середовища в 2017 році (Одеська, Миколаївська, Херсонська, Запорізька області).

При виконанні роботи були поставлені такі **завдання**:

- систематизувати методичні підходи до оцінки екологічних ризиків з метою вибору методу дослідження;
- виконати оцінку канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України.

Об'єктом дослідження є методичні підходи до оцінки екологічних ризиків, канцерогенний ризик хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря.

Предметом дослідження є вплив забруднюючих речовин атмосферного повітря м. Одеса, м. Ізмаїл, м. Миколаїв, м. Херсон, м. Запоріжжя на безпечність умов перебування на відкритому повітрі.

Новизна отриманих результатів полягає в тому, що вперше для м. Одеса, м. Ізмаїл, м. Миколаїв, м. Херсон, м. Запоріжжя виконано оцінку канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря.

Структура і обсяг роботи. Робота складається зі вступу, 4 основних розділів, висновку, переліку посилань і додатку. Обсяг роботи складає 90 с., в т.ч. 23 рис., 7 табл. і 26 літературних джерел.

Апробація. Тематика роботи відповідає основним напрямкам НДР кафедри екології та охорони довкілля. За темою роботи опубліковано 1 тези доповіді на міжнародній конференції та 1 стаття у фаховому виданні.

1. СУТНІСТЬ РИЗИКУ В УПРАВЛІННІ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ

1.1. Поняття ризику та його характеристика

Ризик – поняття, пов'язане з усіма видами діяльності, яку здійснюють як окремі особи, так і організації, незважаючи на їх природу, розмір, час і місце, де здійснюється або планується діяльність. Ризик існує у різних формах і на різних рівнях: від простої домашньої роботи до багатомільярдних проектів. Неврахування ризику може призвести до різних негараздів – від значного дефіциту державного бюджету до провалу технічного проекту, значних матеріальних втрат, забруднення довкілля, травмування і навіть загибелі людей. Сьогодні для вимірювання небезпеки загальноприйнятою є шкала, що базується на вимірюванні ризику від тієї чи іншої діяльності [1].

Небезпека – прогнозована або неконтрольована загроза (природна або техногенна) виникнення небажаних подій у певний момент часу і в межах даної території, здатне нанести збиток здоров'ю людей, матеріальні збитки, руйнувати довкілля [2].

Збиток – фактичні або можливі економічні і соціальні втрати (відхилення здоров'я людини від середньостатистичного значення, тобто його хвороба або навіть смерть; порушення процесу нормальної господарської діяльності; втрата того чи іншого виду власності і т.д.) і/або погіршення природного середовища внаслідок змін в оточуючому людину середовищі, що виникають в результаті якихось подій, явищ, дій [2].

Небезпека визначається якісно. Кількісною характеристикою небезпеки є ризик. Для характеристики небезпеки використовують набір спеціалізованих термінів, з яких два використовуються значно частіше решти - "загроза" (hazard) і "ризик" (risk) [1].

З методологічної точки зору важливим і спільним для всіх цих визначень є уявлення про "загрозу" як об'єктивну реальність, що існує як у відносинах між суспільством і технікою, так і у відносинах з довкіллям –

природним середовищем існування людини. Головною проблемою наукового визначення поняття "ризик" є його комплексний характер, що вимагає залучення широкого кола вчених – представників багатьох дисциплін (табл. 1.1) [1].

Таблиця 1.1 – Визначення терміну "Загроза", що існують в науковій літературі [1].

Термін "Загроза"	Автори
<i>Загроза</i> – це геологічна умова, процес чи потенційно можлива подія, що загрожує здоров'ю, безпеці та добробуту населення чи нормальному функціонуванню економіки й органів управління	Геологічна служба США
<i>Загроза</i> – це подія, ситуація чи процес, які можуть бути природними, викликаними чи змішаними: при їх прогнозуванні, запобіганні та корегуванні мають використовуватися геологічні критерії	Ф. Айала
<i>Загроза</i> – це природне чи техногенне явище, коли можлива поява явищ або процесів, здатних уражати людей, завдавати матеріальних збитків, руйнувати довкілля	В. Маршалл
<i>Загроза</i> – це явище чи ситуація, що може завдати шкоду здоров'ю людини або її безпеці. Небезпеку можна визначати якісно, а ризик – кількісно	Дж. Фіксел
<i>Загроза</i> – це ймовірність виникнення в певний момент часу та в межах даних територій явища, що потенційно здатне уражати людей і завдавати матеріальних збитків	Д. Варнес

Саме тут вимагається застосування методів системного аналізу, врахування всіх факторів, що сприяють виникненню критичних ситуацій, і аналізу всіх наслідків, до яких вони можуть призвести. Визначення терміну «ризик» представлений у таблиці 1.2 [1].

При цьому під терміном "ризик" у його найзагальнішому значенні розуміють два таких кількісних показники, як величину збитку від тих чи інших подій, явищ або дій (наприклад, економічні збитки, кількість захворювань, травм, смертей тощо) та ймовірність виникнення цих подій, явищ або дій [1].

Таблиця 1.2 – Визначення терміну «ризик», що існують в науковій літературі [1].

Термін "Ризик"	Автори
<i>Ризик</i> – це усвідомлена небезпека виникнення в будь-якій системі небажаної події з певними в часі та просторі наслідками	А. Рагозін
<i>Ризик</i> – це частота реалізації "небезпеки"	В. Маршалл
<i>Ризик</i> – це ймовірність несприятливих наслідків (індивідуальний ризик захворіти на рак печінки - це ймовірність того, що він викликатиме страждання протягом життя)	Дж. Фіксел
<i>Ризик</i> – це величина, що визначається як добуток величини події на міру її можливості	Е. Мушик, П. Мюлер
<i>Ризик</i> – ймовірність втрат, що можуть бути встановлені перемноженням ймовірності (частоти) негативної події на величину можливого збитку від неї	У. Роуї

Отже, ризик – це усвідомлена небезпека виникнення подій з визначеними у просторі і часі небажаними наслідками. Ризик – величина кількісна і визначається як добуток імовірності негативної події на величину можливого збитку від неї. Ризик – величина векторна і є кількісною мірою загрози, що включає такі кількісні показники як: величину збитку від небезпечного чинника; імовірність появи (частоту появи) даного небезпечного чинника. Виділяють індивідуальний, соціальний та прийнятний ризик [1].

1.2. Екологічний ризик, аналіз та методологія оцінки

Екологічний ризик – це ймовірність виникнення негативних змін або наслідків цих змін, які виникають в результаті негативної антропогенної дії на навколишнє середовище або природних стихійних лих. Екологічний ризик є різновидом ризику міри екологічної небезпеки безпеки [2].

Екологічний ризик можна розділити на дві складові: ризик для живої природи (біоекологічний), який залежить від стану геосистем і ризик для

людини (антропоекологічний) утворюється людиною і визначається ймовірністю збільшення аварій внаслідок виробничо-господарської діяльності [2].

У термінах теорії ризику прийнято проводити аналіз подій, імовірність яких дорівнює 1 (наприклад, забруднення навколишнього середовища). У такому разі термін "ризик" еквівалентний терміну "збиток", і відповідно величина ризику кількісно дорівнює величині збитку [2].

Наведемо найбільше розповсюджені визначення екологічного ризику. Екологічний ризик це:

1) вірогідність навмисних або випадкових, поступових та катастрофічних антропогенних змін існуючих природних об'єктів, факторів та екологічних ресурсів;

2) ймовірність порушення стійкості системи навколишнього середовища через господарську чи іншу діяльність людини, тобто перевищення еколого-економічного потенціалу;

3) ймовірність збільшення смертності або кількості захворювань людей при підвищенні концентрації певного забруднювача чи суми забруднювачів у навколишньому середовищі або порушенні яких-небудь характеристик цього середовища (наприклад, збільшення дози ультрафіолетового випромінювання);

4) ймовірність небажаних наслідків того чи іншого рішення у глобальній, регіональній або локальній експлуатації природних ресурсів і в процесі використання природних умов, функціонування споруд, технологічних ліній тощо, які споживають ці ресурси в межах і за межами нормативного терміну їх роботи.

Близьке за змістом до наведених вище є стандартизоване визначення екологічного ризику як імовірності настання негативних наслідків від сукупності шкідливих впливів на навколишнє природне середовище, які спричиняють незворотну деградацію екосистеми [1].

У міжнародно-правовому значенні, зокрема відповідно до Директиви Ради Європейського Союзу від 9 грудня 1996 р. № 96/82-ЄС [3] про стримування великих аварій, пов'язаних з небезпечними речовинами, ризик означає імовірність настання певної події за певних обставин та у певний час.

Ризик у природокористуванні – імовірність несприятливих для екологічних ресурсів наслідків будь-яких (навмисних або випадкових, поступових і катастрофічних) антропогенних змін природних об'єктів і факторів [2].

Ризик природних катастроф – імовірність небажаних наслідків будь-яких руйнівних природних і природно-антропогенних явищ у глобальному, регіональному та локальному масштабах [2].

Важливого теоретичного та практичного значення набула проблема ризику для національної безпеки України у зв'язку з важкими наслідками чорнобильської катастрофи та опрацюванням нових підходів при вивченні взаємозв'язку людини з навколишнім природним і соціальним середовищем, а також змінами, які відбуваються нині в здоров'ї людей. Останнім часом проблема ризику вивчається багатьма науковими дисциплінами з точки зору впливу шкідливих факторів [2].

Кількісній оцінці ризику здоров'я населення від хімічних сполук належить головна роль у стратегії захисту людини від негативного впливу [2].

Аналіз ризику в медичних дослідженнях – це комплекс дій для вивчення, аналізу та ідентифікації механізмів виникнення явищ, що мають великий вплив на спосіб життя та стан здоров'я людини, з метою запобігання згаданим явищам або протидії їх виникненню. Результат аналізу ризику - оцінка стану здоров'я частини населення, яка зазнає впливу з боку хімічних сполук і в якій очікується прояв шкідливих для здоров'я ефектів [2].

Не зважаючи на те, що сутність несприятливих ефектів може бути добре вивчена, основною задачею при оцінці ризику є визначення їх ймовірності. Остання визначається двома факторами [2]:

- ймовірність того, що групи людей підпадуть під вплив різних рівнів забруднень;
- ймовірність того, що в даних осіб виникнуть шкідливі ефекти [2].

Ці два фактори відповідають двом основним галузям дослідження аналізу ризику – впливу й ефектам [2].

Як вже зазначалося вище, ризик є ймовірною характеристикою. При аналізі ймовірності виникнення небажаних ефектів внаслідок дії хімічних забруднювачів виникають різні проблеми, пов'язані з їх властивостями: для високостійких сполук, які входять до раціону людини та викликають віддалені ефекти, головне завдання - оцінити ймовірність виникнення небажаних ефектів. А для нестійких речовин найважливіше оцінити ймовірність їх дії [2].

Ризик можна відобразити кількома способами [2]:

- ймовірністю того, що у певної частини населення виникнуть негативні ефекти (наприклад, 5%-й ризик, 20%-й ризик). Такого виду оцінки важко досягти;
- визначенням певної кількості чоловік, у яких можуть виникнути негативні ефекти, при цьому встановлюється певний інтервал похибок для вказаних неточностей (наприклад, 2000 - 50);
- оцінкою без реальної величини достовірності (наприклад, більше 5% будуть мати негативні ефекти). Рівень точності оцінки ризику не може перевищувати точність впливу та дані ефекту, на основі яких розраховується ризик [2].

При медичних дослідженнях використовуються чотири види ризику: відносний, атрибутивний, атрибутивний популяційний і популяційна фракція атрибутивного ризику [2].

Відносний ризик (наприклад, раку легенів у групі, де палять, порівняно з групою, де не палять) розраховується за допомогою відношення I_2/I_1 , де I_2 – це захворюваність раком у групі, де палять, а I_1 – це захворюваність раком у групі, де не палять. Величина відносного ризику дозволяє виміряти патогенну силу умов, з якими асоціюється фактор ризику [2].

Атрибутивний ризик. Він використовується для вимірювання абсолютної величини захворюваності та розраховується як $I_2 - I_1$ на 100 тис. чоловік на рік. На відміну від відносного ризику, атрибутивний вимірює його наслідки [2].

Атрибутивний популяційний ризик. Відносний і атрибутивний ризики дозволяють порівнювати між собою ймовірність захворювання в групах населення з наявністю або відсутністю факторів ризику. Проте вони не дають уявлення про патогенне значення фактору для популяції у цілому. З цією метою використовується даний вид ризику. Він розраховується як добуток $(I_2 - I_1) p$, де $I_2 - I_1$ – атрибутивний ризик, а p – число осіб у популяції з фактором ризику [2].

Популяційна фракція атрибутивного ризику. Для оцінки в популяції долі захворюваності, пов'язаної з фактором ризику захворюваності даною хворобою в цілому, використовується популяційна фракція атрибутивного ризику. Вона розраховується як відношення популяційного атрибутивного ризику до всього числа осіб даної популяції, які захворіли відповідною хворобою за той самий період часу [2].

Методологія ризику. При аналізі ризику негативного впливу навколишнього середовища на здоров'я населення виділяють етапи ідентифікації та кількісного розрахунку ризику [2].

Методологічні основи для ідентифікації факторів ризику негативного впливу навколишнього середовища на здоров'я людини складають [2]:

1. Припущення, що фактор ризику виникає при виявленні однонаправленої кореляції між присутністю (або зростанням) прикмети і присутністю (або зростанням) явища, яке вивчається.

2. Такий зв'язок має бути послідовним у часі. Для його виявлення вимагається проведення перспективних досліджень, і мірою зв'язку є частота виникнення нових випадків захворювань за певний період часу. В одномоментних дослідженнях неможливо довести, що ознака, яка спостерігається, є фактором ризику.

3. Повторюваність виявленого зв'язку в однакових умовах. Неможливість повторення в однотипній ситуації або повторення в різних умовах змушує думати про дію інших закономірностей.

4. Ознака вважається фактором ризику, поки його зв'язок із захворюваністю є самостійним і незалежним. Важливо завжди мати на увазі, що відсутність інформації про існування інших факторів ризику не значить, що їх не існує в дійсності.

5. Наявність такої величини ризику, яка досягає деякого практичного значення порогу відбору. Наприклад, критерієм ознаки як фактору ризику може бути така величина відносного ризику, при якій захворюваність зростає як мінімум у два рази порівняно з контрольною групою.

6. Ознака називається фактором ризику в тих випадках, в яких його зв'язок із захворюванням залишається до кінця не розкритим і оцінюється як ймовірність.

Екологічний аспект ризику. Аналіз ризику, як і в цілому питань взаємодії людини з природою та гарантій безпеки її існування, вимагає детального вивчення стану природного середовища, системного підходу [2].

Головним завданням аналізу ризику стосовно екологічної безпеки є вивчення найрізноманітніших сторін взаємодії різних антропогенних факторів з елементами біосфери та наслідків цього впливу з метою виявлення їх характеристик і кількісної оцінки негативного впливу. Результати аналізу ризику потрібні для оптимізації взаємодії людини з природою [2].

Аналіз ризику як фактору національної безпеки України, зокрема її екологічних систем, потребує аналізу різних видів взаємодії людини з природою [1, 2].

Перший вид – це стихійна антропогенна взаємодія, коли людина в процесі господарської діяльності використовує природне середовище як деякий "амортизатор" між джерелами взаємодії та людиною. Надходження відходів у природне середовище від підприємств є прикладом такої взаємодії [1, 2].

Другий вид – взаємодія з навколишнім середовищем, головним чином з ненавмисним впливом на природу та перетворенням біосфери. Це будівництво міст, обробка сільськогосподарських угідь, видобуток корисних копалин відкритим способом і т. ін. [1, 2].

Третій вид – використання навколишнього середовища шляхом цілеспрямованого широкомасштабного перетворення природи. Це свідомий вплив. Приклади його - будівництво водосховищ, вплив на метеорологічні процеси з метою викликати додаткові опади тощо [1, 2].

У статті співробітників Окріджської національної лабораторії (США) відзначається, що управління навколишнім середовищем, яке ґрунтується на концепції ризику, найбільш оптимальне в тому випадку, коли цей ризик можна кількісно оцінити [1, 2].

Аналіз ризику в екологічній безпеці включає такі етапи [1, 2].:

Перший – це вивчення ефектів впливу різних факторів на навколишнє середовище. Він полягає в аналізі реакцій організмів, популяцій, екологічних систем на численні взаємодії у різних середовищах і наслідків від цієї взаємодії (хвороби, смерть окремих організмів, популяцій, екосистем) [1, 2].

Другий – кількісна оцінка ризику (етап математичного моделювання), яка є ймовірною характеристикою тієї загрози, що виникає для навколишнього середовища при можливих антропогенних забрудненнях. Математичне моделювання екологічних процесів і систем з метою аналізу ризику - це насамперед виявлення потоків сполук - біогеохімічних циклів. Один із найчастіше використовуваних тут класів математичних моделей - лінійні стаціонарні балансові моделі. Використовуючи цей клас моделей, вчені на прикладі деяких пестицидів показали, що обмеження для антропогенних викидів у навколишнє середовище можуть виникнути не в результаті забруднення того геохімічного середовища, в яке вони безпосередньо потрапили, а в результаті вторинного забруднення інших середовищ. Тому такі ефекти слід ґрунтовно вивчати при стратегічному плануванні розвитку нових промислових районів, впровадженні нових технологій і прогнозуванні

глобальних екологічних ефектів від забруднення техногенними сполуками [1, 2].

При оцінці екологічного ризику необхідно мати на увазі, що основою екологічних систем є термодинамічні структури, які можуть утворюватися та зберігатися без порушення другого закону термодинаміки. Структура, функції та еволюція екосистем, що вміщують хімічні сполуки, залежать від обміну речовин та енергії з навколишнім середовищем, а також від зв'язків між процесами, які збільшують або зменшують ентропію всередині даної екосистеми. При незворотних процесах характеристика будь-якої структури залежить від певних умов, а їх розвиток відбувається якісними стрибками (фазовими переходами), які відповідають проходженню певних порогових значень. Зростанню локальної ентропії сприяють і хімічні перетворення речовин, і біологічні процеси (утворення первинної продукції, дихання), причому швидкість процесів є нелінійною функцією [1, 2].

Отже, що для побудови математичних моделей оцінки ризику екологічних систем, які вміщують техногенні сполуки, й аналізу впливу на екосистеми необхідно ввести нелінійність і досліджувати їх на основі 4 базових характеристик: ієрархічність, нелінійність, відкритість, нерівноважність [1, 2].

Третій етап – управління ризиком. На цьому етапі визначаються еколого-економічні позиції допустимих навантажень на область, регіон з урахуванням економічних аспектів, у тому числі співвідношень витрати – вигода. Особливість цього етапу – велика різноманітність управлінських рішень [1, 2].

Оцінка ризику для екологічних систем має ґрунтуватися на об'єктивних оцінках екологічного збитку. Приклади таких оцінок - ймовірність вимирання популяції або зменшення багатства рослинного та тваринного світу [1, 2].

Оцінка ризику – це аналіз причин його виникнення і масштабів прояву в окремих ситуаціях. При цьому виділяють наступні елементи [2].

- оцінка і виявлення потенційної небезпеки;

- кількісна оцінка реакції людей (демографічні показники);
- визначення масштабів впливу чинників екологічного ризику, його частоту тривалість.

В оцінці ризику можна виділити чотири основних напрямки [1, 2].

Перший – *інженерний*. Як правило, цей підхід є розрахунком імовірностей аварій. Основні зусилля спрямовуються на збір статистичних даних про аварії та пов'язані з ними викиди токсичних сполук у навколишнє середовище [1].

Другий – *модельний*. Розробляються математичні моделі процесів, які призводять до небажаних наслідків для людини та навколишнього середовища [1].

Третій – *експертний*. При використанні перших двох підходів для оцінки ризику часто зустрічаються випадки, коли недостатньо статистичних даних або не зовсім зрозумілі деякі принципові залежності. Тоді єдине джерело даних – експерти. Перед ними ставиться завдання ймовірнісної оцінки тих чи інших подій, пов'язаних із аналізом ризику [1].

Четвертий – *соціологічний*. За допомогою цього методу визначають сприйняття населенням і його окремими групами того чи іншого ризику. Широко відомі дослідження, в яких визначалась оцінка ризику для різних видів діяльності, що давалася людьми під час соціологічного опитування. Були виявлені цікаві дані. Наприклад, люди віддають перевагу добровільному ризику (наприклад, альпінізм, куріння) перед примусовим. Охочіше йдуть на ризик, якщо вони можуть на нього впливати [1].

На думку багатьох дослідників, важливу роль у сучасній оцінці індивідуального сприйняття ризику відіграють географічні та соціальні фактори, культурні традиції і психологія конкретних груп населення. Врахування географічного фактору спочатку передбачало реакцію людини на природні небезпеки, стихійні лиха, характерні для даного регіону. Нині рамки таких спостережень розширились і враховують наслідки розвитку техніки та технологій [1].

Дослідження показали, що індивідуальне сприйняття ризику тісно пов'язане із соціальним статусом і культурними традиціями населення. За спостереженнями соціологів, при існуванні загрози люди виробляють для себе певну стратегію поведінки, яка зменшує в них почуття невизначеності та страху. Тому при розбіжності існуючих оцінок ризику його образ навіть при наявності доказів існування з великими труднощами зникає із свідомості людей. Коли у людей ще не склалася думка, спостерігається протилежна ситуація – вони терпляче ставляться до формулювання проблеми. Спостереження показують, що інформація про ризик, подана в різних формах (наприклад, дані про смертність або, навпаки, виживання), здатна змінити індивідуальне сприйняття ризику та поведінку людей [1, 2].

