

УДК 504.4 (047.31)

№ держреєстрації 0117U004873

Іпв. №

**Міністерство освіти і науки України**  
**Харківський національний університет**  
**імені В. Н. Каразіна**

61022, м. Харків, майдан Свободи, 4; факс +38 057 705-02-41;  
тел. +38 057 705-12-47, +38 057 707-52-31; E-mail: univer@karazin.ua

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Проректор з наукової роботи  
Харківського національного  
університету імені В. Н. Каразіна,  
д-р фіз.-мат. наук, проф.

В. Катрич

2018. 12. 31

**ЗВІТ**

**ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ**

Мінімізація екологічних ризиків при ліквідації наслідків природних та  
техногенних катастроф (аварій) в системі екологічної безпеки  
**СИСТЕМА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ОЦІНКИ ЗБИТКІВ ТА ВИТРАТ**  
**НА ПОПЕРЕДЖЕННЯ І ЛІКВІДАЦІЮ НАСЛІДКІВ**  
**ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ КАТАСТРОФ (АВАРІЙ)**  
(проміжний)

Керівник НДР, декан екологічного  
факультету канд. геогр. наук, доц.

Відповідальний виконавець  
д-р геогр. наук, проф.



Г. Тітенко



А. Некос

2018

Рукопис закінчено 20 грудня 2018 р.  
Результати цієї роботи розглянуто на засіданні Вченої ради екологічного факультету  
протокол № 4 від 13 листопада 2018 р.

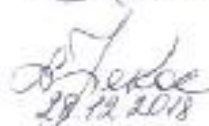
## СПИСОК АВТОРІВ

Керівник ІДР  
канд. геогр. наук, доцент



Г. Тітенко  
(підрозділ 1.1.5)

Відповідальний виконавець  
д-р геогр. наук, професор



А. Некос  
(реферат, підрозділи 1.1.1,  
2.1.1, 2.1.2, висновки)

Виконавці:

Д-р геогр. наук, професор



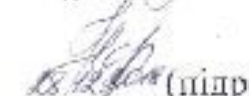
О. Крайнюков  
(підрозділи 1.2, 2.2.2)

Д-р фіз.-мат. наук, професор



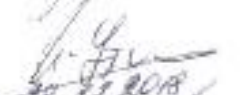
М. Пеліхатий  
(підрозділ 1.1.2, 1.2)

Д-р. геогр. наук, професор




Н. Максименко  
(підрозділи 1.1.1, 2.1.1, 2.1.2, 2.2.3)

Старш. науков. співроб.,  
канд. геогр. наук, доцент



К. Уткіна,  
(підрозділи 1.1.4, 2.1.3)

Старш. науков. співроб.,  
канд. військ. наук, доцент



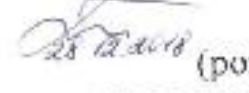
Е. Кочанов  
(підрозділи 1.1.2, 1.2)

Канд. геогр. наук, доцент



Ю. Буц  
(підрозділ 1.1.3, 2.2.1)

Старш. науков. співроб.,



Л. Баскакова  
(розділ 3, список використаних  
джерел, технічне оформлення)

Доцент



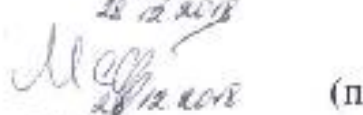
І. Кривицька  
(підрозділ 2.2.2)

Аспірант



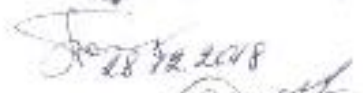
С. Широкоступ  
(підрозділ 2.1.3)

Магістр



Ю. Медведєва  
(підрозділи 1.1.1, 2.1.1, 2.1.2)

Магістр



П. Пономаренко  
(підрозділ 2.1.1)

Інженер



Я. Деметєєва  
(список використаних джерел,  
технічне оформлення)

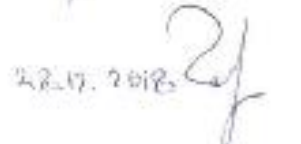
Лаборант



В. Шаповалова  
(підрозділ 1.1.5)

Погоджено

Головний метролог



О. Гостєв  
(структура та правила  
оформлення)

## РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 107 с., 24 табл., 35 рис., 48 формул, 59 джерел

ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ, ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ,  
ПРИРОДНІ КАТАСТРОФИ, ТЕХНОГЕННІ АВАРІЇ, ПРИРОДНІ ТА  
АНТРОПОГЕННІ ЧИННИКИ ВПЛИВУ

Об'єкт дослідження – екологічні ризики щодо сучасних природних та техногенних катастроф (аварій).

Предмет дослідження – фактори, що впливають на ймовірність виникнення екологічних ризиків, при створенні системи оцінки екологічних ризиків та еколого-економічної ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій).

Мета – створення системи оцінки еколого-економічної ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій) в умовах багатфакторного впливу агентів ризику.

Методи дослідження – польові та лабораторні дослідження параметрів для створення оцінки еколого-економічної ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф.

Визначено науково-методичні підходи щодо оцінки екологічних ризиків та еколого-економічної оцінки збитків та витрат при виникненні аварій та катастроф.

Виконано розрахунки екологічних ризиків в умовах сучасного стану навколишнього середовища та верифікація системи еколого-економічних збитків при виникненні аварій та катастроф. Сформовано прогнози щодо можливих просторово-часових рівнів загроз від основних агентів ризику регіонів України та Китаю.

Умови одержання звіту: за договором. Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 60022, м. Харків, майдан Свободи, 4.

## ABSTRACT

Report on research work: 107 pages, 24 tables, 35 figures, 48 formulas, 59 sources

ENVIRONMENTAL RISKS, ENVIRONMENTAL ECONOMIC EFFICIENCY, NATURAL CATASTROPHES, TECHNICAL CAPABILITIES, NATURAL AND ANTROPOGENIC FACTORS OF INFLUENCE

The object of research – environmental risks of modern natural and man-made disasters (accidents).

Subject of research – factors that influence the likelihood of environmental risks, when creating a system for assessing environmental risks and ecological and economic efficiency of measures to eliminate the consequences of natural and man-made disasters (accidents).

The purpose of the stage is to create a system for assessing the ecological and economic efficiency of measures to eliminate the consequences of natural and man-made disasters (accidents) under conditions of multi-factor influence of risk agents.

Methods of research – field and laboratory research of parameters for the creation of an assessment of the ecological and economic efficiency of measures to eliminate the consequences of natural and man-made disasters.

The justification of the system of ecological and economic estimation of losses and expenses is fulfilled; Parameters and indicators for assessing changes in the ecological situation are highlighted.

Environmental and economic calculations have been carried out and forecasts have been made regarding possible spatio-temporal levels of threats from major risk agents in the regions of Ukraine and China.

Conditions for receiving the report: by agreement. V. N. Karazin Kharkiv National University, 60022, Kharkiv, Svobody avenue, 4.

## РЕФЕРАТ

Отчет НИР: 107 с., 24 табл., 35 рис., 48 формул, 59 источн.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ, ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ЭФФЕКТИВНОСТЬ, ПРИРОДНЫЕ КАТАСТРОФЫ, ТЕХНОГЕННЫЕ АВАРИИ, ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ ВЛИЯНИЯ

Объект исследования – экологические риски современных природных и техногенных катастроф (аварий).

Предмет исследования – факторы, влияющие на вероятность возникновения экологических рисков, при создании системы оценки экологических рисков и эколого-экономической эффективности мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф (аварий).

Цель – создание системы оценки эколого-экономической эффективности мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф (аварий) в условиях многофакторного влияния агентов риска.

Методы исследования – полевые и лабораторные исследования параметров для создания оценки эколого-экономической эффективности мероприятий по ликвидации последствий природных и техногенных катастроф.

Определены научно-методические подходы к оценке экологических рисков и эколого-экономической оценки ущерба и расходов при возникновении аварий и катастроф.

Выполнены расчеты экологических рисков в условиях современного состояния окружающей среды и верификация системы эколого-экономического ущерба при возникновении аварий и катастроф. Сформированы прогнозы относительно возможных пространственно-временных уровней угроз от основных агентов риска регионов Украины и Китая.

Условия получения отчета: по договору. Харьковский национальный университет имени В. Н. Каразина, 60022, г. Харьков, площадь Свободы, 4.

## ЗМІСТ

Вступ.....	8
1 Науково-методичні підходи до визначення екологічних ризиків і еколого-економічних збитків внаслідок природних та техногенних аварій і катастроф.....	11
1.1 Науково-методичні підходи до визначення екологічних ризиків....	11
1.1.1 Методи оцінки екологічних ризиків від забруднення компонентів довкілля .....	11
1.1.2 Методи оцінки екологічних ризиків при техногенних аваріях..	15
1.1.3 Методи оцінки екологічних збитків при виникненні пожеж .....	22
1.1.4 Методика оцінки екологічних ризиків при виникненні аварій і катастроф на об'єктах розміщення ТПВ .....	24
1.1.5 Особливості методик оцінки екологічного ризику, що використовуються в Україні і світова практика.....	25
1.2 Методи оцінки еколого-економічних збитків при виникненні аварій і катастроф .....	32
2 Оцінка екологічних ризиків та еколого-економічних збитків внаслідок природних та техногенних аварій і катастроф на пілотних тестових полігонах (України, КНР).....	42
2.1 Оцінка екологічних ризиків в умовах сучасного стану НС.....	42
2.1.1 Оцінка екологічних ризиків від забруднення атмосферного повітря (на прикладі України і КНР).....	43
2.1.2 Оцінка екологічних ризиків від забруднення ґрунтів та вирощеної на них рослинної продукції .....	56
2.1.3 Оцінка екологічних ризиків при виникненні аварій і катастроф на об'єктах розміщення ТПВ .....	67
2.2 Оцінка екологічних та еколого-економічних збитків.....	71
2.2.1 Оцінка екологічних збитків від забруднення атмосферного повітря.....	71
2.2.2 Еколого-економічна ефективність заходів для водних об'єктів з ліквідації та попередження наслідків природних та техногенних аварій і катастроф .....	74
2.2.3 Комплексна оцінка еколого-економічних збитків від забруднення довкілля малого міста (на прикладі м. Кривий Ріг Дніпропетровської області) .....	78
3 Прогнозування природних та техногенних аварій і катастроф від	

основних агентів ризику .....	87
Висновки.....	96
Перелік джерел посилання.....	101

## ВСТУП

Науково-дослідна робота виконується на виконання наказу Міністерства освіти і науки України №199 від 10.02.2017р. та наказ ректора ХНУ імені В.Н. Каразіна.

Сучасний промисловий комплекс об'єднав багатовекторні виробництва, які забезпечують оптимальне функціонування соціуму. Однак будь-яке виробництво супроводжується потужним техногенним впливом на довкілля – спочатку розробка та використання корисних копалин, побудова техногенних комплексів, а потім забруднення промисловими викидами та скидами шкідливих речовин і матеріалів, створення звалищ промислових відходів тощо. Все це стало постійним джерелом серйозної техногенної небезпеки і виникнення техногенних аварій і катастроф, внаслідок яких виникають надзвичайні ситуації. Актуальність роботи полягає у тому, що в сучасній Україні зросла кількість явищ з непередбачуваними наслідками. При цьому відсутня науково-обґрунтована системи оцінки еколого-економічної ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій) в умовах багатофакторного впливу агентів ризику. Вирішення даної проблеми є можливим за умови використання оцінки сучасного стану природних компонентів еталонних та техногенно-змінених територій, процесу ідентифікації і оцінки негативних впливів на складові навколишнього середовища. Виходячи з цього, вкрай необхідним стає питання опрацювання методик та створення методології оцінки екологічних ризиків від забруднення компонентів довкілля, а також оцінки екологічних ризиків при виникненні природних та техногенних катастроф (аварій). Відповідно необхідна розробка системи оцінки еколого-економічної ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій) в умовах багатофакторного впливу агентів ризику.

Мета етапу – розробка науково-методичних підходів та практичних розрахунків щодо оцінки екологічних ризиків і еколого-економічних збитків



внаслідок природних та техногенних катастроф (аварій) в умовах багатфакторного впливу агентів ризику.

Завдання, на вирішення яких спрямовано другий етап роботи:

- обґрунтувати науково-методичні підходи до визначення екологічних ризиків;
- науково обґрунтувати систему еколого-економічної оцінки збитків та витрат з ліквідації та попередження наслідків природних та техногенних аварій та катастроф;
- верифікувати систему еколого-економічних розрахунків;
- дати прогноз можливих просторово-часових рівнів загроз від основних агентів ризику регіонів України.

Таким чином, вирішальною складовою для прийняття рішень у сфері охорони навколишнього середовища – є оцінка і управління екологічним ризиком, визначення еколого-економічних збитків та ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф.

Для проведення досліджень щодо оцінки екологічних ризиків в якості пілотних тестових полігонів обрано Харківську і Дніпропетровську області, які належать до найбільш багатонаселених і промислово розвинених регіонів України та полігони на території КНР (міста Пекін, Ченду і Санья). Порівняння українських та китайських полігонів зумовлене тим, що наявна суттєва різниця у системі спостережень за якістю атмосферного повітря, яке у багатьох випадках, може впливати на стан здоров'я населення и обумовити ситуацію виникнення екологічних ризиків. Сучасний моніторинг в світі здійснюється за допомогою Станцій моніторингу якості повітря GAIA. Китайська платформа он-лайн моніторингу та аналізу атмосферного повітря є платформою програмного забезпечення та містить інформацію про склад повітря 367 міст. Платформа фіксує такі показники як AQI, PM2.5, PM10, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, температуру, вологість, швидкість вітру, напрям вітру, супутникові зображення хмар та інші елементи моніторингу. Всі дані автоматично оновлюються щогодини. Результати он-лайн моніторингу розміщуються в Інтернеті та на

демонстраційних екранах у певних місцях міст, що є доступним не тільки для жителів Китаю, а й для любого користувача мережі Інтернет.

# 1 НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ І ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ ЗБИТКІВ ВНАСЛІДОК ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ АВАРІЙ І КАТАСТРОФ

## 1.1 Науково-методичні підходи до визначення екологічних ризиків

### 1.1.1 Методи оцінки екологічних ризиків від забруднення компонентів довкілля

Під екологічним ризиком розуміють імовірність виникнення негативних змін або наслідків цих змін, які виникають у результаті негативної антропогенної дії на навколишнє середовище природних стихійних лих [1]. Один із основних видів екологічного ризику пов'язаний з оцінкою загрози життю і здоров'ю людини. Він визначається, як імовірність збільшення смертності або кількості захворювань людей при підвищенні концентрації певного забруднювача чи суми забруднювачів у навколишньому середовищі або порушенні яких-небудь характеристик цього середовища [1]. У загальному вигляді цей вид екологічного ризику поділяється на канцерогенний (CR) та неканцерогенний (HQ).

Оцінка *канцерогенного ризику* передбачає визначення імовірності розвитку канцерогенних ефектів, тобто новоутворень. Ризик розраховується для хімічних речовин та елементів, які мають канцерогенну дію. Загальна формула індивідуального канцерогенного ризику має вигляд:

$$CR = LADD \cdot SF, \quad (1.1)$$

де CR – індивідуальний канцерогенний ризик;

LADD – середньодобова доза протягом життя, мг/(кг·доба);

SF – фактор нахилу мг/(кг·доба)<sup>-1</sup>.

$$LADD = \frac{C \cdot CR \cdot ED \cdot EF}{BW \cdot AT \cdot 365}, \quad (1.2)$$

де C – концентрація речовини у забрудненому середовищі,

мг/л, мг/кг, мг/м<sup>3</sup>;

CR – швидкість надходження до організму, л/доба, м<sup>3</sup>/доба, кг/доба;

ED – тривалість впливу, років;

EF – частота впливу, днів/рік;

BW – маса тіла людини, кг;

AT – період усереднення експозиції.

Отримані значення канцерогенного ризику порівнюють із прийнятними відповідно до встановлених критеріїв (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Класифікація рівнів канцерогенного ризику [2]

Рівень ризику	Ризик протягом життя
Неприйнятний для професійних контингентів і населення	$> 10^{-3}$
Прийнятний для професійних контингентів і неприйнятний для населення	$10^{-3} - 10^{-4}$
Умовно прийнятний	$10^{-4} - 10^{-6}$
Прийнятний	$< 10^{-6}$

Оцінка *неканцерогенного ризику* передбачає визначення імовірності розвитку неканцерогенних ефектів в органах і системах організму внаслідок дії різних факторів середовища. Неканцерогенні ефекти можуть включати захворювання легеневої системи, органів кровотворення, печінки, нирок тощо. Ризик розраховується відповідно до методик [3, 4] за формулою (1.3).

$$HQ = \frac{AC}{RfC} ; \frac{AD}{RfD}, \quad (1.3)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки;

AC – середня концентрація, мг/м<sup>3</sup>;

RfC – референтна безпечна концентрація, мг/м<sup>3</sup>;

AD – середня доза, мг/кг або мг/л;

RfD – референтна або безпечна доза, мг/кг або мг/л.

Для розрахунку неканцерогенного ризику при пероральному надходженні контамітантів оцінюють їх дозу, як основну міру експозиції [4]. Доза характеризує кількість хімічної речовини, яка впливає на організм. Існує кілька підходів до оцінки дози. Потенційна доза TPD, тобто кількість хімічної речовини, яка взаємодіє з організмом людини інгаляційним, пероральним чи перкутанним шляхом, розраховується за формулою (1.4); середньодобова доза ADDpot – за формулою (1.5).

$$TPD = C \cdot IR \cdot ED, \quad (1.4)$$

де  $C$  – концентрація забруднюючої речовини в об'єкті навколишнього середовища, що контактує з тілом людини, мг/кг, мг/м<sup>3</sup> або мг/л;

$IR$  – величина або швидкість надходження;

$ED$  – тривалість впливу.

$$ADD_{pot} = \frac{TPD}{BW \cdot AT}, \quad (1.5)$$

де  $BW$  – маса тіла людини, кг;

$AT$  – період усереднення експозиції.

У залежності від шляху надходження контамітантів, методика оцінки ризику [4] пропонує кілька варіацій формул для розрахунку середньодобових доз. При пероральному надходженні контамітантів з питною водою використовують формулу (1.6), з продуктами харчування – (1.7):

$$I = \frac{C_w \cdot V \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT \cdot 365}, \quad (1.6)$$

де  $I$  – надходження з питною водою, мг/(кг · доба);

$C_w$  – концентрація речовини у воді, мг/л;

$V$  – величина водоспоживання, л/доба;

$EF$  – частота впливу, днів/рік;

$ED$  – тривалість впливу, років.

$$I = \sum \frac{[(A_1 \cdot m_1) + (A_2 \cdot m_2) + (A_n \cdot m_n)] \cdot F}{BW}, \quad (1.7)$$

де  $I$  – надходження речовини з продуктами харчування, мг/(кг · доба);

$A_{1...n}$  – концентрація речовини у продукті харчування, мг/кг;

$m_1$  – маса спожитого продукту на день, кг;

$F$  – частка місцевих, потенційно забруднених продуктів у добовому раціоні.

Для оцінки екологічних ризиків споживання забруднених продуктів харчування також використовують методику [5], яка передбачає порівняння середньодобової дози із допустимою добовою; середньотижневої дози із умовно переносним тижневим надходженням за формулами (1.8) та (1.9) При оцінці ризику використовують медіанне значення та 90-й процентиль вмісту контамінантів у зразках продукції.

$$HQ_{med/90\%} = \frac{Exp_{med/90\%}}{УПТН} \text{ або } \frac{Exp_{med/90\%}}{ДДД}, \quad (1.8)$$

де  $HQ_{med/90\%}$  – коефіцієнт небезпеки виникнення неканцерогенних ефектів;

$Exp$  – значення експозиції контамінантом, мг/кг маси тіла/доба або тиждень;

УПТН – умовно переносне тижневе надходження, мг/кг маси тіла/тиждень;

ДДД – допустима добова доза, мг/кг маси тіла/добу.

$$Exp = \frac{\sum_{i=1}^N (C_i \cdot M_i)}{BW}, \quad (1.9)$$

де  $C_i$  – вміст контамінанта в  $i$ -му продукті, мг/кг;

$M_i$  – споживання  $i$ -го продукту, кг/добу або тиждень тощо;

$BW$  – маса тіла людини, кг;

$N$  – загальна кількість продуктів, включених у дослідження.

Отримані значення неканцерогенного ризику порівнюють із прийнятними відповідно до встановлених критеріїв (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Класифікація рівнів неканцерогенного ризику [2]

Характеристика ризику	Коефіцієнт небезпеки HQ
Ризик шкідливих ефектів вкрай малий	< 1
Гранична величина прийнятного ризику	1
Імовірність розвитку шкідливих ефектів зростає пропорційно збільшенню HQ	> 1

### 1.1.2 Методи оцінки екологічних ризиків при техногенних аваріях

Сьогодні промислове виробництво, сконцентрувавши в собі колосальні запаси різних видів енергії, шкідливих речовин і матеріалів, стало постійним джерелом серйозної техногенної небезпеки і виникнення аварій і катастроф, що супроводжуються надзвичайними ситуаціями.

Екологічні наслідки техногенних впливів при радіаційних, хімічних аваріях та катастрофах позначаються не тільки на живих організмах, а й на місцях їх існування, як наслідок зміни ландшафтно-геохімічних умов. В цьому випадку екологічні наслідки пов'язуються, перш за все, з забрудненням територій шкідливими для природних об'єктів радіоактивними і хімічними речовинами. Важливою складовою природних умов будь-якої території є ґрунти. Вони активно приймають участь у кругообігу речовини, створюючи певні геохімічні бар'єри, депонуючи забруднюючі речовини, які надходять як з опадами, поверхневим стоком так і механічним шляхом.

На рис. 1.1 наведена спрощена схема процесу техногенного впливу на ґрунти і відновлення їх властивостей після цього впливу.

Стосовно до техногенного впливу, що полягає в радіоактивному або хімічному забрудненні, зміна екологічного стану компонентів довкілля в спрощеному вигляді зазвичай описується системою рівнянь виду [6,7]:

$$\frac{dC_x}{dt} = \frac{C(T_{\phi}+T_m)}{T_{\phi}T_g} + \frac{C_{нк}}{T_a} + F_x B(t); \quad (1.10)$$



Рисунок 1.1 – Схема техногенного впливу на ґрунти та їх відновлення

$$\frac{dC_{\text{нк}}}{dt} = \frac{C_{\text{к}} + C_{\text{нк}}}{T_{\text{ф}} T_{\text{г}}} + \frac{C_{\text{нк}}}{T_{\text{а}}} + F_{\text{нк}} B(t), \quad (1.11)$$

де  $C_{\text{к}}$ ,  $C_{\text{нк}}$  – рівень забруднення ґрунтів, які компенсовані і некомпенсовані шкідливими речовинами;

$B(t)$  – інтенсивність техногенного впливу;

$F_{\text{к}}$ ,  $F_{\text{нк}}$  – частка впливу, яка припадає на забруднення компенсованими і некомпенсованими речовинами відповідно;

$T_{\text{г}}$  – характерний час процесу компенсації;

$T_{\text{ф}}$ ,  $T_{\text{м}}$  – характерний час перетворення частини, що компенсується в ту що не компенсується і назад.

Рішення системи цих рівнянь записується у вигляді:

$$C = C_{\text{а}}(t) \exp(-at) + C_{\text{б}}(t) \exp(-bt). \quad (1.12)$$

де

$$C_i(t) = f_i \int_0^t B(t) \exp(it) dt, i = a, b, \quad (1.13)$$

де  $a$ ,  $b$  – корені характеристичного рівняння даної системи рівнянь;

$f_i$  – константи, що залежать від початкового стану ландшафту.

Значення величин  $a$  і  $b$  залежать від геохімічного типу ландшафту, характеру техногенного впливу, а також інших факторів. Важливий фізичний зміст їх зворотних величин, що складається в тому, що вони являють собою



відповідно час реакції ландшафту на техногенні впливи  $T_a = 1/a$  і час відновлення після зняття техногенного навантаження  $T_b = 1/b$ .

В реальних умовах зазвичай  $T_a \gg T_b$ .

Зазначені величини мають важливе практичне значення при оцінці необхідного обсягу і змісту робіт з ліквідації довгострокових екологічних наслідків аварій і катастроф. Однак на цьому їх значення не обмежується.

Всі розглянуті вище показники і параметри можуть бути використані для оцінки екологічного ризику. Вони носять стохастичний характер і є функціями великого числа випадкових величин.

Таким чином можливо визначати не значення цих показників, а імовірність того, що в конкретних умовах ті або інші їх значення будуть мати місце. Для визначення такої імовірності необхідно знати функцію розподілу випадкової величини показника.

У загальному вигляді розглянута імовірнісна величина може бути записана у вигляді формули:

$$C_i(t) = \int_a^b f(P) dP, \quad (1.14)$$

де  $f(P)$  – функція розподілу показника Сімпсона, Шеннона,  $pE$ ,  $T_a$ ,  $T_b$  чи інших показників;

$a$ ,  $b$  – границі, в яких значення показників відповідають тому чи іншому екологічному стану спільноти живих організмів або середовища їх проживання.

За фізичним змістом величина  $P$  визначає кількісну міру відповідності стану розглянутих елементів біосфери тому чи іншому екологічному стану.

У тому випадку, коли екологічний стан визначається як несприятливий, величина  $P$  набуває фізичного еквіваленту екологічного ризику.

Значення розглянутих показників і параметрів є основою для класифікації екологічної обстановки за ступенем її несприятливості.

При оцінці екологічної обстановки в регіоні або на певній території в усіх випадках, в тому числі і тоді, коли її формування зумовлене техногенними

факторами (радіаційними, хімічними та ін.), В якості «фону» приймається відносно задовільний (сприятливий) стан навколишнього середовища.

Сприятливість чи несприятливість екологічної обстановки оцінюють з двох позицій: стан природного середовища та стан довкілля і здоров'я населення.

Стан природного середовища характеризується критеріями забруднення повітряного середовища, води, ґрунтів, виснаження природних ресурсів, деградації екосистем і зазвичай оцінюється виходячи з загально-екологічних і санітарно-гігієнічних вимог.

При визначенні рівня екологічного ризику його величина в загальному випадку представляється у вигляді добутку трьох компонент:

$$R=R_1 \cdot R_2 \cdot R_3, \quad (1.15)$$

де  $R$  – рівень екологічного ризику, тобто імовірність нанесення певного збитку людині і навколишньому середовищу;

$R_1$  – імовірність (в ретроспективі – частота) виникнення небезпечної події або явища, що обумовлює формування і дію шкідливих (вражаючих) факторів;

$R_2$  – імовірність формування певних рівнів фізичних полів, ударних навантажень, полів концентрації шкідливих речовин в різних середовищах і їх дозових навантажень, що впливають на людей і інші об'єкти біосфери;

$R_3$  – імовірність того, що зазначені вище рівні полів і навантажень приведуть до певного збитку.

Імовірності  $R_2$  і  $R_3$  мають умовний характер, їх реалізація стає можливою, якщо станеться небезпечна подія, що характеризується імовірністю  $R_1$ .

Певні види негативних впливів або збитків можуть розглядатися як негативні наслідки безпосереднього впливу вражаючих факторів на об'єкти

навколишнього середовища, так і довгострокові наслідки екологічного характеру.

Імовірність виникнення аварії або іншої небезпечної події  $R_1$  у багатьох випадках розглядається і аналізується окремо і при оцінці загального рівня ризику  $R$  не враховується. При цьому для розрахунку рівня ризику використовується формула:

$$R=R_2 \cdot R_3, \quad (1.16)$$

При визначенні ризику як математичного очікування, величини збитку доцільно брати до уваги всі можливі види небезпечних подій, аварій та катастроф стосовно до даного об'єкту, і відповідно, оцінку ризику проводити за сумою ймовірностей виникнення відповідних збитків зазначених подій. В цьому випадку:

$$R_{mo} = \sum_{i=1}^N R_i Y_i, \quad (1.17)$$

де  $R_{mo}$  – рівень ризику, виражений через математичне очікування збитків;

$R_i$  – імовірність виникнення небезпечної події  $i$ -го виду або типу;

$Y_i$  – величина збитку при  $i$ -ої події.

Необхідно зазначити, що оцінка ризику за допомогою математичного очікування носить умовний характер. При цій оцінці умовно вважають, що розмір матеріальних збитків має детерміноване значення, його імовірнісна природа не враховується.

Екологічний ризик при техногенних впливах аварійного характеру відображає, перш за все, прогнозну оцінку можливого прояву довгострокових наслідків в екологічній сфері, а не безпосередній вплив на природне середовище факторів техногенної природи, які формуються при екстремальних подіях, що відносяться до предметної області аналізу і оцінки техногенного ризику.

Кількісний аналіз (оцінка) інтегрального ризику потребує знань вірогідності виникнення небезпечних ситуацій  $F$ , ступені взаємодії таких

ситуацій на людей **D** (можливий рівень доз від впливу радіації) та коефіцієнта **K**, який зв'язує частоту загибелі людей з небезпечними ситуаціями. Тоді загальний інтегральний ризик визначається за формулою:

$$R = \int K D(x) dF(x) \times R_a \quad (1.18)$$

де  $R_a$  — нормативний показник.

Оцінка ризику необхідна для розробки рекомендацій по підвищенню безпеки АЕС. Основний вклад в ризик вносить відмова обладнання, систем безпеки та помилки персоналу. Визначення основного вкладника дозволяє виявити найбільш слабкі місця в технологічних процесах на АЕС.

Існує два види невизначеності результатів аналізу — ймовірнісний і детерміновий. В свою чергу вони поділяються (кожен з них) на два типи: невизначеність параметрів моделі та невизначеності моделі. Невизначеність ймовірнісної моделі може бути оцінена за допомогою критеріїв Фішера та Хи-квадрат. Невизначеність параметрів моделі може бути оцінена за допомогою методу стохастичного моделювання. Невизначеність детермінованої моделі може бути оцінена методом стохастичної апроксимації детермінованої моделі. Невизначеність параметрів детермінованої моделі може бути оцінена за допомогою методу Монте — Карло.

В загальному випадку аналіз екологічного ризику, наприклад, від функціонування атомних електростанцій (АЕС) для керування їх безпекою, полягає в побудові великої кількості сценаріїв виникнення та розвитку можливих аварій з подальшою оцінкою частот реалізації й визначенням масштабів наслідків кожної з цих аварій.

При визначенні показників ступеню екологічного ризику для персоналу та населення застосовуються такі поняття:

- можливе число загиблих людей, доза опромінення яких призводить до ранніх смертей;
- можливе число постраждалих — стохастичні ефекти;

- індивідуальний ризик для персоналу об'єкта з підрахунком частоти аварійного сценарію;
- індивідуальний ризик для населення на прилягаючих територіях;
- колективний ризик – очікуване число постраждалих (персонал та населення).

Результатом оцінки наслідків аварій являється поглинута та річна ефективна доза опромінення. Це дозволяє визначити можливість виникнення детермінованих та стохастичних ефектів. Для оцінки радіаційних наслідків на персонал АЕС необхідно урахувати, що аварія відбувається на початку роботи денної зміни.

Розрахункові показники ризику ранніх та відстрочених випадків смертей на різних відстанях від джерела аварійного викиду дозволяють оцінити:

- площу землі, тимчасово виведеної з землекористування;
- кількість ранніх ( $N_p$ ) та відстрочених випадків смертей ( $N_{cm}$ ) серед населення;
- колективну дозу опромінення населення ( $E_c$ ).

Ризик летального кінця – це множення частоти викидів радіонуклідів на кількість летальних випадків, які визначаються для даної категорії викидів.

Таким чином визначаються:

- ризик ранніх випадків смертей  $R_p = N_p * f_i$  для кожного аварійного сценарію з частотою  $f_i$ , чол./реактор-рік;
- ризик відстрочених смертей  $R_{oi} = N_{oi} * f_i$  для кожного аварійного сценарію з частотою  $f_i$ , чол./реактор-рік;
- загальний ризик випадкових смертей  $R_{zi} = R_{pi} + R_{oi}$  для кожного аварійного сценарію з частотою  $f_i$ , чол./реактор-рік;
- ризик колективної дози  $REC = E_c f_i$  для кожного аварійного сценарію з частотою  $f_i$ , чол./реактор-рік;
- ризик забруднення землі тимчасово забороненої для землекористування, га/реактор-рік.

В загальному випадку в перелік даних, отриманих в результаті проведення кількісних оцінок ризику для АЕС, можна включити такі розрахункові показники: кількість та ризик ранніх та віддалених смертей серед персоналу та населення, економічний збиток в результаті нанесення шкоди життю та здоров'ю населення, та затрати на евакуацію та переселення людей.

Узагальнена оцінка ризику показує стан безпеки при аваріях з вказівкою узагальненого ризику загибелі персоналу АЕС (група А) та виробничого майданчика (група Б), а також стан безпеки окремих осіб та колективний ризик загибелі людей.

Розроблені методики показників ризику можуть використовуватись як для управління ризиками промислових об'єктів (АЕС), так і для інших областей промисловості.

### 1.1.3 Методи оцінки екологічних ризиків при виникненні лісових пожеж

Останнім часом в Україні зберігається висока екологічна небезпека виникнення надзвичайних ситуацій викликаних пожежами в екогеосистемах, зокрема в лісових масивах. Виникають вони, звичайно, як через природні фактори, так і внаслідок необережного поводження людей з вогнем.

Природна пожежна небезпека лісових екогеосистем зумовлюється їх віковою та породною структурою. Найбільше пожеж виникає у хвойних насадженнях, частка яких, за даними Держлісагенства, становить 40 % (2758 тис. га). Особливо пошкоджуються від цієї небезпеки соснові молодняки – 29 % (понад 800 тис. га). Окрім того, висока пожежна небезпека спостерігається в лісах, уражених шкідниками й хворобами, що зумовлюється різкими кліматичними змінами останніх років, сприятливими для масового розмноження шкідників і поширенням хвороб, та ослаблених результатами техногенного забруднення й інших негативних явищ [8]. Тому наразі актуальною проблемою є встановлення ймовірності виникнення пожеж та ризику їх поширення (ураження) у екогеосистемах.

Проблемами вивчення екологічних ризиків надзвичайних ситуацій в Україні займалися Я. Б. Олійник, А. Б. Качинський, Г. І. Рудько, В. С. Гошовський, А. М. Мельничук, Б. М. Данилишин, А. В. Степаненко, Л. Г. Руденко, О. Л. Дронова, Г. В. Лисиченко та інші [8–13].

З точки зору екологічної безпеки та раціонального природокористування, важливими є наслідки впливу лісових пожеж для екогеосистеми, які в даному випадку виражаються ризиком поширення (ураження) чи площею пройденою вогнем.

Згідно з визначенням М. М. Брушлинського, «пожежний ризик» – це кількісна характеристика можливості реалізації пожежної небезпеки (та її наслідків), що вимірюється, як правило, у відповідних одиницях. Стосовно лісових пожеж, оцінка інтегрального лісопожежного ризику включає визначення ймовірності виникнення пожежі, ймовірність його пізнього виявлення (не виявлення), ймовірність розповсюдження (масштабність) та ймовірність безуспішного гасіння (не гасіння) [14].

На думку Г. О. Доррера, найбільш значущим показником що характеризує природну пожежу, є площа, пройдена вогнем, до моменту ліквідації пожежі, тобто ризиком поширення (ураження) лісової пожежі. Він визначається лісопірологічними обставинами, що характеризують розповсюдження лісової пожежі: ландшафтно-геоморфологічні умови, погода (вітер, вологість, температура), пальні матеріали та ін. [15].

Поділяємо думку науковців [14, 15] щодо розуміння поняття «пожежний ризик», оскільки ризики виникнення, виявлення та гасіння лісових пожеж знаходяться в полі зору наукових співробітників лісогосподарських закладів та пожежно-рятувальних служб.

#### 1.1.4 Методика оцінки екологічних ризиків при виникненні аварій і катастроф на об'єктах розміщення ТПВ

Оцінка екологічного ризику щодо впливу на здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря у місцях несанкціонованих звалищ ТПВ на межі найближчих житлових будинків проводиться за розрахунками ризику при розвитку неканцерогенних і канцерогенних ефектів за методикою [16].

Ризик розвитку неканцерогенних ефектів визначається шляхом розрахунків індексу небезпеки (НІ) за формулою (1.19), оцінка якого здійснюється відповідно методики [16]:

$$HI = \sum HQ_i , \quad (1.19)$$

де  $HQ_i$  – коефіцієнти небезпеки для окремих речовин, які визначаються за формулою (1.20) [16]:

$$HQ_i = \frac{C_i}{Ff \times C_i} , \quad (1.20)$$

де  $HQ_i = 1$  – гранична величина допустимого ризику [16].

$C_i$  – розрахункова середньорічна концентрація  $i$ - речовини на межі житлової забудови, мг/м<sup>3</sup>;

$Ff \times C_i$  – референтна (безпечна) концентрація  $i$ - речовини, мг/м<sup>3</sup> [16].

Оцінка неканцерогенного ризику здійснюється відповідно з таблицею 1.2.

Розрахункові середньорічні концентрації на межі найближчої житлової забудови визначаються за формулою (1.21):

$$C = \frac{M}{T_{\text{рік}}} \times T_{\text{оберт}} \times K , \quad (1.21)$$

де  $C$  – розрахункові середньорічні концентрації на межі найближчої житлової забудови, мг/м<sup>3</sup>;

$M$  – максимальна приземна концентрація на межі найближчих житлових будинків за програмою ЕОЛ, мг/м<sup>3</sup>;

$T_{\text{рік}}$  – число річних годин;

$T_{\text{оберт}}$  – річний термін горіння звалища, годин;



к – річний коефіцієнт викиду максимальної концентрації і-го інгредієнта.

Таким чином, методика дає можливість оцінити ступінь впливу аварії на звалища ТПВ на прилеглу територію.

#### 1.1.5 Особливості методик оцінки екологічного ризику, що використовуються в Україні і світова практика

На сучасному етапі концепція оцінки екологічного ризику є пріоритетним інструментом екологічного менеджменту і реалізованою практикою в більшості розвинутих країн світу. Система оцінки екологічних ризиків від різних факторів та агентів впливу по відношенню до різних реципієнтів (на індивідуальному або популяційному рівні) вже понад як 40 років створювалась, запроваджувалась та вдосконалювалась у світовій практиці. Переважна більшість країн ЄС та країни з розвинутою економікою по всьому світу мають офіційні, затверджені на державному рівні протоколи процедури оцінки екологічних ризиків «Environmental Risk Assessment» (ERA) з ризиком реальної або потенційної небезпеки. В цих документах для певних суб'єктів господарювання розраховується, як ймовірність і наслідки від можливого рівня екологічного ризику, так і рівень та технології управління, які будуть потрібні для зменшення виникнення та (або) масштабу ризику [17, 18]. Такі документи містять результати оцінки екологічних ризиків (ERA) з метою надання допомоги працівникам державних органів у оцінюванні стану навколишнього середовища та прийнятті управлінських рішень, також ця інформація необхідна для територіальних та галузевих менеджерів, недержавних організацій, представників громадськості та будь-яких зацікавлених осіб.

Нажаль, в даний час така комплексна дозвільна процедура в Україні відсутня, але є надія, що суттєве «перезавантаження» процедури оцінки впливу на довкілля (Закон України «Про оцінку впливу на довкілля») та стратегічної екологічної оцінки (Закон України «Про стратегічну екологічну оцінку»), яке відбулось в Україні у 2017-2018 рр. в межах гармонізації природоохоронного

законодавства України за зобов'язаннями підписаної Угоди про Асоціацію України з ЄС обумовить відповідні зміни і з цього питання.

ERA доповнює методи, що використовуються у звітах про стан навколишнього середовища, оцінці впливу на довкілля (EIA) та має обов'язковий результат – управління ризиками. Підхід передбачає ідентифікацію, аналіз та представлення інформації з точки зору наявності екологічних ризиків за для інформаційного насичення процесу планування та прийняття рішень та виведення його ефективності на якісно новий рівень.

Наразі в Україні нажалі відсутні стандартизовані процедури оцінки екологічного ризику та управління екологічними ризиками, досвід впровадження яких в інших країнах свідчить про їх значущість і ефективність в реалізації регіональних управлінських стратегій.

На сьогодні в Україні визначення ризиків найчастіше пов'язано з вивченням передбачуваного впливу найбільш небезпечних природних та техногенних процесів та оцінюється переважно в межах системи контролю за надзвичайними ситуаціями. В Україні з 2007 року для оцінки ризику для здоров'я людей використовуються спеціальні методичні рекомендації. Вони є настановою для суб'єктів моніторингу, зокрема установ та закладів державної санітарно-епідеміологічної служби, які здійснюють оцінку рівня канцерогенного та неканцерогенного ризиків для здоров'я населення від існуючого забруднення атмосферного повітря на території населеного пункту, яке сформоване за рахунок промислових викидів, життєдіяльності населення та процесів трансформації [19]. Відповідно до цього нормативного документу методологію оцінки ризику слід розглядати як вибір оптимальних у даній конкретній ситуації шляхів усунення або зменшення ризику. Процедура нормування ризику логічно складається з трьох взаємопов'язаних кроків (етапів): 1) оцінка ризику; 2) управління ризиком; 3) інформування про ризик [20].

Нажалі, існуюча система екологічного менеджменту в Україні має переважно констатуючий характер. Аналіз вітчизняних нормативних

документів, документів державного планування, закордонних регуляторних [17, 18, 21], процедурних документів [19] та аналітичних звітів [22, 23], які стосуються процедури оцінки ризику довкілля та його зв'язків з діючою системою моніторингу довкілля свідчить про наступне.

На офіційному сайті Міністерства екології та природних ресурсів України серед головних напрямків діяльності поняття «екологічний ризик» взагалі не згадується.

Структура Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні не передбачає розгляду питань, пов'язаних з оцінкою екологічного ризику, і при більш детальному розгляді визначено, що відповідні розрахунки не використовуються у жодному розділі документу.

Аналіз змісту документів «Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2017 році» [22] та «Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2016 році» [23] також довів відсутність використання процедури оцінки екологічних ризиків як по відношенню до компонентів довкілля, так і по відношенню до населення.

Пошук наявності вітчизняних баз даних для можливого розрахунку екологічних ризиків на різних рівнях організації екологічного менеджменту (станом на вересень 2018 р.) не дав результатів. Офіційні дані моніторингу та інформація, яку наведено в екологічних паспортах областей України, регіональних та доповідях про стан про стан навколишнього природного середовища можуть бути використані як базові для наукових досліджень, але несистемні і недостатні для постійного скринінгу показників екологічного ризику, їх оцінки та прийняття відповідних управлінських заходів. При створенні відповідної бази даних або порталу в якості вхідних можуть бути використані дані Держслужби України з надзвичайних ситуацій, але слід враховувати їх специфіку, тобто орієнтацію на особливо небезпечні об'єкти.

Аналіз змісту документів Світового банку, які є відкритому доступі [24] підтвердив проблематичність та непопулярність в українському екологічному менеджменті використання інструментів оцінки екологічних

ризиків. Серед головних викликів в документі зазначено створення потенціалу для управління навколишнім середовищем на регіональному рівні та впровадження низки інструментів та механізмів екологічної політики з використанням кращих екологічних практик відповідно до вимог ЄС.

В цілому, якщо обов'язковість плати за викиди та (або) скиди забруднюючих речовин давно вважається нормою у суспільстві то, чому така важлива частина екологічної політики регіону, як оцінка екологічних ризиків по відношенню до населення та довкілля виглядає як зайва та неважлива. Існує великий обсяг позитивного міжнародного досвіду, розроблені та затверджені відповідні регламенти, значна кількість науковців плідно працює в цьому напрямку. Відповідно найважливішим пріоритетом сьогодення екологічного менеджменту є впровадження на законодавчому рівні процедури оцінки екологічного ризику (аналог Environmental Risk Assessment) для населення та довкілля.

Методи оцінки екологічних ризиків досить різноманітні і залежать від галузевого та цільового призначення програми досліджень та від того яка державна або наддержавна структура опікується цими питаннями. До оцінки екологічного ризику долучені Європейське агентство з охорони навколишнього середовища, Всесвітня організація охорони здоров'я, Організація економічного співробітництва і розвитку, Агентство з охорони навколишнього середовища США, національні органи різних країн, відповідальні за забезпечення безпеки і здоров'я населення [17, 18, 21].

Приклади застосування методології оцінки регіонального екологічного ризику наводить Іванюта С. П. [25] з посиланням на [26, 27]. Процедура оцінки ризику включає етапи: виявлення джерела ризику, виявлення об'єктів ризику, оцінку впливу на довкілля об'єктів ризику, оцінку ризику на основі результатів другого і третього етапів. Для кількісного визначення ризиків в роботі застосовуються рангові оцінки згідно з офіційними директивами «United States Office of Science Technology and Policy». Методологія аналізу та управління ризиками широко застосовується в офіційних керівництвах агентств з охорони

навколишнього середовища різних країн, прикладом є керівництво Агентства з охорони навколишнього середовища США розглядається в [26]. За схожим принципом побудовані керівництво Європейського агентства з охорони навколишнього середовища «European Environment Agency» [27].

В методичних рекомендаціях розглянутих організацій та наукових доробок екологічний ризик розглядається, як ймовірнісна характеристика загрози, яка виникає для навколишнього природного середовища при можливих антропогенних впливах або інших подіях.

Процедура оцінки екологічного ризику (ERA) – процес ідентифікації і оцінки негативних впливів на екосистеми, тварин і людей, компоненти навколишнього середовища, при різних технологічних впливах [17, 26, 27].

На сьогодні існує безліч методичних альтернатив для розрахунку екологічних ризиків, але найбільш переконливо виглядають пропозиції для розрахунку ризику для здоров'я населення від фактора впливу – атмосферне повітря. Особливо важливим та розробленим є цей аспект розрахунку ризику у великих містах, де забруднення атмосферного повітря є фактором, лімітуючим комфортність життя містян, а іноді і функціонування міста в цілому.

В Україні наказом Міністерства охорони здоров'я України № 184 від 13.04.2007 р. затверджено методичні рекомендації «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря» [16]. Дані рекомендації призначені для спеціалістів установ і закладів державної санітарно-епідеміологічної служби, які здійснюють оцінку рівня канцерогенного та неканцерогенного ризиків для здоров'я населення від існуючого забруднення атмосферного повітря згідно відповідних нормативів [28] на території населеного пункту.

Важливим аспектом методології оцінки ризику є ризик-менеджмент, тобто процес управління ризиками, який реалізується шляхом виявлення, аналізу і контролю. У системі ризик-менеджменту виділяють [27] чотири основні етапи управління ризиками:

- ідентифікація ризиків;

- оцінка потенційних наслідків ризику;
- вибір методів, що дозволяють знизити негативні наслідки ризику;
- контроль над ризиками.

На наш погляд, саме такий методологічний підхід до оцінки та управління екологічними ризиками має бути впроваджений на державному, регіональному рівні або на рівні окремої адміністративної одиниці.

В даний час «розпорошеність» інформації за різними суб'єктами моніторингу довкілля, невизначеність чіткої відповідальності за збір, передавання та використання інформації про стан довкілля та здоров'я населення створюють ситуацію, в умовах якої неможливо використання чіткого та логічного регламенту європейської процедури [29] оцінки екологічного ризику (ERA).

Врахування в системі управління територіями результатів оцінки екологічних ризиків можливо за умови створення системи оцінки екологічних ризиків на базі геоінформаційних та веб-технологій міжгалузевої та ієрархічної системи збору, обробки, зберігання та видачі інформації. При цьому обов'язковою умовою роботи системи ризик-менеджменту є постійна діагностика стану довкілля та інформаційна підтримка прийняття рішень, спрямованих на мінімізацію екологічних ризиків у містах.

Між тим, наприклад, досвід збору інформації з 10 діючих пунктів спостереження за забрудненням атмосферного повітря міста Харківського регіонального центру з гідрометеорології не є прикладом ефективної практики, навіть, для міст України. Система має бути принаймні відкритою та такою, що має постійне оперативне оновлення, як приклад – інформація з автоматизованих датчиків Об'єднаної гідрометеорологічної станції Київ. У м. Києв моніторинг концентрацій 21 забруднювачів атмосферного повітря є на 16 стаціонарних постах (ПСЗ) з періодичністю відбору – 6 днів на тиждень, 3-4 рази на добу. На сторінці за посиланням [30] для широкої громадськості надається інформація про стан забруднення атмосферного повітря по двох стаціонарних постах.