Розглядаючи всі чотири підходи до оцінки ризику, слід зауважити, що вони мають різні галузі застосування та не позбавлені недоліків [1, 2].

Оцінка ризику, тобто прогнозування технологічних і екологічних катастроф у регіонах, - ключова ланка визначення рівня екологічної небезпеки. Попередня робота в цьому напрямку має ряд переваг порівняно з іншими методами управління екологічною безпекою. По-перше, цілком реально отримати кількісну оцінку очікуваного збитку; по-друге, є можливість порівняти та врахувати ризик від усіх можливих факторів, а також дати комплексну оцінку ризику [1, 2].

Таким чином, оцінка ступеня ризику – якісна і кількісна оцінка ризику присутності або використання забруднювачів, яка спрямована на визначення ризику для здоров'я або довкілля [1, 2].

На практиці оцінка екологічного ризику проводиться вченими, які збирають, аналізують і пояснюють відомості про заподіяне забруднення [1].

Схема аналізу ризику включає широкий спектр взаємопов'язаних проблем і різних етапів: ідентифікація факторів ризику, оцінка ризику, управління ризиком [1].

Першим кроком оцінки ризику є виявлення найбільш серйозних джерел небезпеки (факторів ризику) та їхнє ранжування з метою визначення реальної

загрози для людини та навколишнього середовища на основі побудови карт ризику; визначення порогів стійкості технічних і екологічних систем; використання імітаційного моделювання. Тут велику роль відіграють наукові дослідження. Саме представники фундаментальної науки звернули увагу широкої громадськості на такі глобальні екологічні проблеми, як можливість зміни клімату й озонового прошарку, значні генетичні наслідки антропогенного впливу на природу та людину [1].

Для ідентифікації небезпеки важливі прийоми апробації, відбору, моделювання поведінки різних хімічних сполук у середовищі, моніторингу та діагностики. При цьому першим постає питання – що являє собою ця небезпека, а при розрахунку ризику – яка її величина. Як правило, при характеристиці причин техногенних або екологічних катастроф виділяють фактори технічного, технологічного й організаційного характеру. Особлива увага приділяється людському фактору. Однак проблему ідентифікації факторів ризику слід розробити глибше. Причини катастроф варто шукати не тільки на мікро-, а й на макрорівні, аналізуючи весь комплекс протиріч, які виникають у народному господарстві та пов'язані з глибокою кризою в економіці, що супроводжується кризою практично в усіх сферах життя суспільства - екологічній, політичній, соціальній і духовній [1].

1.3. Управління ризиком

Управління ризиком – розробка та обґрунтування оптимальних програм діяльності спрямованих на ефективну реалізацію рішень в області забезпечення безпеки. Головний елемент такої діяльності – процес оптимального розподілу обмежених ресурсів для зниження різних видів ризику з метою досягнення такого рівня безпеки населення і навколишнього середовища, який тільки можна досягти з точки зору економічних і соціальних факторів [1].

Стратегія управління ризиком може ґрунтуватися на виборі рівня ризику в межах від мінімального (який вважається досить малим) до максимально допустимого. Так, у Нідерландах при плануванні промислової діяльності, разом із географічними, економічними та політичними картами, використовуються й карти ризику для території країни. Щоб побудувати промислове підприємство та ввести його в експлуатацію, конструкторам необхідно кількісно визначити рівень ризику від його експлуатації і обґрунтувати його прийнятність. При ліцензуванні нового підприємства додатково вимагається карта ризику району, де розташовується це підприємство. На цій карті мають бути показані замкнуті ізолінії ризику, кожна з яких відповідає числовим значенням ймовірності смерті індивідуума протягом року: 10^{-5} , 10^{-6} , 10^{-7} . Таким чином, мінімізується збиток і досягається компроміс між необхідністю витрат на підвищення екологічної безпеки й очікуваною вигодою [1].

Виходячи з концепції ризику можна запропонувати декілька стратегій управління екологічною безпекою [1]:

- запобігання причинам виникнення катастроф аж до відмови від продукції небезпечних виробництв, закриття аварійних об'єктів і т. ін.;
- запобігання виникненню надзвичайних ситуацій у випадку, коли неможливо відвернути причини катастроф (будівництво захисних споруд, дамб, створення підземної інфраструктури, завчасна евакуація населення тощо);
- пом'якшення наслідків катастроф, впровадження стабілізаційних і компенсаційних заходів.

Найбільш прийнятним, з точки зору головної мети управління безпекою навколишнього середовища, є мінімізація ризику, тобто реалізація першої та другої стратегій. Однак на практиці це не завжди можливо. Найбільш ймовірним є поєднання всіх трьох видів стратегій [1].

В основі стратегії управління екологічною безпекою має бути концепція ненульового ризику. Вона визнає факт недосяжності абсолютної безпеки.

Існуюча донедавна концепція нульового ризику завдала значного збитку народному господарству, здоров'ю людей, навколишньому середовищу України. Чорнобильська аварія довела помилковість даної концепції. Досвід управління надзвичайною ситуацією під час землетрусу 1989 р. у Каліфорнії показав, що врахування величини ризику при організації попереджувальних заходів дозволяє уникнути багатьох трагічних наслідків [1].

Концепція ненульового ризику вимагає не тільки вивчення факторів і джерел підвищеного ризику, а й передбачення ходу подій, оцінки наслідків природних і технологічних катастроф. Знаючи ймовірність таких катастроф і очікувану величину втрат, можна уникнути в ряді випадків тяжких катастроф, знаходячи альтернативні рішення, послабити їх силу, передбачити ефективні компенсаційні механізми. Розробка нормативних актів - законів, постанов, інструкцій сприяє реалізації намічених заходів щодо екологічної безпеки та є необхідним правовим елементом управління, який сприяє зниженню ризику [1].

Загальні принципи стратегії управління екологічною безпекою з позицій мінімізації ризику полягають у наступному [1]:

- 1) недопущення ускладнення екологічної ситуації на основі реалізації системи контролю за техногенною діяльністю (видача дозволів і ліцензій, екологічний аудит проблемних підприємств і т.і.);
- 2) виявлення передкризових станів технологічних об'єктів, розробка заходів з попередження аварій та катастроф;
- 3) розробка і реалізація короткострокової та довгострокової програми зниження екологічної небезпеки до прийнятних рівнів [1].

2. УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ НА РЕГІОНАЛЬНОМУ РІВНІ

2.1. Стратегія та закономірності управління екологічною безпекою в тому числі техногенною складовою екологічної безпеки

Відповідно до законів кібернетики складність системи, яка управляє значною сукупністю структурних елементів (часто вони істотно відрізняються один від іншого за різними ознаками), зростає експоненційно зі збільшенням кількості параметрів, що підлягають управлінню. Саме такою є система управління екологічною безпекою. У реальних ситуаціях виникають нові види небезпек, що призводить до зміни структури системи. Тому управління вимагає постійного ускладнення власних функцій [1].

Забезпечення екологічної безпеки (у тому числі й техногенної її складової) є досить складною задачею, рішення якої залежить від характеру взаємодії економічних, екологічних, соціальних і інших чинників. Сучасне суспільство для підвищення рівня добробуту населення змушене постійно вдосконалювати технології господарської діяльності і нарощувати обсяги матеріального виробництва, що, безсумнівно, призводить до зростання техногенного впливу на природну підсистему системи «природа-економіка-людина». Особливої уваги вимагають техногенно навантажені регіони, які характеризуються значною концентрацією небезпек різного генезису. В окремих випадках реалізація управління екологічної безпеки може призвести до обмеження господарської діяльності, але це є виправданим з погляду екологічних пріоритетів [1].

Основне положення стратегії управління визначається ієрархічною структурою екологічної безпеки і динамічним взаємозв'язком та взаємозалежністю безпеки і безпеки. Воно формулюється в такий спосіб: ефективне управління може здійснюватися на основі застосування закономірностей формування безпеки і через підсистеми, які визначаються

її структурною складовою. При цьому переважна увага акцентується на техніко-технологічних аспектах управління, що в остаточному підсумку передбачає розробку і реалізацію практичних заходів і технічних рішень, спрямованих на попередження потенційного і зниження реального техногенного впливу на людину і навколишнє середовище [1].

Загальні принципи стратегії управління екологічною безпекою [1]:
- недопущення ускладнення екологічних ситуацій на основі реалізації системи контролю за техногенною діяльністю; - виявлення передкризових станів технологічних об'єктів, розробка заходів щодо попередження аварій і катастроф; - розробка і реалізація коротко- і довгострокової програми зниження екологічної небезпеки до прийнятних рівнів.

Процес формування екологічної небезпеки найчастіше носить спонтанний, хаотичний характер. Потенціал небезпеки (як у якісному відношенні – виникнення нових видів небезпеки, так і в кількісному вираженні – зростання ступеня небезпеки) неухильно підвищується. Це часто не викликає стурбованості суспільства через скритність і невідчутність потенційної небезпеки. Процес у таких умовах некерований. Стурбованість з'являється тоді, коли небезпека виявляється. Тому існуюча система державного управління екологічною безпекою, в основному, орієнтована на зниження інтенсивності проявів небезпеки. Прикладом цього служать постійно розроблювальні заходи на різних рівнях (територіально-адміністративному, відомчому і т.і.) по зниженню надходження забруднювачів (як речовинних, так і енергетичних) у компоненти навколишнього середовища. Істотне значення в плані управління екологічною безпекою має попередження проявів небезпеки. Це здійснюється на підставі відомих (що вже відбулися) катастрофічних явищ [1].

Ступінь гостроти екологічних ситуацій визначає застосування «жорсткого» і «м'якого» режимів управління [1].

«М'який» режим спрямований на досягнення монотонного (поступового) зниження ступеня небезпеки і виходить з уявлень про високу

передбачуваність процесів її формування і проявів, ефективності авторегуляційних механізмів, застосування нежорстких стимулюючих і обмежуючих впливів. Він характерний для станів небезпеки, обумовлених відносно низькими значеннями екологічного ризику. Прикладом може слугувати поетапне зниження рівня забруднення атмосферного повітря на території конкретного регіону шляхом застосування маловідходних технологій господарської діяльності, впровадження ефективних систем очищення й уловлення шкідливих речовин. Оптимізація стану екологічної безпеки здійснюється циклічно (поетапно) за наступною схемою: моніторинг стану небезпеки → встановлення закономірностей її формування → розробка системи управління. Реалізація управлінських рішень на першому етапі призведе до зниження стану небезпеки, що визначає вихідні умови для другого етапу. Функціонування зазначеної схеми на кожному наступному етапі поступово зменшує загальний ступінь небезпеки [1].

«Жорсткий» режим управління полягає в реалізації на короткому інтервалі часу управлінських рішень з ліквідації джерела небезпеки чи істотного обмеження інтенсивності його дії. Цей режим ґрунтується на знаннях про події, що відбулися раніше, здатних призвести до катастрофічних ситуацій. Він здійснюється при високому ступені екологічного ризику, що характеризується як значними значеннями імовірності прояву небезпеки, так і істотними потенційними наслідками її прояву [1].

У регіонах з високою концентрацією промислових об'єктів (техногенно навантажених регіонах) переважаючою серед типів і класів небезпеки є техногенна небезпека. Це визначає специфіку управління безпекою [1].

В основі процесу управління регіональною техногенною безпекою лежать наведені вище закономірності. З огляду на обмеженість матеріальних і технічних ресурсів для реалізації управління в конкретних ситуаціях, першорядно повинні здійснюватися технічні рішення і практичні заходи щодо ослаблення впливу пріоритетних (домінуючих) видів і підвидів небезпеки, характерних для регіону. При цьому необхідним є врахування інших

складових екологічної небезпеки (а саме, природних і природно-антропогенних її типів), присутність яких у ряді випадків підсилює гостроту техногенної небезпеки і сприяє її просторовому і часовому поширенню [1].

Сформована в країні система адміністративно-територіального (як загального, так і екологічного) управління в принципі може забезпечити досягнення прийнятних станів безпеки при науково обґрунтованій її організації, вдосконаленні механізмів, деталізації функцій. Виключення складають, зокрема, регіони, які включають ділянки територій різних адміністративно-територіальних одиниць, що відрізняються ступенем небезпеки. У таких регіонах необхідний інший підхід, який полягає в створенні регіональних (як додаток до існуючих адміністративно-територіальних) підрозділів, функції яких полягають у [1]: - організації регіонального моніторингу станів небезпеки; - розробці загальної системи управління безпеки в такому регіоні, елементи якої направляються для реалізації в територіально-адміністративні органи управління; - забезпеченні контролю виконання управлінських рішень у регіоні.

Управління техногенною безпекою повинне враховувати профілізацію, масштаби і специфіку регіону і здійснюватися через підсистеми, які визначаються характерними видами і підвидами небезпеки. Істотну роль при встановленні і контролі рівня екологічної безпеки відіграє апаратне забезпечення цього процесу. У першу чергу, це дуже важливо для контролю змісту шкідливих речовин у компонентах природної підсистеми. Особливої уваги вимагає аналіз стану атмосферного повітря, оскільки в атмосфері, на відміну від водяного середовища і ґрунту, не представляється можливим здійснити обмеження просторового поширення забруднювачів [1].

Слід зазначити, що зовнішні стосовно певного регіону впливи можуть призвести до формування додаткової екологічної небезпеки. Її рівень у деяких випадках може бути досить високим у порівнянні з тим, що формується джерелами, розташованими в самому регіоні. Вище наведена схема управління екобезпекою може тільки призвести до деякого зменшення

загального рівня екологічної небезпеки окремого підвиду за рахунок зниження інтенсивності дії джерел небезпеки регіону. У цих випадках необхідний надрегіональний підхід до управління екологічною безпекою [1].

Управління екологічною безпекою може здійснюватися з допомогою екологічних, правових та інших важелів. Важливе значення мають техніко-технологічні аспекти управління екологічною безпекою в індустріально навантаженому регіоні, який характеризується наявністю широкого спектру видів і підвидів антропогенного типу екологічної небезпеки і, у першу чергу, його техногенного класу [1].

Як основну характеристику екологічної небезпеки необхідно розглядати її рівень, який визначається інтенсивністю можливих проявів небезпеки, що негативно впливають на людину і навколишнє середовище (як природну, так і техногенну складові). Функція щільності розподілу проявів регіональної екологічної небезпеки f_n залежно від її рівня R на підставі ймовірнісної моделі Гаусса може бути представлена у вигляді [1]:

$$F_n(R) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-(R-\alpha)^2 / (2\sigma^2)}, \quad (2.1)$$

де α і σ – параметри, що визначаються загальним станом екологічної небезпеки в конкретному регіоні.

Виділено наступні діапазони небезпеки (рис. 2.1): *зневажливої* ($R < R_1$), *незначної* ($R_1 \div R_2$), *прийнятної* ($R_2 \div R_3$), *неприйнятної* ($R_3 \div R_4$), *катастрофічної* ($R > R_4$).

Значення граничних рівнів (R_2 , R_3 , R_4) діапазонів небезпеки для практичних цілей можуть бути встановлені на підставі існуючої нормативної бази. Наприклад, для виду техногенної небезпеки, сформованої хімічними чинниками, можуть бути застосовані гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднювачів, їх частки і кратність перевищення: R_2 відповідає 0,05 ГДК (межа зони забруднення при гігієнічному нормуванні); R_3 – ГДК; R_4 – $k \cdot \text{ГДК}$,

де k – коефіцієнт, який залежить від типу забруднювача і специфіки його дії (токсичності) [1].

Слід зазначити, що для окремих регіонів, які характеризуються високим рівнем природної і природно-антропогенної небезпеки, значення R_1 може перевищувати не тільки R_2 і R_3 , але й в окремих випадках і R_4 [1].

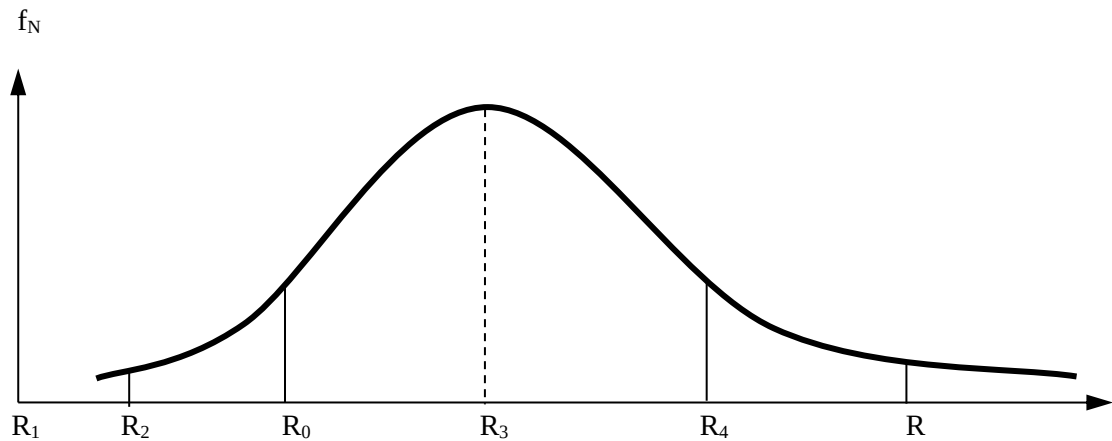


Рис. 2.1 – Щільність розподілу проявів регіональної екологічної небезпеки f_N у залежності від рівня небезпеки R (R_1 – природний фон; R_2 , R_3 , R_4 – відповідно нижні граничні рівні прийнятної, неприйнятної, катастрофічної небезпеки; R_0 – середній для регіону рівень небезпеки (математичне очікування) [1].

Основну увагу належить акцентувати на діапазоні неприйнятної небезпеки, оскільки вона характеризується значно більшою кількістю випадків проявів небезпеки в порівнянні з діапазоном катастрофічної небезпеки (див. рис. 2.1). Крім того, катастрофічним ситуаціям у науковій літературі приділена значна увага. Функціонує також спеціалізований орган державного управління – Міністерство з надзвичайних ситуацій [1].

2.2 Особливості формування екологічної небезпеки в техногенно навантаженому регіоні

Регіональна техногенна небезпека створюється сукупністю її локальних джерел – техногенних об'єктів (підприємства, споруд і т.і.), що формують

просторові зони неприйнятної небезпеки. Для вирішення задач управління безпекою доцільно аналізувати шкідливий вплив, в основному, за межами такого об'єкту в зонах неприйнятності небезпеки, а також враховувати стан небезпеки на території самого об'єкту, що схематично показано на рис. 2.2. [1].



Рис. 2.2 – Диференціація шкідливого впливу локального об'єкту формування техногенної небезпеки на елементи соціально-економічної і природної підсистеми регіону [1].

З позицій антропоцентричного підходу має сенс враховувати сезонну (протягом року) диференціацію техногенної небезпеки. Мотивація цього полягає в тому, що в організмі людини двічі на рік (навесні і восени) відбувається перебудова енергетичних процесів і пристосування до літніх і зимових режимів функціонування. Це здійснюється на рівнях від клітинного до організменного і популяційно-видового. У таких ситуаціях стан «енергетичних станцій» клітин (мітохондрій) нестійкий, внаслідок чого організм людини слабшає і стає більш чутливим до дії біологічних, фізичних і хімічних чинників. При цьому загострюються хронічні захворювання, що

підтверджується медичною статистикою. Тому, при аналізі станів техногенної небезпеки в різні періоди року необхідно ввести поправочні сезонні коефіцієнти. В даний час це досить складно здійснити через відсутність результатів конкретних медичних і гігієнічних досліджень [1].

Основний вплив на процес формування техногенної небезпеки здійснюють чинники, що присутні в самому регіоні. При розгляді техногенної безпеки регіонального рівня зовнішні відносно регіону чинники враховуються у фонових значеннях параметрів, що визначають техногенну небезпеку (фонові концентрації, рівні впливу і т.і.) [1].

Чинники техногенного походження можуть як змінювати стан навколишнього середовища (грунту, водяного і повітряного середовищ) і опосередковано впливати на людину, так і безпосередньо впливати на неї (наприклад, неякісні продукти споживання, вироблені на об'єктах регіону). Накопичення негативних наслідків у суб'єкта під дією проявів техногенної небезпеки формується в різних умовах протягом визначеного часового інтервалу, наприклад, люди, що поміняли місце проживання. Їх стан визначається техногенними навантаженнями як на колишньому, так і на нинішньому місцях проживання. Рівні цих навантажень можуть істотно відрізнятися. Неврахування цього факту може призвести до неточностей і некоректних висновків у відносно впливу техногенної небезпеки на здоров'я населення [1].

Модель формування техногенної небезпеки представлено на рис. 2.3 [1]. Базисною стадією формування небезпеки є трансформація речовини й енергії в різних технологічних процесах господарської діяльності. При цьому практично завжди неминуче утворення відходів, під якими в широкому сенсі ми розуміємо побічні продукти і види енергії, що виникають крім цільового продукту. Первинні стадії формування техногенної небезпеки піддані впливу соціогенних чинників, що сприяють як підвищенню, так і зниженню надходження забруднювачів у навколишнє середовище [1].