Відкриті дані про довкілля вже давно стали буденністю у розвинених країнах світу. В США, Агентство з захисту довкілля дає можливість кожному охочому переглянути дані про стан довкілля, порівняти їх з показниками минулих років, подивитись актуальні екологічні метрики або переглянути показники довкілля на мапі [31]. У Великобританії, Департамент зі справ довкілля, їжі та сільської місцевості пропонує користувачам різноманітні додатки та віджети, що інформують про стан довкілля та несприятливі екологічні явища [32]. Подібні системи існують у Німеччині, Бельгії, Італії, Польщі та багатьох інших країнах.

Створення будь-якої системи управління екологічними ризиками спрямовано на моніторинг та підтримання припустимого рівня екологічних ризиків. Для забезпечення ефективного моніторингу екологічних ризиків, немає необхідності запроваджувати нову управлінську структуру з відповідними повноваженнями, але певні управлінські заходи необхідні.

Одним з найважливіших аспектів є концентрування кращих практик з оцінки та управління екологічними ризиками на регіональному та державному рівнях. Створення відповідних порталів відкритих даних (аналогічним вже діючим ресурсам щодо стихійних звалищ, стану поверхневих вод і т. ін.) та доступ до них широкої громадськості, на нашу думку, суттєво збагатить практику управління екологічними ризиками та підвищить загально-екологічний рівень культури громадян.

Серед пріоритетів управління екологічними ризиками також має бути впровадження проектів мінімізації рівнів конкретних екологічних ризиків. Брак коштів задля природоохоронних заходів є сьогодні і буде завжди. Тому проектний підхід на альтернативній основі – єдиний шлях до реалізації необхідних та кращих ідей. Превентивні заходи та проекти з мінімізації рівнів екологічних ризиків повинні мати досвідченого та зацікавленого керівника, чіткі цілі та терміни реалізації, прозорі критерії та показники ефективності. Також необхідно довести методологію оцінок екологічного ризику до політиків

і менеджерів різного рівня через комунікацію між зацікавленими сторонами через включення аналізу користі або вартості в процес оцінки ризику.

## 1.2 Методи оцінки еколого-економічних збитків при виникненні аварій і катастроф

Залежно від умов навколишнього середовища, де розглядається можливість виникнення і розвитку аварійних та інших техногенних впливів, акцент може робитися на оцінці еколого-економічних збитків від аварій і катастроф для тих чи інших реципієнтів, що зазнали негативних впливів. Умовно можуть бути названі принаймні п'ять можливих варіантів таких реципієнтів:

- компоненти природного середовища, що мають найбільш важливе значення в життєдіяльності людини: атмосфера (повітряне середовище), гідросфера (вода), літосфера (земля, ґрунти), різні види ресурсів;
- природні та природно-антропогенні утворення, в тому числі природно-територіальні комплекси, природні та природно-антропогенні ландшафти;
- геосистеми, як цілісні природно-технічні системи;
- біоценози та екосистеми різних характеру і масштабів (також належні до природних об'єктів);
- окремі групи людей з числа населення і виробничих колективів, котрі піддаються впливам, які тягнуть за собою погіршення здоров'я з екологічних причин.

У кожному з цих варіантів можуть бути виділені складові елементи і визначена структура можливого екологічного збитку при техногенних впливах. Наприклад, для біоценозів і екосистем екологічний збиток доцільно визначати головним чином через зниження рівня біорізноманіття, порушення процесів біотичної саморегуляції і екологічної рівноваги; для такого компонента навколишнього середовища, як ґрунт – через зниження здатності ґрунту до



асиміляції забруднювачів і опору до несприятливих впливів, зниження родючості ґрунту і його здатності до саморегуляції природних процесів.

Екологічний ризик може поширюватися на досить тривалий період і на великі відстані, його просторово-часова сфера значно більше, ніж при техногенному ризику. Прогнозування і оцінка екологічного ризику може зберігати свою актуальність навіть через багато років після техногенної аварії або катастрофи.

Таким чином, можна виділити диференціювання стратегічних ризиків, які виникають в певних сферах діяльності. Для оцінки цих ризиків прийнято виділяти – інтегральні стратегічні ризики, що представляють собою проінтегровані (підсумовані) ризики першої групи, які відносяться до сфери безпеки регіонів та галузей.

Рівень техногенної та екологічної безпеки, що задовольняє суспільство, визначається і встановлюється з урахуванням шляхів і досягнень у розвитку економіки, інвестиційних намірів на тих чи інших територіях і регіонах, а також деяких принципів, що впливають з міжнародної та вітчизняної практики. До таких принципів можна віднести:

- принцип безумовного примату безпеки і пріоритету збереження здоров'я над будь-якими іншими елементами якості життя;
- принцип прийнятної небезпеки і ризику, відповідно до якого встановлюються нижній допустимий і верхній бажаний рівні безпеки і в цьому інтервалі, з урахуванням соціально-економічних та інших міркувань, вибирається прийнятний рівень безпеки та ризику;
- принцип мінімальної небезпеки, відповідно до якого рівень ризику встановлюється настільки низьким, наскільки це реально досягнути, виходячи з припущення, що будь-які витрати на захист людини і навколишнього середовища є виправданими;
- принцип послідовного наближення до абсолютної безпеки, тобто до нульового ризику, а також інші принципи, що представляють собою поєднання або розвиток вище наведених.

Відповідно до Директиви № 2008/1/ЄС Європейського Парламенту і Ради про комплексне запобігання і контролю забруднень: «Цілі та принципи екологічної політики Співтовариства, викладені в статті 174 Договору, складаються, зокрема, в запобіганні, скорочення і, наскільки це можливо, усунення забруднення навколишнього середовища, в першу чергу, шляхом вжиття заходів щодо джерел забруднення та забезпечення раціонального використання природних ресурсів відповідно до принципу «забруднювач платить» і принципом запобігання забрудненню» необхідно визначати можливі ризики на етапі нормального функціонування об'єкту. Тому широке застосування в природоохоронній діяльності знаходять економічні механізми управління в умовах нормальної роботи об'єктів, які є небезпечними у техногенному відношенні. Зокрема, ці механізми використовуються при оптимізації атмосферо-охоронних заходів, при економічному стимулюванні природоохоронної діяльності підприємств.

Управлінські рішення щодо зниження техногенного впливу небезпечних об'єктів повинні прийматися на основі вибору оптимальних з економічної точки зору природоохоронних стратегій. При цьому виборі слід передбачати оцінку економічної ефективності заходів щодо зниження рівня техногенних впливів на навколишнє середовище.

В якості критерію ефективності може використовуватися величина відверненого економічного збитку в розрахунку на одиницю витрат на реалізацію даного природоохоронного заходу або сукупності таких заходів.

Зазначений вище критерій ефективності розраховується за відомою формулою [33]:

$$W = \frac{\Delta E_m}{R_m}, m \in M_i, i \in I, \quad (1.22)$$

де  $\Delta E_m$  – відвернений економічний збиток, що наноситься за рахунок техногенного забруднення навколишнього середовища, який обумовлений

виконанням  $m$ -го природоохоронного заходу на  $i$ -м джерелі техногенного впливу;

$R_m$  – обсяг економічних витрат на реалізацію  $m$ -го заходу;

$M_i$  – набір природоохоронних заходів, прийнятних для реалізації на  $i$ -м джерелі техногенних впливів;

$I$  – безліч джерел техногенного впливу на навколишнє середовище.

У свою чергу  $\Delta E_m$  знаходиться за співвідношенням:

$$\Delta E_m = E_0 - E_m, \quad (1.23)$$

де  $E_0$  – базовий економічний збиток від техногенного впливу на навколишнє середовище, що має місце до реалізації розглянутих природоохоронних заходів;

$E_m$  – економічний збиток за рахунок техногенного впливу після реалізації  $m$ -го заходу.

У більшості випадків на обсяг коштів, витрачених на зниження техногенних впливів, накладаються певні обмеження.

Це виражається у вигляді:

$$\sum R_m = R, R \leq R^*, m \in M_i, i \in I, \quad (1.24)$$

де  $R^*$  – ліміт матеріальних ресурсів.

У цьому випадку проводяться обґрунтування оптимального складу заходів щодо зниження техногенних навантажень на навколишнє середовище, виходячи з умови:

$$W = \sum W_m \rightarrow \max, R = R^*, m \in M_i, i \in I. \quad (1.25)$$

Крім того завдання може ставитися інакше: при мінімальних, але не обмежених витратах матеріальних засобів необхідно забезпечити необхідне

зниження збитків від техногенного впливу і досягти певний рівень ефективності.

Програма дій при такій постановці завдання зазвичай виражається у вигляді:

$$R = \sum R_m \rightarrow \min, W = W^*, m \in M_i, i \in I, \quad (1.26)$$

де  $W^*$  – задана ефективність.

При проведенні розрахунків, які пов'язані з оцінкою ефективності заходів щодо зниження рівнів техногенних навантажень на навколишнє середовище, певні труднощі можуть виникнути при оцінці (розрахунках) збитків. Це пов'язано з відсутністю строгих аналітичних залежностей, які б адекватно відображали процеси техногенних впливів. Однак для ряду окремих випадків існують розрахункові методики, які вважаються прийнятними для проведення практичних оцінок формулою [33].

Розмір економічного збитку, в грошовому еквіваленті на рік визначається за формулою [33]:

$$E = \gamma \cdot \sigma \cdot f \cdot M, \quad (1.27)$$

де  $\gamma$  – питомий економічний збиток, який виражається в грошовому еквіваленті на умовну тонну викидів небезпечних хімічних речовин в атмосферу;

$\sigma$  – безрозмірна величина, що характеризує склад реципієнтів, які знаходяться в зоні активного техногенного забруднення ( $0,05 \leq \sigma \leq 30$ );

$f$  – безрозмірна величина – поправка на характер поширення небезпечних хімічних речовин в атмосфері, що залежить від висоти джерела, середньорічний швидкості вітру, швидкості осідання часток;

$M$  – маса викидів в тонах на рік.

У свою чергу маса викидів знаходиться за формулою:

$$M = \sum_{j=1}^N A_j M_j, \quad (1.28)$$

де  $M_j$  – маса річного викиду  $j$ -ї небезпечної хімічної речовини;

$A_j$  – коефіцієнт відносної небезпеки  $j$ -ї речовини.

Величина  $A_j$  визначається як добуток показника відносної небезпеки речовини при вдиханні повітря, що містить цю речовину на цілий ряд поправок, які рекомендуються правилами з оцінки екологічного збитку:

$$A_j = a_j \cdot \alpha_j \cdot \delta_j \cdot \lambda_j \cdot \beta_j, \quad (1.29)$$

де  $a_j$  – показник відносної небезпеки  $j$ -ї речовини при вдиханні людиною повітря, що містить цю речовину;

$\alpha_j$  – поправка, що враховує ймовірність накопичення речовини в компонентах навколишнього середовища, в харчових ланцюгах, а також надходження його в організм людини неінгаляційним шляхом;

$\delta_j$  – поправка, що враховує дію речовини на різні реципієнти, крім людини;

$\lambda_j$  – поправка, що враховує ймовірність вторинного потрапляння речовини в повітряне середовище;

$\beta_j$  – поправка на ймовірність утворення вторинних забруднювачів, більш небезпечних, ніж вихідна речовина.

Сьогодні стало абсолютно ясным, що якими б не були екологічно чистими сучасні виробничі технології, функціонування більшості промислових об'єктів практично неможливо без викидів в атмосферу або скидів в інші середовища в тих чи інших кількостях забруднюючих речовин. Наприклад, навіть в США, де очисним системам і безвідходних технологіям приділяється чимала увага, щорічний викид в атмосферу забруднювачів становить близько 150 млн. тонн.

Таким чином, в сучасних умовах об'єктивно існує необхідність у забезпеченні хімічної безпеки населення, а також персоналу виробничих і інших об'єктів. Вирішення цієї важливої та актуальної задачі, неможливо без побудови ефективної системи державного управління в сфері екологічної безпеки.

Небезпеки при аваріях на радіаційно небезпечних об'єктах (РНО). Основними уражаючими факторами при аваріях на РНО є радіоактивні

забруднення місцевості, джерело забруднення – атомний реактор. Уражуючими факторами являються:

- ударна хвиля під час вибуху;
- світлове випромінювання;
- іонізуюче випромінювання.

Світлове випромінювання та іонізуюче випромінювання впливає, в основному, на персонал. Ударна хвиля виникає тільки під час ядерного вибуху реактора. Під час такого вибуху можливі миттєві смертельні випадки серед працівників та населення. Наслідки для осіб, що знаходились в полі впливу іонізуючого випромінювання, різноманітні, та залежать від отриманої дози опромінення.

Безпека радіаційно-небезпечних об'єктів (РНО) має стохастичну природу. Ймовірними характеристиками безпеки АС відповідають ризики, які пов'язані з аваріями на АЕС та іншими ситуаціями техногенного та природного характеру. Оцінка ризиків – це визначення кількісних або якісних способів ступеню ризиків. Американський експерт Б. Берлімер запропонував під час аналізу використовувати наступні припущення:

- втрати від ризику незалежні один від одного;
- втрата по одному напрямленню діяльності не збільшує ймовірність втрати по іншому;
- максимально можлива шкода не повинна перевищувати фінансові можливості учасника.

Аналіз ризиків являє собою процедуру виявлення факторів ризиків та оцінка їх значимості, аналіз ймовірності того, що відбудуться небажані події та негативно впливатимуть на досягнення цілей проекту. Аналіз ризиків включає оцінку ризиків та методи зниження ризиків. Аналіз ризиків поділяється на два види: якісний та кількісний. Метою якісного аналізу є визначення факторів, областей та видів ризиків. Кількісний аналіз має дати можливість чисельно визначити розміри окремих ризиків. Кількісний аналіз зазнає певних труднощів, це пов'язано з тим, що для кількісної оцінки ризиків необхідна вихідна інформація.

Загальна процедура оцінок ризиків включає три стадії:

1. Аналіз небезпеки техногенного та природного характеру, як то: помилок персоналу, відмови систем обладнання АЕС, руйнування будівель та споруд внаслідок екстремальних впливів. Ціль аналізу – визначення частоти викидів радіонуклідів в навколишнє середовище у відповідності з прийнятими категоріями потенційних збитків.
2. Оцінка показників ризику на основі показників нанесення збитків життю та здоров'ю фізичних осіб (персонал, населення), майну в натуральних показниках. Цими показниками являються дозові навантаження, кількості ефектів опромінення, концентрації радіонуклідів на території АЕС та за її межами.
3. Оцінка (на основі показників п. 2) показників ризику нанесення збитків здоров'ю фізичних осіб, майну фізичних та юридичних осіб в економічних показниках. Економічними показниками збитку являються затрати на міри по попередженню та зменшенню збитку здоров'ю населення та персоналу АЕС, виплата компенсацій за лікування, втрату майна фізичних та юридичних осіб.

Методи оцінки збитків від аварій, що завдали шкоди водним об'єктам. Відтворення ресурсів природи, її охорона вимагають суттєвих матеріальних витрат, економічна і соціальна ефективність яких повинна бути достатньо високою для того, щоб суспільство могло їх собі дозволити. В зв'язку з цим виникає проблема економічної оцінки впливу людини на природу. Проблема ця досить багатогранна, оскільки включає область взаємного проникнення і взаємодії природи і суспільства, а методика оцінки результатів цієї взаємодії ще недостатньо розроблена.

З будь-якою господарською діяльністю пов'язаний певний шкідливий вплив, результатом якого можуть бути зміни адаптаційно-компенсаторних можливостей організму, виникнення несприятливих наслідків для довкілля. У загальному формулюванні під поняттям «економічний збиток» розуміються фактичні або можливі економічні і соціальні втрати, виражені у вартісній

формі, що виникають у результаті яких-небудь подій або явищ, у тому числі забруднення довкілля. Еколого-економічний збиток полягає в зменшенні обсягу одержуваної продукції або прибутку в результаті несприятливих впливів на довкілля.

Питання стану водних ресурсів є однією з найактуальніших проблем розвитку всієї економіки України на найближчі роки. Інтенсифікація господарської діяльності, одна з обов'язкових умов подальшого розвитку людського суспільства, супроводжується безумовним посиленням антропогенного впливу на довкілля. Найбільш вразливою його ланкою є води місцевого стоку – малі річки, водотоки та водойми.

Водойми комплексного призначення, зокрема, водосховища відносяться до водних об'єктів рибогосподарського використання поряд з іншими, що мають свою специфіку, яка стосується необхідності збереження якості води в межах вимог водокористувачів та функціонування біоценозів з відносно обмеженим видовим складом.

У зв'язку з цим, економічні наслідки антропогенного забруднення водних об'єктів оцінюються шляхом розрахунку збитків, заподіяних водним об'єктам за показником зменшення рибопродуктивності внаслідок загибелі кормових організмів – представників зоопланктону (ракоподібних дафній) та зообентосу (личинки комах).

Відповідно до «Методики оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру» (затв. Міністерством екології та природних ресурсів України №196 від 09.06.2011р.) [34] розрахунок збитків, заподіяних рибному господарству здійснюється у натуральному (вага втрачених рибних ресурсів), а також у вартісному виразі, який обчислюється з урахуванням цін на певні види товарної риби для регіону.

Для вирішення завдання щодо оцінювання економічних наслідків антропогенного забруднення водних об'єктів в якості найбільш доцільного обирати методичний підхід з розрахунку збитків, заподіяних рибному



господарству внаслідок зменшення природної кормової бази для іхтіофауни, тобто за критерієм зниження рибопродуктивності.

З метою отримання даних, необхідних для розрахунків розмірів відшкодування збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок загибелі кормових організмів у водних екосистемах, потрібно виконувати дослідження з визначення гострої летальної токсичності проб води та донних відкладів за атестованими методиками [35,36].

## **2 ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ТА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ ЗБИТКІВ ВНАСЛІДОК ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ АВАРІЙ І КАТАСТРОФ НА ПІЛОТНИХ ТЕСТОВИХ ПОЛІГОНАХ (УКРАЇНИ, КНР)**

### **2.1 Оцінка екологічних ризиків в умовах сучасного стану навколишнього середовища**

У теорії екологічної науки поняття «безпеки» розглядається як відносне. Такий підхід пояснюється синергетичною властивістю систем – при накладанні дії різних чинників у певний момент часу система може вийти зі стану рівноваги; причому вирішальну роль може зіграти найменше коливання фактора. Спираючись в екологічному нормуванні на традиційну оцінку екологічної безпеки за критерієм гранично-допустимих концентрацій, дослідник залишає поза увагою фізіологічні характеристики когорти і просторово-часові особливості експозиції. Нехтування зазначеними складовими не дозволяє із достатньою точністю визначити критичний рівень контамінації, при якому імовірність смертності і розвитку захворювань у населення перевищить допустиму межу.

З огляду на вищенаведене, для оцінки екологічної безпеки довкілля України обрано критерій розвитку канцерогенних і неканцерогенних ефектів. Для проведення досліджень щодо оцінки екологічних ризиків в якості пілотних тестових полігонів обрано Харківську і Дніпропетровську області, які належать до найбільш багатонаселених і промислово розвинених регіонів України та полігони на території КНР (міста Пекін, Ченду і Санья). Порівняння українських та китайських полігонів зумовлене тим, що наявна суттєва різниця у системі спостережень за якістю атмосферного повітря, яке у багатьох випадках, може впливати на стан здоров'я населення и обумовити ситуацію виникнення екологічних ризиків. України та три міста КНР (Пекін, Ченду і Санья). Китайська платформа он-лайн моніторингу та аналізу атмосферного повітря є платформою програмного забезпечення та містить інформацію про

склад повітря 367 міст. Платформа фіксує такі показники як AQI, PM2.5, PM10, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, температуру, вологість, швидкість вітру, напрям вітру, супутникові зображення хмар та інші елементи моніторингу. Всі дані автоматично оновлюються щогодини. Результати он-лайн моніторингу розміщуються в інтернеті та на демонстраційних екранах у певних місцях міст.

#### 2.1.1 Оцінка екологічних ризиків від забруднення атмосферного повітря (на прикладі України і КНР)

Для оцінки екологічних ризиків від забруднення атмосферного повітря для території України використані дані Регіональних доповідей та Екологічних паспортів Харківської і Дніпропетровської областей, екологічного паспорту м. Дніпро. Екологічні ризики розраховано на основі середньорічних концентрацій забруднюючих речовин (ЗР) в атмосферному повітрі таких населених пунктів: Харків, Дніпро (обласні центри); Кривий Ріг і Кам'янське (міста обласного підпорядкування Дніпропетровської області) за період з 2014 по 2016 р.

Розрахунки екологічного ризику проводились за переліком загальнопоширених ЗР в атмосферному повітрі та ЗР, моніторинг яких здійснюється на регіональному і локальному рівнях. Перелік відповідних ЗР визначено Постановою КМУ «Про затвердження Порядку організації та проведення моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря» № 343 від 09.03.1999 р.

Результати аналізу забруднення атмосфери за період з 2014 по 2016 рр. (рис. 2.1) показали, що у м. Харків не спостерігається перевищень ГДК за жодним ЗР. Для м. Дніпро характерне перевищення ГДК пилу – у 2,44 рази; діоксиду азоту – 2,25; формальдегіду – 4. Відомості щодо вмісту сажі у атмосфері м. Дніпро відсутні.

Складніша ситуація у м. Кривий Ріг та м. Кам'янське (рис. 2.2). Перевищення середньорічного вмісту пилу в атмосферному повітрі за досліджуваний період у м. Кривий Ріг складає 4,63 ГДК, у м. Кам'янське – 2,7

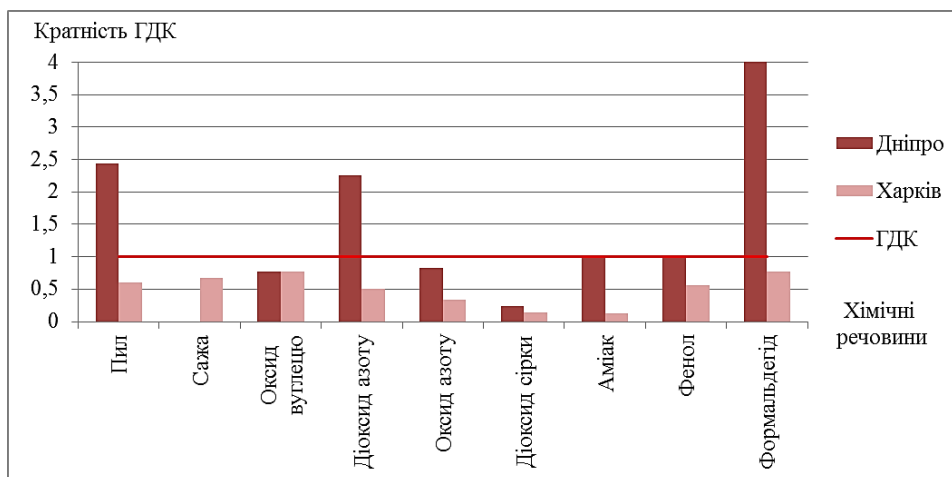


Рисунок 2.1 – Забруднення атмосферного повітря  
у м. Харків і Дніпро (2014 – 2016 рр.)

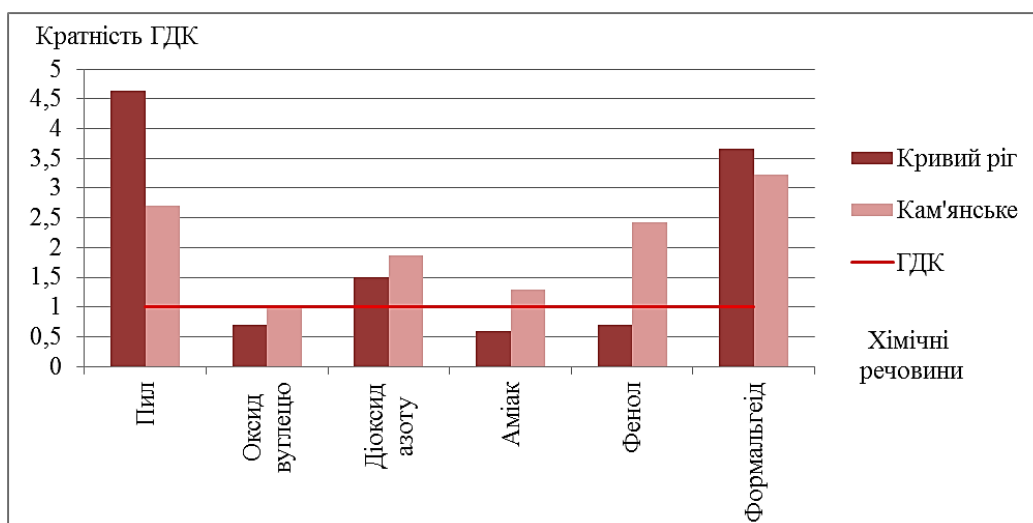


Рисунок 2.2 – Забруднення атмосферного повітря  
у м. Кривий Ріг і м. Кам'янське (2014 – 2016 рр.)