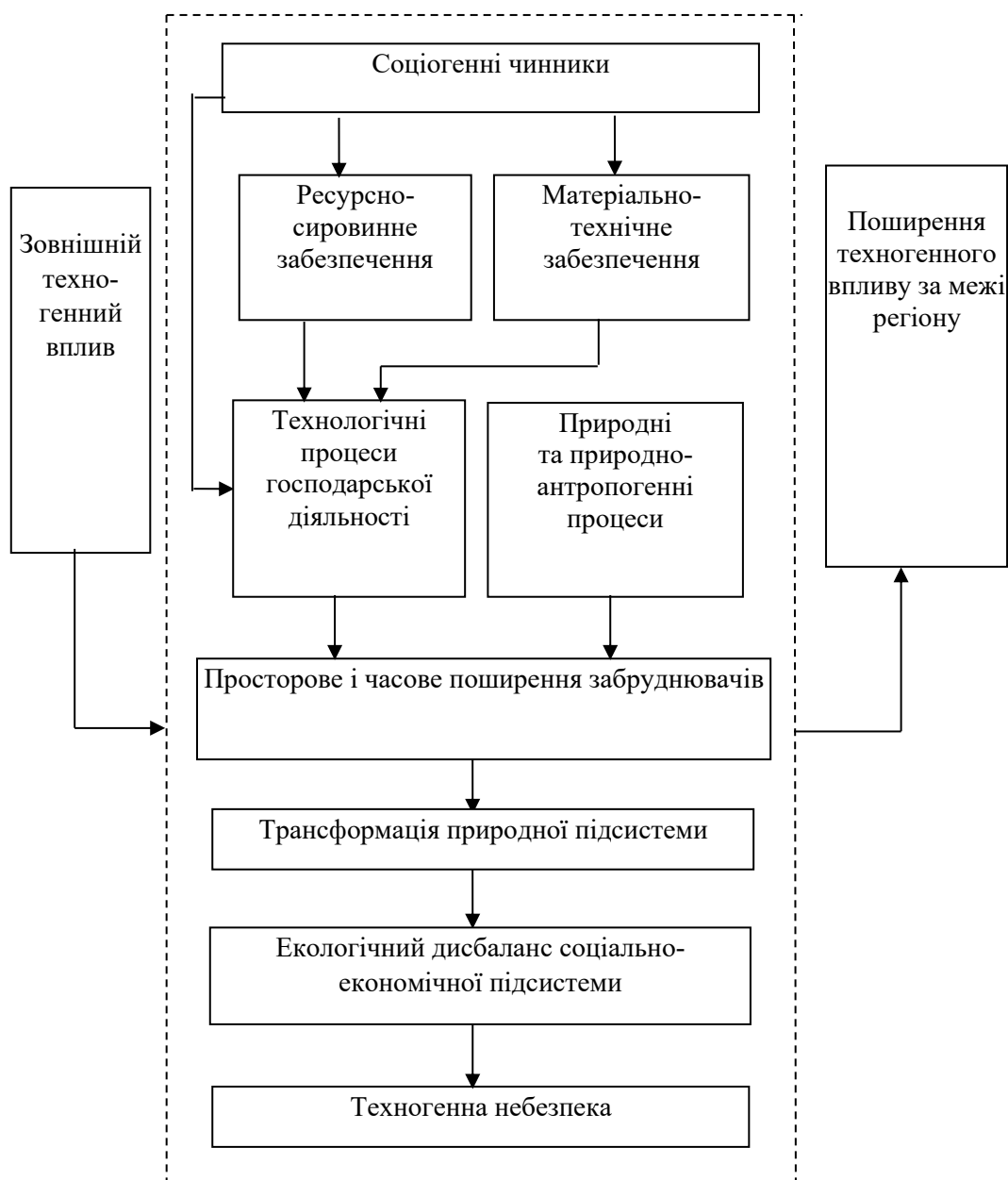


Рис. 2.3 – Формування техногенної небезпеки в регіоні [1].

Техногенні джерела ініціюють збудження в навколишньому середовищі, які під дією природних і природно-антропогенних чинників поширюються в ньому і змінюють його стан, що призводить до екологічного дисбалансу соціально-економічної підсистеми, і в підсумку формується техногенна небезпека. Техногенна небезпека може поширюватися за межі досліджуваного регіону. Цей факт необхідно враховувати при аналізі її станів у суміжних регіонах [1].

2.3 Оцінка рівня екологічної небезпеки

Оцінка рівня екологічної небезпеки здійснюється з метою [1]:

- управління (перетворення станів об'єкта в необхідному напрямку);
- прогнозу ситуацій;
- розвитку загальнонаукових уявлень;
- визначення придатності територіальних утворень для проживання людей і існування визначених видів живих організмів, здійснення того чи іншого виду господарської діяльності.

При оцінці рівня небезпеки варто враховувати наступні особливості [1]:

- динамізм оцінки – важливо знати не тільки ситуацію в даний момент часу, але й тенденції її зміни, тобто попередню і прогнозовану ситуацію;
- процеси і явища, що визначають техногенну небезпеку, можуть бути постійними в часі, періодичними, епізодичними, разовими;
- відповідна реакція системи не є дзеркальним відображенням впливу, оскільки система має властивості пружності, інерційності, що виявляються в часовій затримці реакції на вплив;
- часто має місце накладення дії різних чинників;
- прояв небезпеки може бути наслідком процесів, що відбулись раніше.

Як характеристики, що визначають кожен вид техногенної небезпеки, застосовуються ті показники стану навколишнього природного середовища, які піддаються зміні внаслідок техногенного впливу. До них належать концентрації шкідливих речовин, рівні фізичних і біологічних впливів, показники трансформації ландшафтів. Останні показники можуть бути використані для аналізу ступеня забезпеченості досліджуваного регіону територіями, де зберігається в малозміненому вигляді середовища мешкання характерних для нього видів флори і фауни. В техногенно навантажених регіонах такими територіями можна вважати об'єкти природно-заповідного фонду (ПЗФ) [1].

Для визначення ступеня антропогенного перетворення природного середовища доцільно ввести поняття фонових стану. Це такий стан природного середовища конкретної території, який мав місце при відсутності техногенного впливу на неї (при умовно знятих техногенних навантаженнях). Установлюється воно за результатами спостережень в об'єктах ПЗФ, розташованих на розглянутих територіях. Необхідно відзначити, що такий спосіб не завжди дає бажаний результат, тому що в об'єктах ПЗФ може відбуватися забруднення природного середовища внаслідок міграції забруднювачів із сусідніх промислових зон. У таких випадках фоновий стан установлюється ретроспективно (за документальними даними, науковими публікаціями і т.і.), розрахунковим шляхом [1].

Деякі вчені (у т.ч. гігієністи) вважають, що вміст шкідливих речовин при концентрації нижче ГДК відповідає нормі, тобто нешкідливий. Ми дотримуємось іншої думки: необхідно проводити оцінку небезпеки будь-яких концентрацій чи рівнів впливу на людину і навколишнє середовище [1].

Для оцінки станів техногенної небезпеки різних видів (види чинників її формування) застосовуються безрозмірні нормовані величини A_{ij} :

$$A_{ij} = \frac{a_{ij}}{a_{0ij}} \quad , \quad (2.1)$$

де a_{ij} – фактичне значення i -ої характеристики, що визначає j -тий вид чинників;

a_{0ij} – гранично допустиме значення цієї характеристики (відповідає верхній межі діапазону прийнятності небезпеки) [1].

Під a_{ij} розуміють концентрації забруднювачів у компонентах біосфери, рівні різних видів впливів, показники трансформації ландшафтів. Вираз (2.1) для конкретних видів чинників, що визначають види техногенної небезпеки, має наступний вигляд [1]:

$$\begin{aligned}
 \text{Хімічні (j=1)} \quad A_{\epsilon 1} &= \frac{C_{\epsilon}}{ГДК_{\epsilon}}; \\
 \text{Фізичні (j=2)} \quad A_{\kappa 2} &= \frac{Y_{\kappa}}{ГДР_{\kappa}} \\
 \text{Біологічні (j=3)} \quad A_{\ell 3} &= \frac{K_{\ell}}{ПДВ_{\ell}}; \\
 \text{Трансформації ландшафтів (j=4)} \quad A_{p4} &= \frac{S_p}{S_{op}},
 \end{aligned}
 \tag{2.2}$$

де C_{ϵ} і $ГДК_{\epsilon}$ – реальна і гранично допустима концентрація ϵ -го забруднюючої речовини в компонентах навколишнього середовища, відповідно;

Y_{κ} і $ГДР_{\kappa}$ – фактичний і гранично допустимий рівень κ -го виду шкідливих фізичних впливів, відповідно.

K_{ℓ} і $ПДВ_{\ell}$ – реальний і граничний вміст ℓ -го біологічного забруднювача в навколишньому середовищі;

S_p і S_{op} – фактична і необхідна (установлена) площа в досліджуваному регіоні для p -го чинника трансформації ландшафтів.

Для будь-якого чинника хімічних, фізичних і біологічних видів прийнятні стани техногенної безпеки системи (визначеної території) будуть реалізовані при

$$A_{ij} \leq 1 \tag{2.3}$$

Знак рівності у виразі (2.3) визначає межу прийнятного стану за визначеним чинником. Чим сильніша нерівність, тим вище рівень техногенної безпеки даного виду [1].

Стосовно виду техногенної небезпеки, пов'язаної з трансформацією ландшафтів, застосування критерію прийнятності безпеки (формула 2.3) ускладнюється через відсутність у даний час значень S_{op} (формула 2.2) [1].

Найбільш істотні зміни природних ландшафтів мають місце на промислових територіях. Останні найбільшою мірою втрачають здатність до саморегулювання і вимагають значних енергетичних витрат для виконання своїх функцій. Селітебна міська забудова меншою мірою відхиляється від природних ландшафтів, оскільки в її межах знаходяться зелені насадження і спостерігаються менші рівні забруднення [1].

Природні (заповідні території) і квазіприродні (сади, парки, сквери і т.п.) ландшафти повинні займати не менше 60 % територій техногенно навантажених регіонів [1].

У практичному плані важливим аспектом зменшення рівня екологічної небезпеки є озеленення територій, особливо в місцях розташування великих техногенних об'єктів, оскільки наявність зелених насаджень сприяє поглинанню певних забруднювачів атмосферного повітря, зниженню ступеня несприятливої позиційності джерел небезпеки відносно селітебних зон, а також надходженню кисню в результаті процесів фотосинтезу [1].

Як уже відзначалося, одночасна дія чинників, що формують екологічну небезпеку, не рідко призводить до її посилення. Так, на внутрішньовидовому рівні (вид техногенної небезпеки, пов'язаний з дією хімічних чинників) часто виникає ситуація, коли сумарний ступінь забруднення атмосферного повітря в присутності декількох визначених забруднюючих речовин (що входять у групу суматій речовин з односпрямованою шкідливою дією) може перевищувати допустимі норми навіть у тих випадках, коли за кожним інгредієнтів буде дотримуватися нормативний вміст у повітрі. Наведемо приклад міжвидового посилення рівня техногенної небезпеки. Спільна дія шуму, вібрації і шкідливих речовин, що виділяються при роботі двигуна автотранспортного засобу, вимагає зниження значень ГДК хімічних забруднювачів у 2,5-3 рази. Отже, виконання нерівності в (2.3) не є обов'язковою умовою досягнення прийнятного рівня безпеки при одночасній дії ряду чинників. Тому необхідний комплексний підхід, що дозволяє з урахуванням викладених обставин встановити сумарний рівень техногенної

небезпеки реальної системи. Складною проблемою, що виникає при цьому, є інтеграція часткових оцінок для одержання узагальнених показників. Одним з розповсюджених методів інтеграції є додавання балів. Однак при цьому не завжди враховуються коефіцієнти приведення різних видів і підвидів небезпеки [1].

Використовуються також якісні способи оцінки. Застосовують відношення суми визначених параметрів (виду використання територій, типу технології виробництва, щільності населення) до параметра, що характеризує стійкість ландшафту. При інтеграції параметричних показників, що мають різні розмірності, досить широко використовують принцип, заснований на нормуванні цих показників з наступним додаванням отриманих величин і введенням відповідних поправочних коефіцієнтів [1].

3 МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ

В цьому розділі розглядаються методи оцінки екологічного ризику. Систематизовані у логічному порядку методики не можуть охопити все багатоманіття проблем, пов'язаних з оцінкою екологічного ризику і описують тільки найважливіші з них.

Для оцінки негативних екологічних впливів найрізноманітніших факторів (аварійні ситуації, забруднення хімічними речовинами і радіонуклідами, нераціональна господарська діяльність, природні катастрофи і т.д.) в останні роки активно розпочали застосовувати підхід, який базується на оцінці ризику несприятливих наслідків [4].

Специфікою екологічного ризику є, як правило, нерівномірний його розподіл по території, яка піддалась впливу небезпечного фактору. Розподіл ризику залежить від розподілу несприятливого фактору (концентрації токсиканта, інтенсивності радіоактивного випромінювання, шуму та ін.), які можуть бути статистичними або змінними. Так, забруднення ґрунту будь якого регіону шкідливими речовинами може бути стабільним в часі і не залежати від щоденно змінних погодних умов. Разом з тим забруднення приземного шару атмосфери промисловими викидами може сильно змінюватися в часі залежно від напрямку і швидкості вітру та інших метеорологічних параметрів. В цьому випадку слід врахувати дві крайні ситуації: короткостроковий вплив сильнодіючого фактору та тривалий багаторічний вплив відносно малоінтенсивного фактору [4].

При короткостроковому, залповому впливі (аварія з викидом в довкілля небезпечних забруднюючих речовин) сам розподіл шкідливого фактору по території характеризується вираженою випадковістю, яка залежить від стану атмосфери на момент викиду. Ризик ураження населення в цьому випадку буде залежати не тільки від вірогідності аварії, але й від повторюваності напрямків вітру, його швидкості і деяких інших метеорологічних параметрів [4].

У випадку порівняно малоінтенсивного фактору, який діє впродовж тривалого часу, погодний стан в досліджуваному районі змінюється багатократно. У цьому випадку діючим несприятливим фактором є усереднена за деякий період часу концентрація шкідливої речовини в атмосферному повітрі. Осереднення відбувається шляхом розрахунку розподілу концентрацій токсиканта в атмосфері для кожного можливого погодного стану і наступного сумування всіх полів розподілу концентрації з врахуванням повторюваності погодних станів [4].

Ще одна обставина, які потрібно враховувати, – це специфіка об'єкту, який піддається негативному впливу. Якщо мова йде про населення, то на оцінку ризику можуть вплинути такі фактори, як місцеві чи національні традиції. Так споживання чи неспоживання тих чи інших продуктів харчування може привести до більшого чи меншого ризику захворюваності: відомо, що деякі токсиканти в силу своєї природи здатні до концентрування в певних продуктах харчування [4].

При проведенні оцінок ризику для здоров'я і життя людей все населення ділять на групи за віковою, професійною, соціальною ознаками і виконують оцінку ризику для кожної з цих груп. Врахування вищезазначених обставин робить процес оцінки ризиків вкрай трудомістким, таким який потребує обробки великого обсягу вихідної інформації [4].

В організм людини шкідливі речовини можуть потрапити трьома основними шляхами: інгаляційно (в легені з повітрям, яке вдихаєм – газоподібні, аерозольні, адсорбовані на часточках пилу); перорально (в органи травлення – з питною водою, продуктами харчування); шкірнорезорбтивно (через поверхню шкіри – при купанні, прийнятті душу і т.д.). В науково-технічних літературних джерелах є різні підходи, моделі та методи розрахунку концентрацій шкідливих речовин при їх міграції в компонентах довкілля [4].

3.1 Методика визначення розміру ризику скорочення тривалості життя під впливом забруднювачів атмосферного повітря

“Небезпека” – це основне поняття теорії безпеки життєдіяльності людини. Під небезпекою розуміються реальні або потенційно – можливі наслідки впливів, пов’язаних з явищами, подіями, процесами, дією об’єктів здатних в означених умовах завдавати шкоди людині аж до летального результату безпосередньо або посередньо, тобто викликати несприятливі наслідки [5].

Визначення небезпеки включає існуючі стандартні поняття – небезпечні і шкідливі виробничі фактори і є більш широким, оскільки враховує всі можливі життєві та виробничі ситуації. Можна вважати, що небезпека постійно загрожує людині; несприятливі наслідки, можуть з’явитися у будь-який момент. Враховуючи це, кажуть про те, що існує ризик зазнати наслідки небезпеки [5].

В останній час поняття "ризик" отримує все більше визнання у наукових дослідженнях, які присвячені розрахункам імовірності і ступеня впливу небезпечних факторів на людину, зокрема, на основі всебічного аналізу статистичних даних при різних формах людської діяльності була запропонована класифікація умов професійної діяльності за ступенем їхньої небезпеки [5].

З аксіоми про потенційну небезпеку випливає, що забезпечити сто відсотків гарантії безпеки неможливо в жодному виді діяльності. Наслідком прояву небезпек є нещасні випадки, аварії, катастрофи, які супроводжуються смертельними випадками, скороченням тривалості життя, шкодою здоров’ю, шкодою природному чи техногенному середовищу, дезорганізуючим впливом на суспільство або життєдіяльність окремих людей. Наслідки або ж кількісна оцінка збитків, заподіяних небезпекою, залежать від багатьох чинників, наприклад, від кількості людей, що знаходились у небезпечній зоні, кількості

та якості матеріальних (в тому числі і природних) цінностей, що були пошкодженні, природних ресурсів, перспективності зони тощо [5].

З метою уніфікації будь-які негативні наслідки визначають як шкоду. Кожен окремих вид шкоди має своє кількісне вираження. Наприклад, кількість загиблих, поранених чи хворих, площа зараженої території, площа лісу, що вигоріла, вартість зруйнованих споруд тощо. Найбільш універсальний кількісний засіб визначення шкоди – це вартісний, тобто визначення шкоди у грошовому еквіваленті [5].

Другою, не менш важливою характеристикою небезпеки, а точніше мірою можливої небезпеки, є частота, з якою вона може проявлятися, або ризик [5].

Оцінка ризику передбачає проведення чотирьох етапів: - ідентифікацію небезпеки; - оцінку експозиції (кількості хімічної речовини, яка доступна для адсорбції (дозою) на обмінних оболонках тіла (легені, шлунково-кишковий тракт, шкіра) протягом певної тривалості впливу); - характеристики небезпеки (залежність доза-ефект); - характеристики ризику [6].

Головним завданням ідентифікації є відбір хімічних речовин, вивчення їх дії на організм та визначення рівня ризику порушення стану здоров'я та джерела його виникнення. Вивчається особливості речовини, зокрема в умовах навколишнього середовища, його вплив на організм в залежності від шляху потрапляння у організм та можливого розвитку негативних ефектів (специфічних і неспецифічних) [6].

Шкідливі домішки за характером впливу на організм людини бувають: загальнотоксичні; які дратують; які сенсibiliзують; канцерогенні; мутагенні; які впливають на репродуктивну функцію. За ступенем токсичності бувають: надзвичайно токсичні; високотоксичні; помірно токсичні; малотоксичні [7].

Гранично допустима концентрація (ГДК) шкідливих речовин – це максимальна концентрація шкідливої речовини, яка за певний час впливу не впливає на здоров'я людини і його нащадків, а також на компоненти екосистеми та природне співтовариство в цілому [8]. Існують такі види ГДК

[9]: - у повітрі робочої зони ($\text{ГДК}_{\text{рз}}$, мг/м^3); - середньодобова ($\text{ГДК}_{\text{сд}}$, мг/м^3); - максимально разова ($\text{ГДК}_{\text{мр}}$, мг/м^3) [9].

Основна дія шкідливих речовин – отруєння – може протікати в гострій, підгострій та хронічних формах. Гострі отруєння викликаються надходженням в організм великої кількості шкідливої речовини (при високих її концентраціях у повітрі) і характеризується короткочасністю дії. Підгостра форма розвивається повільніше і має більш затяжний плин. Хронічні отруєння виникають при тривалому впливі шкідливих речовин, що проникають в організм у відносно невеличких кількостях (концентраціях у повітрі) [9].

У сучасних умовах організм людини може піддаватися спільній (комбінованій), одночасній або послідовній дії шкідливих речовин при тому самому шляху їхнього надходження. Ці дії виявляються так: 1) адитивна дія – сумарний ефект суміші дорівнює сумі ефектів чинних компонентів, що вказує на односпрямованість їхньої дії; 2) потенційована дія (синергізм) – одна речовина посилює дію іншої, у результаті спільна дія більше за адитивну, спостерігається тільки при гострому отруєнні; 3) антагоністична дія – одна речовина послаблює дію іншої, у результаті спільна дія менше за адитивну; 4) незалежна дія – комбінований ефект не відрізняється від ізольованої дії кожної шкідливої речовини [9].

На рисунку 3.1 представлені основні параметри токсикометрії: 1) ЛК_{50} – середньосмертельна концентрація; 2) Lim_{ac} – поріг гострої дії; 3) Lim_{ch} – поріг хронічної дії; 4) Lim_{cp} – поріг специфічної дії; 5) Z_{ac} , Z_{sp} , Z_{ch} – зони гострої, специфічної, і хронічної дії; 6) K_3 – зона коефіцієнту запасу або передгранична летентна зона; 7) Z_{nd} – зона присутності і дії шкідливих речовин [6].

Токсичний ефект при дії однакових концентраціях шкідливих речовин може проявлятися в функціональних і патоморфологічних змінах, які з'являються на рівні організму в цілому. Зазначені зміни характеризуються відповіддю порогом (концентраціям) гострої специфічної і хронічної дії, а загибель організму – середньою смертельною концентрацією шкідливої речовини в повітрі ЛК_{50} .