ГДК; діоксиду азоту у м. Кривий Ріг – 1,5 ГДК, у м. Кам'янське – 1,87 ГДК; формальдегіду у м. Кривий Ріг – 3,67 ГДК, у м. Кам'янське – 3,23 ГДК. Перевищення показників ГДК за аміаком і фенолом спостерігається лише у м. Кам'янське в 1,3 і 2,43 рази відповідно.

У м. Дніпро та м. Харків додатково до моніторингу вмісту загальнопоширених ЗР здійснюється моніторинг вмісту важких металів (ВМ) в атмосферному повітрі (рис. 2.3). За досліджуваний період середньорічні концентрації ВМ в обох містах не перевищували ГДК. Найбільші показники

кратності ГДК ЗР в атмосферному повітрі спостерігаються для свинцю – 0,12 ГДК у м. Харків; 0,078 ГДК у м. Дніпро.

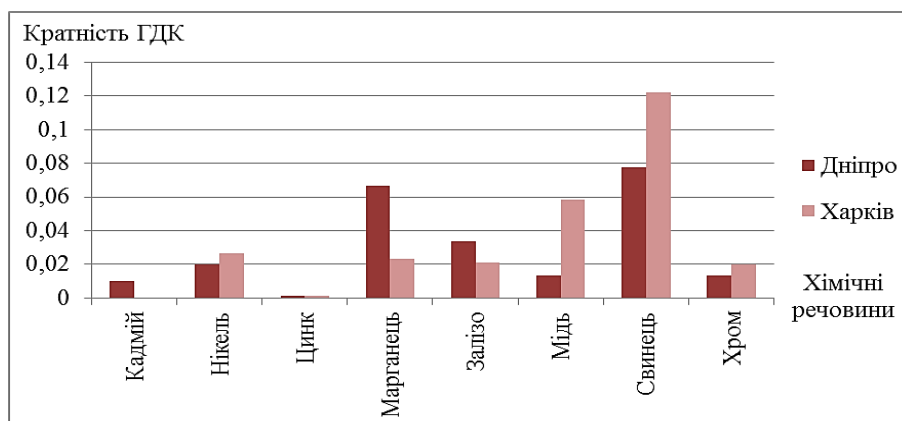


Рисунок 2.3 – Забруднення атмосферного повітря важкими металами у м. Дніпро та м. Харків (2014 – 2016 рр.)

Перевищення ГДК ЗР в атмосферному повітрі досліджуваних пунктів свідчить про можливість виникнення негативних наслідків для здоров'я населення. З метою визначення детальнішої оцінки небезпеки забруднення компонентів НПС для здоров'я і населення, досліджено ризик розвитку канцерогенних і неканцерогенних ефектів.

Оцінка неканцерогенного ризику. Ризик розвитку неканцерогенних ефектів НQ внаслідок забруднення атмосфери у досліджуваних містах розраховано відповідно до загальноприйнятої методики (підрозділ 1.1). Рівень загального ризику для м. Дніпро складає 19,88; для м. Харків – 14,7 (рис. 2.4). Для м. Кривий Ріг і м. Кам'янське оцінка неканцерогенного ризику здійснювалась без урахування ВМ, оскільки моніторинг їх вмісту в атмосферному повітрі даних міст не передбачено.

Результати дослідження показали (рис. 2.5), що ризик розвитку неканцерогенних ефектів від забруднення атмосферного повітря для населення м. Кривий Ріг становить 20,73; для населення м. Кам'янське – 16,4.

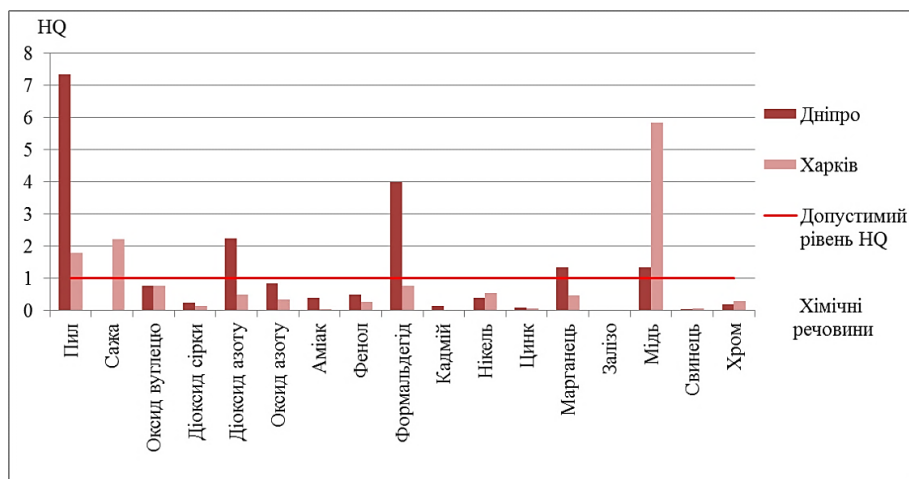


Рисунок 2.4 – Рівень неканцерогенного ризику внаслідок забруднення атмосферного повітря у м. Дніпро та м. Харків (2014-2016 рр.)

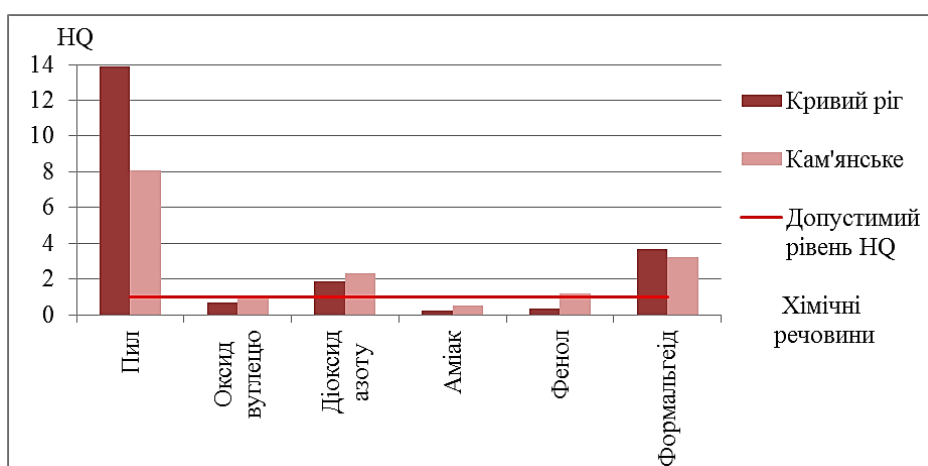


Рисунок 2.5 – Рівень неканцерогенного ризику внаслідок забруднення атмосферного повітря у м. Кривий Ріг та м. Кам'янське (2014-2016 рр.)

Отримані значення рівнів неканцерогенного ризику від забруднення атмосфери в усіх досліджуваних пунктах перевищують граничну прийнятну величину – 1. Слід відзначити, що імовірність розвитку шкідливих неканцерогенних ефектів зростає пропорційно збільшенню значення ризику. Найбільший внесок у сумарний неканцерогенний ризик вносять такі ЗР: пил, сажа, формальдегід, діоксид азоту; серед ВМ – мідь та марганець. Домінування зазначених ЗР обумовлює імовірність розвитку ряду шкідливих ефектів в органах і системах організму людини (рис. 2.6, 2.7).

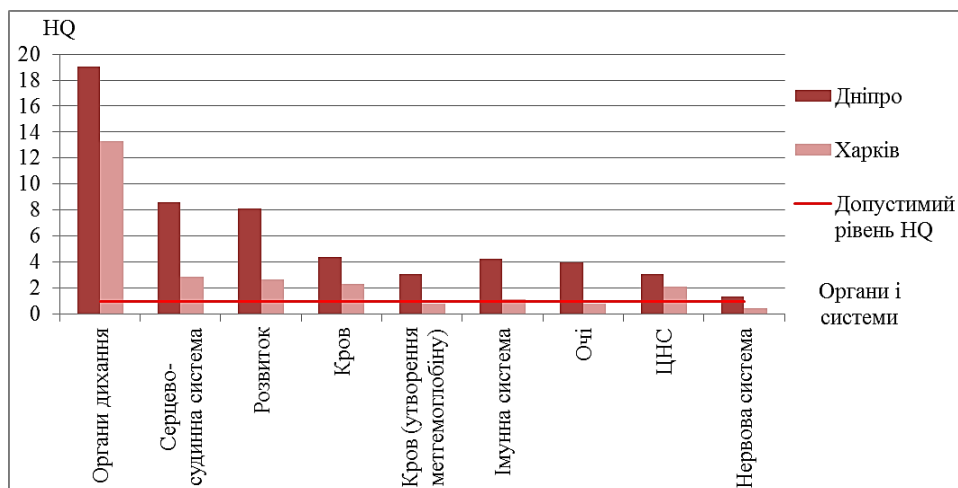


Рисунок 2.6 – Неканцерогенний ризик для органів і систем від забруднення атмосферного повітря у м. Дніпро та м. Харків (2014-2016 рр.)

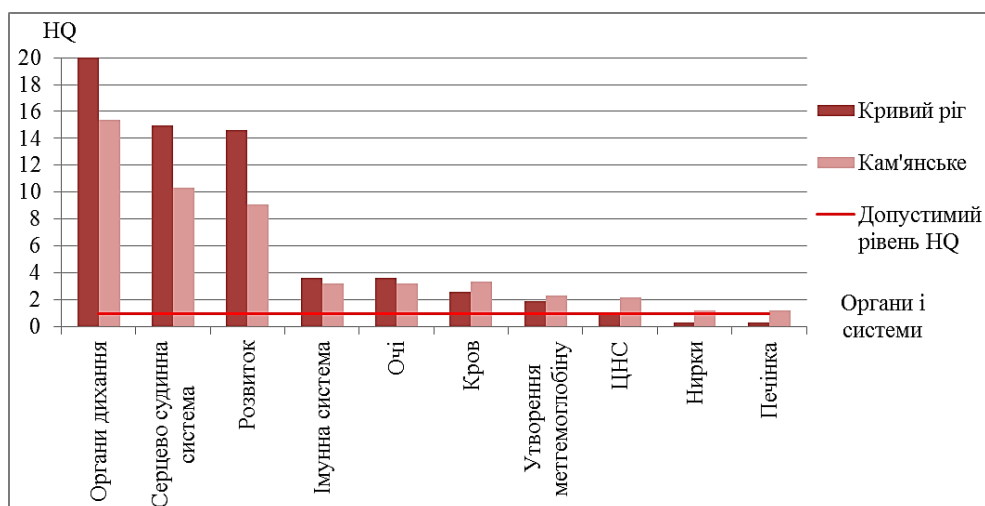


Рисунок 2.7 – Неканцерогенний ризик для органів і систем від забруднення атмосферного повітря у м. Кривий Ріг та м. Кам'янське (2014-2016 рр.)

Найбільш уразливими в умовах забруднення атмосферного повітря досліджуваних міст є органи дихання – діапазон значення ризику розвитку неканцерогенних ефектів складає від 13,32 до 20; серцево-судинна система – від 2,86 до 14,95; кров – від 2,3 до 4,39; імунна система – від 1,16 до 4,29. Щодо крові, найбільший ризик пов'язаний із утворенням метгемоглобіну і складає від 0,83 до 3,08. Небезпека утворення метгемоглобіну у крові пов'язана із втратою

здатності заліза зв'язувати і транспортувати кисень [37]. При вмісті у крові метгемоглобіну понад 1 % розвивається метгемоглобінемія.

Оцінка канцерогенного ризику. У переліку досліджуваних ЗР наявні хімічні речовини і елементи, що мають канцерогенну дію – здатні призводити до розвитку злоякісних новоутворень.

До таких ЗР належать: сажа, формальдегід, нікель, свинець, хром (згідно із IARC). Оцінка канцерогенного ризику (CR) проведена відповідно до загальноприйнятої методики (підрозділ 1.1). Для розрахунку використано стандартні значення експозиції ЗР: вага людини – 70 кг, період усереднення експозиції і тривалість впливу – 70 років, об'єм надходження атмосферного повітря до організму людини – 20 м<sup>3</sup>/добу.

Отримані значення канцерогенного ризику від забруднення атмосфери в усіх досліджуваних пунктах належать до двох категорій: умовно прийняттого рівня та прийняттого (табл. 2.1). Проте, враховуючи обмеженість ЗР, за якими здійснюється моніторинг атмосферного повітря, імовірно, що реальні значення канцерогенного ризику вищі.

Таблиця 2.1– Ризик розвитку канцерогенних ефектів від забруднення атмосфери (2014-2016 рр.)

№	Канцероген	Харків	Дніпро	Кривий Ріг	Кам'янське
1	Сажа	$1,5 \cdot 10^{-4}$	–	–	–
2	Формальдегід	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
3	Кадмій	0	$5,4 \cdot 10^{-6}$	–	–
4	Нікель	$6,4 \cdot 10^{-6}$	$4,8 \cdot 10^{-6}$	–	–
5	Свинець	$4,4 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	–	–
6	Хром	$3,6 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	–	–
	CR загальний	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
Оцінка рівня канцерогенного ризику [1]					
	Умовно прийнятний			Прийнятний	

Найбільший внесок у загальний канцерогенний ризик від забруднення атмосфери у м. Дніпро вносять хром і формальдегід – 59 і 39 % відповідно; у м. Харків – хром і сажа, відсоток внеску яких складає 66 і 27 % відповідно (рис. 2.8). Враховуючи результати оцінки канцерогенного ризику, доцільно додати



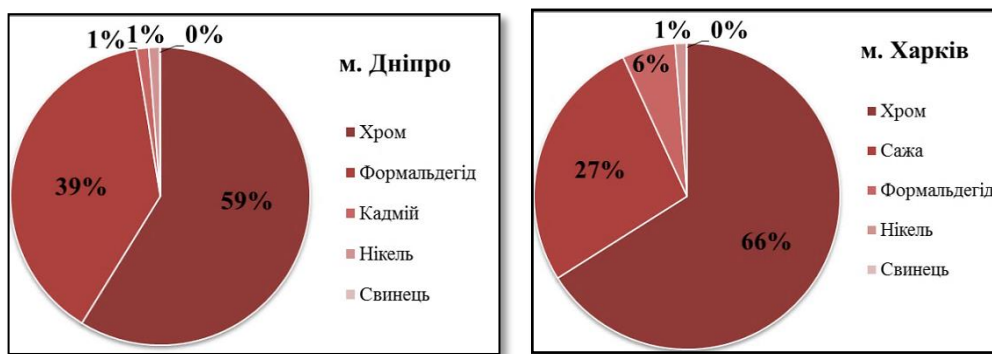


Рисунок 2.8 – Розподіл внеску ЗР у загальний канцерогенний ризик від забруднення атмосфери для населення м. Дніпро і м. Харків

до переліку моніторингу ЗР в атмосферному повітрі м. Дніпро показник сажі. Це дозволить підвищити точність оцінки канцерогенного ризику для населення обласного центра.

Для апробації обраної методики розрахунку екологічного ризику від забруднення атмосферного повітря, проведене дослідження на прикладі трьох принципово відмінних за ступенем антропогенного навантаження міст Китаю – Пекін, Ченду та Санья [38-39].

Пекін є столицею Китайської Народної Республіки, національним політичним, культурним і науково-технологічним інноваційним центром. Слід зазначити, що після вжитих до Олімпійських ігор 2008 р. заходів, саме у Пекіні вони підтримуються і тепер, що знайшло своє відображення у невисоких середніх індексах забруднення атмосфери.

Ченду є столицею провінції Сичуань, одне з найбільших міст Китаю в якому розташовані більше 500 різних підприємств. Головним чином вони зорієнтовані на виробництво хімічної сировини і продукції, будівельних матеріалів, сталі, миючих засобів тощо.

Санья – це місто провінції та острова Хайнань, розташоване в південній частині острова Хайнань, де активно розвивається туристично-рекреаційна діяльність, чому сприяє теплий м'який клімат більшу частину року.

Ризик розвитку неканцерогенних ефектів HQ внаслідок забруднення атмосфери у досліджуваних містах розраховано відповідно до загальноприйнятої методики (табл. 2.2–2.4) (підрозділ 1.1).

Рівень загального ризику для м. Пекін складає 11,6; для м. Ченду – 26,4; для м. Санья – 4,5. В усіх досліджуваних містах загальний рівень неканцерогенного ризику перевищує граничну прийнятну величину – 1.

Результати дослідження показали, що найбільший внесок у сумарний неканцерогенний ризик вносять такі елементи: РМ 2,5 – 40 % у м. Пекін, РМ 2,5 – 73% у м. Ченду, О<sub>3</sub> – 52% у м. Санья (рис. 2.9). Зазначені хімічні елементи обумовлюють імовірність розвитку шкідливих ефектів в органах дихання.

Внаслідок забруднення атмосфери в місті Пекін найбільшого впливу зазнають органи дихання (рис. 2.10). Крім того велику частку негативного впливу отримують серцево-судинна система, розвиток людини та кров. В результаті забруднення є ймовірність утворення метгемоглобіну – форми

Таблиця 2.2 – Оцінка неканцерогенного ризику для населення міста Пекін (КНР) внаслідок забруднення атмосфери

№	Хімічний елемент	Ci, мг/м <sup>3</sup>	RFCi, мг/м <sup>3</sup>	HQ	Критичні органи та системи
1	PM2,5 (сажа)	0,070389	0,015	4,692	Органи дихання, смертність
2	PM10 (пил)	0,095889	0,05	1,92	Органи дихання, серцево-судинна система, смертність
3	Діоксид сірки	0,010056	0,05	0,2011	Органи дихання, смертність
5	Оксид вуглецю	1,157028	3	0,39	Серцево-судинна система, кров, ЦНС
5	Діоксид азоту	0,047528	0,04	1,188	Органи дихання, кров, утворення метгемоглобіну
6	Озон	0,097778	0,03	3,26	Органи дихання
HQ загальний				11,644	
Органи дихання				11,25893	
Серцево-судинна система				2,303449	
Розвиток				2,303449	
Кров				1,573868	
Утворення метгемоглобіну				1,188192	
ЦНС				0,385676	
Смертність				6,81	

Таблиця 2.3 – Оцінка неканцерогенного ризику для населення міста Ченду (КНР) внаслідок забруднення атмосфери

№	Хімічний елемент	Ci, мг/м <sup>3</sup>	RF <sub>Ci</sub> , мг/м <sup>3</sup>	HQ	Критичні органи та системи
1	PM <sub>2,5</sub> (сажа)	0,291083333	0,015	19,405	Органи дихання.
2	PM <sub>10</sub> (пил)	0,099943333	0,05	2,00	Органи дихання, серцево-судинна система
3	Діоксид сірки	0,013806667	0,05	0,276	Органи дихання
5	Оксид вуглецю	1,083333333	3	0,36	Серцево-судинна система, кров, ЦНС
5	Діоксид азоту	0,052053333	0,04	1,301	Органи дихання, кров, утворення метабологлібіну
6	Озон	0,094083333	0,03	3,14	Органи дихання
HQ загальний				26,479	
Органи дихання				26,118	
Серцево-судинна система				2,360	
Розвиток				2,360	
Кров				1,662	
Утворення метабологлібіну				1,301	
ЦНС				0,361	
Смертність				21,68	

Таблиця 2.4 – Оцінка неканцерогенного ризику для населення міста Санья (КНР) внаслідок забруднення атмосфери

№	Хімічний елемент	Ci, мг/м <sup>3</sup>	RF <sub>Ci</sub> , мг/м <sup>3</sup>	HQ	Критичні органи та системи
1	PM <sub>2,5</sub> (сажа)	0,015222	0,015	1,015	Органи дихання, смертність
2	PM <sub>10</sub> (пил)	0,029389	0,05	0,59	Органи дихання, серцево-судинна система, смертність
3	Діоксид сірки	0,002861	0,05	0,0572	Органи дихання, смертність
5	оксид вуглецю	0,625972	3	0,21	Серцево-судинна система, кров, ЦНС
5	Діоксид азоту	0,012417	0,04	0,310	Органи дихання, кров, утворення метабологлібіну
6	Озон	0,070083	0,03	2,34	Органи дихання
HQ загальний				4,515	
Органи дихання				4,31	
Серцево-судинна система				0,80	
Розвиток				0,80	
Кров				0,52	
Утворення метабологлібіну				0,31	
ЦНС				0,21	
Смертність				1,66	

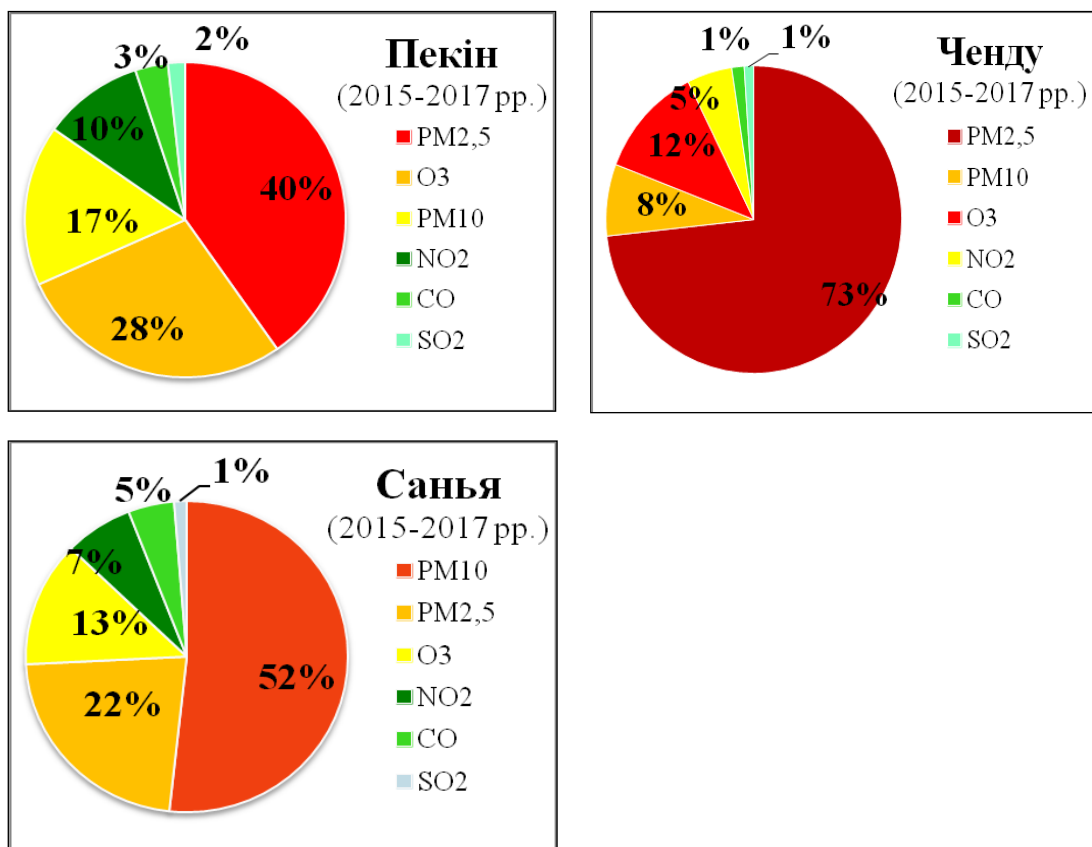


Рисунок 2.9 – Внесок кожної забруднюючої речовини у загальний екологічний ризик досліджуваних міст [38-40]

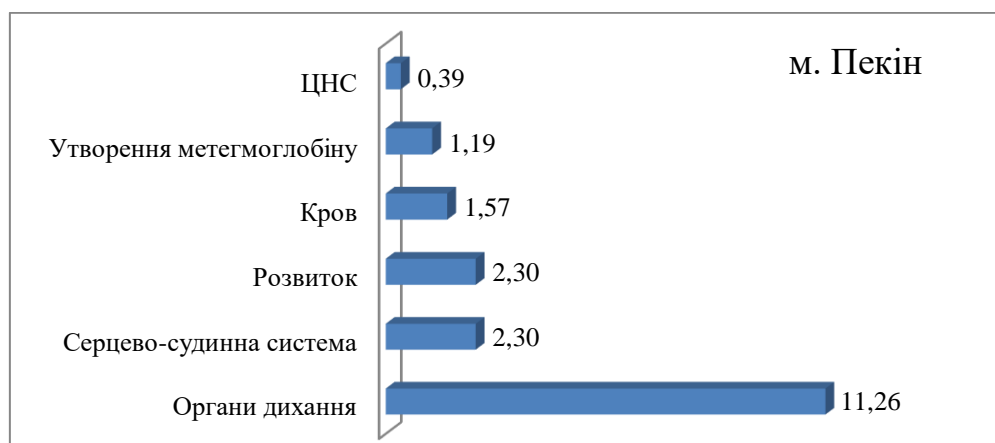


Рисунок 2.10 – Оцінка ризику появи певних видів хвороб населення м. Пекін внаслідок забруднення атмосфери

гемоглобіну, що перешкоджає приєднанню кисню до гемоглобіну, в результаті чого порушується процес транспорту кисню до клітин органів і тканин.