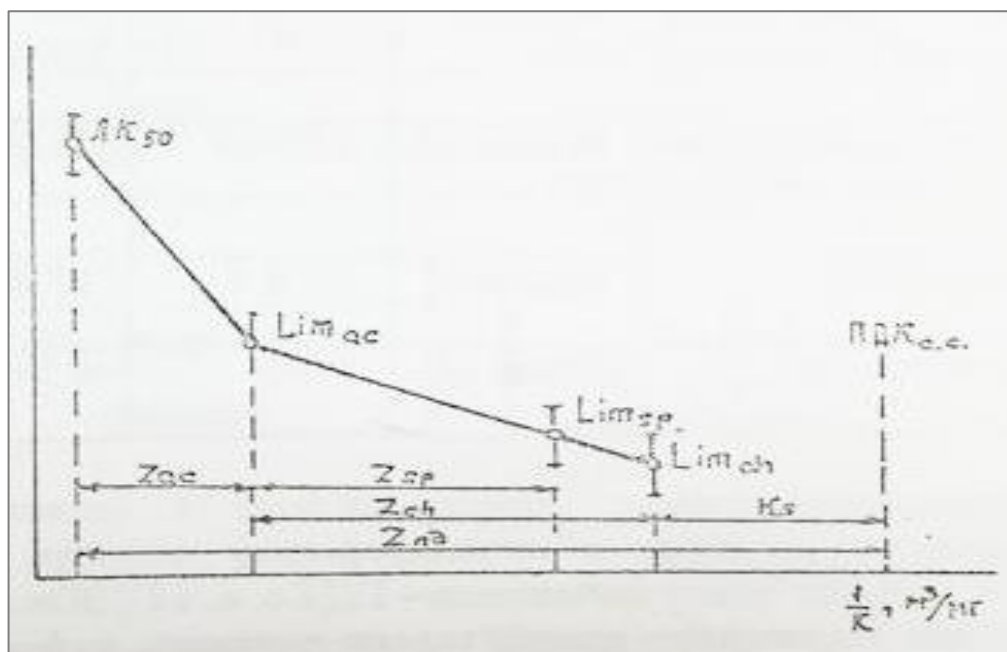


Рис. 3.1 – Зони гострої специфічної і хронічної дії та зона коефіцієнту запасу [6].

Зовнішньо ці зміни характеризуються такими синдромами: порушення свідомості; порушення подиху; поразки крові; порушення кругообігу; порушення терморегуляції; психічні порушення; поразки печінки і нирок; судорожний синдром. Поріг хронічної дії Lim_{ch} являє мінімальну концентрацію, яка викликає сховану тимчасово компенсовану патологію, яка при постійному тривалому впливі зазначеної концентрації шкідливої речовини розвивається в стійку патологію, яка призводить до захворювань і вираженого скорочення тривалості життя. Поріг специфічної дії Lim_{sp} несе в собі ознаки двох перших. Розміри поданих зон характеризують небезпеку розвитку гострого, специфічного і хронічного отруєння організму під впливом ЗР. Зона коефіцієнта запасу розділяє зони чинних концентрацій (Z_{ac} , Z_{sp} , Z_{ch}) і граничних, що знаходяться за концентрацією $ГДК_{с.д.}$ [9].

Дозо-залежна реакція організму зазвичай визначається експериментально на рівні достатньо високих, явно діючих доз, а оцінка реального рівня забруднення здійснюється методом екстраполяції. У той же час, знання про характер проведення таких речовин на рівні малих доз часто є

не результатом наукового доказу, а наслідком прийняття тієї чи іншої науково-теоретичної концепції [5].

Існує класифікація рівнів ризику, що показана у таблиці 3.1. Можна побачити що величина ризику яка дорівнює менше 10^{-6} можна використати як граничне значення, яке поділяє значення ризику на безпечні і небезпечні [6]

Таблиця 3.1 – Класифікація рівнів ризику [6]

Рівень ризику	Ризик протягом життя
Високий – не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику.	$> 10^{-3}$
Середній – припустимий для виробничих умов, за умов впливу на населення необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих для вирішення питання про заходи з управлінням ризиком.	$10^{-3}-10^{-4}$
Низький – припустимий ризик (рівень, на якому як правило, встановлюються гігієнічні нормативи для населення).	$10^{-4}-10^{-6}$
Мінімальний – бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів.	$< 10^{-6}$

За відносно тривалу дію токсичної речовини у стабільних умовах залежність "доза-час-ефект" виражається таким рівнянням [9]:

$$E = E_m - \exp [-k^n \lambda C^n (t_{\text{общ}} - t_{\text{равн}})], \quad (3.1)$$

де E – токсичний ефект при даній концентрації і даному часі впливу; E_m – максимальний ефект; n – стехіометричний коефіцієнт біологічної реакції; k – константа швидкості лімітуючої реакції; $t_{\text{заг}}$ – загальний час впливу ксенобіотики; $t_{\text{равн.}}$ – час установаження рівноваги між концентраціями ксенобіотику у зовнішньому середовищі і в організмі; λ – коефіцієнт розподілу організм чи довкілля; C – концентрація токсичної речовини у довкіллі [9].

Це рівняння застосовується для речовин загально токсичної дії. Для хімічних речовин, що характеризуються вибірковою токсичністю, необхідно ввести в експоненціальний множник додатковий коефіцієнт, що враховує цю специфічність. Для практичного застосування системи оцінки ризику користуються більш простими формулами, основними з яких лінійна або лінійно-експоненціальна моделі [9]:

$$Risk = UR \times C \times t \quad (3.2)$$

$$Risk = 1 - \exp(-UR \times C \times t) \quad (3.3)$$

де R_{isk} – ризик виникнення несприятливого ефекту, що визначається як імовірність виникнення цього ефекту при заданих умовах; C – фактична концентрація (або доза) речовини, що здійснює вплив за час t ; UR – одиниця ризику, що визначається як фактор пропорції зростання ризику в залежності від величини діючої концентрації (дозы). Як правило визначається експертними методами при статистичному аналізі експериментального або медико-статистичного матеріалу, отриманого у аналогічних ситуаціях [9].

При оцінці впливу забруднюючих повітря шкідливих речовин важливим є встановлення концентрацій, які викликають ранні функціональні і патоморфологічні зміни в організмі людини, а також урахування адитивності їхньої дії. Слід зазначити, що токсична дія шкідливих речовин, які надходять в організм у процесі дихання, за інших рівних умов, на декілька порядків вище, чим при споживанні води і їжі, які забруднені ними, через полегшене транспортування їх у плазму крові. Для цього визначають так звані діючі концентрації, а також граничні концентрації. Перші викликають ознаки інтоксикації організму, при других – прояви дії шкідливих речовин знаходяться на грані фізіологічних змін і патологічних явищ. У випадку забруднення атмосферного повітря використовується метод визначення рівня

ризик скорочення тривалості життя під впливом забруднювачів атмосферного повітря з використанням залежності «доза-ефект» [9].

Для визначення розміру ризику скорочення тривалості життя під впливом забруднювачів атмосферного повітря з врахуванням залежності «доза-ефект» була використана методика «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря» затверджена наказом Міністерства охорони здоров'я України від 13.04.2007 № 184 [10].

Вихідним кроком для визначення скорочення тривалості життя від впливу наднормативних рівнів забруднення атмосферного повітря є визначення концентрації шкідливої речовини, яка скорочує життя на одиницю часу питомої концентрації [9].

Звичайно вважають, що такою питомою концентрацією є відношення середньої смертельної концентрації шкідливої речовини у повітрі до умовно-розрахункової тривалості життя 100 років [9]:

$$K_{\text{забр}} = LK_{50} / 365 * 100 \quad (3.4)$$

Визначення скорочення тривалості життя ($СТЖ_{\text{забр}}$) проводиться як відношення фактичної концентрації шкідливої речовини (яка аналізується) до питомої. $СТЖ_{\text{забр}}$ є функцією ступеня токсичності шкідливої речовини та її концентрацій в атмосферному повітрі, які обумовлені природними або антропогенними джерелами. Аналогічний підхід може бути застосований і у випадку токсичної домішки у воді, ґрунті і тому подібне [9].

Якщо при цьому виникає рівень концентрації, який перевищує ГДК_{с.д.} і набуває стійкий незворотній характер, то це вказує на те, що $СТЖ_{\text{забр}}$ стає постійним екологічним чинником і буде діяти в напрямку збільшення $СТЖ_{\text{пр}}$, впливаючи на статистику повного періоду життя населення, що є основою визначення $СТЖ_{\text{пр}}$. При цьому треба враховувати ступінь імовірності ($Q_{\text{факт}}$) проживання людини визначеного віку в умовах зазначеної фактичної концентрації [9]:

$$Q_{\text{факт}} = (100 - t_1) \cdot t / 100 \cdot 24, \quad (3.5)$$

де t_1 – вік людини, років; t – час перебування в умовах забрудненого повітря, годин; 100 – умовна розрахункова тривалість життя, років; 24 – тривалість доби в годинах.

Граничні значення $R_{\text{стж}}$ забруднене визначають на основі результатів токсикологічних досліджень. Прийнятний ризик, який дорівнює 10^{-6} , має місце при концентраціях у межах ГДК_{с.д.}, а ризик, який дорівнює 1 (скорочення життя на 100 років) – при ЛК₅₀ [9].

Загальний метод визначення впливу складається у встановленні величини $СТЖ_{\text{забр}}$ і $R_{\text{стж}}$ у результаті кількарічної роботи в умовах постійного забруднення повітря робочої зони, який дорівнює концентрації, яка є більшою за ГДК_{с.д.} Величина $СТЖ_{\text{забр}}$ розраховується за формулою [9]:

$$СТЖ_{\text{забр}} = (Q_{\text{факт}} \cdot K_{\text{факт}}) / (K_{\text{забр}}), \quad (3.6)$$

де $Q_{\text{факт}}$ – імовірність перебування в умовах забруднення; $K_{\text{факт}}$ – фактична концентрації домішки у атмосферному повітрі, мг/м³ Ризик скорочення тривалості життя розраховується за формулою [9]:

$$R_{\text{стж.забр}} = СТЖ_{\text{забр}} / 100 \text{ років}. \quad (3.7)$$

Попереднє визначення ризику для жителів регіону в зв'язку з забрудненням атмосферного повітря як у розрахунковому робочому режимі, так і у випадку аварій є необхідним при проектуванні будь-яких промислових об'єктів, особливо хімічних, металургійних і нафтохімічних. За результатами розрахунків можна побудувати карту із зображенням ліній ізоризику $R_{\text{стж.забр}}$ з урахуванням токсичності всіх інгредієнтів пилогазових викидів в атмосферне повітря, а також троянд вітрів, висоти джерела викидів, і обсягу викидів. Побудови таких схем і карт потребує ведення моніторингу і використання відповідних програм для комп'ютерного визначення величини ризику [9].

3.2 Методика оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря

В продовж тривалого часу оцінка ризику для здоров'я людей, обумовленого забрудненням довкілля, була на відповідальності експертів з токсикології та гігієни. Це було пов'язано з необхідністю врахування великої кількості факторів, які обумовлюють характер впливу шкідливих речовин на організм людини. На зараз розроблені методики, які дозволяють отримати приблизні оцінки ризику на основі деяких узагальнених показників (клас небезпеки, кратність перевищення ГДК і т.д.).

Несприятливі зміни у здоров'ї людей, обумовлені щоденним або професійним контактом з токсичними речовинами, в загальному випадку мають вірогіднісний характер. Це обумовлено значними варіаціями в фізичному стані людей, а також неможливо точно контролювати такі визначальні параметри ризику, як доза, час контакту, специфіка надходження речовини в організм та інші.

Для характеристики частоти негативних змін в здоров'ї населення в медицині використовують термін «захворюваність».

Захворюваність – статистичний показник, який визначається як відношення число захворівших до середньої чисельності населення на території спостереження в період, для якого розраховується цей показник [11].

$$З = \frac{p(N_z)}{N}, \quad (3.8)$$

де $З$ – захворюваність, 1/рік;

$p(N_z)$ – частота захворюваності, людей/рік;

N – чисельність населення, людей.

Захворюваність – величина, яка має розмірність потенціального ризику, близько пов'язана з поняттям екологічного ризику, однак не є тотожною йому.

Ризик слід розглядати як додаткову захворюваність, пов'язану з потраплянням в організм екотоксикантів [11]:

$$Z = a + b R_3 \quad (3.9)$$

де a – фонова захворюваність, 1/рік;

b – коефіцієнт пропорційності;

R_3 – ризик захворюваності, 1/рік.

Ризик захворюваності є функцією дози токсиканта, який поступив в організм середньостатистичного представника даної групи населення за все життя. Відносно до забруднення атмосферного повітря доза токсиканта може бути оцінена на основі даних про концентрацію токсиканта в повітрі та тривалості перебування людей в умовах забрудненої атмосферного повітря.

Для врахування та аналізу негативного впливу забруднення довкілля на здоров'я, що може бути реалізовано в формі миттєвих токсичних або хронічних проявах (в тому числі канцерогенних та імунотоксичних), використовуються, як правило, *дві групи моделей*: порогові та безпорогові.

Як відомо, гостра токсичність (миттєвий токсичний прояв) має яскраво виражений пороговий характер. Для оцінки ризику миттєвих токсичних проявів можна використати *модель індивідуальних порогів дії*. Стосовно забруднення атмосфери ця модель може бути в загальному виді описана наступною формулою [11]:

$$RI_3 = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{a+b \lg c} \exp(-\tau^2/2) d\tau, \quad (3.10)$$

де a та b – параметри які залежать від токсикологічних властивостей речовини;

c – концентрація токсиканта в атмосферному повітрі;

τ – параметр інтегрування.

Ризик токсичних ефектів, який розглядався вище, є умовним індивідуальним ризиком, який дорівнює вірогідності летального наслідку (або захворювання) при умові реалізації механізму впливу [4].

Інтеграл у формулі (3.10) не може бути виражений через елементарні функції. Значення коефіцієнтів a та b визначаються на основі спеціальних токсикологічних досліджень властивостей речовин і, як правило, надаються тільки у спеціалізованих літературних джерелах. Для виконання практичних розрахунків є логічним пов'язати коефіцієнти a та b зі значеннями традиційних параметрів, які використовуються для характеристики токсичних речовин і нормування їх вмісту в об'єктах довкілля, таких як клас токсичності речовини, гранично допустима концентрація і т.д. В [11] пропонується наступний варіант формули (3.10):

$$RI_3 = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{a+b \lg(c/\text{ГДК}_{\text{м.р.}})} \exp(-\tau^2/2) d\tau, \quad (3.11)$$

де ГДК_{мр} – гранично допустима максимально разова концентрація хімічної речовини в повітрі населених місць, мг/м³. Така концентрація токсиканта при вдихання протягом 30 хвилин не повинна викликати рефлекторних (в тому числі субсенсорних) реакцій в організмі людини [12].

Значення коефіцієнтів a та b , рекомендовані авторами [11] для виконання розрахунків представлені в таблиці 3.2.

Оцінка ризику, яку виконують за таким алгоритмом, припускає реалізацію сценарію, при якому населення піддається впливу токсиканта, концентрація якого в повітрі c (мг/м³), а час експозиції (час перебування в умовах забрудненої атмосфери) не менше 30 хвилин [4].

Таблиця 3.2 – Значення емпіричних коефіцієнтів рівнянь (3.10), (3.11) [4]

Клас небезпеки токсиканта	Характеристика речовини	<i>a</i>	<i>b</i>
1-й	Надзвичайно небезпечні	-9,15	11,6
2-й	Високонебезпечні	-5,51	7,49
3-й	Помірно небезпечні	-2,35	3,73
4-й	Малонебезпечні	-1,41	2,33

Права частина рівняння (3.11) є функцією від кратності перевищення ГДК токсиканта в атмосферному повітрі ($c/\text{ГДК}_{\text{мр}}$), яка визначена в діапазоні від 0 до ∞ (при $c/\text{ГДК}_{\text{мр}} = 0$ параметр інтегрування τ перетворюється в $-\infty$). Залежність R_z від $c/\text{ГДК}_{\text{мр}}$ представлена на рисунку 3.2 [4].

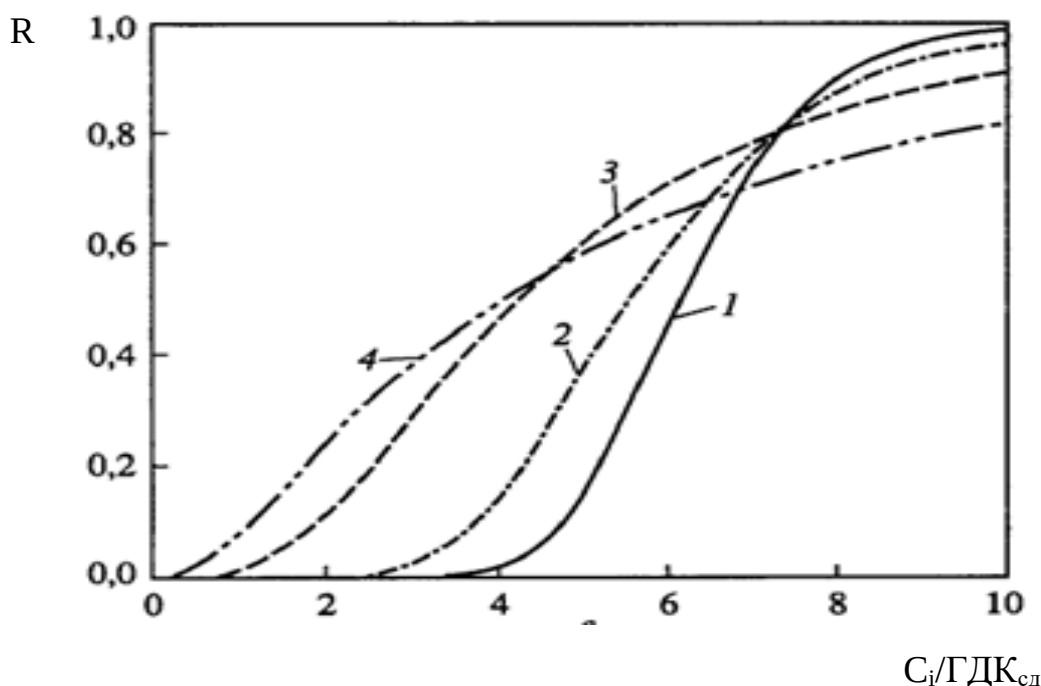


Рис. 3.2 – Залежність ризику виникнення миттєвих токсичних проявів від кратності перевищення $\text{ГДК}_{\text{мр}}$ для речовин різних класів небезпеки (1- надзвичайно небезпечні, 2-високонебезпечні, 3-помірно небезпечні, 4- малонебезпечні) [4]

Для вираження *ризик*у *хронічної інтоксикації* – R_3 (в тому числі й канцерогенного ризику), пов'язаного із забрудненням атмосферного повітря, частіше всього використовують лінійно-експоненціальну (безпорогову) модель [11]:

$$R_3 = 1 - \exp(-UR \times \tau \times c^\beta) \quad (3.12)$$

де UR – одиничний ризик – коефіцієнт пропорційності, який пов'язує значення ризику із концентрацією токсиканта;

C – концентрація або доза речовини, яка чинить негативний вплив на організм людини протягом часу експозиції – t ;

β – коефіцієнт, який враховує особливості токсичних властивостей речовин.

Параметри рівняння (3.12) можна виразити у виді, більш зручному для виконання практичних розрахунків [11]:

$$R_3 = 1 - \exp \left[-0,174 \times \left(\frac{c}{ГДК_{сд} \times K_3} \right)^\beta \times \tau \right] \quad (3.13)$$

де $ГДК_{сд}$ – гранично допустима середньодобова концентрація хімічної речовини у атмосферному повітрі населених місць, мг/м³. Ця концентрація не повинна негативно впливати на організм людини прямо чи опосередковано при невизначено тривалому (десятки років) вдиханні [12].

Параметри β та K_3 , рекомендовані для розрахунків [11] для часу експозиції 25 років, представлені в таблиці 3.3. Крім того, незалежно від класу небезпеки речовини, при концентрації, яка не перевищує значення ГДК, $\beta = 1,00$ [11].

Таблиця 3.3 – Параметри для розрахунку ризику хронічної інтоксикації (канцерогенного ризику), пов'язаного із забрудненням атмосферного повітря [4]

Клас небезпеки токсиканта	Характеристика речовини	β	K_z
1-й	Надзвичайно небезпечні	2,40	7,5
2-й	Високонебезпечні	1,31	6,0
3-й	Помірно небезпечні	1,00	4,5
4-й	Малонебезпечні	0,86	3,0

На рисунку 3.3 представлені залежності ризику хронічних захворювань, обумовлених забрудненням атмосферного повітря, від кратності перевищення ГДК для речовин різних класів небезпеки, побудовані на основі даних табл. 3.3.