Відносно найменшого впливу зазнає центральна нервова система, рівень неканцерогенного ризику дорівнює 0,36, що не перевищує граничну прийнятну величину – 1.

В результаті забруднення атмосферного повітря міста Ченду найбільшого впливу отримують органи дихання (рис. 2.11). На другому місці ризику виникнення хвороб розташовані хвороби серцево-судинної системи та розвитку людини. Показники ризику впливу на кров, утворення метгемоглобіну знаходяться в меншому діапазоні 1,30 – 1,66. Рівень неканцерогенного ризику виникнення захворювань ЦНС не перевищує норми.

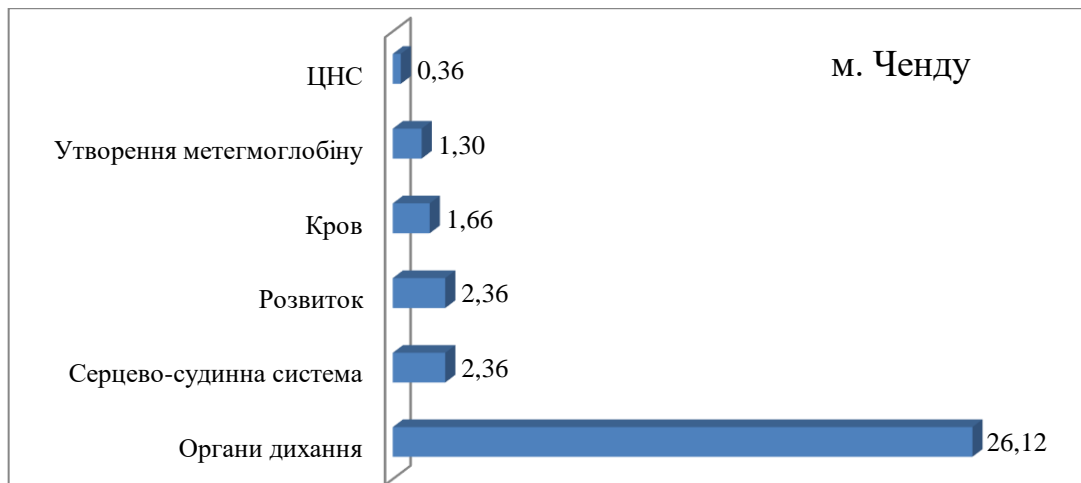


Рисунок 2.11 – Оцінка ризику появи певних видів хвороб населення м. Ченду внаслідок забруднення атмосфери

Внаслідок забруднення атмосферного повітря в місті Санья найбільшому ризику захворювання піддаються органи дихання (рис. 2.12). Показники ризику появи захворювання серцево-судинної системи, ЦНС, розвитку організму людини, крові та утворенню метгемоглобіну не перевищують граничну прийнятну величину.

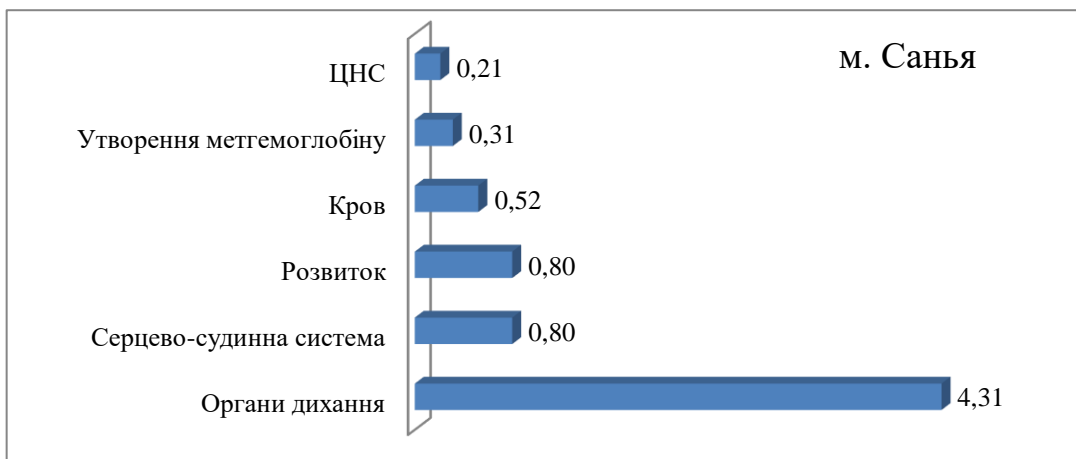


Рисунок 2.12 – Оцінка ризику появи певних видів хвороб населення м. Санья внаслідок забруднення атмосфери

Результати аналізу забруднення атмосфери за період з 2015 по 2017 р.р. (рис.2.13) показали, що значне перевищення показника РМ 2,5 спостерігається в м. Пекін, в м. Ченду це перевищення є особливо критичним, у м. Санья перевищення норми не спостерігається. Коефіцієнт небезпеки для РМ10 перевищений в м. Пекін та м. Ченду, дорівнює 1,91 і 1,99 відповідно. Перевищення забруднюючої речовини  $\text{NO}_2$  спостерігаються в місті Пекін – 1,18 та в місті Ченду – 1,30. В усіх трьох містах коефіцієнт небезпеки  $\text{O}_3$  перевищеним (м. Пекін – 3,25, м. Санья – 2,33), проте в м. Ченду перевищення є

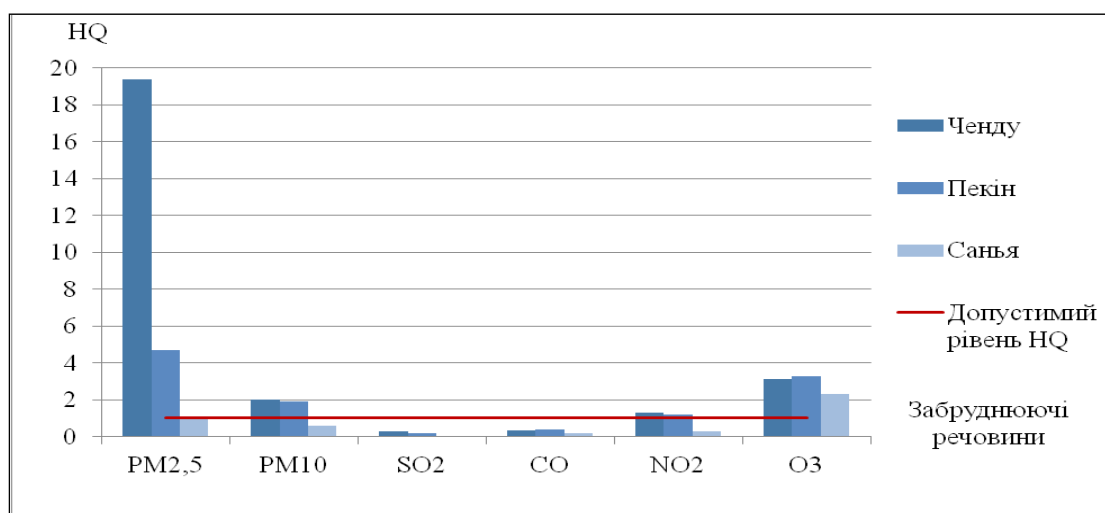


Рисунок 2.13 – Порівняння ризику захворювання населення міст Пекін, Ченду та Санья внаслідок викиду в атмосферу основних забруднюючих речовин

найбільшим – 3,13. Середні значення HQ за три роки з SO<sub>2</sub> та CO речовин не показали перевищень ні в одному з міст.

Кожна забруднююча речовина має особливу дію на організм людини. Ця дія проявляється у виникненні певних негативних ефектів у різних органах і системах організму людини. Тому необхідно розглядати окрім загального рівню ризику, ще й вплив на критичні органи і системи у випадку експозиції забруднюючих речовин.

Результати дослідження показали, що найбільш уразливими в умовах забруднення атмосферного повітря досліджуваних міст є органи дихання. Найнебезпечніше перевищення спостерігається в м. Ченду – 26,11 (рис. 2.14). Негативний вплив на серцево-судинну систему відбувається в двох містах: Ченду – 2,35 та Пекіні – 2,30; на розвиток людини діапазон значення ризику розвитку неканцерогенних ефектів складає від 2,30 до 2,35 у м. Пекін та м. Ченду, в м. Санья значення ризику не перевищують допустимий рівень. Щодо крові та утворення метгемоглобіну найбільший ризик пов'язаний із утворенням метгемоглобіну – від 0,31 до 1,30. Значення ризику розвитку неканцерогенних захворювань ЦНС знаходиться в діапазоні – 0,20 до 0,38.

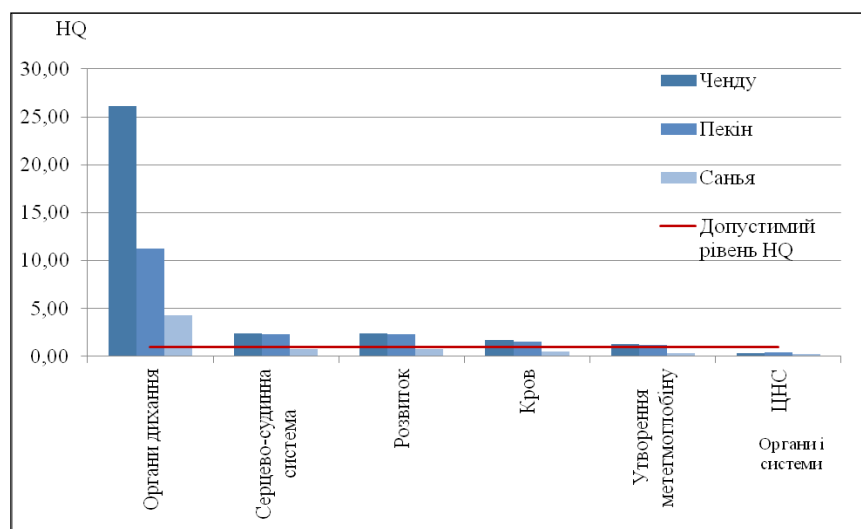


Рисунок 2.14 – Порівняння ризику появи певних видів хвороб населення міст Пекін, Ченду та Санья внаслідок забруднення атмосфери

Зроблено аналіз і порівняння по сезонах року (рис. 2.15). Встановлено, що взимку найвищі показники в м. Ченду, весною, в літню пору року та восени найбільше забруднення атмосфери спостерігається в Пекіні.

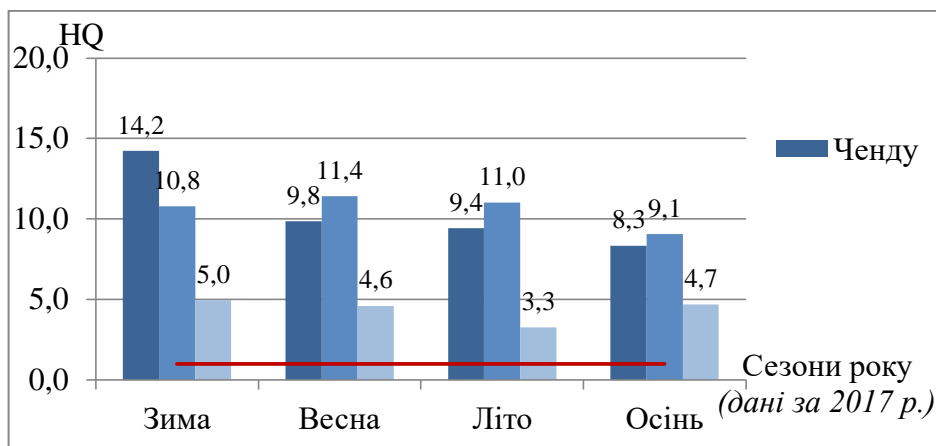


Рисунок 2.15 – Порівняння екологічного ризику внаслідок забруднення атмосфери в різні сезони року міст Пекін, Ченду та Санья

Завдяки роботі он-лайн моніторингу, в будь-якому місті Китаю на будь-який період часу існує застереження населення від загроз, що пов'язані із забрудненням атмосферного повітря. Дотримуючись рекомендацій, які там надаються, можна запобігти негативному впливу на своє здоров'я.

#### 2.1.2 Оцінка екологічних ризиків від забруднення ґрунтів та вирощеної на них рослинної продукції

З метою визначення екологічного ризику від вживання фруктів, проведено ряд польових та лабораторних досліджень рослинної продукції та ґрунтів, на яких вона вирощена в межах урболандшафтів м. Харків.

Польові дослідження включали відбір зразків ґрунту (чорнозем типовий середньосуглинковий) та рослинної продукції (яблука, груші, сливи). Відбір зразків проводився на присадибних ділянках малоповерхової забудови на території різних районів м. Харків.



Зразки ґрунту відбирали з 5 прикопок (змішаний зразок) на глибину 20-50 см., що відповідає найбільшій щільності кореневої системи дерев, згідно з вимогами до відбору зразків ґрунту ДСТУ4287:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб» [41]. Аналізи проводились у лабораторії екологічних аналітичних досліджень екологічного факультету ХНУ імені В.Н. Каразіна.

Зразки рослинної продукції відбирали на тих самих ділянках, де проводився відбір ґрунтових проб з подальшим визначенням рухомих форм важких металів на атомно-абсорбційному спектрофотометрі.

За результатами визначених концентрацій важких металів розраховано екологічний ризик проявів захворювань населення приватної забудови Немишля м. Харкова, викликаний вмістом у фруктах важких металів (Cd, Pb, Zn, Cu, Cr). Деякі з перерахованих елементів (Pb, Cd, Zn – відносяться до 1 класу небезпеки) навіть у мізерних кількостях є надзвичайно токсичними і дія їх на організм людини має негативний характер.

За ступенем небезпеки впливу на організм людини усі токсичні хімічні сполуки, в тому числі і важкі метали, поділяються на 4 класи небезпеки (табл. 2.5) (у відповідності до ГОСТ 12.1.0007-76 (зі зміною № 1 від 01.01.82 р.): I клас – надзвичайно небезпечні речовини; II клас – високонебезпечні; III клас – помірно небезпечні; IV клас – малонебезпечні речовини.

Таблиця 2.5 – Класи небезпеки важких металів та їх відносна ступінь токсичності

№	Хімічний елемент	Клас небезпеки	Відносна ступінь токсичності (F(j))
1	Кадмій	1	0,996
2	Свинець	1	0,996
3	Цинк	1	0,996
4	Мідь	2	0,992
5	Хром	2	0,992

Для визначення екологічного ризику виникнення захворювань населення, викликаного вмістом у фруктах важких металів було проведено ряд розрахунків. Розрахунок ризику здійснюється за формулою (2.1) [42]:

$$G(j) = \frac{S}{m_n}, \quad (2.1)$$

де  $G(j)$  – коефіцієнт забруднення фруктів;

$S$  – сукупність забруднень від усіх забруднювачів;

$m_n$  – приведене число забруднювачів.

Сукупність забруднень від усіх забруднювачів розраховується за наступною формулою (2.2) [42]:

$$S = \sum_{j=1}^{j=m} \frac{N}{\Phi} F(j) \quad (2.2)$$

де  $N$  – концентрація забруднювача, що фактично склалася на території дослідження;

$\Phi$  – гранично допустима концентрація забруднювача;

$F(j)$  – функція, що визначає у формальному відношенні нормування ваги забруднювачів у ранжованій послідовності з  $j$  забруднювачів. Або відносна ступінь токсичності  $j$  забруднювачів.

Приведене число забруднювачів визначається за формулою 2.3:

$$m_n = \sum_{j=1}^{j=m} F(j) \quad (2.3)$$

Усі величини для її розрахунку вже охарактеризовано.

Таким чином, наведена формула (2.1) буде мати наступний вигляд:

$$G(j) = \frac{\sum_{j=1}^{j=m} \frac{N}{\Phi} F(j)}{\sum_{j=1}^{j=m} F(j)} \quad (2.4)$$

У відповідності до формули (2.1), формуються головні (базисні) оцінки ступеню забруднення фруктів у місці відбору проб (табл. 2.6).

Таблиця 2.6 – Головні (базисні) оцінки ступеню забруднення зразків у місці відбору проб [42]

Значення коефіцієнту забруднення	Вербальна оцінка ступеню забруднення зразків
$G(j) < 1$	Здорові
$G(j) = 1$	Нормальні
$G(j) > 1$	Забруднені

При отриманні коефіцієнту забруднення 1 і більше, оцінка ступеню забруднення зразків має більшу деталізацію (табл. 2.7).

Таблиця 2.7 – Оцінки ступеню забруднення зразків за умов значення  $G > 1$  [42]

Значення коефіцієнту забруднення	Вербальна оцінка ступеню забруднення зразків
До 1,0	Не шкідливі
1–1,99	Мало шкідливі
2–2,99	Істотно шкідливі
3–3,99	Інтенсивно шкідливі
4–5,00	Досить інтенсивно шкідливі
Більше 5	Катастрофічні

На основі наведених формул і лабораторних даних проведемо розрахунки (табл. 2.8).

Таблиця 2.8 – Вихідні дані для визначення коефіцієнту забруднення важкими металами ґрунтів

№	Вихідні дані				Розрахункові дані		Результати	
	Агент ризику	N, мг/кг	F(j)	Φ, мг/кг	$\frac{N}{\Phi}$	$\frac{N}{\Phi} * F(j)$	$G(j)$	Опис
1	Pb	1,4	0,996	0,5	2,80	2,79	1,43	Мало шкідливий
2	Cd	0,14	0,996	0,1	1,40	1,39		
3	Zn	2,2	0,996	23	0,10	0,10		
4	Cu	3	0,992	3	1,00	0,99		
5	Cr	1,1	0,992	0,6	1,83	1,82		

Для розрахунку  $G(j)$  підставимо значення з таблиці 2.8 до формули (2.1):

$$G(j) = \frac{2,79 + 1,39 + 0,10 + 0,99 + 1,82}{0,996 + 0,996 + 0,996 + 0,992 + 0,992} = 1,43$$

Таким чином, ґрунти мають коефіцієнт забруднення 1,43, тобто оцінюються як «забруднені», хоча, і «мало шкідливі».

Таким же способом розрахуємо коефіцієнт забруднення фруктів важкими металами. Вихідні дані для розрахунку наведені у таблицях 2.9 – 2.11.

Таблиця 2.9 – Вихідні дані для визначення коефіцієнту забруднення важкими металами яблук

№	Вихідні дані				Розрахункові дані		Результати	
	Агент ризику	N, мг/кг	F(j)	Φ, мг/кг	$\frac{N}{\Phi}$	$\frac{N}{\Phi} * F(j)$	G(j)	Опис
1	Pb	0,26	0,996	0,5	0,52	0,52	1,14	Мало шкідлив і
2	Cd	0,08	0,996	0,03	2,67	2,66		
3	Zn	3,6	0,996	10,0	0,36	0,36		
4	Cu	3,1	0,992	5,0	0,62	0,62		
5	Cr	0,31	0,992	0,2	1,55	1,54		
			4,972			5,69		

Отже, яблука мають коефіцієнт забруднення 1,14, тобто оцінюються як «забруднені» «мало шкідливі», а ризик виникнення захворювань населення, викликаний вмістом у яблуках важких металів, нижчий в порівнянні з ризиком, що існує від ґрунтів.

Таблиця 2.10 – Вихідні дані для визначення коефіцієнту забруднення важкими металами плодів груші

№	Вихідні дані				Розрахункові дані		Результати	
	Агент ризику	N, мг/кг	F(j)	Φ, мг/кг	$\frac{N}{\Phi}$	$\frac{N}{\Phi} * F(j)$	G(j)	Опис
1	Pb	0,3	0,996	0,5	0,60	0,60	1,11	Мало шкідлив і
2	Cd	0,06	0,996	0,03	2,00	1,99		
3	Zn	3	0,996	10,0	0,30	0,30		
4	Cu	2,8	0,992	5,0	0,56	0,56		
5	Cr	0,42	0,992	0,2	2,10	2,08		
			4,972			5,53		

Таким чином, груші мають коефіцієнт забруднення 1,11, тобто оцінюються також як «забруднені» «мало шкідливі», а ризик виникнення захворювань населення, викликаний вмістом у грушах важких металів, нижчий в порівнянні з ризиком, що існує від яблук.

Таблиця 2.11 – Вихідні дані для визначення коефіцієнту забруднення важкими металами плодів сливи

№	Вихідні дані				Розрахункові дані		Результати	
	Агент ризик у	N, мг/кг	F(j)	Φ, мг/кг	$\frac{N}{\Phi}$	$\frac{N}{\Phi} * F(j)$	G(j)	Опис
1	Pb	0,32	0,996	0,5	0,64	0,64	1,16	Мало шкідливі
2	Cd	0,08	0,996	0,03	2,67	2,66		
3	Zn	3,1	0,996	10,0	0,31	0,31		
4	Cu	2,6	0,992	5,0	0,52	0,52		
5	Cr	0,33	0,992	0,2	1,65	1,64		
			4,972			5,75		

Сливи мають коефіцієнт забруднення 1,16 та оцінюються також як «забруднені» «мало шкідливі», а ризик виникнення захворювань населення, викликаний вмістом у сливах важких металів, найвищий серед фруктів, але нижчий в порівнянні з ризиком, що існує від ґрунтів.

Розрахунок екологічних ризиків також зроблено відносно наслідків вживання картоплі і яблук, відібраних в межах Харківського регіону в цілому. При оцінці екологічної безпеки використані дані середнього вмісту важких металів (ВМ) у картоплі та яблуках лісостепової і степової зони України [43], у межах яких розташовані тестові полігони. Оцінка безпеки продукції за екологічними нормативами проводилась на основі порівняння фактичного концентрацій ВМ з їх ГДК згідно із даними [42] та даними СанПін 42-123-4089-86.

Результати оцінки безпеки рослинної продукції за екологічними нормативами (рис. 2.16) показали суттєве перевищення допустимого вмісту ВМ

у досліджуваних зразках овочів і фруктів. Найбільший рівень забруднення картоплі спостерігається за Cd – 6,33 ГДК, Cr і Pb – 1,8 ГДК, Ni – 1,6 ГДК. Домінуючими контамінантами у плодах яблука є Cd – 3,66 ГДК, Cr – 2,6 ГДК, Pb – 1,47 ГДК. Перевищення ГДК ВМ у рослинній продукції свідчить про можливість виникнення негативних наслідків для здоров'я населення при її споживанні. Оцінка безпеки рослинної продукції за критерієм ГДК для Co і Mn не проводилась, оскільки для зазначених елементів відсутні такі нормативи.

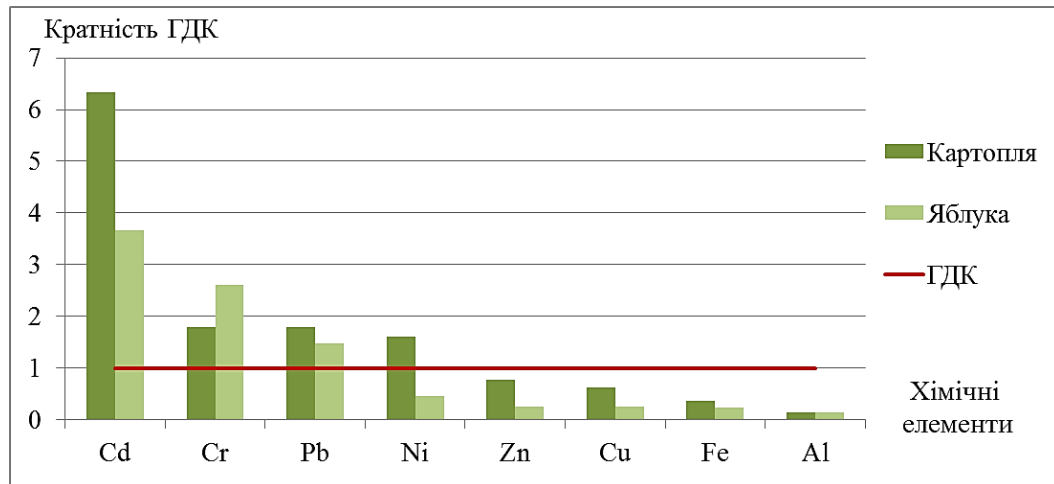


Рисунок 2.16 – Забруднення ВМ рослинної продукції, вирощеної на території Харківського регіону

Оцінка неканцерогенного ризику. Оцінка ризику розвитку неканцерогенних ефектів у населення внаслідок перорального вживання відповідно до загальноприйнятої методики (підрозділ 1.1). При розрахунках використані стандартні значення експозиції ЗР: для дорослих період усереднення експозиції і тривалість впливу складають 30 років, маса тіла – 70 кг; для дітей: маса тіла – 15 кг, період усереднення експозиції і тривалість впливу – 6 років. Добова доза контамінантів розрахована на основі даних норми споживання продукції для дорослих і дітей, наведених вище.

Результати дослідження показали (рис. 2.17), що сумарний неканцерогенний ризик від споживання плодів яблука для дорослої групи населення склав 1,19; для дитячої групи населення – 3,33 [44,45]. Отримані значення неканцерогенного ризику для обох груп населення

перевищують гранично прийнятну величину – 1, а отже існує висока імовірність розвитку шкідливих ефектів.

Оцінка екологічної небезпеки рослинної продукції за кожним із досліджуваних ВМ показала (рис. 2.18, 2.19), що найбільший рівень ризику розвитку неканцерогенних ефектів пов'язаний із накопиченням у рослинній продукції Cd, Pb та Cu. Зокрема неканцерогенний ризик для дитячої групи населення за Cd у картоплі і яблуках складає 5,07 і 1,21 відповідно; за Pb – 3,43 і 0,92; за Cu – 2,22 і 0,38. У дорослій групі населення неканцерогенний ризик за Cd у картоплі і яблуках складає 1,84 і 0,43 відповідно; за Pb – 1,25 і 0,33.

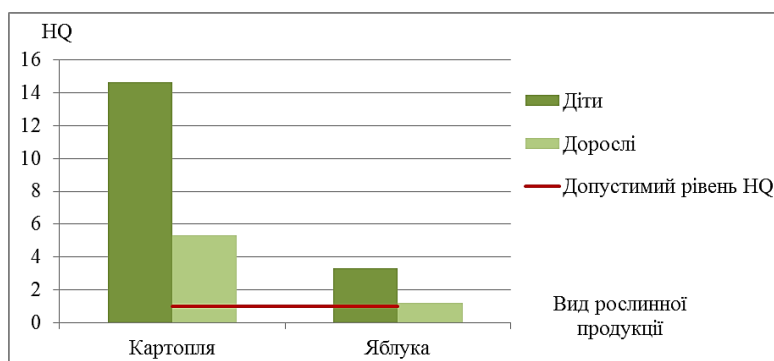


Рисунок 2.17 – Оцінка сумарного неканцерогенного ризику від споживання рослинної продукції, вирощеної у межах Харківського регіону

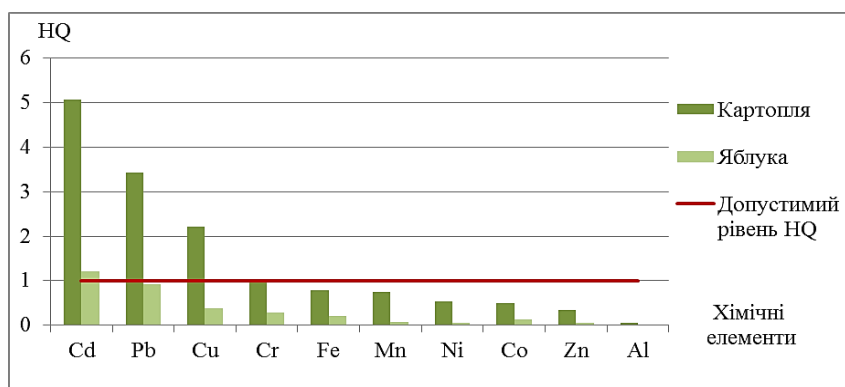


Рисунок 2.18 – Оцінка неканцерогенного ризику для дитячої групи населення від споживання рослинної продукції, вирощеної у межах Харківського регіону

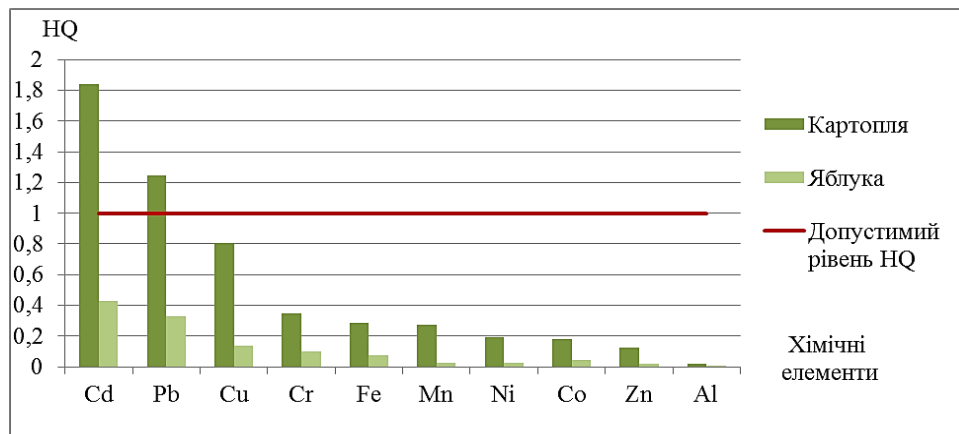


Рисунок 2.19 – Оцінка неканцерогенного ризику для дорослої групи населення від споживання рослинної продукції, вирощеної у межах Харківського регіону

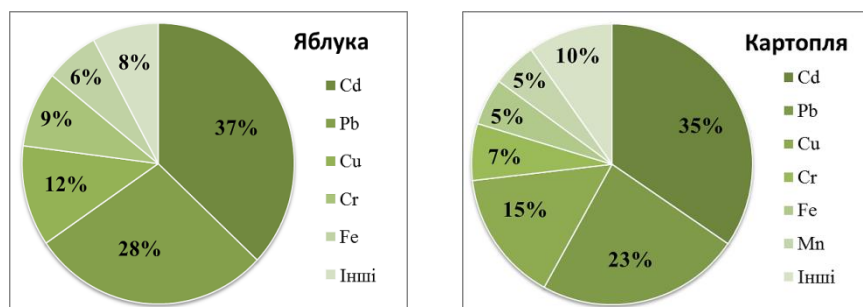


Рисунок 2.20 – Внесок хімічних елементів у сумарний неканцерогенний ризик від споживання рослинної продукції (дитяча група населення)

Найбільший внесок у сумарний неканцерогенний ризик від споживання рослинної продукції вносять такі хімічні елементи: Cd – 35 і 37 % для картоплі і яблук відповідно, Pb – 23 і 28 %, Cu – 15 і 12 % (рис. 2.20).

Зазначені домінуючі у плодах яблуні забруднювачі для дорослої групи населення обумовлюють імовірність розвитку шкідливих ефектів у нирках – 0,53 HQ; крові – 0,52 HQ; ендокринній системі – 0,43 HQ; ЦНС – 0,36 HQ. Для дитячої групи населення критичними є такі органи і системи: нирки – 1,49 HQ; кров – 1,44 HQ; ендокринна система – 1,21 HQ; ЦНС – 1,01 HQ (рис. 2.21). Ризик розвитку шкідливих ефектів в інших органах і системах для дорослої групи населення складає менше 0,36 HQ; дитячої – менше 1,0 HQ.



Споживання картоплі обумовлює значно вищі рівні неканцерогенного ризику для органів і систем організму в обох групах населення (рис. 2.22). Зокрема допустимий рівень ризику у дитячій групі перевищено для крові – 6,35 HQ; нирок – 6,03 HQ; ендокринної системи (гормони), ЦНС – 4,23 HQ; печінки – 3,71 HQ; шлунково-кишкового тракту – 3,71 HQ; репродуктивної системи – 3,43 HQ; біохімічних процесів в організмі – 3,43 HQ; слизових оболонок – 1,75 HQ. У дорослій групі населення допустимий рівень ризику перевищено для крові – 2,31 HQ; нирок – 2,19 HQ; ендокринної системи (гормони) – 1,84 HQ;

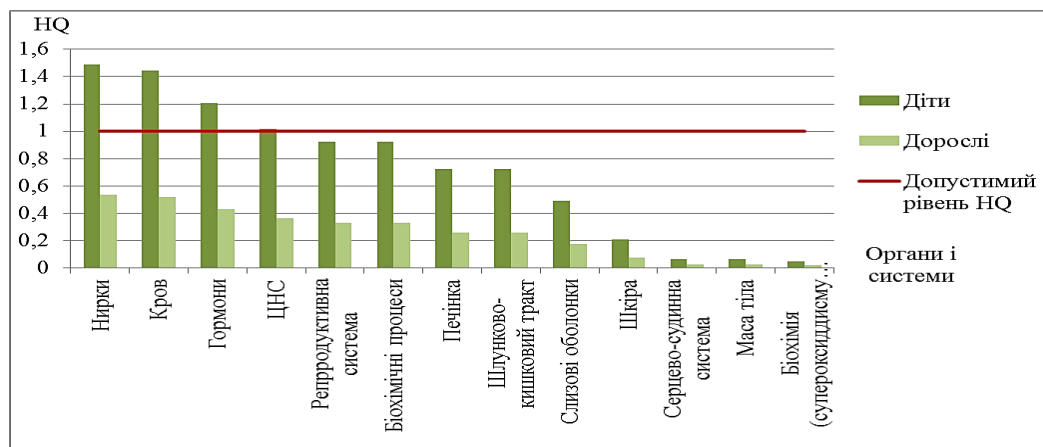


Рисунок 2.21 – Оцінка неканцерогенного ризику для різних органів і систем від споживання яблук, вирощених на території Харківського регіону

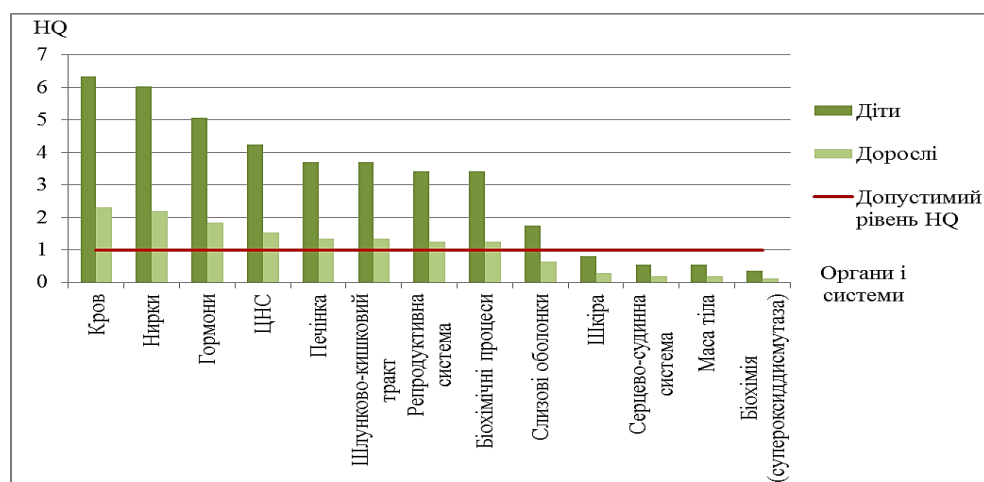


Рисунок 2.22 – Оцінка неканцерогенного ризику для різних органів і систем від споживання картоплі Харківського регіону

ЦНС – 1,54 HQ; печінки і шлункового тракту – 1,35 HQ; репродуктивної системи та біохімічних процесів в організмі – 1,25 HQ.

Найбільші рівні ризику виникнення шкідливих ефектів спостерігаються для нирок, крові, ендокринної системи і ЦНС (рис. 2.23). Причому 31 % сумарного ризику припадає лише на кров та нирки.

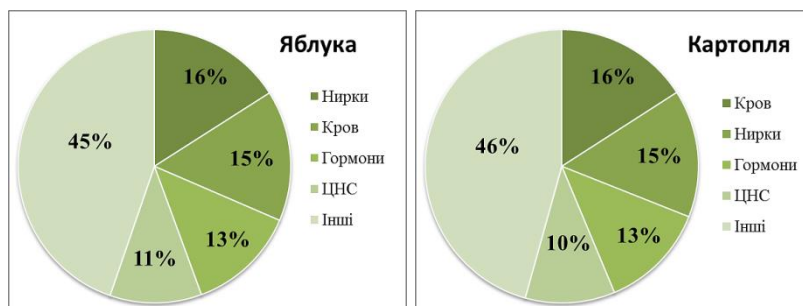


Рисунок 2.23 – Розподіл імовірності виникнення шкідливих ефектів в органах і системах організму дитячої групи населення

Оцінка канцерогенного ризику. Серед переліку досліджуваних ВМ у рослинній продукції наявні елементи, що мають канцерогенну дію: Pb, Cr та Cd. Ризик розраховано лише для дорослої групи населення відповідно до методики [4], яка передбачає для канцерогенів оцінку позиттивного ризику із періодом експозиції у 70 років.

Отримані значення канцерогенного ризику від споживання рослинної продукції, вирощеної у межах Харківського регіону (табл. 2.12) за кожним

Таблиця 2.12 – Ризик розвитку канцерогенних ефектів від споживання рослинної продукції Харківського регіону

№	Канцероген	Картопля	Яблука	Оцінка ризику [1]
1	Свинець	$2,05 \cdot 10^{-4}$	$5,43 \cdot 10^{-5}$	Умовно прийнятний
2	Хром	$7,34 \cdot 10^{-4}$	$2,14 \cdot 10^{-4}$	
3	Кадмій	$3,51 \cdot 10^{-4}$	$8,18 \cdot 10^{-5}$	
Сумарний CR		$1,29 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	Прийнятний для проф. контингентів і неприйнятний для населення / Умовно прийнятний
		$1,64 \cdot 10^{-3}$		Прийнятний для проф. контингентів і неприйнятний для населення

окремим елементом належать до категорії умовно прийнятного ризику. Проте сумарний канцерогенний ризик для картоплі і яблук при їх спільному споживанні є неприйнятним для населення.

Найбільший внесок у сумарний канцерогенний ризик (рис. 2.24) вносить Cr: 57 і 61 % для картоплі і яблук відповідно.

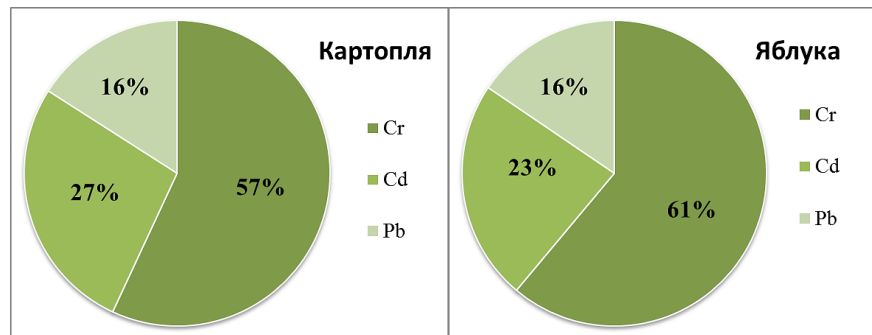


Рисунок 2.24 – Розподіл внеску ВМ у загальний канцерогенний ризик

В результаті отриманих даних коефіцієнтів забруднення важкими металами ґрунтів та фруктів можна сказати, що вони суттєво відрізняються, і хоча відповідають за шкалою оцінки ступеню забруднення показникам «мало шкідливі», все ж вказують на наявність ризику виникнення захворювань населення від вживання їх у їжу.

### 2.1.3 Оцінка екологічних ризиків при виникненні аварій і катастроф на об'єктах розміщення ТПВ

Для оцінки використана методика [16], в якості пілотного тестового полігону було взято звалище у с. Чепелі Золочівського району Харківської області. Оцінка ризику впливу на довкілля виконувалася для несанкціонованого звалища №1 в селі Чепелі.

Розрахункові середньорічні концентрації забруднювачів на межі найближчої житлової забудови визначаються по формулі (2.5):

$$C = \frac{M}{T_{\text{рік}}} \times T_{\text{оберт}} \times K, \quad (2.5)$$

де  $C$  – розрахункові середньорічні концентрації на межі найближчої житлової забудови,  $\text{мг/м}^3$ ;

$M$  – максимальна приземна концентрація на межі найближчих житлових будинків за програмою ЭОЛ,  $\text{мг/м}^3$ ;

$T_{\text{рік}}$  – число річних годин = 8760;

$T_{\text{оберт}}$  – річний термін горіння звалища = 360 годин;

$k$  – річний коефіцієнт викиду максимальної концентрації  $i$ - го інгредієнта = 0,041;

Розрахункові середньорічні концентрації ( $C$ ,  $\text{мг/м}^3$ ) на межі найближчої житлової забудови складають:

$$\text{NO}_2 : C = (0,024 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,00004 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{SO}_2 : C = (0,475 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,0008 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{CO} : C = (0,25 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,00042 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{C} : C = (0,072 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,00012 \text{ мг/м}^3.$$

Недеференційований за складом пил:

$$C = (0,17 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,00029 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{Cd} : C = (0,00000000084 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,000000000014 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{Ni} : C = (0,00000000036 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,000000000006 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{Pb} : C = (0,0000000019 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,0000000000032 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{Cr} : C = (0,0000000029 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,0000000000049 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{Zn} : C = (0,00000000015 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,00000000000025 \text{ мг/м}^3;$$

$$\text{Co} : C = (0,000000000056 / 8760) \times 360 \times 0,041 = 0,00000000000094 \text{ мг/м}^3.$$

Розрахунок коефіцієнту небезпеки  $HQ$  для окремих речовин в селітебній зоні с. Чепелі.

$$\text{NO}_2 : HQ_{\text{NO}_2} = 0,00004 / 0,04 = 0,001;$$

$$\text{SO}_2 : HQ_{\text{NH}_3} = 0,0008 / 0,08 = 0,01;$$

$$\text{CO} : HQ_{\text{SO}_2} = 0,00042 / 5 = 0,000084;$$

$$\text{C} : HQ_{\text{CO}} = 0,00012 / 0,15 = 0,0008.$$

Недеференційований за складом пил:

$$HQ_{\text{HCL}} = 0,00029 / 0,5 = 0,0002;$$

Cd:  $HQ_{HCL} = 0,00000000000014/0,0002 = 0,0000000007$ ;  
 Ni:  $HQ_{HCL} = 0,00000000000006/0,91 = 0,00000000000007$ ;  
 Pb:  $HQ_{HCL} = 0,00000000000032/0,042 = 0,000000000008$ ;  
 Cr:  $HQ_{HCL} = 0,00000000000049/0,0001 = 0,0000000049$ ;  
 Zn:  $HQ_{HCL} = 0,00000000000025/0,0009 = 0,00000000027$ ;  
 Co:  $HQ_{HCL} = 0,000000000000094/0,00005 = 0,000000000188$ .

Індекс небезпеки відображено в таблиці 2.13.

Таблиця 2.13 – Індекс небезпеки

N п/п	Найменування забруднюючої речовини	Коефіцієнти небезпеки для окремих речовин $HQ_i$
		Сельбищна зона
1	2	3
1	NO <sub>2</sub>	0,001
2	SO <sub>2</sub>	0,01
3	CO	0,000084
4	C	0,0008
5	Недеференційований за складом пил	0,0002
6	Cd	0,0000000007
7	Ni	0,00000000000007
8	Pb	0,000000000008
9	Cr	0,0000000049
10	Zn	0,00000000027
11	Co	0,000000000188
	Індекс небезпеки $H = \sum HQ_i$	0,0120840565387

Як видно із таблиці 2.13, значення індексу небезпеки  $H < 1$  на межі сельбищної зони, звідси, ризик розвитку неканцерогенних ефектів вкрай малий.

Залізо не має референтної концентрації по хронічному інгалаційному впливу, тому в розрахунку індекса небезпеки не розглядаються.

Ризик розвитку індивідуальних канцерогенних ефектів ( $C_i R_i$ ) від речовин, яким властива канцерогенна дія згідно [16], розраховується по формулі (2.6):

$$C_i R_i = C_i \times UR_i, \quad (2.6)$$

де  $C_i R_i$  – ризик розвитку індивідуальних канцерогенних ефектів;

$C_i$  – розрахункова середньорічна концентрація і- речовини на межі житлової забудови, мг/м<sup>3</sup>;

$UR_i$  – одиничний канцерогенний ризик і- речовини, мг/м<sup>3</sup>.

Одиничний канцерогенний ризик і-тої речовини розраховується за формулою (2.7):

$$UR_i = SF_i^{-1} \times \frac{1}{70} \times 20, \quad (2.7)$$

де  $UR_i$  – одиничний канцерогенний ризик і-тої речовини, мг/м<sup>3</sup>;

$SF_i$  – фактор нахилу (мг/(кг×добу))<sup>-1</sup>;

70 – стандартна вага тіла людини, кг;

20 – добове використання повітря, м<sup>3</sup>;

Оцінка канцерогенного ризику здійснюється відповідно до таблиці 2.14

Таблиця 2.14– Класифікація рівнів канцерогенного ризику

Рівень ризику	Ризик на протязі життя
Неприйнятний для професійних контингентів і населення (високий)	Більше $10^{-3}$
Прийнятний для професійних контингентів і неприйнятний для населення (середній)	$10^{-3} - 10^{-4}$
Умовно прийнятний (низький)	$10^{-4} - 10^{-6}$
Прийнятний (мінімальний)	Менше $10^{-6}$

Cd:  $UR_i = 3,1 \times 1/70 \times 20 = 6,3 \times 0,0143 \times 20 = 1,8018$  мг/м<sup>3</sup>;

$C_i R_i = C_i \times UR_i = 0,0000000000014 \times 1,8018 = 0,00000000025$ .

Так як значення  $C_i R_i = 0,00000000025 < 10^{-6}$ , ризик на протязі життя по кадмію є мінімальним (прийнятним).

Ni:  $UR_i = 0,091 \times 1/70 \times 20 = 0,091 \times 0,0143 \times 20 = 0,026$  мг/м<sup>3</sup>;

$C_i R_i = C_i \times UR_i = 0,0000000000006 \times 0,026 = 0,000000000000156$ .

Так як значення  $C_i R_i = 0,000000000000156 < 10^{-6}$ , ризик на протязі життя по нікелю є мінімальним (прийнятним).

$$Pb: UR_i = 0,042 \times 1/70 \times 20 = 0,042 \times 0,0143 \times 20 = 0,012 \text{ мг/м}^3 ;$$

$$C_i R_i = C_i \times UR_i = 0,00000000000032 \times 0,012 = 0,000000000000038.$$

Так як значення  $C_i R_i = 0,000000000000038 < 10^{-6}$ , ризик на протязі життя по свинцю є мінімальним (прийнятним).

Так як інші речовини, що мають канцерогенний ефект в викидах від горіння сміттєзвалища відсутні, ризик на протязі життя являється мінімальним (прийнятним).

## 2.2 Оцінка екологічних та еколого-економічних збитків

### 2.2.1 Оцінка екологічних збитків при виникненні лісових пожеж

За статистичними даними ХОУЛМГ, нами були проведені розрахунки ймовірності виникнення пожеж в екогеосистемах лісових масивів (табл. 2.15, рис. 2.25) [46].