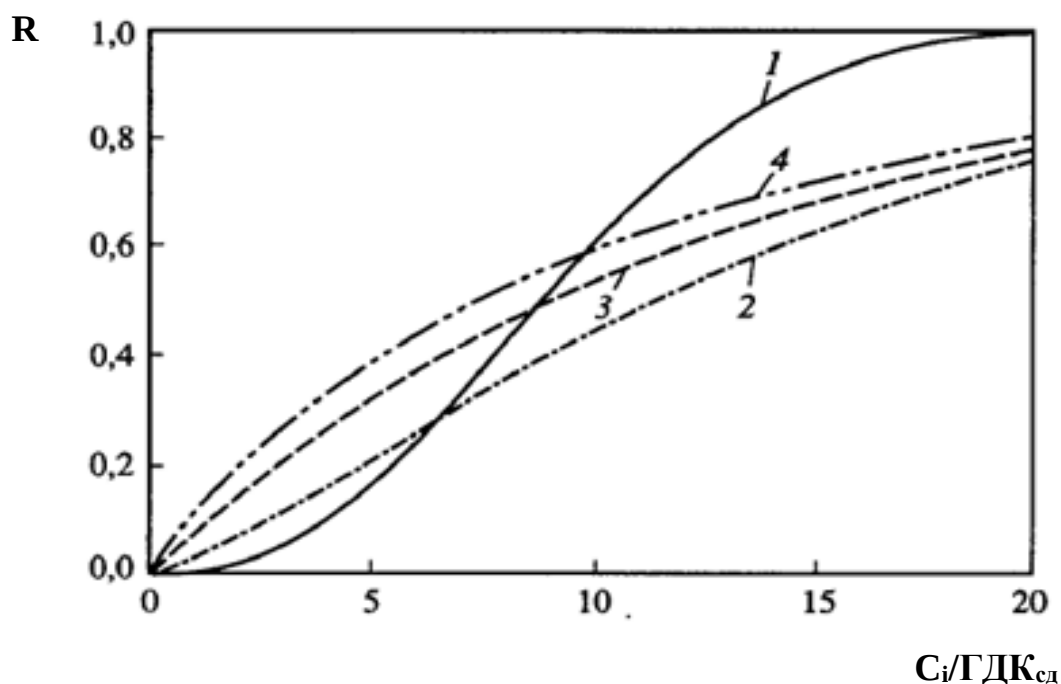


Рис. 3.3 – Потенційний ризик захворюваності населення як функції кратності перевищення концентрації токсиканта в атмосферному повітрі для речовин різних класів небезпеки (1-надзвичайно небезпечні, 2- високонебезпечні, 3-помірно небезпечні, 4-малонебезпечні) [4]

3.3 Оцінка екологічних ризиків при впливі токсикантів на навколишнє середовище

Процес оцінки ризиків впливу токсикантів на довкілля складається з [13]:

- ідентифікації небезпеки (збір та аналіз даних про місце події, виявлення потенційно небезпечних речовин);
- оцінки впливу токсикантів (визначення вмісту у навколишньому середовищі, виявлення потерпілого населення, ідентифікація потенційних шляхів впливу, оцінка концентрацій та доз полютанту, що діє різними шляхами, оцінка кількості токсикантів, що надходять в організм);
- оцінки токсичності полютантів (збір кількісних та якісних характеристик токсичності);
- характеристики ризику (оцінка можливих несприятливих ефектів дії полютантів і фактора невизначеності, підсумовування даних про можливий ризик).

Система розрахунку екологічного ризику від впливу токсиканту на навколишнє середовище передбачає використання рівняння [13]:

$$R = [1 - \exp(-UR \times C)], \quad (3.14)$$

де R – ризик виникнення несприятливого ефекту, який визначається як ймовірність (у частках одиниці) виникнення цього ефекту за заданих умов; C – реальна концентрація чи доза речовини, що впливає, мг/м³; UR – одиниця ризику, яка визначається як фактор (коефіцієнт) пропорції зростання ризику залежно від значення діючої концентрації (дозы).

В основу методології розрахунку ризику взято інформацію про значення порогових концентрацій, які визначаються в ході експериментальних досліджень з метою розробки регламентів граничного вмісту шкідливих речовин в об'єктах навколишнього середовища; при цьому як порогові

концентрації приймаються мінімальні з них, що викликають ефект токсичної дії з ймовірністю не менше 16 % [13].

Порогові концентрації $C_{пор}$ пов'язані з гранично допустимими концентраціями ($ГДК$) наступним рівнянням [13]:

$$ГДК = \frac{C_{пор}}{K_3}, \quad (3.15)$$

K_3 – коефіцієнт запасу, залежить від класу небезпеки речовини.

При прийнятті цього припущення формула (3.14) набуває вигляду [13]:

$$R = 1 - \exp\left(\frac{\ln 0,84}{ГДК \times K}\right) \times C. \quad (3.16)$$

Для запобігання розвитку негайних токсичних ефектів розробляються мінімально разові $ГДК$ ($ГДК_{мр}$), які призначені для регламентування максимальних рівнів приземних концентрацій забруднюючих речовин [13].

Імовірність впливу токсичної речовини P_{rob} в оцінці кратності перевищення $ПДК_{мр}$ визначається відповідно до класу небезпеки. При цьому перерахунок P_{rob} у величину ризику R здійснюється відповідно до рівняння нормального імовірнісного розподілу або за допомогою комп'ютерних програм [13].

Ризики для неканцерогенних ефектів впливу токсикантів характеризуються співвідношенням діючої дози шкідливого екологічного фактора з референтною дозою [13].

$$IER = \frac{D}{D_p}, \quad (3.17)$$

де IER – індивідуальне відношення експозиції; D – доза токсиканту; D_p – референтна доза токсиканту.

IER показує, наскільки діюча доза токсичної речовини перевищує безпечний рівень, що відповідно корелює із ймовірністю шкідливого впливу. При розрахунку дози враховується концентрація, виражена в мл/л питної води на м³ повітря та на грам ґрунту або продуктів харчування, а доза має розмірність мг/кг/добу [13]:

$$D = \frac{C_m \times \Pi}{m} \text{ (мг/кг)}, \quad (3.18)$$

де C_m – концентрація токсиканту, мг/м³; Π – споживання повітря людиною, м³; m – маса тіла людини, кг.

За відсутності референтної концентрації як її еквівалент можливе застосування гранично допустимих концентрацій [13].

3.4 Методика оцінювання екологічних ризиків природних екосистем

На сьогодні існує багато підходів та методів оцінювання екологічних ризиків [14]. Розглянемо їх відповідно до таких критеріїв: ті, що враховують стан екосистем, зони надзвичайної екологічної ситуації, рівні забрудненості водних об'єктів, стан забрудненості річок, загальний індекс забрудненості. За однією із методик екологічний ризик для водних екосистем визначають як [15]:

$$P_G^c = f(G_v \langle v = \overline{1}, N_G \rangle, H_{Gm} \langle m = \overline{1}, N_{HG} \rangle), \quad (3.19)$$

де G_v – сучасний стан водних екосистем; H_{Gm} – інтегральна оцінка сучасного рівня антропогенного тиску під дією негативних чинників на водні екосистеми за v -м показником.

У роботі [15] подано визначення поняття «екологічний ризик для поверхневих вод» як імовірність небажаних наслідків для водних екосистем і

їхніх компонентів унаслідок дії антропогенних і природних чинників, серед яких погіршення якості води. Екологічний ризик для водних екосистем визначають за формулою (3.19). Така оцінка є узагальненою і призначена для визначення стану регіонів, басейнів річок або їхніх частин, де існує загроза небажаних наслідків для водних екосистем, серед яких їхні деградації, за умови збереження існуючих тенденцій антропогенного тиску [16].

Одним із підходів до оцінювання екологічної безпеки є виявлення вже сформованих зон надзвичайної екологічної ситуації та екологічного лиха. Цю процедуру здійснюють за хімічними та екологічними показниками. Для сукупної оцінки небезпечних рівнів забруднення водних об'єктів під час визначення зон надзвичайної екологічної ситуації та екологічного лиха запропоновано використовувати формалізований сумарний показник хімічного забруднення (ПХЗ-10) [17]. Цей показник особливо важливий для територій, де забруднення хімічними речовинами спостерігається відразу декількома речовинами, кожна з яких багаторазово перевищує допустимий рівень (ГДК). Розрахунок ПХЗ-10 проводять за десятьма сполуками, що максимально перевищують ГДК, за формулою [17]:

$$ПХЗ-10 = \left(\frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_{10}}{ГДК_{10}} \right), \quad (3.20)$$

де C_i – концентрація i -ої забруднювальної речовини у воді; $ГДК_i$ – рибогосподарське ГДК i -ої ЗР у воді.

Розглянемо ще один метод визначення екологічного ризику R_{isk} . Для цього використовують формули [4]:

$$Risk = -\ln(P), \quad (3.21)$$

де

$$P = \frac{\sum n_i}{N}, \quad (3.22)$$

$$\sum n_i = \sum \frac{C_i}{ГДК}, \quad (3.23)$$

де C_i – концентрація i -ої забруднювальної речовини (ЗР), яка перевищує $ГДК_i$ (ЗР, які не перевищують ГДК, у формулу (3.23) не підставляють); N – загальна кількість ЗР, які аналізують (і ті, що перевищують їхню ГДК, і ті, що не перевищують).

Наведені формули, як правило, застосовують для аналізу даних у статистиці, а не в динаміці, на основі обробки великої кількості даних спостережень. Наприклад, якщо на певній ділянці стався аварійний скид стічних вод і підвищилось забруднення річки, то це повинно автоматично підвищувати екологічний ризик як на цій же ділянці річки, так і на тих ділянках, які розташовані нижче за течією [14].

3.5 Методика оцінки екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів

Пропонується методика оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів за даними гідрохімічних спостережень [18].

При визначенні екологічного ризику за «еталонну» якість води прийнято екологічні нормативи якості поверхневих вод, що являють собою науково обґрунтовані кількісні значення показників якості води (гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні, бактеріологічні, специфічних речовин), які відображають природний стан екосистеми водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності з покращання або збереження його екологічного благополуччя [18].

При застосуванні нової методики оцінювання екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів *пропонується в якості екологічного нормативу приймати верхню межу 3 категорії класифікації якості поверхневих вод* [20], що відповідає II класу з добрим станом.

При оцінці екологічного ризику погіршення стану водних об'єктів окремо обчислюється:

- екологічний ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води;
- екологічний ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води;
- екологічний ризик за гідробіологічними даними розраховується за методикою [20].

Ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом і присмаком й іншим показникам, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води. Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$P_{\text{rob}} = -3,33 + 0,067 \times (Ц - \text{Фон} + 20), \quad (3.24)$$

де *Фон* - природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону; *Ц* - забарвленість води (у градусах забарвленості); *P_{rob}* пов'язаний з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу. Для визначення ризику за водневим показником використовуються наступні рівняння:

$$\begin{aligned} P_{\text{rob}} \text{ 4 pH} &= - \text{ при } \text{pH} \leq 7, \\ P_{\text{rob}} \text{ 11 pH} &= - + \text{ при } \text{pH} > 7, \end{aligned} \quad (3.25)$$

При оцінці ризику за показником природного запаху і присмаку використовується формула:

$$P_{\text{rob}} = -1 + 3,32 \times \lg(\text{Бали}/2,5). \quad (3.26)$$

Ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води, визначається на основі рівняння:

$$P_{\text{rob}} = -2 + 3,32 \times \lg \frac{C_i}{C_{\text{ен}}}, \quad (3.27)$$

де C_i - концентрація i – ї речовини у водному об'єкті; $C_{\text{ен}}$ – екологічний норматив для водних об'єктів, який визначається як верхня межа 3-ої категорії класифікації якості поверхневих вод [18].

Сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів визначається за правилом множення ймовірностей, де як множник виступають не величини ризику, а значення, що характеризують ймовірність його відсутності [18]:

$$ER = 1 - (1 - ER_{1i}) \times (1 - ER_2) \times \dots \times (1 - ER_n) \quad (3.28)$$

де ER - сумарний екологічний ризик погіршення стану водних об'єктів; $ER_1, \dots, ER_n$ - екологічний ризик кожної забруднюючої речовини.

При трактуванні отриманих величин екологічного ризику пропонується користуватися наступною ранговою шкалою (табл. 3.4).

Доцільно також проводити оцінку екологічного ризику, який враховує максимальні перевищення ГДК забруднюючих речовин. Ризик для водного об'єкту пропонують дослідники в роботі [21] визначати за формулою (3.29)

$$R = \ln(P) \quad (3.29)$$

$$\text{де } P = \sum n_i / N \quad (3.30)$$

Таблиця 3.4 – Залежність якості поверхневих вод від величини екологічного ризику [18].

Клас якості води	Характеристика водних ресурсів	Значення екологічного ризику
I Відмінний	Водні об'єкти в природному стані звичайно оліготрофні, вода прозора чи з невеликою кількістю гумусу. Водні об'єкти придатні для усіх видів використання.	<0,1
II Гарний	Водні об'єкти близькі до природного стану чи слабо евтрофовані. Вода придатна для усіх видів використання.	0,1 – 0,19
III Задовільний	Водні об'єкти знаходяться під слабким впливом стічних вод, площинних джерел забруднення чи інших видів впливу. Якість звичайно задовольняє вимогам більшості видів водокористування.	0,2 – 0,59
IV Незадовільний	Вода водних об'єктів значно забруднена в результаті надходження стічних вод, поверхневого стоку, а також під впливом інших факторів. Водні об'єкти придатні тільки для тих видів використання, у яких менш жорсткі вимоги до якості води.	0,6 – 0,89
V Поганий	Водні об'єкти сильно забруднені стічними водами, поверхневим стоком чи у результаті впливу інших факторів.	0,9 – 1,0

$$\text{де } \sum n_i = \sum (C_i / \Gamma \text{ДК}_i) \quad (3.31)$$

де C_i – концентрація i -ої забруднювальної речовини (ЗР); N – загальна кількість ЗР, які аналізують.

4. ОЦІНКА КАНЦЕРОГЕННОГО РИЗИКУ ХРОНІЧНОЇ ІНТОКСИКАЦІЇ ВІД ЗАБРУДНЕНОГО АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ МІСТ ПІВДНЯ УКРАЇНИ

В цьому розділі кваліфікаційної роботи для дослідження одного з видів екологічного ризику від забруднення довкілля з переліку систематизованих методичних підходів (розділ №3) вибрана з метою апробації у застосуванні *Методика оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря*. Так як відомо, що атмосферне повітря є одним з основних життєво важливих елементів навколишнього природного середовища. На основі цієї методики виконана оцінка канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України.

Оцінка виконана для таких міст Півдня України: Одеси, Ізмаїлу, Миколаєва, Херсону та Запоріжжя за 2017 р. В якості вихідних даних для дослідження використані концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі з офіційних джерел – Регіональних доповідей про стан навколишнього природного середовища в 2017 році [22 - 25]. Вихідна інформація систематизована та представлена у таблиці 4.1.

Слід зазначити, що в Одеській області дослідження виконані для двох міст – Одеси та Ізмаїла. Одеська область – регіон, що виділяється у господарському комплексі України своїми транспортно-розподільчими функціями, розвиненою промисловістю, інтенсивним сільськогосподарським виробництвом. Загальна кількість підприємств, що у процесі діяльності впливають на стан атмосферного повітря складає понад 3000 суб'єктів господарювання. Протягом 2017 року у повітряний басейн області від стаціонарних джерел надійшло 29,59 тис. тонн шкідливих речовин, що на 12,2 % більш ніж у 2016 році [22].

Таблиця 4.1 – Вихідна інформація для розрахунків канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України (2017 р.)

Забруднюючі речовини	<i>ГДК_{сд}</i>	<i>ГДК_{мр}</i>	Клас небезпеки	Одеса	
1	2	3	4	5	6
Пил	0,15	0,50	3	0,25	0,90
Оксид вуглецю	3,0	5,0	4	3,4	9,0
Діоксид азоту	0,04	0,2	2	0,060	0,140
Сірководень	-	0,008	2	0,003	0,008
Фенол	0,003	0,01	2	0,005	0,015
Сажа	0,05	0,15	3	0,062	0,35
Фтористий водень	0,005	0,02	2	0,008	0,021
Формальдегід	0,003	0,035	2	0,01	0,062
Діоксид сірки	0,05	0,5	4	-	-
Оксид азоту	0,06	0,4	4	-	-

Продовження табл. 4.1

Забруднюючі речовини	Ізмаїл		Миколаїв		Херсон		Запоріжжя	
1	7	8	9	10	11	12	13	14
Пил	0,10	0,20	0,11	0,50	0,04	0,30	0,11	1,40
Оксид вуглецю	1,0	2,0	2,0	9,0	1,1	6,0	0,9	6,0
Діоксид азоту	0,050	0,100	0,040	0,190	0,096	0,410	0,076	0,440
Сірководень	0,001	0,004	-	-	-	-	0,000	0,008
Фенол	-	-	-	-	0,002	0,022	0,005	0,02
Сажа	-	-	-	-	-	-	-	-
Фтористий водень	-	-	0,003	0,02	-	-	0,000	0,002
Формальдегід	0,001	0,004	0,013	0,067	0,012	0,036	0,001	0,046
Діоксид сірки	0,029	0,069	0,005	0,029	0,006	0,052	0,002	0,1
Оксид азоту	-	-	0,01	0,07	0,064	0,22	0,024	0,4

Найбільші обсяги викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря м. Одеса мають підприємства, які виробляють та розподіляють, електроенергію, газ та воду – 41 %, підприємства, які займаються наземним і трубопровідним транспортом – 11 %, підприємства які відносяться до складського господарства та допоміжної діяльності у сфері транспорту – 9 %, підприємства які виробляють харчові продукти – 8 % від загальних викидів стаціонарними джерелами по області [22].

В атмосферному повітрі **м. Миколаєва** протягом 2017 року перевищення максимально разових граничнодопустимих концентрацій спостерігались по пилу, оксиду вуглецю, діоксиду азоту, фтористому водню, формальдегіду. Річний хід середньомісячних концентрацій пилу, діоксиду сірки, оксиду вуглецю, діоксиду азоту, оксиду азоту, фтористого водню був достатньо рівномірний по всіх пунктах спостережень. Середньомісячні концентрації формальдегіду підвищувались у теплий період [23].

У 2017 році лабораторний контроль за станом забруднення атмосферного повітря **м. Херсон** здійснювали Державна Установа «Херсонський обласний лабораторний центр МОЗ України» та Херсонський міськрайонний і Генічеський міжрайонний відділи. Проби атмосферного повітря досліджувалися на вміст азоту діоксиду, аміаку, ангідриду сірчистого, вуглецю оксиду, пилу, сірководню, кислоти оцтової, бензолу, ксилолу, толуолу, фенолу, формальдегіду та фтористого водню. Всього було досліджено 3161 проба атмосферного повітря, з яких у 31 (1,0 %) встановлено перевищення ГДК: 12 – за вмістом пилу, 10 – за вмістом вуглецю оксиду, 3 – ангідриду сірчистого, 4 – сірководню та 2 – формальдегіду. У міських поселеннях виконано 2867 проби, з них перевищує ГДК – 31 проба (1,1 %), у сільських поселеннях виконано – 294 проби, перевищень не виявлено [24].

В **м. Запоріжжя** високі та екстремально високі рівні забруднення в 2017 році не зареєстровані. Збільшився (порівняно з попереднім роком) вміст у повітрі двоокису азоту. Вміст двоокису азоту, фенолу та формальдегіду перевищує ГДК. Місто розташовано на обох берегах Дніпра. Розвиток міста

відбувався таким чином, що великі промислові підприємства опинялись в безпосередній близькості до жилих забудов. Багато житлових будинків розташовано в межах санітарно-захисних зон промислових підприємств. Тому, над Запоріжжям часто спостерігається жовто-сиза димка смогу, що формується викидами промислових підприємств, сконцентрованих на відносно невеликій території. Цьому також сприяє рельєф місцевості, який являє собою хвилясту рівнину з ярусно-балочною мережею, яка погіршує провітрювання території та умови розсіювання пилогазових викидів [25].

Оцінка якості атмосферного повітря базується на двох підходах (методах). Першим є Метод порівняння, який полягає в порівнянні вимірної або розрахованої величини показника з нормативом (метод ГДК). В якості таких нормативів використовуються величини гранично допустимих концентрацій (ГДК), тимчасово допустимих концентрацій (ВДК), орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) та ін. На сьогодні розроблені нормативи ГДК і ОБРВ більш ніж для 700 токсичних речовин в атмосферному повітрі. Гранично допустима концентрація – це максимальна концентрація шкідливої речовини в атмосферному повітрі, віднесена до певного часу усереднювання, яка при періодичному впливі або упродовж усього життя людини не впливає і не вплине негативним чином (включаючи віддалені наслідки) на нього і на довкілля в цілому. Залежно від часу впливу ЗР в атмосферному повітрі розрізняють: ГДК максимально разові (ГДК_{мр}), середньодобові (ГДК_{сд}) і робочої зони (ГДК_{рз}). ГДК_{мр} – належить 20-30-хвилинному інтервалу осереднення; встановлюється для попередження рефлексних реакцій людини (відчуття запаху, світлочутливість) і не викликає змін біоелектричної активності головного мозку. ГДК_{сд} – це концентрація ЗР в повітрі, що при цілодобовому вдиханні людиною не справляє на неї прямого чи опосередкованого шкідливого впливу; належить необмеженому періоду осереднення і вводиться з метою попередження загальнотоксичної, мутагенної, канцерогенної та іншої дії. ГДК_{рз} – це рівень концентрації інгредієнта, який не повинен викликати у робітників при щоденному вдиханні

протягом 8 годин (але не більш 41 години на тиждень) захворювань або призводити до погіршення стану здоров'я у віддалені терміни. Під робочою зоною розуміють шар повітря висотою 2 м, де розташовується постійне або тимчасове робоче місце. Розроблено чотири класи небезпеки шкідливих речовин: 1 – надзвичайно небезпечні; 2 – високонебезпечні; 3 – помірно небезпечні; 4 – малонебезпечні [26].