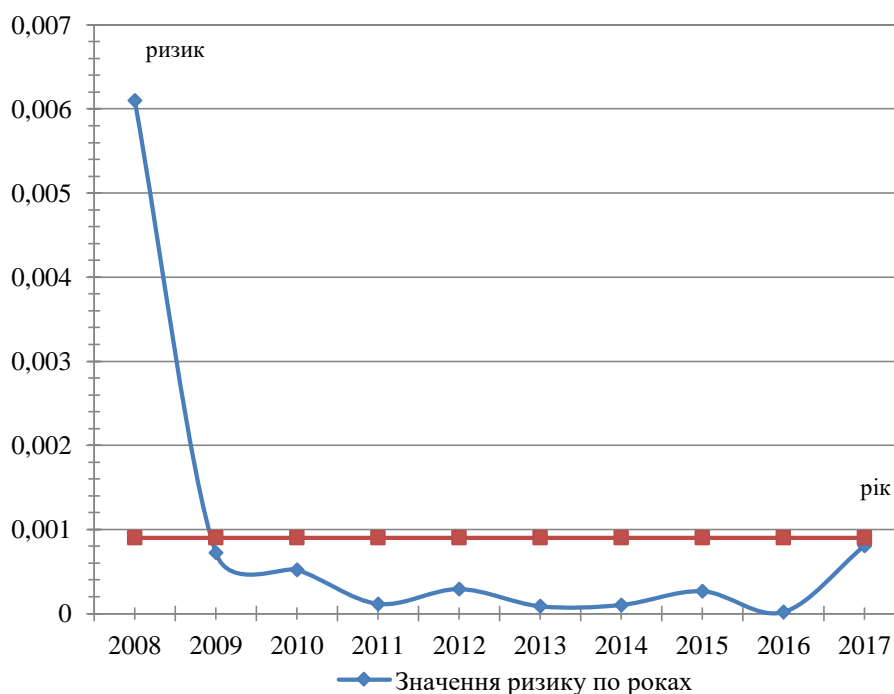


Рисунок 2.25 – Ймовірність виникнення пожеж в лісових масивах  
ХОУЛМГ

При розрахунку ризику ураження з метою визначення пірогенної трансформації геосистем використано методику прогнозування на основі логічної моделі, за допомогою якої здійснюють алгоритм розрахунку

екологічного ризику техноприродної геосистеми із запропонованою нами інтерпретацією [11]. Згідно з використаною методикою, візьмемо за об'єкт небезпеки освоєну частину території таксона площею  $S_o$  (у нашому випадку – територія окремого лісгоспу) за загальної його площі  $S_t$  (територія лісових масивів ХОУЛМГ). У межах таксону періодично виникає небезпека у вигляді виникнення пожежі в екогеосистемі (Н), що характеризує площу  $S_H$ . Геометрична ймовірність того, що небезпека виникне в освоєній частині таксону дорівнює  $S_o / S_t$ , а ймовірність пошкодження будь-якої точки цієї частини –  $S_H / S_o$ .

Таблиця 2.15 – Визначення ризику виникнення пожеж по роках

Рік	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Площа, пройдена вогнем, га	1822,7	215,58	155,5	34,59	86,92	25,84	30,49	79,24	5,37	241,27
Ризик виникнення пожежі	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$0,7 \cdot 10^{-3}$	$0,5 \cdot 10^{-3}$	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-4}$	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$0,2 \cdot 10^{-4}$	$0,8 \cdot 10^{-3}$

$$P(S_t S_o) = \frac{S_o \cdot S_H}{S_t \cdot S_o} = S_H \cdot S_t \quad (2.8)$$

Отримана ймовірність визначає частку можливих втрат об'єкта в разі реалізації небезпеки, тобто виникнення пожежі.

На думку Г. І. Рудька [11], дана ймовірність не залежить від площі об'єкта пошкодження, тобто є універсальним показником його реакції на небезпеку. Науковець пропонує називати цю ймовірність ступенем ураженості території при дії певної небезпеки (Н) або просто ураженістю і позначити  $V_m$  (Н). Тоді матеріальні втрати  $D_m$  (Н) у вигляді площі, пошкодженої в разі одиничного прояву небезпеки (у нашому випадку пожежі), можна визначити як:

$$D_m(H) = V_m(H) \cdot S_o = \frac{S_H}{S_o \cdot (S_t)^{-1}} \quad (2.9)$$

Зміст виражає небезпеку, що виникла у таксоні, яка зачіпає освоєну територію з ймовірністю  $S_o / S_t$ , при цьому щоразу пошкоджує площу  $S_H$ .



Звідси ризик пошкодження (порушення, виведення з ладу) одиниці площі в межах освоєної частини території  $S_0$  в часі і просторі  $R_{sm}$ , небезпека  $H$ , повний інтегральний ризик втрат  $R_m$  за цієї події розраховують відповідно за формулами:

$$R_{sm}(H) = P^*(H) V_m(H), \quad (2.10)$$

$$R_m(H) = P^*(H) D_m(H) = R_{sm} \cdot S_0 \quad (2.11)$$

де  $P^*(H)$  – повторюваність небезпеки  $H$ , що чисельно дорівнює її статичній імовірності [11].

Пропонується цей ризик вважати питомих ризиком ураженості території (екогеосистеми) з уточненням у кожному випадку конкретних наслідків ураження. Питомий ризик пошкодження є перспективним показником для картографування й порівняльної оцінки ризику від небезпечних природних і техноприродних процесів, які призводять до трансформації екогеосистем, особливо за відсутності вірогідної інформації про розміщення й вартість окремих екогеосистем (табл. 2.16).

Таблиця 2.16 – Прогнозування ураження території внаслідок лісових пожеж

Інде кс	Лісгосп	Площа, $S_0$ , тис. га,	Площа пожеж, $S_H$ , га,	$V_m(H)$	$D_m(H)$	$R_m(H)$
I	Балаклійський	28,3	75,06	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$7,1 \cdot 10^{-3}$	$3,03 \cdot 10^{-6}$
II	Вовчанський	27,9	17,22	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$2,58 \cdot 10^{-6}$
III	Гутянський	31,1	38,69	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-6}$
IV	Зміївський	32,3	26,05	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
V	Ізюмський	53,0	1745,32	$3,3 \cdot 10^{-2}$	$6,09 \cdot 10^{-2}$	$5,79 \cdot 10^{-4}$
VI	Куп'янський	37,4	377,05	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$	$7,83 \cdot 10^{-5}$
VII	Красноградський	14,6	222,23	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$5,05 \cdot 10^{-6}$
VIII	Жовтневий	48,4	106,49	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$2,61 \cdot 10^{-5}$
IX	Чугуєво- Бабчанський	22,6	78,38	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$5,9 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-5}$
	Разом, $St$	298,9	2686,49			

2.2.2 Еколого-економічна ефективність заходів для водних об'єктів з ліквідації та попередження наслідків природних та техногенних аварій і катастроф

При встановленні нормативів, спрямованих на поступове зменшення антропогенного забруднення аквальних ландшафтів екологічно небезпечними хімічними речовинами, в якості об'єктів, що підлягають постійному антропогенному тиску, виступають поверхневі водні об'єкти.

Відповідно до статті 35 Водного кодексу України [47], важливою складовою регулювання антропогенного навантаження на поверхневі води в Україні є нормування скиду у водні об'єкти маси речовин, які є домішками у стічній воді. Обмеження скидання цих речовин з урахуванням їх складу і властивостей здійснюється шляхом встановлення гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин зі стічними водами, що з екологічних позицій є максимально допустимою нормою для водного об'єкта [48, 49].

З метою обмеження подальшого антропогенного забруднення аквальних ландшафтів для стічних вод підприємств різних галузей економіки, розташованих на території Дніпропетровської та Харківської областей України було визначено фактичні рівні, встановлено нормативи гранично допустимих рівнів токсичності випусків стічних вод у водні об'єкти та оцінено економічні наслідки антропогенного забруднення водних об'єктів. В якості найбільш доцільного використано методичний підхід з розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок зменшення природної кормової бази для іхтіофауни, тобто за критерієм зниження рибопродуктивності.

За результатами визначення рівнів гострої летальної токсичності стічних вод [50] встановлено нормативи ГДРТ для стічних вод підприємств – основних джерел забруднення поверхневих вод басейну Дніпра (табл.2.17).

Таблиця 2.17 – Основні джерела забруднення поверхневих вод басейну Дніпра

№	Ступінь та класи токсичності стічних вод/ Найменування підприємств	Найменування водного об'єкта в який скидаються стічні води	Розрахунок збитків, заподіяних рибному господарству, кг
	Слабко токсичні, II клас токсичності		

1	ВАТ «Дніпропетровський тепловозремонтний завод»	р. Дніпро	650
2	ВАТ «Дніпропетровський завод прокатних валків»	р. Дніпро	600
3	КП «Дніпроводоканал»	р.р. Дніпро, Самара, Мокра Сура	850
4	ВАТ «ІНТЕРПАЙП Нижньодніпровський трубопрокатний завод»	р. Дніпро	510
5	ВАТ «Дніпропетровський агрегатний завод»	р. Дніпро	460
6	Придніпровська ТЕС	р. Дніпро	450
7	ТОВ «ДДС Енергоавтоматика»	р. Сусанка	90
8	ВАТ «Міські шляхрембуд»	р. Шиянка	65
9	КВП Каменської міської ради «Міськводоканал»	Камянське водосховище	210
10	ДП «СМОЛИ»	р. Дніпро	320
11	ВАТ «Дніпропетровський металургійний комбінат	р. Дніпро	460
12	ВАТ «ДніпроАЗОТ»	р.р. Дніпро та Чиста Коноплянка	350
13	ВАТ «Криворізький завод гірничого машинобудування»	р. Інгулець	95
14	ЗАТ «Криворізький завод гірничого обладнання»	р. Саксагань	85
15	ТОВ «Нерудбудматеріали»	р. Саксагань	95
16	ВАТ «Дизельний завод»	р. Саксагань	105
17	ВАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг»	р.р. Саксагань та Інгулець	65
18	ВАТ «Кривий Ріг цемент»	р. Інгулець	130
19	ВАТ «Інгулецький ГЗК»	р. Інгулець	150
20	КП «Нікопольське ВУВКГ»	Каховське водосховище	360
21	ДП НВО «Павлоградський хімічний завод»	р. Кочерга	100
22	КП «Жовтоводський водоканал»	р. Жовта	120
23	ТОВ «Восток-Руда»	р. Жовта	130
24	КП «Марганецьке ВУВКГ»	р. Томаківка	95
	Середньо токсичні, III клас токсичності		
25	ПАТ «Євраз – Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського»	р. Дніпро	520
26	ВАТ «Дніпрошина»	р. Мокра Сура	120
27	ТОВ «Торгівельно-транспортна Компанія»	канал меліоративна система	50
Продовження таблиці 2.17			
28	ДП «Придніпровська залізниця»	Озеро Чорне, р. Дніпро	210
29	КП «Кривбасводоканал»	р.р. Саксагань, Інгулець та Широка	120
30	ТОВ «Проктер енд Гембл Менюфактурінг Україна»	р. Базавлук	65
31	ВАТ «Баглійкокс»	р. Суха Сура	120
32	ДДП «Екоантилід»	р. Дніпро	230

33	ВАТ «Північний ГЗК»	р. Саксагань	65
34	НКП «Західне»	Каховське водосховище	260
35	МКП «Покровводоканал»	р. Базавлук	150
36	ВАТ «Павлоградвугілля»	р. Самара	650
	Надзвичайно токсичні, V клас токсичності		
37	ТОВ НВП «Весна-радар»	р. Самара	115
38	ДП «Кривбасшахтозакриття»	р. Інгулець	95
39	ЗАТ «Енергоресурси»	Каховське водосховище	250
40	ВАТ «Нікопольський завод феросплавів»	Каховське водосховище	240
41	ЗАТ «Нікопольський кранобудівний завод»	Каховське водосховище	280
Разом			10085

Еколого-економічний збиток водним об'єктам за показником зниження рибопродуктивності, заподіяний внаслідок загибелі кормових організмів (зоопланктону і зообентоса) розраховувався за наступними формулами [51]:

$$N_1 = [S \times H \times \Pi \times P/V \times K_1 \times 10^{-6} / [100 \times K_2]] \quad (2.12)$$

$$N_2 = [S \times \Pi \times P/V \times K_1 \times 10^{-6}] / [100K_2], \quad (2.13)$$

де  $N_1, N_2$  – збитки в натуральному виразі, тонни;  $S$  – площа пошкодження,  $m^2$ ;  $H$  – глибина водойми, м;  $\Pi$  – середня концентрація кормових організмів,  $г/м^3$  (для планктону) та  $г/м^2$  (для бентосу);  $P/V$  – коефіцієнт переведення біомаси кормових організмів у продукцію;  $K_1$  – показник гранично можливого використання кормової бази риб, відсотків;  $K_2$  – кормовий коефіцієнт для переведення продукції кормових організмів у рибопродукцію;  $10^{-6}$  – коефіцієнт переведення грамів у тонни.

Надходження у водні об'єкти стічних вод, які містять у своєму складі токсичні речовини, може обумовлювати хронічну токсичну дію води на біоценоз водної екосистеми, внаслідок чого пригнічується життєдіяльність водних організмів, що негативно впливає на процеси самоочищення і якість води.

За результатами проведеного дослідження визначено, що збитки, заподіяні рибному господарству внаслідок зменшення природної кормової бази внаслідок скиду стічних вод у водні об'єкти Дніпропетровської області становили 10 085 кг.

Аналіз динаміки рівнів токсичності стічних вод, які контролювались на відповідність встановленим нормативам ГДРТ у процесі повторного моніторингу в подальший період, свідчить про позитивні наслідки такого заходу. Покращення якості стічних вод спостерігалось на низці підприємств: від слабо токсичних до нетоксичних – на 19-ти; від середньо токсичних до нетоксичних – на 8-и; від високотоксичних до середньо токсичних – на 6-и; від високотоксичних до слабо токсичних стічних вод – на 4-х підприємствах.

Отже, в результаті впровадження методу біотестування в систему нормування і контролю забруднення водних об'єктів стічними водами спостерігається поступове зменшення токсикогенного навантаження на водну екосистему басейну Дніпра.

Третє місце в Україні (після Дніпропетровської і Донецької) за своїм економічним потенціалом займає Харківська область.

Аналіз екологічних паспортів Харківської області показав, що впродовж значного періоду часу спостерігається перевищення нормативів рибогосподарських ГДК за показниками, які контролювались у 25 створах річок Сіверський Донець, Уди, Лопань, Немишля, Харків, Оскіл, Сухий Торець, Печенізькому та Червонооскільському водосховищах.

Результати контролю якості води згідно з показали, що у всіх 25 створах спостерігалось перевищення ГДК за рядом показників. Всього випадків перевищення рибогосподарських нормативів ГДК складало 382 рази, у тому числі: амонію сольового – 65, нітратів – 11, заліза загального – 46, міді – 47, цинку – 41, хрому – 41, нафтопродуктів – 44, БСК – 43, нітритів – 35, СПАР – 9 разів.

Наведені дані свідчать про надзвичайно високе антропогенне навантаження на поверхневі водні об'єкти Харківської області. Зараз безпосередньо у водні об'єкти здійснюється скид стічних вод понад 80-ма підприємствами комунального господарства, машинобудування, паливно-

енергетичного, газохімічного, целюлозно-паперового, будівельних матеріалів, харчового та інших виробництв.

Аналіз наведених даних показав, що із загальної кількості випусків стічних вод гостролетально токсичними виявились стічні води 19 випусків. Серед них до слабо токсичних віднесено 14 випуски, середньо токсичних – 4, високотоксичних – 1.

До найбільш екологічно небезпечних джерел забруднення поверхневих вод на території області (табл. 2.18) належать Газопромислове управління «Харківгазвидобування», ПАТ «Харківська ТЕЦ-5», КБО «Диканівський», КБО «Безлюдівський», Газопромислове управління «Шебелінкагазвидобування», ТОВ «Мерефянська скляна компанія», ДП ТЕЦ-2 «Есхар», ТОВ «ДВ Нафтогазовидобувна компанія», Шебелинське лінійне виробниче управління магістральних газопроводів.

### 2.2.3 Комплексна оцінка еколого-економічних збитків від забруднення довкілля малого міста (на прикладі м. Кривий Ріг Дніпропетровської області)

Економічний збиток від порушення природного середовища визначається суспільно необхідними витратами, що виникають внаслідок екодеструктивного впливу. Дія еколого-економічного збитку проявляється через погіршення економічного стану конкретних суб'єктів господарювання: в одному випадку зростають витрати одержання ними намічених результатів (доходу, прибутків), в іншому випадку знижується вигідність здійснюваної діяльності, тобто за тих

Таблиця 2.18 – Екологічно небезпечні джерела забруднення поверхневих вод

самих витрат рівень доходу падає. Таким чином, під економічним збитком від

№	Ступінь та класи токсичності стічних вод/Найменування підприємства	Найменування водного об'єкта, в який скидаються стічні води	Розрахунок збитків, заподіяних рибному господарству, кг
№	Слабко токсичні, II клас токсичності		
1	ДП „Артемівський спиртовий завод”	р. Мерефа	105
2	Сахновщинське КВКП	р. Вшива	95
3	ВАТ ХЕЛІЗ „Укрелектромаш”	р. Немишля	75
4	КВКП Харківського р-ну	р. Роганка	115
5	Кочетоцьке ВКПВКГ Чугуївського р-ну	р. Тетлега	90
6	КП „Балаклійський водоканал”	р. Крайня Балаклійка, Сіверський Донець	150
7	Куп'янське ВУВКГ	р. Гнилиця	90
8	Газопромислове управління „Харківгазвидобування”	ставок у смт Ст. Мерчик	90
9	ДП „Харківський приладобудівний завод ім. Т.Г. Шевченко”	р. Лопань	85
10	ПАТ „Харківська ТЕЦ-5”	р. Уди	100
11	КБО „Диканівський”	р. Лопань	110
12	Зміївське РКВКП	р. Мжа	120
13	КБО „Безлюдівський”	р. Уди	115
14	Красноградське КП „Водоканал”	р. Берестова	95
	Помірно токсичності, III клас токсичності		
15	ВАТ „Харківський машинобудівний завод „Світло шахтаря”	р. Лопань	80
16	Газопромислове управління (ГПУ) „Шебелінкагазвидобування”	р. Сіверський Донець	220
17	ДП „Завод Електроважмаш”	р. Роганка	50
18	ТОВ „Фармацевтична компанія „Здоров'я”	р. Харків	120
№	Високотоксичні, IV клас токсичності		
19	Шебелинське лінійне виробниче управління газопроводів магістральних	ставок комунально-побутової категорії	50
Разом			1955

порушення природного середовища варто розуміти виражені у вартісній формі фактичні і можливі втрати, заподіяні економічним суб'єктам внаслідок екодеструктивного впливу, а також додаткові витрати на компенсацію цих збитків.

Збитки виникають внаслідок:

1) зміни кількості та якості природних ресурсів та/або інших зовнішніх умов технологічних процесів і як наслідок – зменшення обсягів використання природних факторів у виробництві – екологічні збитки;

2) погіршення здоров'я фізичних осіб або умов ведення особистого господарства при забрудненні навколишнього середовища чи інших несприятливих змін його стану – соціальні збитки; економічні збитки.

Економічна оцінка збитку, якого завдають річні викиди забруднень в атмосферне повітря визначається за формулою [52]:

$$Y_{\text{атм.}} = \gamma \cdot \sigma \cdot f \cdot M, \quad (2.14)$$

де  $Y_{\text{атм.}}$  – збиток від забруднення атмосферного повітря (грн./рік);

$\gamma$  – множник, чисельне значення якого дорівнює 400 грн/т;

$\sigma$  – коефіцієнт відносної небезпеки забруднення атмосфери в межах окремих територій;

$f$  – коефіцієнт розсіювання домішок;

$M$  – приведена маса річного викиду забруднювачів із джерел.

Для території Кривого Рогу значення цієї величини  $\sigma$  можна розрахувати поділивши кількість жителів району на його площу. На території площею 136500 га проживає 81 477 чоловік, тоді коефіцієнт відносної небезпеки забруднення атмосфери буде дорівнювати 5,9.

Значення приведеної маси річного викиду забруднень в атмосферу визначається за формулою [52]:

$$M = \sum_{i=1}^N A_i m_i, \quad (2.15)$$

де  $m_i$  – маса річного викиду домішку  $i$ -го виду в атмосферу, т/рік;

$A_i$  – показник відносної агресивності домішку  $i$ -го виду, ум.т/т;

$N$  – загальне число домішок, що викидаються в атмосферу.

Обсяг викидів, показники відносної агресивності і приведені маси річного викиду забруднюючих речовин приведені в таблиці 1.8.

Користуючись даними таблиці 2.19 розраховуємо за формулою приведену масу викидів в атмосферу.



$$M = 1412,499 \text{ ум. т/рік} + 932394,54 \text{ ум. т/рік} + 95302,31 \text{ ум. т/рік} + 37,779 \text{ ум. т/рік} + 792,33 \text{ ум. т/рік} + 7,263 \text{ ум. т/рік} + 31,291 \text{ ум. т/рік} = 1029978,012 \text{ ум. т/рік}$$

Таблиця 2.19– Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря на території Кривого Рогу в 2017 р.

Назва забруднюючої речовини	Обсяг викидів, т/рік [2]	Значення $A_i$ , ум. т/т	Значення $M_i$ , ум т/рік
Окис вуглецю	1 412,499	1	1412,499
Сірчаний ангідрид	42 381,57	22	932394,54
Окис азоту	2 318,791	41,1	95302,31
Кислота сірчана	0,771	49	37,779
Ванадію п'ятиокис	0,6468	1225	792,33
Заліза окис	0,481	15,1	7,263
сажа	0,754	41,5	31,291

Коефіцієнт розсіювання домішок  $f = 4$ , тоді збиток від забруднення атмосферного повітря буде дорівнювати:

$$U_{\text{атм}} = 400 \text{ грн./т} \cdot 5,9 \cdot 4 \cdot 1\,029\,978,012 \text{ ум. т/рік} = 9722992433 \text{ грн./рік}$$

Економічна оцінка збитків від скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти розраховується за формулою [52]:

$$U = \gamma \sigma_k M, \quad (2.16)$$

де  $U$  – оцінка збитку, грн./рік;

$\gamma$  – множник, числове значення якого дорівнює 400 грн/рік;

$\sigma_k$  – басейновий коефіцієнт р. Інгулець;

$M$  – приведена маса річного скиду домішок.

Значення величини  $M$  визначається за формулою [52]:

$$M = \sum_{i=1}^N A_i \cdot m_i, \quad (2.17)$$

де  $m_i$  – маса річного скиду домішку  $i$ -го виду, т/рік;

$A_i$  – показник відносної небезпеки скиду  $i$ -ї речовини у водні об'єкти, ум.т/т;

$N$  – загальне число домішок, що скидаються у водний об’єкт.

Необхідні дані для розрахунків приведені в таблиці 2.20.

Таблиця 2.20 – Обсяги скидів забруднюючих речовин у водні об’єкти  
Кривого Рогу в 2017 році

Назва забруднюючої речовини	Обсяг скидів, т/рік [54]	Значення $A_i$ , ум. т/т	Значення $M_i$ , ум. т/т/рік
Завислі речовини	183,4	0,05	9,17
БПК <sub>пов</sub>	116,78	0,33	38,54
хлориди	1737,31	0,003	5,21
сульфати	4932,58	0,002	9,87

Обсяги скидів взяті з фондів матеріалів Комунальної установи «Криворізької муніципальної екологічної інспекції» 2017 р [53], показники відносної небезпеки скиду речовин – з типової методики [52].

Приведена маса річного скиду домішок буде становити:

$M = 9,17 \text{ ум. т/рік} + 38,54 \text{ ум. т/рік} + 5,21 \text{ ум. т/рік} + 9,87 \text{ ум. т/рік} = 62,79 \text{ ум. т/рік}$

Басейновий коефіцієнт  $p$ . Інгулець дорівнює 3,79. Тоді економічна оцінка збитків від скиду забруднюючих речовин у водні об’єкти буде дорівнювати:

$U = 400 \text{ грн./рік} \cdot 3,79 \cdot 62,79 \text{ ум. т/рік} = 95\,189,64 \text{ грн./рік}$

Для компенсації збитків та фінансування природоохоронних заходів запроваджено систему зборів за забруднення навколишнього природного середовища. Розрахунок розмірів зборів здійснюється згідно з Постановою Кабінету Міністрів України від 01.03.99 № 303, редакція від 01.01.06 «Про затвердження порядку встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору» [54] та Наказу Мінекобезпеки України та Державної податкової адміністрації України № 162/379 від 19.07.99, редакція 05.11.04 «Про затвердження інструкції, про

порядок обчислення та сплати збору за забруднення навколишнього природного середовища».