На основі методу ГДК розраховуємо показники перевищення кратності ГДК з врахуванням відповідних середньодобових та максимально разових гранично допустимих концентрацій (див. табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Результати розрахунку середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному міст Півдня України в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК).

Забруднюючі речовини	Одеса		Ізмаїл		Миколаїв		Херсон		Запоріжжя	
Оксид вуглецю	1,13	1,80	0,33	0,40	0,67	1,80	0,36	1,20	0,30	1,20
Сірководень		1,00		0,50						1,00
Фенол	1,67	1,50					0,77	2,20	1,50	2,00
Діоксид азоту	1,50	0,70	1,25	0,50	1,00	0,95	2,40	2,05	1,90	2,20
Фтористий водень	1,60	1,05			0,60	1,00				0,10
Пил	1,67	1,80	0,67	0,40	0,73	1,00	0,24	0,60	0,70	2,80
Сірководень		1,00		0,50						1,00
Фенол	1,67	1,50					0,77	2,20	1,50	2,00
Сажа	1,24	2,33								
Оксид азоту					0,17	0,18	1,07	0,55	0,40	1,00
Формальдегід	3,33	1,77	0,33	0,11	4,33	1,91	3,83	1,03	0,40	1,30
Діоксид сірки			0,58	0,14	0,10	0,06	0,11	0,10	0,04	0,20

Результати розрахунків репрезентуємо за допомогою гістограм з динамікою зміни середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі (в одиницях кратності ГДК) для великих міст півдня України та представлені на рисунках 4.1 - 4.5.

Для міста Одеси (рис. 4.1) встановлено, що пріоритетною забруднюючою речовиною в атмосферному повітрі є формальдегід; для міста Ізмаїл (рис. 4.2) – діоксид азоту; для міст Миколаїв (рис. 4.3) та м. Херсон (рис. 4.4) – формальдегід; для м. Запоріжжя (рис. 4.5) – пил (за максимальними з разових концентраціями) та діоксид азоту (за середньорічними концентраціями).

На рисунках 4.1, 4.2, 4.5 помітно, що для сірководню відсутній показник кратності перевищення середньорічних концентрацій. Це пов'язано з тим, що для цієї забруднюючої речовини відсутня встановлена ГДК_{сд}.

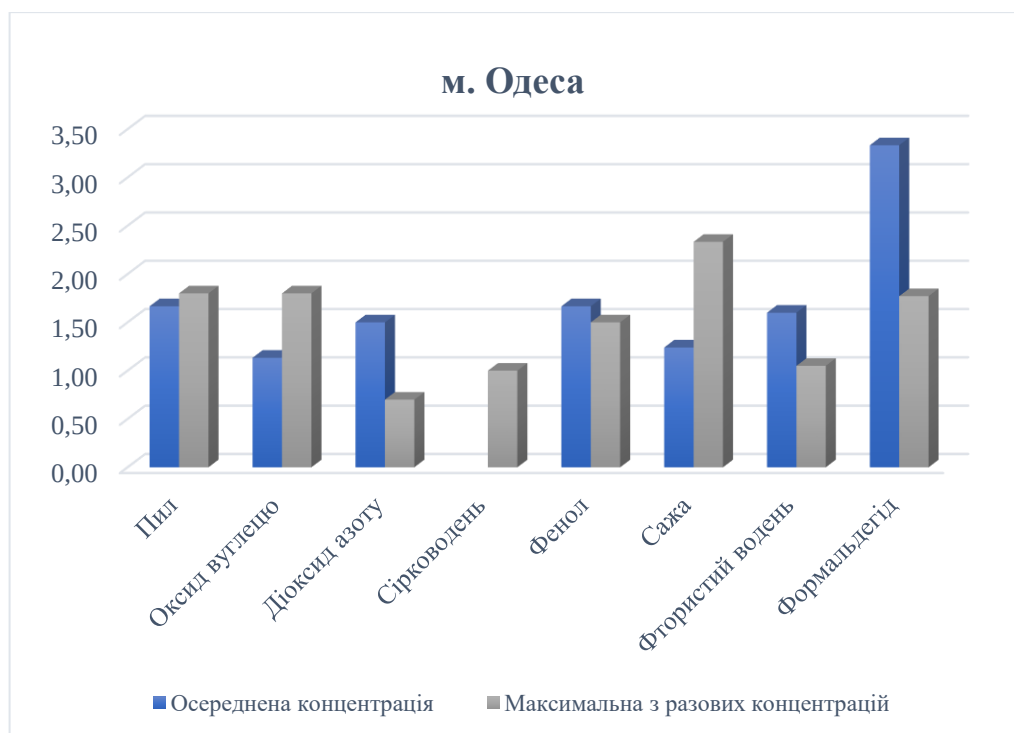


Рис. 4.1 – Динаміка середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі м. Одеса в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК)



Рис. 4.2 – Динаміка середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі м. Ізмаїл в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК)



Рис. 4.3 – Динаміка середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі м. Миколаїв в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК)



Рис. 4.4 – Динаміка середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі м. Херсон в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК)



Рис. 4.5 – Динаміка середньорічних та максимальних з разових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі м. Запоріжжя в 2017 році (в одиницях кратності відповідних ГДК)

На наступному етапі дослідження застосовуємо математичний апарат *Методики оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря* (підрозділ 3.2).

Згідно до основ *Методики*: «Ризик захворюваності є функцією дози токсиканта, який поступив в організм середньостатистичного представника даної групи населення за все життя. Відносно до забруднення атмосферного повітря доза токсиканта може бути оцінена на основі даних про концентрацію токсиканта в повітрі та тривалості перебування людей в умовах забрудненої атмосферного повітря. Для врахування та аналізу негативного впливу забруднення довкілля на здоров'я, що може бути реалізовано в хронічних проявах (в тому числі канцерогенних та імунотоксичних) використовуємо лінійно-експоненціальну (безпорогову) модель».

Враховуючи вищезазначене використовуємо для розрахунку ризику хронічної інтоксикації – R_z формулу (3.13 – п. 3.2), інформацію з табл. 3.3 (див. п.3.2) про значення необхідних для розрахунків параметрів β та K_z . Крім того, для врахованих в оцінці ризику хронічної інтоксикації від забруднюючих речовин атмосферного повітря міст Півдня України необхідно знати класи небезпеки до яких вони відносяться. Ця інформація систематизована в табл. 4.1.

Розрахунки ризику інтоксикації виконуємо для часу експозиції (τ), який змінюється у діапазоні 1-24 годин, тобто від однієї до двадцяти чотирьох годин знаходження в умовах забрудненого атмосферного повітря. Комплекс забруднюючих речовин для атмосферного повітря кожного з п'яти міст індивідуальний (див. рис. 4.1 - 4.5).

Отже, результати розрахунку канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря у залежності від часу експозиції для міст Півдня України (2017 р.) представлені в табл. 4.3.

Таблиця 4.3 – Результати розрахунку канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря у залежності від часу експозиції для міст Півдня України (2017 р.)

Забруднюючі речовини	Час експозиції (від 1 до 12), години											
	<i>Rz1</i>	<i>Rz2</i>	<i>Rz3</i>	<i>Rz4</i>	<i>Rz5</i>	<i>Rz6</i>	<i>Rz7</i>	<i>Rz8</i>	<i>Rz9</i>	<i>Rz10</i>	<i>Rz11</i>	<i>Rz12</i>
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
м. Одеса												
Пил	0,062	0,121	0,176	0,227	0,275	0,321	0,363	0,403	0,440	0,475	0,508	0,539
Оксид вуглецю	0,073	0,140	0,202	0,260	0,314	0,364	0,410	0,453	0,492	0,529	0,563	0,595
Діоксид азоту	0,028	0,055	0,081	0,107	0,132	0,156	0,180	0,203	0,225	0,247	0,268	0,288
Фенол	0,032	0,063	0,093	0,122	0,150	0,177	0,203	0,229	0,254	0,277	0,301	0,323
Сажа	0,047	0,091	0,134	0,175	0,213	0,250	0,285	0,319	0,350	0,381	0,410	0,437
Фтористий водень	0,030	0,060	0,088	0,116	0,143	0,169	0,194	0,218	0,242	0,265	0,287	0,309
Формальдегід	0,077	0,149	0,215	0,275	0,332	0,383	0,431	0,475	0,516	0,553	0,588	0,620
м. Ізмаїл												
Пил	0,025	0,050	0,074	0,098	0,121	0,143	0,165	0,186	0,207	0,227	0,247	0,266
Оксид вуглецю	0,026	0,051	0,076	0,100	0,123	0,146	0,168	0,190	0,211	0,231	0,251	0,271
Діоксид азоту	0,022	0,044	0,065	0,085	0,105	0,125	0,144	0,163	0,182	0,200	0,217	0,235
Формальдегід	0,004	0,008	0,012	0,016	0,020	0,023	0,027	0,031	0,035	0,039	0,042	0,046
Діоксид сірки	0,041	0,081	0,119	0,156	0,191	0,224	0,257	0,287	0,317	0,345	0,372	0,398
м. Миколаїв												
Пил	0,028	0,055	0,082	0,107	0,132	0,156	0,180	0,203	0,225	0,247	0,268	0,288
Оксид вуглецю	0,047	0,091	0,133	0,174	0,212	0,249	0,284	0,317	0,349	0,380	0,408	0,436
Діоксид азоту	0,017	0,033	0,049	0,064	0,080	0,095	0,110	0,125	0,139	0,153	0,167	0,181
Фтористий водень	0,008	0,017	0,025	0,034	0,042	0,050	0,058	0,066	0,074	0,082	0,089	0,097

Продовження табл. 4.3

Забруднюючі речовини	Час експозиції (від 1 до 12), години											
	<i>R_{з1}</i>	<i>R_{з2}</i>	<i>R_{з3}</i>	<i>R_{з4}</i>	<i>R_{з5}</i>	<i>R_{з6}</i>	<i>R_{з7}</i>	<i>R_{з8}</i>	<i>R_{з9}</i>	<i>R_{з10}</i>	<i>R_{з11}</i>	<i>R_{з12}</i>
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>12</i>	<i>13</i>
Формальдегід	0,107	0,203	0,289	0,365	0,433	0,494	0,549	0,597	0,640	0,679	0,713	0,744
Діоксид сірки	0,009	0,019	0,028	0,037	0,046	0,054	0,063	0,072	0,081	0,089	0,098	0,106
Оксид азоту	0,014	0,029	0,043	0,056	0,070	0,083	0,096	0,109	0,122	0,135	0,147	0,160
м. Херсон												
Пил	0,009	0,018	0,027	0,036	0,045	0,054	0,063	0,072	0,080	0,089	0,097	0,105
Оксид вуглецю	0,028	0,055	0,081	0,106	0,131	0,155	0,179	0,201	0,223	0,245	0,266	0,286
Діоксид азоту	0,051	0,099	0,145	0,189	0,230	0,270	0,307	0,342	0,376	0,408	0,438	0,467
Фенол	0,012	0,023	0,035	0,046	0,057	0,068	0,079	0,090	0,100	0,111	0,121	0,132
Формальдегід	0,092	0,176	0,252	0,321	0,384	0,440	0,492	0,539	0,581	0,620	0,655	0,687
Діоксид сірки	0,010	0,020	0,030	0,040	0,049	0,059	0,068	0,078	0,087	0,096	0,105	0,115
Оксид азоту	0,069	0,133	0,193	0,249	0,301	0,349	0,394	0,436	0,475	0,511	0,545	0,576
м. Запоріжжя												
Пил	0,028	0,055	0,082	0,107	0,132	0,156	0,180	0,203	0,225	0,247	0,268	0,288
Оксид вуглецю	0,024	0,047	0,070	0,092	0,113	0,134	0,155	0,175	0,194	0,214	0,232	0,250
Діоксид азоту	0,038	0,074	0,109	0,143	0,175	0,207	0,237	0,266	0,293	0,320	0,346	0,371
Фенол	0,032	0,063	0,093	0,122	0,150	0,177	0,203	0,229	0,254	0,277	0,301	0,323
Формальдегід	0,004	0,008	0,012	0,016	0,020	0,023	0,027	0,031	0,035	0,039	0,042	0,046
Діоксид сірки	0,004	0,008	0,013	0,017	0,021	0,025	0,029	0,033	0,037	0,042	0,046	0,050
Оксид азоту	0,030	0,060	0,088	0,116	0,143	0,169	0,194	0,218	0,242	0,265	0,287	0,309

Продовження табл. 4.3

Забруднюючі речовини	Час експозиції (від 13 до 24), години											
	<i>R_{з13}</i>	<i>R_{з14}</i>	<i>R_{з15}</i>	<i>R_{з16}</i>	<i>R_{з17}</i>	<i>R_{з18}</i>	<i>R_{з19}</i>	<i>R_{з20}</i>	<i>R_{з21}</i>	<i>R_{з22}</i>	<i>R_{з23}</i>	<i>R_{з24}</i>
<i>1</i>	<i>14</i>	<i>15</i>	<i>16</i>	<i>17</i>	<i>18</i>	<i>19</i>	<i>20</i>	<i>21</i>	<i>22</i>	<i>23</i>	<i>24</i>	<i>25</i>
м. Одеса												
Пил	0,567	0,594	0,620	0,643	0,666	0,687	0,706	0,724	0,742	0,758	0,773	0,787
Оксид вуглецю	0,624	0,652	0,677	0,700	0,722	0,742	0,761	0,778	0,794	0,809	0,823	0,836
Діоксид азоту	0,308	0,327	0,346	0,364	0,382	0,399	0,416	0,432	0,448	0,464	0,478	0,493
Фенол	0,345	0,365	0,386	0,405	0,424	0,443	0,461	0,478	0,495	0,511	0,526	0,542
Сажа	0,464	0,489	0,513	0,536	0,557	0,578	0,598	0,617	0,635	0,652	0,668	0,684
Фтористий водень	0,330	0,350	0,370	0,389	0,408	0,426	0,443	0,460	0,476	0,492	0,508	0,523
Формальдегід	0,649	0,676	0,701	0,724	0,746	0,765	0,784	0,800	0,816	0,830	0,843	0,855
м. Ізмаїл												
Пил	0,285	0,303	0,321	0,338	0,355	0,371	0,387	0,403	0,418	0,433	0,447	0,461
Оксид вуглецю	0,290	0,308	0,326	0,343	0,360	0,377	0,393	0,409	0,424	0,439	0,454	0,468
Діоксид азоту	0,252	0,268	0,284	0,300	0,315	0,331	0,345	0,360	0,374	0,388	0,401	0,414
Формальдегід	0,050	0,054	0,057	0,061	0,065	0,069	0,072	0,076	0,080	0,083	0,087	0,090
Діоксид сірки	0,423	0,447	0,470	0,492	0,513	0,533	0,553	0,571	0,589	0,606	0,622	0,638
м. Миколаїв												
Пил	0,308	0,328	0,346	0,365	0,382	0,400	0,417	0,433	0,449	0,464	0,479	0,494
Оксид вуглецю	0,462	0,487	0,511	0,534	0,556	0,576	0,596	0,615	0,633	0,650	0,666	0,682
Діоксид азоту	0,195	0,208	0,221	0,234	0,246	0,259	0,271	0,283	0,295	0,307	0,318	0,329
Фтористий водень	0,105	0,112	0,120	0,127	0,135	0,142	0,149	0,157	0,164	0,171	0,178	0,185
Формальдегід	0,772	0,796	0,818	0,838	0,855	0,871	0,885	0,897	0,908	0,918	0,927	0,935

Продовження табл. 4.3

Забруднюючі речовини	Час експозиції (від 13 до 24), години											
	<i>R_{з13}</i>	<i>R_{з14}</i>	<i>R_{з15}</i>	<i>R_{з16}</i>	<i>R_{з17}</i>	<i>R_{з18}</i>	<i>R_{з19}</i>	<i>R_{з20}</i>	<i>R_{з21}</i>	<i>R_{з22}</i>	<i>R_{з23}</i>	<i>R_{з24}</i>
<i>1</i>	<i>14</i>	<i>15</i>	<i>16</i>	<i>17</i>	<i>18</i>	<i>19</i>	<i>20</i>	<i>21</i>	<i>22</i>	<i>23</i>	<i>24</i>	<i>25</i>
Діоксид сірки	0,114	0,123	0,131	0,139	0,147	0,155	0,163	0,170	0,178	0,186	0,193	0,201
Оксид азоту	0,172	0,184	0,195	0,207	0,218	0,230	0,241	0,252	0,262	0,273	0,283	0,294
м. Херсон												
Пил	0,114	0,122	0,130	0,138	0,146	0,154	0,162	0,169	0,177	0,185	0,192	0,200
Оксид вуглецю	0,306	0,325	0,344	0,362	0,380	0,397	0,414	0,430	0,446	0,461	0,476	0,490
Діоксид азоту	0,494	0,520	0,544	0,568	0,590	0,611	0,630	0,649	0,667	0,684	0,700	0,716
Фенол	0,142	0,152	0,162	0,171	0,181	0,191	0,200	0,209	0,219	0,228	0,237	0,246
Формальдегід	0,716	0,742	0,766	0,787	0,807	0,825	0,841	0,856	0,869	0,881	0,892	0,902
Діоксид сірки	0,123	0,132	0,141	0,150	0,158	0,167	0,175	0,183	0,192	0,200	0,208	0,216
Оксид азоту	0,605	0,633	0,658	0,681	0,703	0,724	0,743	0,761	0,777	0,793	0,807	0,820
м. Запоріжжя												
Пил	0,308	0,328	0,346	0,365	0,382	0,400	0,417	0,433	0,449	0,464	0,479	0,494
Оксид вуглецю	0,268	0,286	0,303	0,319	0,335	0,351	0,366	0,381	0,396	0,410	0,424	0,438
Діоксид азоту	0,394	0,417	0,439	0,461	0,481	0,501	0,520	0,538	0,555	0,572	0,588	0,604
Фенол	0,345	0,365	0,386	0,405	0,424	0,443	0,461	0,478	0,495	0,511	0,526	0,542
Формальдегід	0,050	0,054	0,057	0,061	0,065	0,069	0,072	0,076	0,080	0,083	0,087	0,090
Діоксид сірки	0,054	0,058	0,062	0,066	0,070	0,074	0,078	0,081	0,085	0,089	0,093	0,097
Оксид азоту	0,330	0,350	0,370	0,389	0,407	0,425	0,443	0,459	0,476	0,492	0,507	0,522

Динаміка зміни розрахованих числових значень канцерогенного ризику хронічної інтоксикації, пов'язаного із забрудненням атмосферного повітря, у залежності від часу експозиції для кожного з міст Півдня України представлена на рисунках 4.6, 4.8, 4.10, 4.12, 4.14. Логічно, що зі збільшенням часу експозиції збільшується значення канцерогенного ризику, що пов'язано із прямою залежністю між цими параметрами та відповідає встановленій у *Методиці оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря* графічній залежності ризику хронічних захворювань, обумовлених забрудненням атмосферного повітря, від кратності перевищення ГДК для речовин різних класів небезпеки (див. рис. 3.3).

На рисунках 4.7, 4.9, 4.11, 4.13, 4.15 репрезентовані сумарні канцерогенні ризики хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції для кожного з міст Півдня України. Сумарний канцерогенний ризик, який не перевищує одиницю, можна вважати допустимим для організму людини, яка знаходиться в умовах відкритого атмосферного повітря і піддається негативному впливу комплексу забруднювальних речовин. Час експозиції, який змінюється від 1 до 24 годин може бути як «безпечним» та і «небезпечним» для людини в умовах відкритого атмосферного повітря. Аналізуючи сумарні канцерогенні ризики хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції для кожного з міст Півдня України встановимо безпечні умови для організму людини.

Для м. Одеси (рис. 4.6) найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду та оксидів вуглецю. А за значеннями сумарного канцерогенного ризику (рис. 4.7) безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 3 годин на добу.

Для м. Ізмаїл (рис. 4.8) найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для діоксиду сірки. А за значеннями сумарного канцерогенного ризику (рис. 4.7) безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 9 годин на добу.

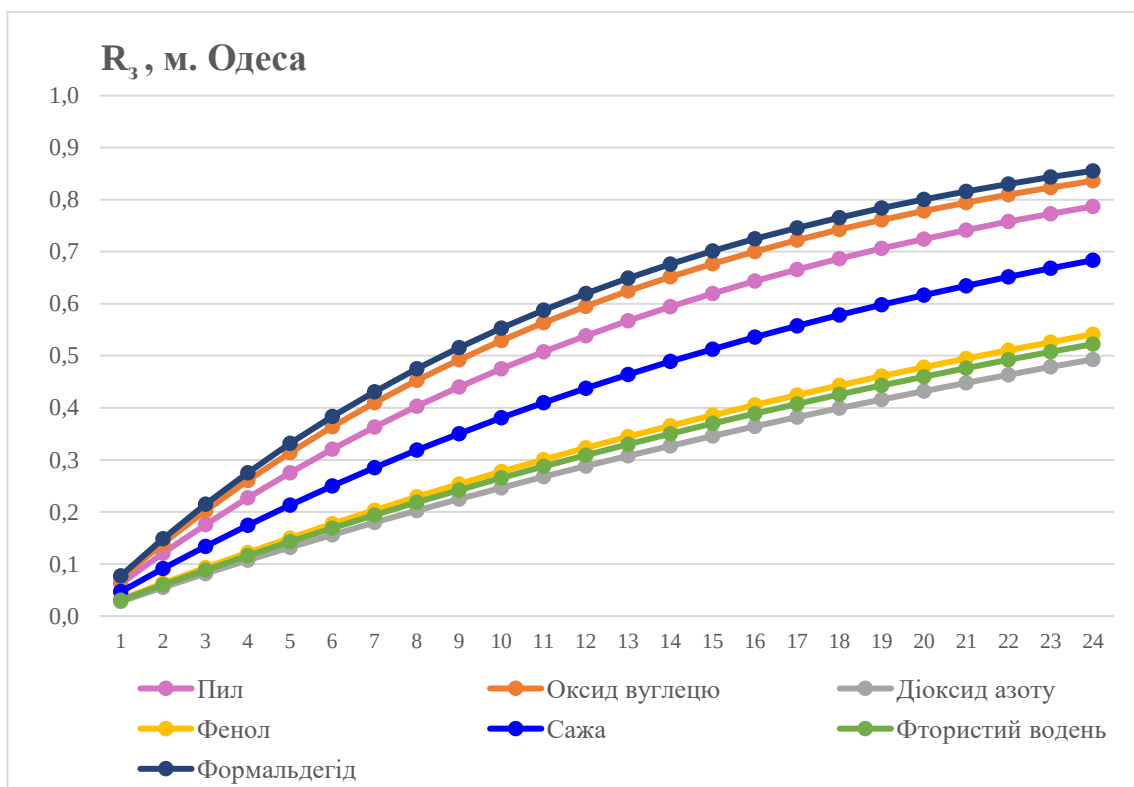


Рис. 4.6 – Зміна канцерогенного ризику хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції (м. Одеса, 2017 р.)

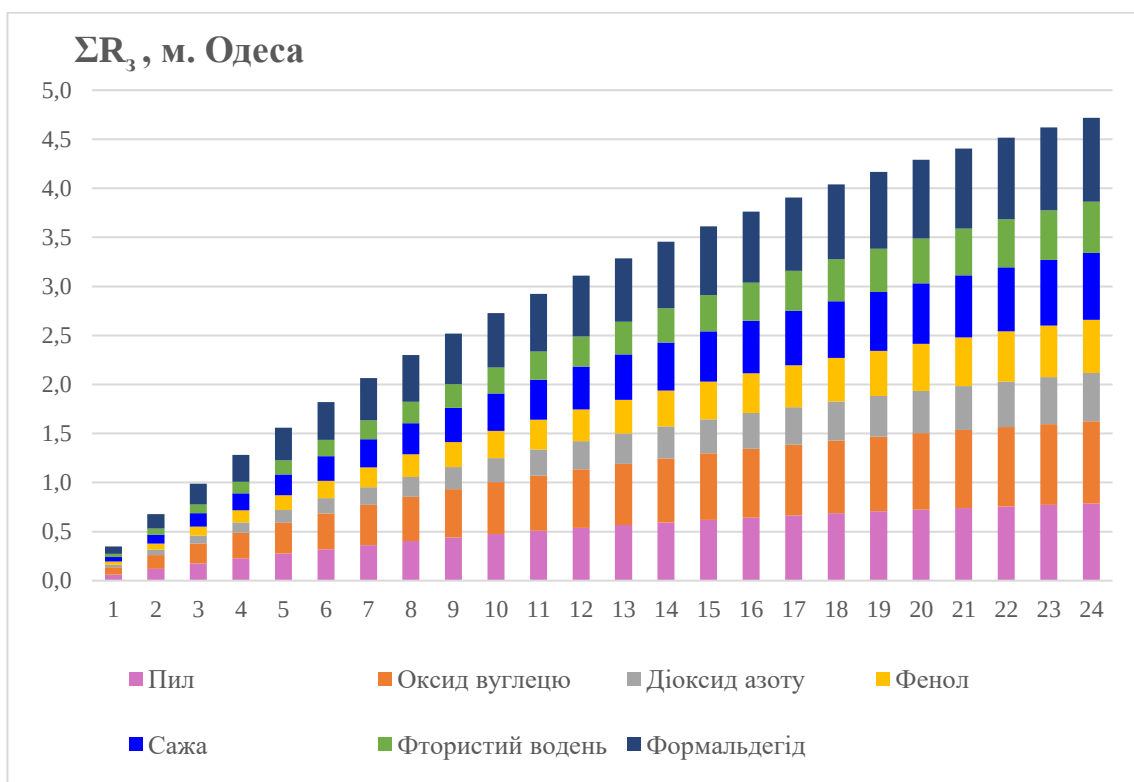


Рис. 4.7 – Сумарний канцерогенний ризик хронічної інтоксикації (м. Одеса, 2017 р.)

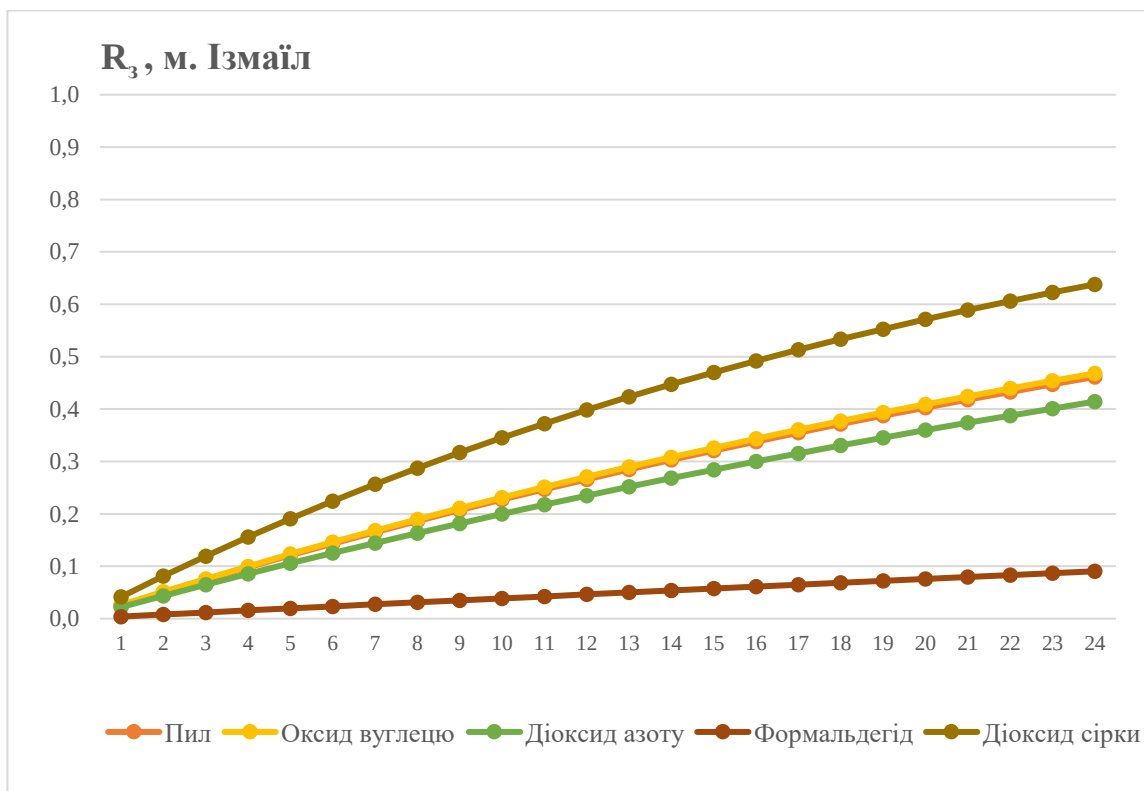


Рис. 4.8 – Зміна канцерогенного ризику хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції (м. Ізмаїл, 2017 р.)

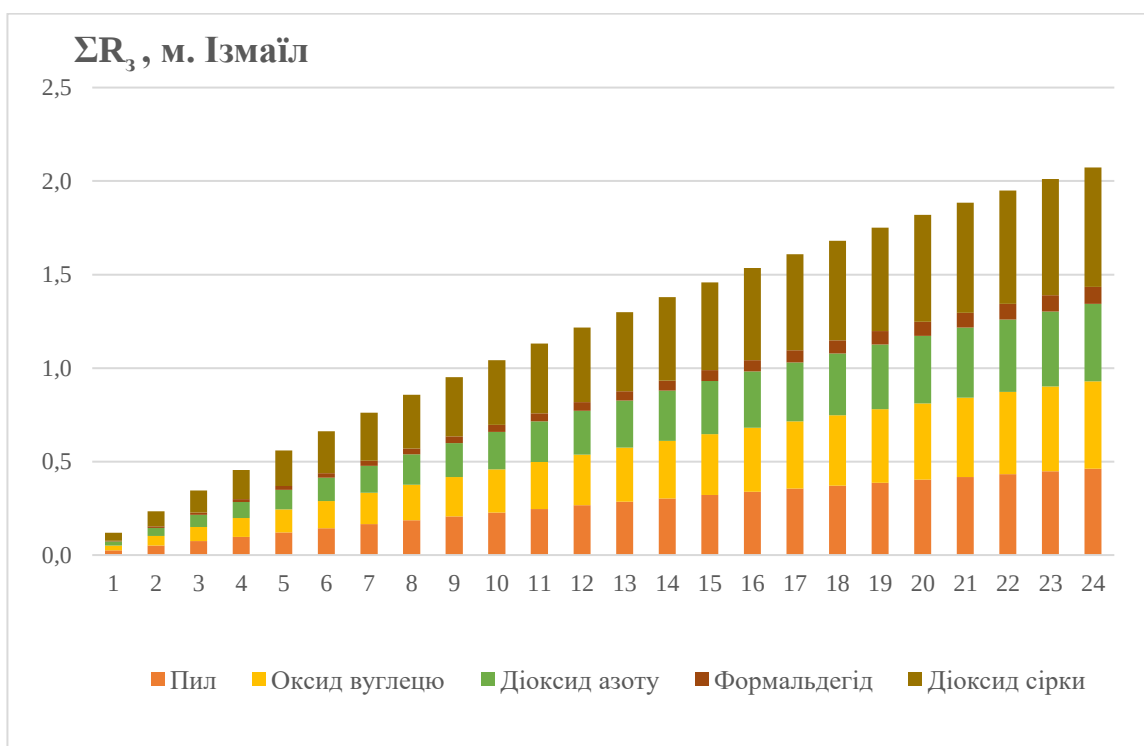


Рис. 4.9 – Сумарний канцерогенний ризик хронічної інтоксикації (м. Ізмаїл, 2017 р.)

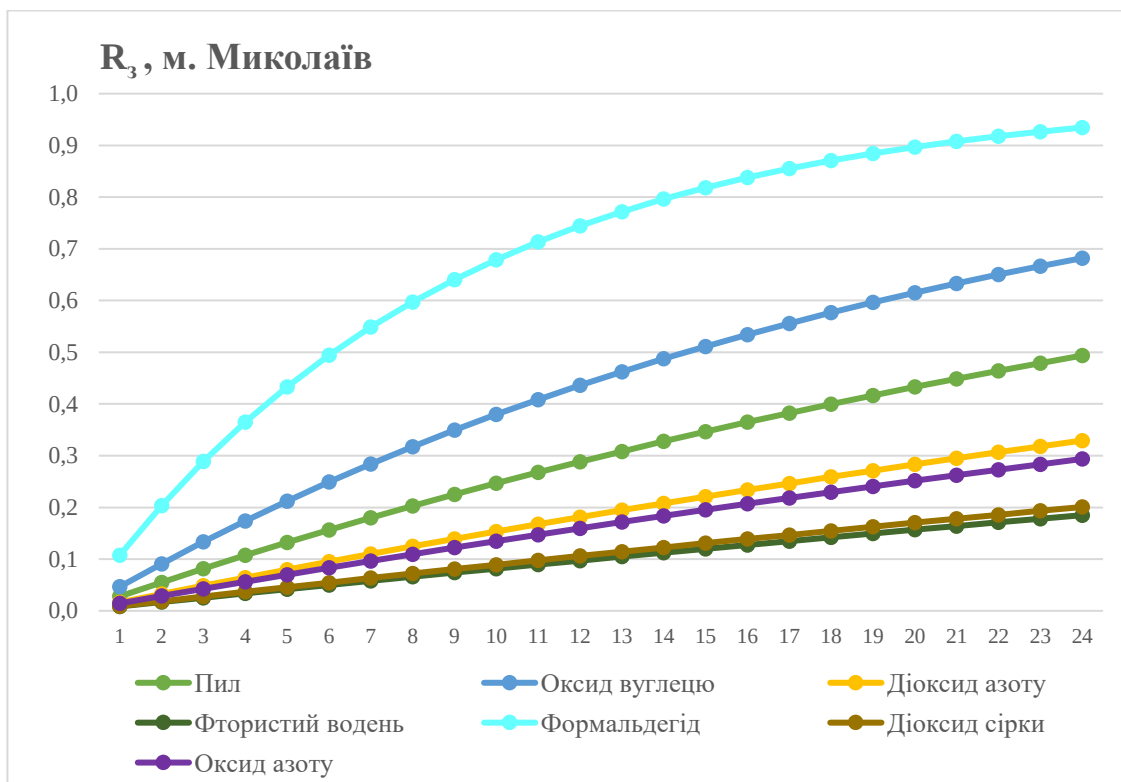


Рис. 4.10 – Зміна канцерогенного ризику хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції (м. Миколаїв, 2017 р.)

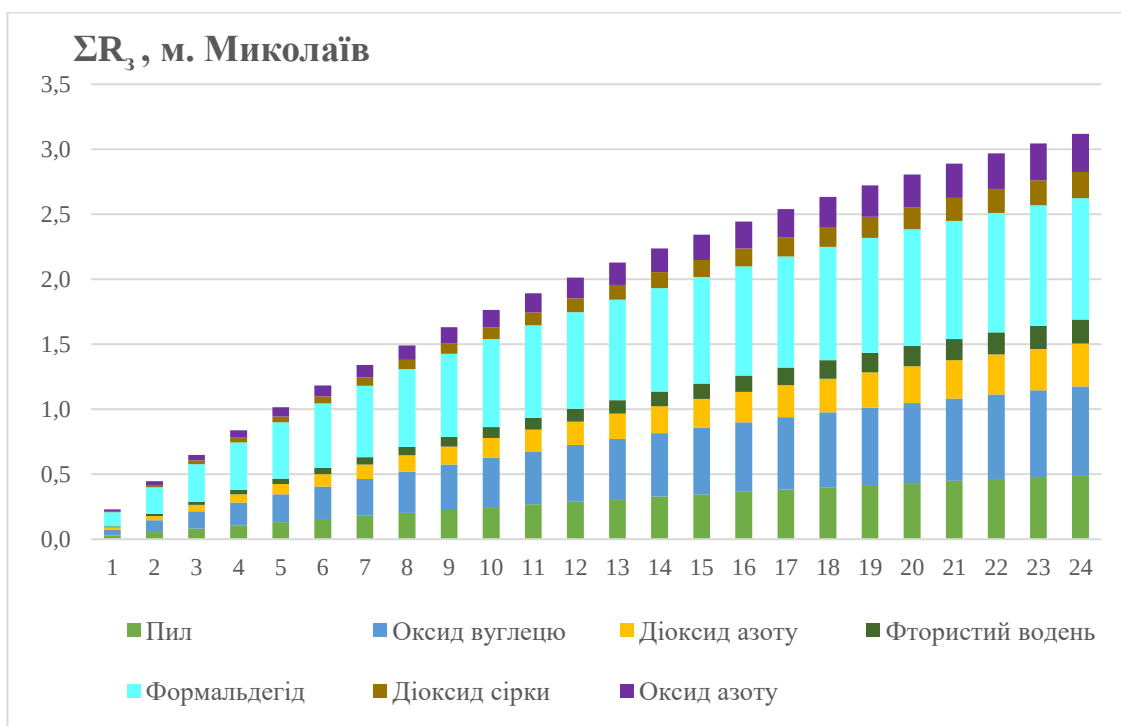


Рис. 4.11 – Сумарний канцерогенний ризик хронічної інтоксикації (м. Миколаїв, 2017 р.)

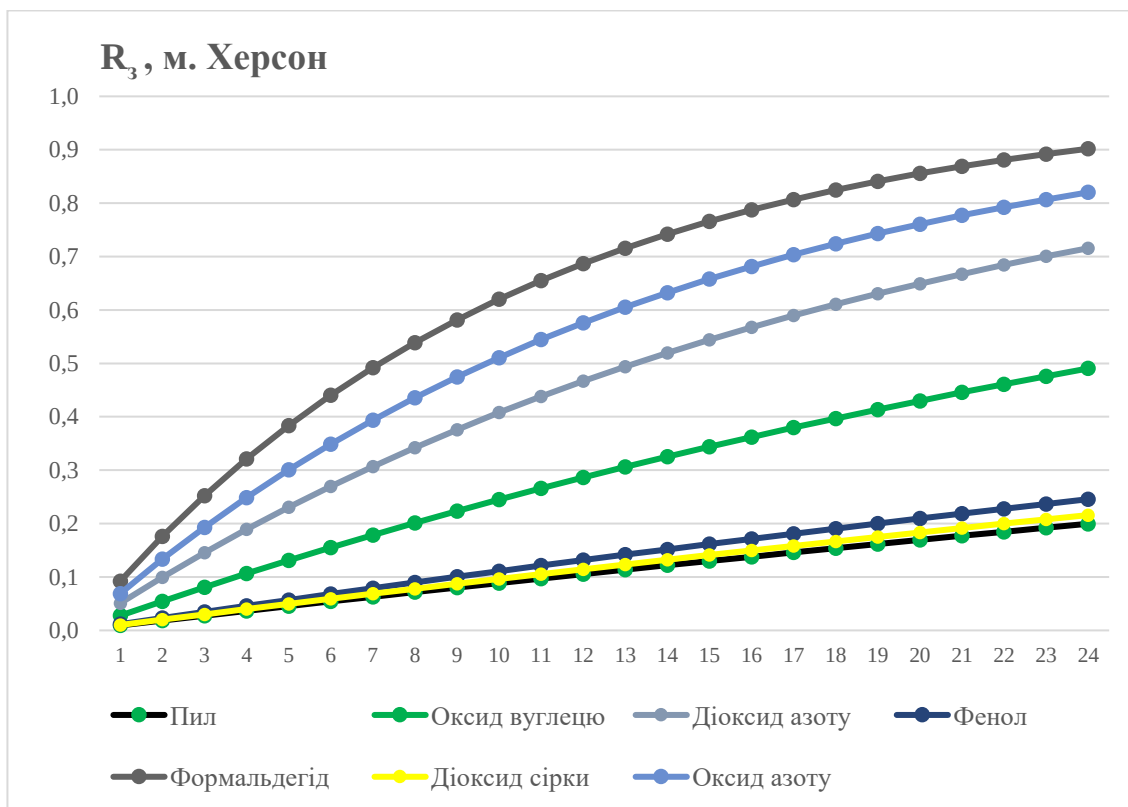


Рис. 4.12 – Зміна канцерогенного ризику хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції (м. Херсон, 2017 р.)

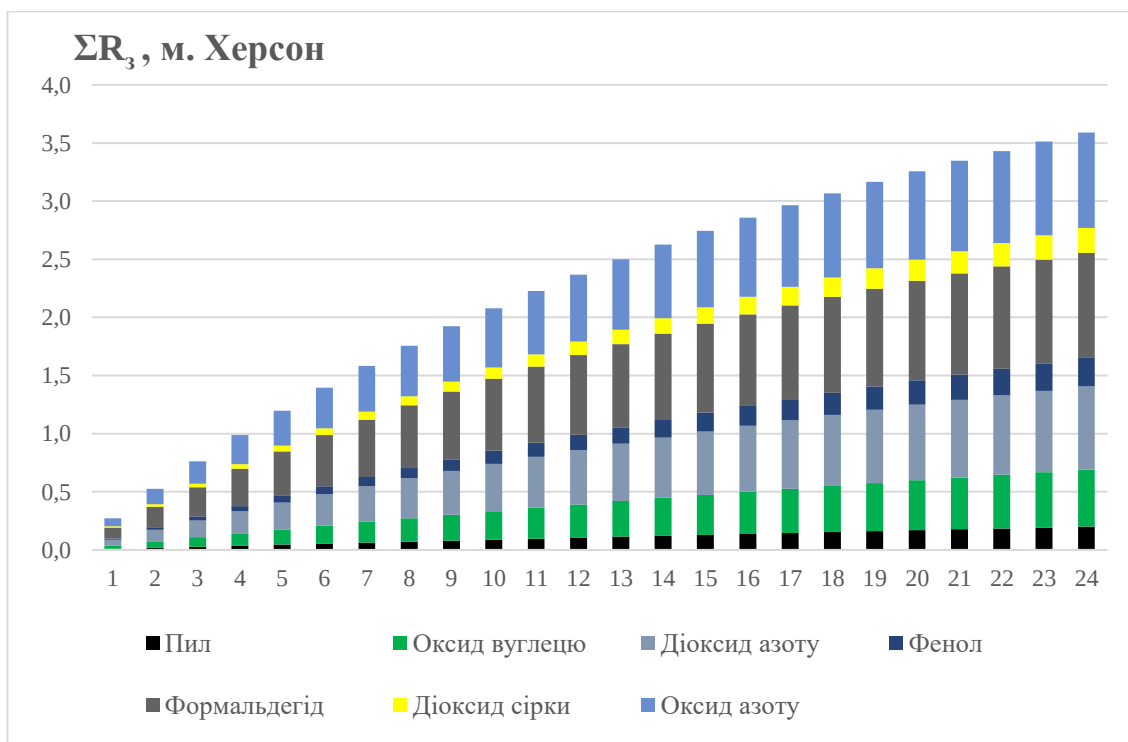


Рис. 4.13 – Сумарний канцерогенний ризик хронічної інтоксикації (м. Херсон, 2017 р.)

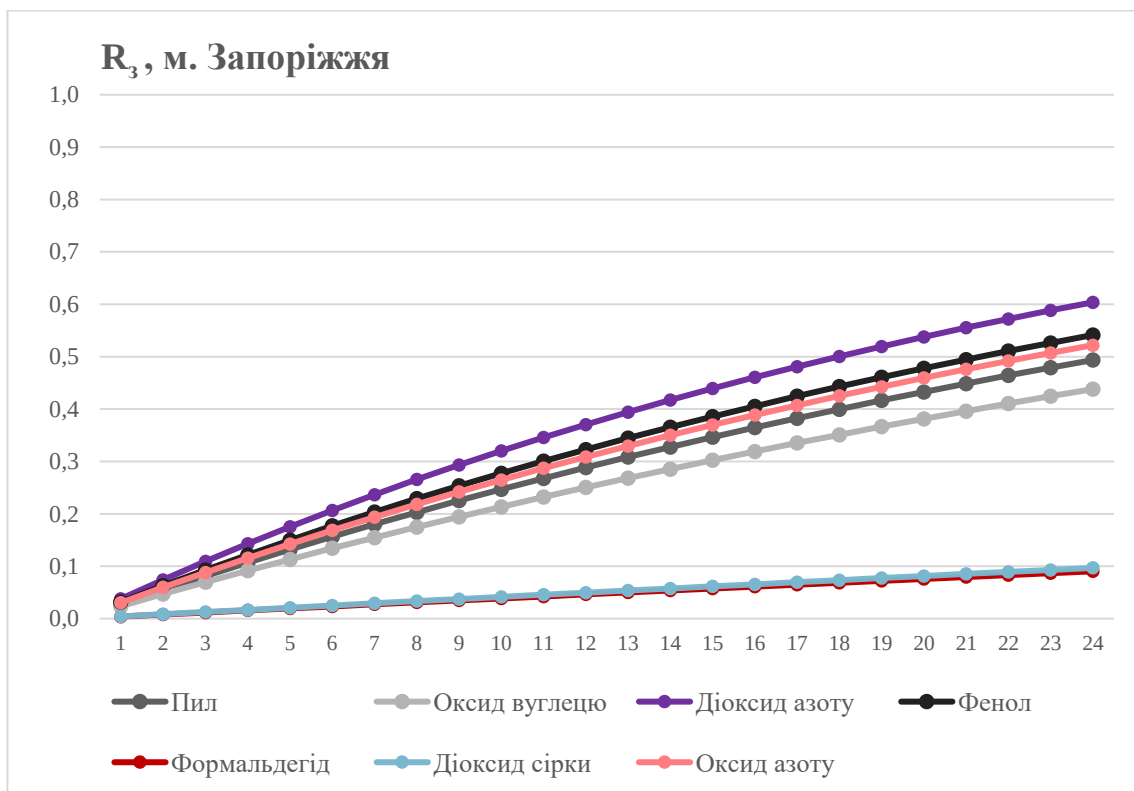


Рис. 4.14 – Зміна канцерогенного ризику хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції (м. Запоріжжя, 2017 р.)

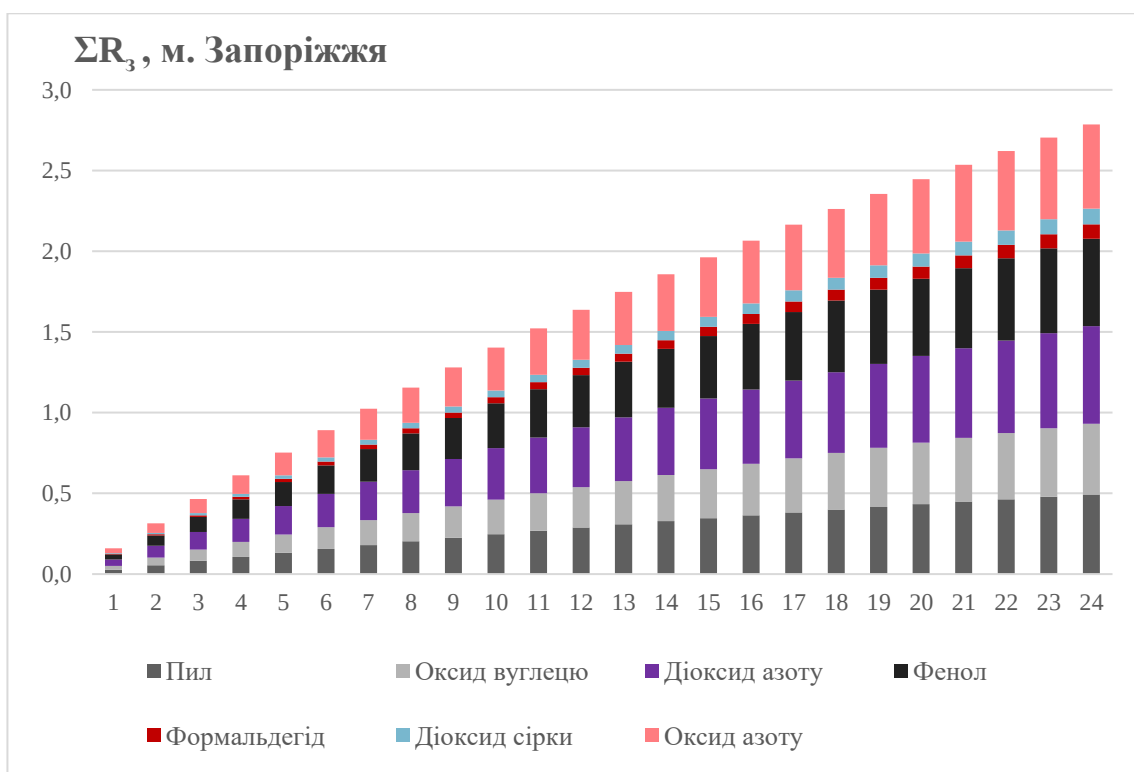


Рис. 4.15 – Сумарний канцерогенний ризик хронічної інтоксикації (м. Запоріжжя, 2017 р.)

Для м. Миколаїв (рис. 4.10) найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду. А за значеннями сумарного канцерогенного ризику (рис. 4.11) безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 5 годин на добу.

Для м. Херсон (рис. 4.12) найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду. А за значеннями сумарного канцерогенного ризику (рис. 4.13) безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 4 годин на добу.

Для м. Запоріжжя (рис. 4.14) найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду. А за значеннями сумарного канцерогенного ризику (рис. 4.15) безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 6 годин на добу.

За результатами встановленого часу безпечного перебування людини в умовах відкритого повітря за наявного комплексу забруднюючих речовин у ньому для міст Півдня України (2017 р.) побудована гістограма, яка представлена на рисунку 4.16.

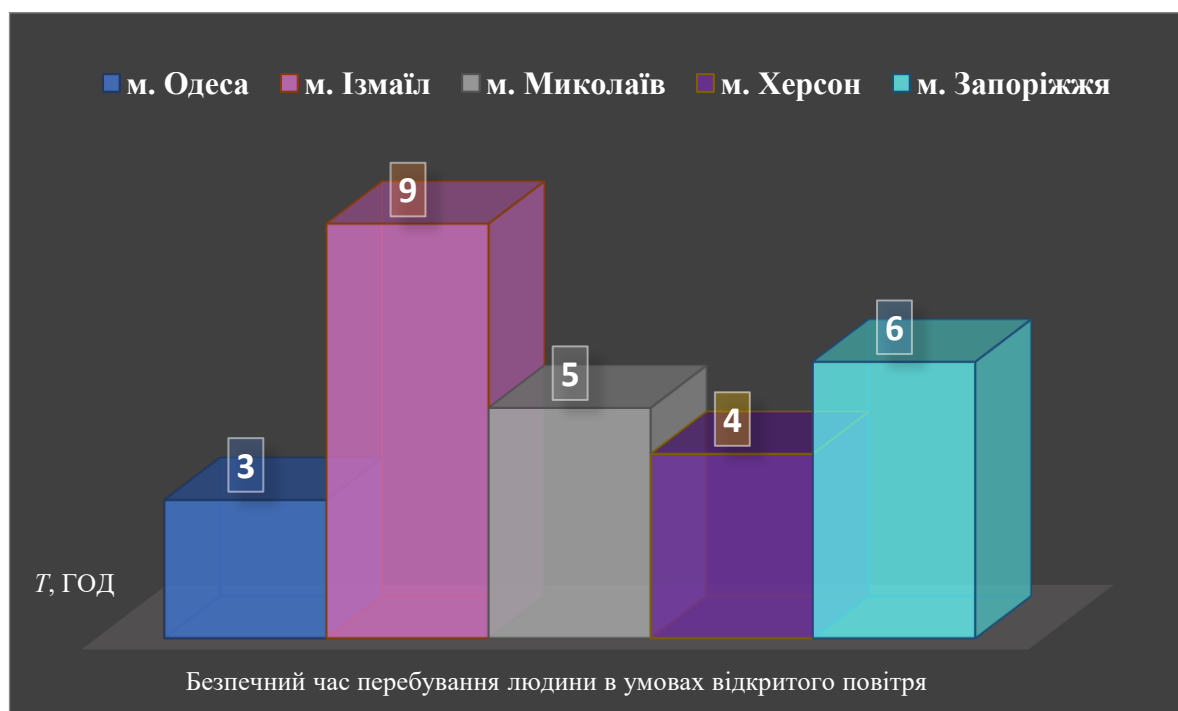


Рис. 4.16 – Безпечний час перебування людини в умовах відкритого повітря за наявного комплексу забруднюючих речовин у ньому для міст Півдня України (2017 р.)

З метою порівняння сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції для міст Півдня України (2017 р.) побудована гістограма, яка представлена на рисунку 4.17.

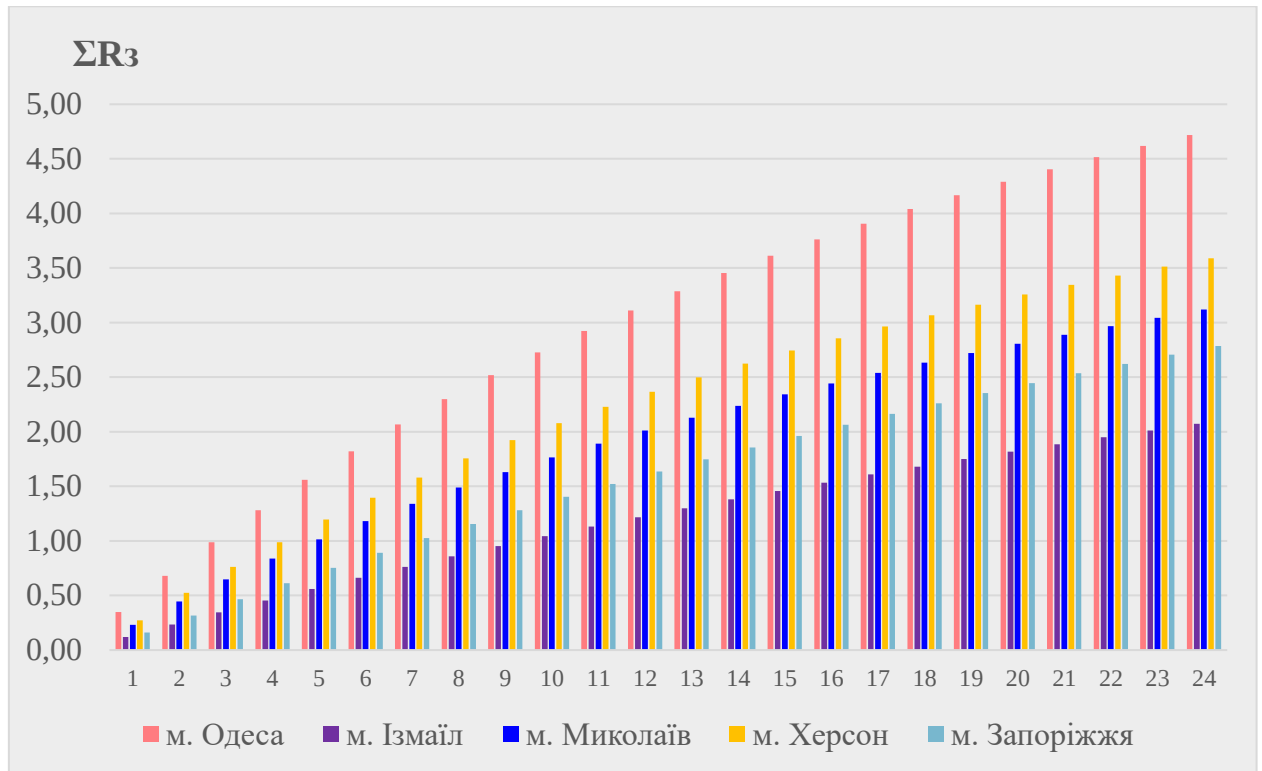


Рис. 4.17 – Порівняння сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції для міст Півдня України (2017 р.)

Отже, порівнюючи «безпечне за часом експозиції перебування людини в умовах відкритого повітря за наявного комплексу забруднюючих речовин у ньому» (рис. 4.16) та «сумарні канцерогенні ризики хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції» (рис. 4.17), *встановлюємо, що* найвищі значення канцерогенного ризику хронічної інтоксикації відмічаються для м. Одеса, а найнижчі для м. Ізмаїл.

Найбезпечніші умови перебування на відкритому повітрі характерні для м. Ізмаїлу (9 год.). Інші міста за зменшенням ступеню безпечності розподілилися наступним чином: м. Запоріжжя (6 год), м. Миколаїв (5 год.), м. Херсон (4 год.) та м. Одеса (3 год.). Отже, найнебезпечніші умови перебування на відкритому повітрі характерні для м. Одеса.

ВИСНОВКИ

Для дослідження одного з видів екологічного ризику від забруднення довкілля застосована *Методика оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря*. За результатами оцінки канцерогенного ризику хронічної інтоксикації від забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України встановлено, що:

- пріоритетними забруднюючими речовинами в атмосферному повітрі міст Одеса, Миколаїв та Херсон є формальдегід; для м. Ізмаїл – діоксид азоту, для м. Запоріжжя – пил та діоксид азоту;
- за результатами аналізу значень канцерогенного ризику хронічної інтоксикації, пов'язаного із забрудненням атмосферного повітря, встановлено, що зі збільшенням часу експозиції збільшується значення канцерогенного ризику, а це пов'язано із прямою залежністю між цими параметрами;
- для **м. Одеси** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду та оксидів вуглецю, а за значеннями сумарного канцерогенного ризику безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 3 годин на добу;
- для **м. Ізмаїл** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для діоксиду сірки, а за значеннями сумарного канцерогенного ризику безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 9 годин на добу.
- для **м. Миколаїв** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду, а за значеннями сумарного канцерогенного ризику безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 5 годин на добу;
- для **м. Херсон** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду, а за значеннями сумарного канцерогенного ризику

безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 4 годин на добу;

- для **м. Запоріжжя** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються для формальдегіду, а за значеннями сумарного канцерогенного ризику безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 6 годин на добу;
- за результатами порівняння «сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції» та «безпечного за часом експозиції перебування людини в умовах відкритого повітря за наявного комплексу забруднюючих речовин у ньому» слід зробити висновок, що найвищі значення канцерогенного ризику хронічної інтоксикації відмічаються для м. Одеса, а найнижчі для м. Ізмаїл. Отже, в 2017 р. найбезпечніші умови перебування на відкритому повітрі були характерні для м. Ізмаїлу, а найнебезпечніші – для м. Одеса.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Шмандій В.М., Клименко М.О., Голік Ю.С., Прищепя А.М., Бахарев В.С., Харламова О.В. Екологічна безпека: підручник. Кременчук: КНУ, 2011. 337 с.
2. Екологічний ризик, аналіз та методологія URL: <https://infopedia.su/3x42bb.html> (дата звернення: 05.12.2021).
3. COUNCIL DIRECTIVE 96/82/EC of 9 December 1996 on the control of major-accident hazards involving dangerous substances URL: <https://bit.ly/3rBfDIW> (дата звернення: 05.12.2021).
4. Алымов В.Т., Тарасов Н.П. Техногенный риск: Анализ и оценка.. М.: ИКЦ Академкнига, 2005. 118 с.
5. Кузьміна В.А., Прикуп Л.О., Методичні вказівки до практичних робіт з дисципліни "Екологічна безпека". Одеса, ОДЕКУ, 2016 р. 90 с.
6. Кузьмина В.А. Конспект лекцій з дисципліни „Екологічна безпека” для студентів IV курсу денної форми навчання за напрямом підготовки „Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування”. Одеса, 2013 р. 150 с.
7. Гранично допустима концентрація шкідливих речовин: URL: <https://bit.ly/3001OIU> (дата звернення: 03.12.2021)
8. ПДК: URL: <https://bit.ly/3GgtF4> (дата звернення: 03.12.2021)
9. Методичні вказівки до практичних робіт з «Основ екологічної безпеки територій та акваторій». Укладачі: Цикало А.Л., Кузьміна В.А., Машков О.К., Одесса, ОГМІ, 2000 р., 23с.
10. Кузьмина В.А., Екологічна безпека: конспект лекцій. Одеса: Вид-во ТЕС, 2012. 131 с.
11. Киселев А.В., Фридман К.Б. Оценка рисков здоровью. СПб.: АО «Дельта», 1997. 100 с.

12. Беспмятнов Г.П., Кротов Ю.А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: Справочник. Л.: Химия, 1985. 528 с.
13. Экологическая безопасность: учеб.-метод. пособие для бакалавров и магистрантов направления подготовки «Экология и природопользование» / под ред. д-ра с.-х. наук Е. А. Иванцовой ; Федер. гос. авт. образоват. учреждение высш. образования «Волгогр. гос. ун-т», Ин-т естеств. наук, Каф. экологии и природопользования. Волгоград: Изд-во ВолГУ, 2016. 88 с.
14. Балачук В. Ю.; Мокін В. Б., Ящолт А. Р. Оцінювання екологічних ризиків природних екосистем, представлених інформаційною моделлю з геометричною мережею. *Наукові праці ВНТУ*, 2013, № 1
15. Жукинский В. Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, терминология, количественная оценка. *Вод. ресурсы*. 2003. Т. 30, № 2. С. 213 - 321.
16. Ищук А.А. Козлитин В.Е. Прогнозно-моделирующие комплексы для Правительственной информационно-аналитической системы по чрезвычайным ситуациям. *ArcReview. Современные геоинформационные технологии*. 2002. № 2 (21). С. 14 - 15.
17. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. / Министерства природных ресурсов РФ. URL: <https://bit.ly/31lpMZu> (дата звернення: 03.12.2021)
18. Дем'янова О.О., Рибалова О.В. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 1/6 (61) 2013 С. 45 - 49
19. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Окнісюк та ін. К.: Символ-Т, 1998. 28 с

20. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. К.: АйБи, 2004. 59 с.
21. Мітрасова О.П., Селіванова А.М. Оцінка екологічного стану поверхневих водних ресурсів Миколаївської області. *Наукові праці. Екологія*. Випуск 220. Том 232. С. 92-96.
22. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2017 році. Одеса, 2018. 270 с. URL: <https://bit.ly/3Igl6Ve> (дата звернення: 03.12.2021)]
23. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Миколаївській області у 2017 році. Миколаїв, 2018. 199 с. URL: <https://bit.ly/3Igi97e> (дата звернення: 03.12.2021)
24. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2017 році. Херсон, 2018. 238 с. URL: <https://bit.ly/3y2nDxL> (дата звернення: 03.12.2021)
25. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Запорізькій області у 2017 році. Запоріжжя, 2018. 301 с. URL: <https://bit.ly/3pq62LY> (дата звернення: 03.12.2021)
26. Сафранов Т. А., Колісник А. В. Системний аналіз якості навколишнього середовища: конспект лекцій. Одеса, Одеський державний екологічний університет, 2021. 205 с. URL: <https://bit.ly/3BAB88O> (дата звернення: 03.12.2021)

ДОДАТКИ

Додаток

Публікації за темою кваліфікаційної роботи магістра

1. Колісник А. В., Гордієнко Є. С. Врахування негативного впливу забруднення атмосферного повітря на здоров'я, що реалізується в хронічних проявах. // International scientific innovations in human life. Proceedings of the 6th International scientific and practical conference. Cognum Publishing House. Manchester, United Kingdom. 2021. Pp. 257-262. URL: <https://sci-conf.com.ua/wp-content/uploads/2021/12/INTERNATIONAL-SCIENTIFIC-INNOVATIONS-IN-HUMAN-LIFE-15-17.12.21.pdf> (дата звернення: 18.12.2021).
2. Колісник А. В., Гордієнко Є. С. Оцінка канцерогенного ризику хронічної інтоксикації населення від забрудненого атмосферного повітря. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. К.: Видавничий дім «Гельветика», 2021. № 39. Друк