Сума збору, яка нараховується за викиди стаціонарними джерелами забруднення визначається за формулою:

$$П_{сб} = \sum_{i=1}^n M_i H_{vi} K_{нас} K_{ф} , \quad (2.18)$$

де  $M_i$  – фактичний обсяг викидів  $i$ -го виду забруднюючих речовин, т;

$H_{vi}$  – норматив збору за тону  $i$ -ї забруднюючої речовини, грн./т;

$K_{нас}$  – корегуючий коефіцієнт, який встановлюється залежно від чисельності жителів населеного пункту;

$K_{ф}$  – корегуючий коефіцієнт, який встановлюється залежно від народногосподарського значення населеного пункту.

Збиток довкіллю, що приведений в економічному (грошовому) еквіваленті залежить не тільки від шкідливих рівнів забруднюючої речовини, а і від концентрації біотипів та біовидів на одиницю площі, де існує забруднююче джерело.

Таблиця 2.21 – Обсяги викидів забруднюючих речовин та нормативи плати за забруднення навколишнього природного середовища в Кривому Розі у 2017 р.

№ п/п	Назва забруднюючої речовини	Обсяг викидів, т/рік [2]	Норматив плати, грн./т
1	2	3	4
1	Окис вуглецю	1412,499	2
2	Сірчаний ангідрид	42381,57	53
3	Окис азоту	2318,791	53
4	Кислота сірчана	0,771	87
5	Ванадію п'ятиокис	0,6468	199
6	Заліза окис	0,481	13
7	сажа	0,754	3

Для врахування цієї залежності вводяться корегуючі коефіцієнти. Їх, відповідно з Постановою Кабінету Міністрів України № 303 [54] встановлено за чисельністю мешканців для Кривого Рогу  $K_{нас} = 1,65$ , а за народногосподарським значенням коефіцієнт  $K_{ф} = 1$ . Нормативи плати за

викиди в атмосферу для розрахунків були взяті з фондових матеріалів комунальної установи з охорони довкілля [53].

Отже, сума збору за викиди буде становити:

$$\begin{aligned} \Pi_{\text{сб}} = & (199 \text{ грн./т} \cdot 0,6468 \text{ т/рік} \cdot 1,65 \cdot 1) + (13 \text{ грн./т} \cdot 0,481 \text{ т/рік} \cdot 1,65 \cdot 1) + (13 \text{ грн./т} \cdot \\ & 0,754 \text{ т/рік} \cdot 1,65 \cdot 1) + (53 \text{ грн./т} \cdot 2318,791 \text{ т/рік} \cdot 1,65 \cdot 1) + (53 \text{ грн./т} \cdot 42\,381,57 \text{ т/рік} \cdot \\ & 1,65 \cdot 1) + (87 \text{ грн./т} \cdot 0,771 \text{ т/рік} \cdot 1,65 \cdot 1) + 2 \text{ грн./т} \cdot 1412,499 \text{ т/р} \cdot 1,65 \cdot 1 = 202,77 \text{ грн.} \\ & + 10,31 \text{ грн.} + 16,17 \text{ грн.} + 202\,778,27 \text{ грн.} + 3\,706\,268,29 \text{ грн.} + 110,7 \text{ грн.} + 44 \\ & 661,25 \text{ грн.} = 3\,954\,047,69 \text{ грн.} \end{aligned}$$

Таким чином, збиток від забруднення стаціонарними джерелами майже в 2,5 тис раз більший, ніж сума збору за викиди.

Суми збору, які стягуються за скиди ( $\Pi_{\text{с}}$ ) забруднюючих речовин водні об'єкти, обчислюються платниками самостійно щоквартально зростаючим підсумком з початку року на підставі затверджених лімітів, виходячи із фактичних обсягів скидів, нормативів збору та корегуючих коефіцієнтів та визначаються згідно з формулою:

$$\Pi_{\text{с}} = \sum_{i=1}^n (M_{\text{лі}} H_{\text{бі}} K_{\text{рб}}) + (M_{\text{ні}} H_{\text{бі}} K_{\text{рб}} K_{\text{н}}) \quad (2.19)$$

де  $M_{\text{лі}}$  – обсяг скиду  $i$ -тої забруднюючої речовини в межах ліміту в тонах (т);

$M_{\text{ні}}$  – обсяг над лімітного скиду (різниця між обсягом фактичного саросу та ліміту)  $i$ -ої забруднюючої речовини, в тонах (т);

$H_{\text{бі}}$  – норматив збору за тону  $i$ -тої забруднюючої речовини в гривнях (грн./т);

$K_{\text{рб}}$  – регіональний (басейновий) корегований коефіцієнт, з урахуванням територіальної екологічної особливості, а також еколого-економічні умови функціонування водного господарства;

$K_{\text{н}}$  – коефіцієнт кратності збору за над лімітні скиди забруднюючих речовин – 5.

В 2017 році понадлімітних скидів до водних об'єктів не було, тому друга частина формули використовуватися не буде. Нормативи збору за скиди до

водних об'єктів та обсяги скидів необхідні для розрахунків приведені в таблиці 2.22. Регіональний (басейновий) корегований коефіцієнт, з урахуванням територіальної екологічної особливості, а також еколого-економічних умов функціонування водного господарства відповідно до Постанови КМУ №303 для басейну р. Інгулець дорівнює 2,2 [54].

Таблиця 2.22– Нормативи збору, що нараховується за скиди основних забруднюючих речовин до водних об'єктів

№ п/п	Назва забруднюючої речовини	Обсяги скидів, т/рік	Норматив скиду, грн./т
1	БПК <i>пов</i>	116,78	14
2	Завислі речовини	183,4	1
3	Сульфати	4932,58	1
4	Хлориди	1737,31	1

Таким чином, сума за скиди до водних об'єктів в районі буде становити:

$$P_c = (35 \text{ грн./т} \cdot 116,78 \text{ т/рік} \cdot 2,2) + (1 \text{ грн./т} \cdot 183,4 \text{ т/рік} \cdot 2,2) + (1 \text{ грн./т} \cdot 4932,58 \text{ т/рік} \cdot 2,2) + (1 \text{ грн./т} \cdot 1737,31 \text{ т/рік} \cdot 2,2) = 8\,992,06 \text{ грн.} + 403,48 \text{ грн.} + 10\,851,68 \text{ грн.} + 10\,851,68 \text{ грн.}$$

Сума збору за скиди забруднюючих речовин у водні об'єкти майже в 4 рази менша, ніж збиток від забруднення цими речовинами. Тому слід звернути увагу на досить низькі значення нормативів плати, адже підприємствам, на сьогодні, більш вигідно сплачувати за скиди, а не удосконалювати технології виробництва, впроваджувати нові технічні засоби, що сприяють зменшенню забруднення водних об'єктів району.

### **3 ПРОГНОЗУВАННЯ ПРИРОДНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ АВАРІЙ І КАТАСТРОФ ВІД ОСНОВНИХ АГЕНТІВ РИЗИКУ**

Для управління екологічними ризиками необхідно виконувати прогностні розрахунки та визначати агентів можливих ризиків. Прогноз ризику – це оцінка його показників на деякий інтервал часу в майбутньому (період попередження) на підставі аналізу значень цих показників у минулому (ретроспекції) або на підставі математичної моделі, що відбиває зміни істотних показників у часі або у просторі. Прогностні значення показників можна визначити методами екстраполяції часових рядів, змінного середнього, авторегресії чи за допомогою математичного моделювання, тобто для вирішення завдання прогнозу необхідно розробити модель, що описує зміну стану системи в перспективі, які засновані на вивченні поведінки системи в минулому.

Для прогнозування небезпечних природних явищ або виявлення їх зародження чи розповсюдження необхідно мати достовірну інформацію про агентів ризиків стихійних явищ, для чого потрібна добре налагоджена загальнодержавна система моніторингу.

Методи прогнозування можливості виникнення небезпечних явищ за параметрами прогнозу (рис.3.1) поділяють на методи прогнозу їх місця, сили, часу настання та частоти або повторюваності, за часом попередження, за вихідними даними, а методи прогнозування наслідків небезпечних явищ поділяють за часом проведення та за методами: експериментальними, експериментально-розрахунковими чи розрахунковими за моделлю [55].

У разі невизначеності механізмів виникнення, розвитку чи поширення небезпечних явищ їх просторовий, часовий і енергетичний розподіл обчислюють на основі статистичних даних багаторічних спостережень у вигляді характеристик повторюваності і їх появи в областях можливого виникнення [56].

При прогнозуванні несприятливих змін природного середовища пропонується визначати агентів ризиків, аналізувати показники площі ураженості певних небезпечних природних явищ та швидкості наростання несприятливих змін природного середовища на підставі багаторічних статистичних даних.

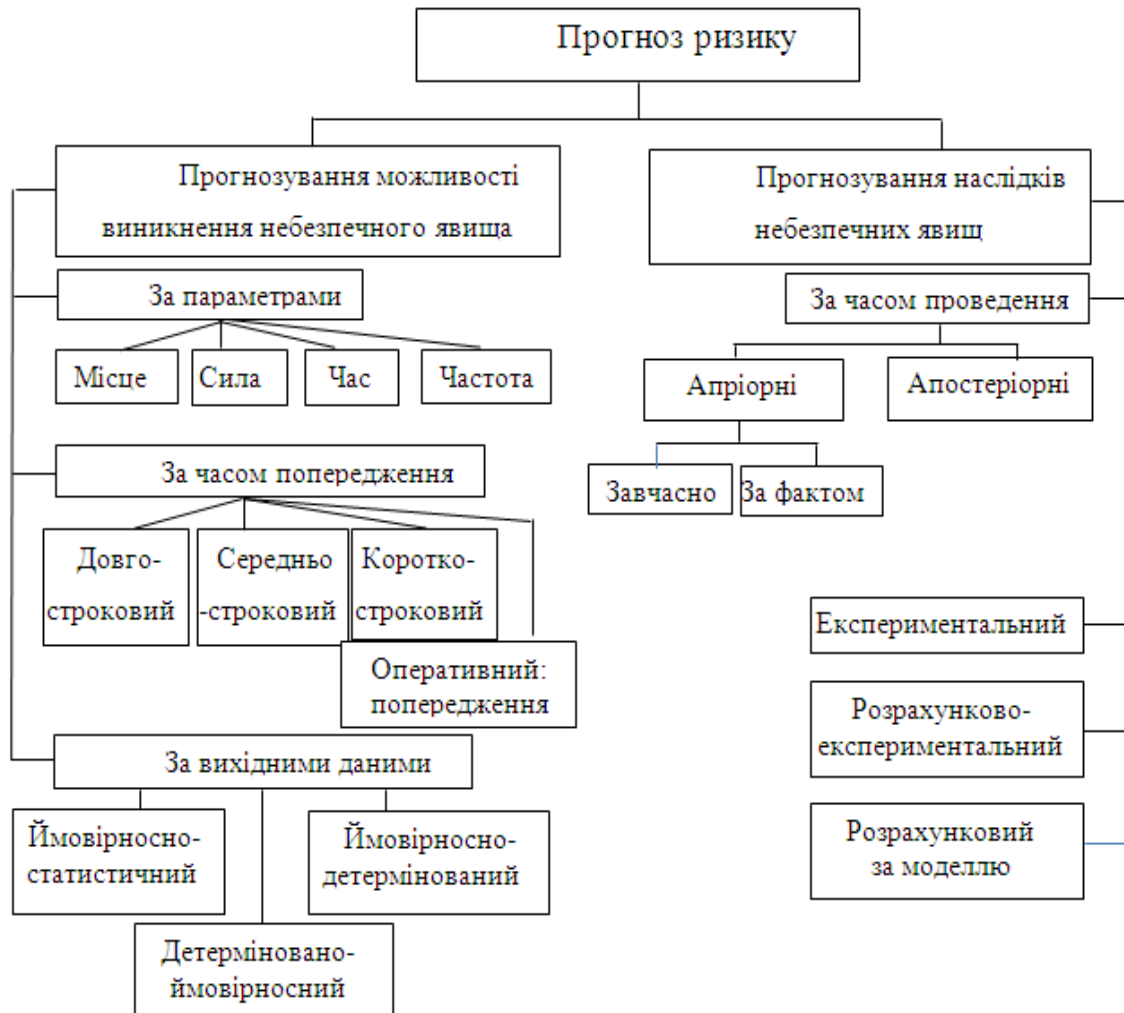


Рисунок 3.1 – Методичний апарат прогнозу ризиків [55]

Аналіз статистичних даних, представлених у Аналітичних оглядах стану техногенної та природної безпеки України за 2001-2016 роки, показав, що необхідно вивчати швидкість зростання таких небезпечних природних процесів як зсуви (рис. 3.2 – 3.4) та підтоплення (рис.3.5).

Аналіз показників зміни кількості зсувів за 16 років в бік зростання визначено такі території як республіка Крим та областей Закарпатська, Івано-Франківська, Львівська (у 1,5 рази) та Харківська (у 2 рази). За останні 7

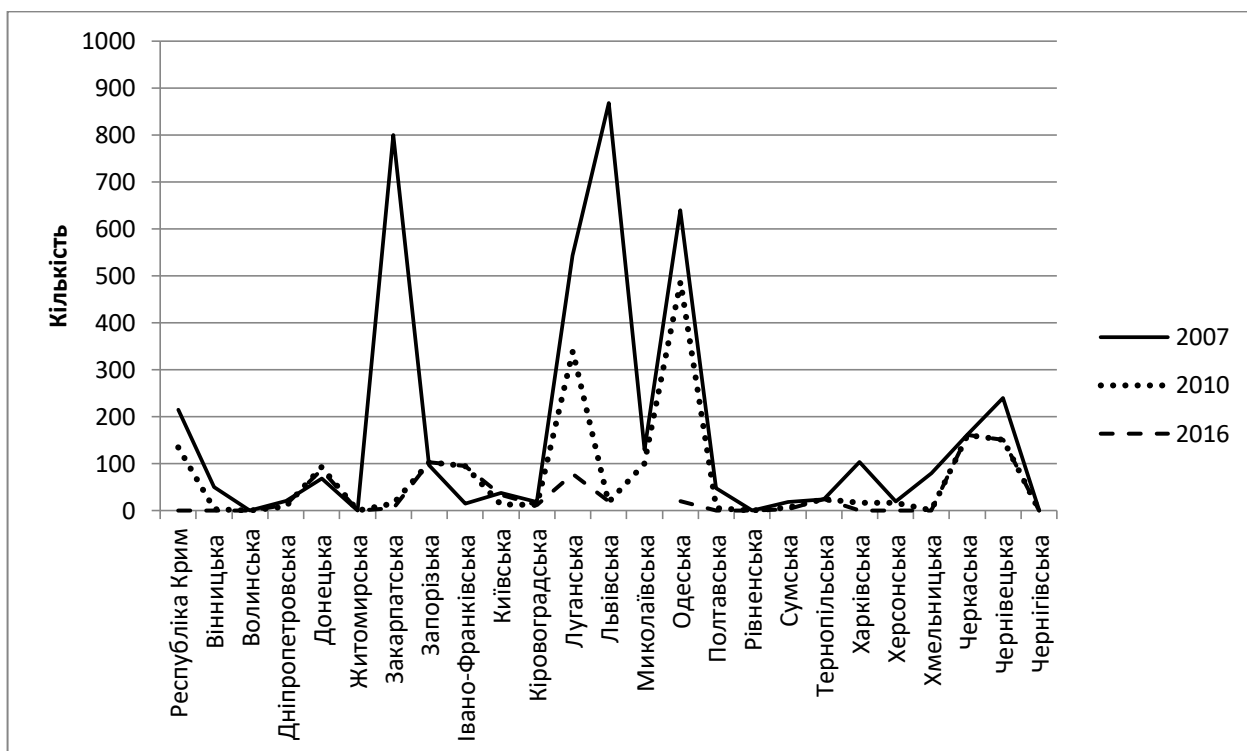


Рисунок 3.2 – Активні зсуви на території областей України

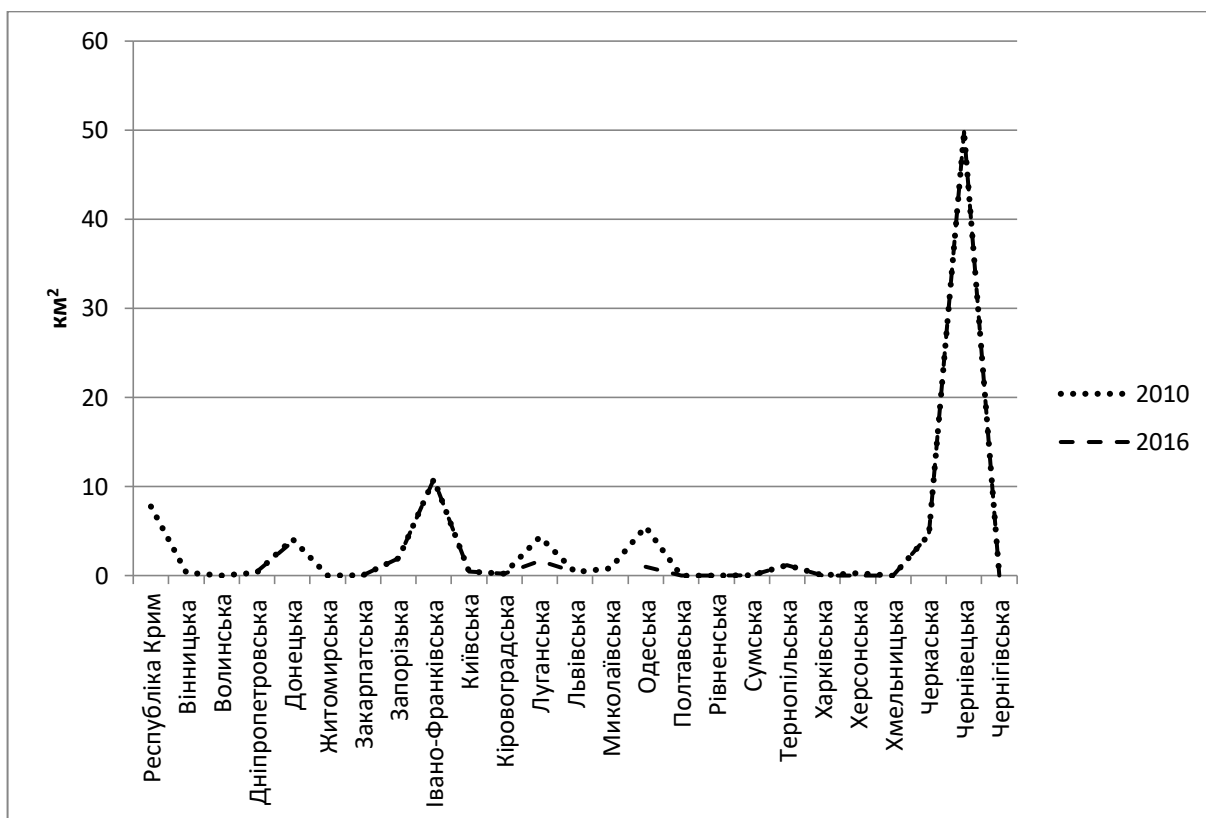


Рисунок 3.3 – Площі активних зсувів на території областей України



років кількісних змін не зафіксовано. Особливе значення має зміна кількості активних зсувів (рис. 3.2) та зміна їх площі (рис. 3.3). Відношення кількості активних зсувів до загальної їх кількості визначає ймовірність активації зсувів. Значення ймовірностей для 2016 року коливаються від 0 до 0,5. Найбільші значення ймовірності зсуву відповідають Донецькій і Запорізькій областям.

Динаміка площі активних зсувів (рис.3.3) за роками неоднакова: визначено збільшення площі за 5 років (період 2010-2014 роки) майже у 10 разів у Сумській, Харківській, Чернігівській областях та у 4 рази у Закарпатській, Київській, Одеській областях. За 2 роки (період 2009-2010 роки) визначено збільшення площі активних зсувів у 2 рази на території Дніпропетровської та Київської областей. А за 5 років (2010-2014 р.р.) збільшилася площа активних зсувів майже у 10 разів на території Сумської та Харківської областей. Тобто таке несприятливе природне явище як зсуви є дуже актуальним для дослідження та розробки протизсувних заходів на певних територіях.

Особливу увагу необхідно приділити динаміці зсувів на забудованій території, де під загрозою руйнування є господарчі об'єкти та житлові будинки. На рис. 3.4 надано тільки ті області, де кількість таких зсувів перевищує 100. Аналіз динаміки цього явища на забудованій території показав, що за 6 років (період 2009-2014 р.р.) кількість зсувів не змінилася на території АР Крим та Черкаської, Львівської і Полтавської областей, а за 4 роки (2011-2014) не змінилася кількість зсувів на забудованій території в усіх 7 областях, що вказано на рисунку. За 3 роки протягом 2009-2011 років значно збільшилася кількість зсувів (на 100) на забудованій території у Дніпропетровській і Чернівецькій областях. Зменшення такого явища визначено на території Одеської області.

Для прогнозування виникнення зсуву на певній території рекомендується проводити додаткові дослідження за методикою [56], де визначаються еколого-геологічний ризик та факторні характеристики природної та техногенної складових до розрахунку зсувного ризику для ділянки (регіону).

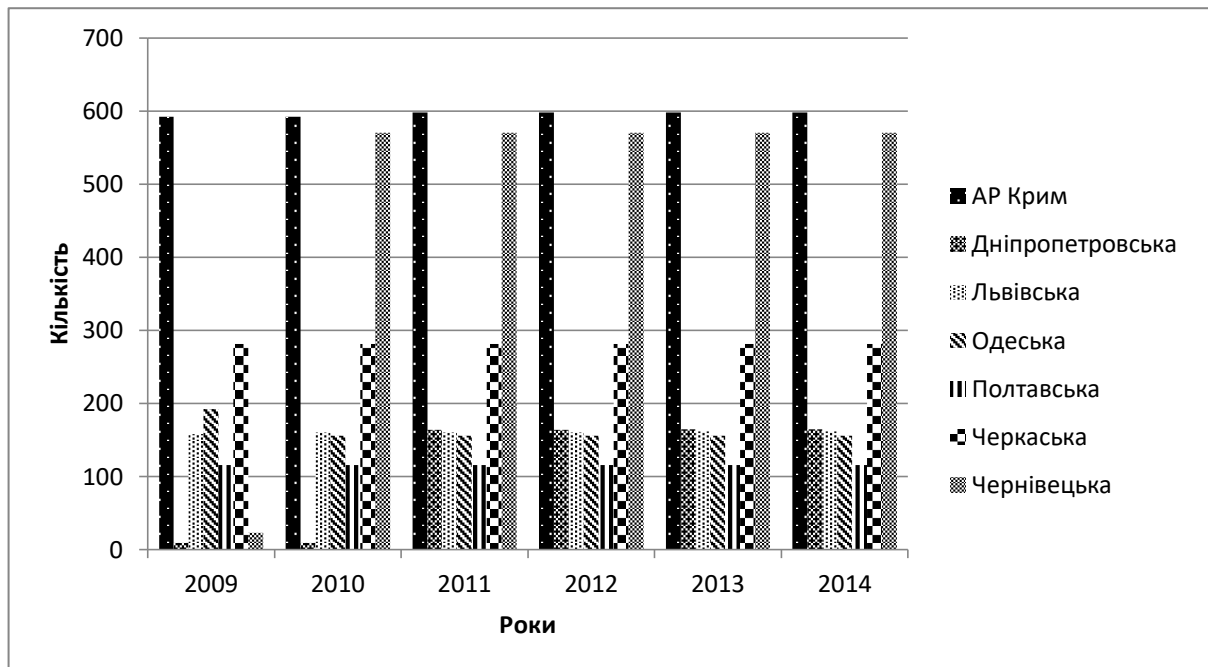


Рисунок 3.4 – Кількість зсувів на забудованій території

Відносна динаміка площі підтоплення на території областей України за різні часові періоди наведено на рис. 3.5. За період 2001-2006 роки, тобто за 6 років, інтенсивне збільшення площини підтоплення (майже в 25 разів) спостерігалось на території Донецької області, а на території Запорізької та Київської областей, майже в 4 та 5 разів, відповідно. А за 13 років (період 2001-2013 роки) площа підтоплення збільшилася на території Дніпропетровської, Донецької та Миколаївської областей майже в 5 разів.

Під час виконання досліджень було проаналізовано стан атмосферного повітря за даними Екологічних паспортів усіх областей України [58, 59] за показником викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на одну особу за 2012–2017 роки і визначено тенденцію до збільшення за останні 3 роки для таких областей як Вінницька (рис. 3.6), Тернопільська та Сумська (рис. 3.7), Одеська та Херсонська (рис.3.8). За цим показником виконано прогнозні розрахунки для вказаних областей тому що збільшення викидів у повітря на одну особу пов'язано зі збільшенням екологічного ризику.

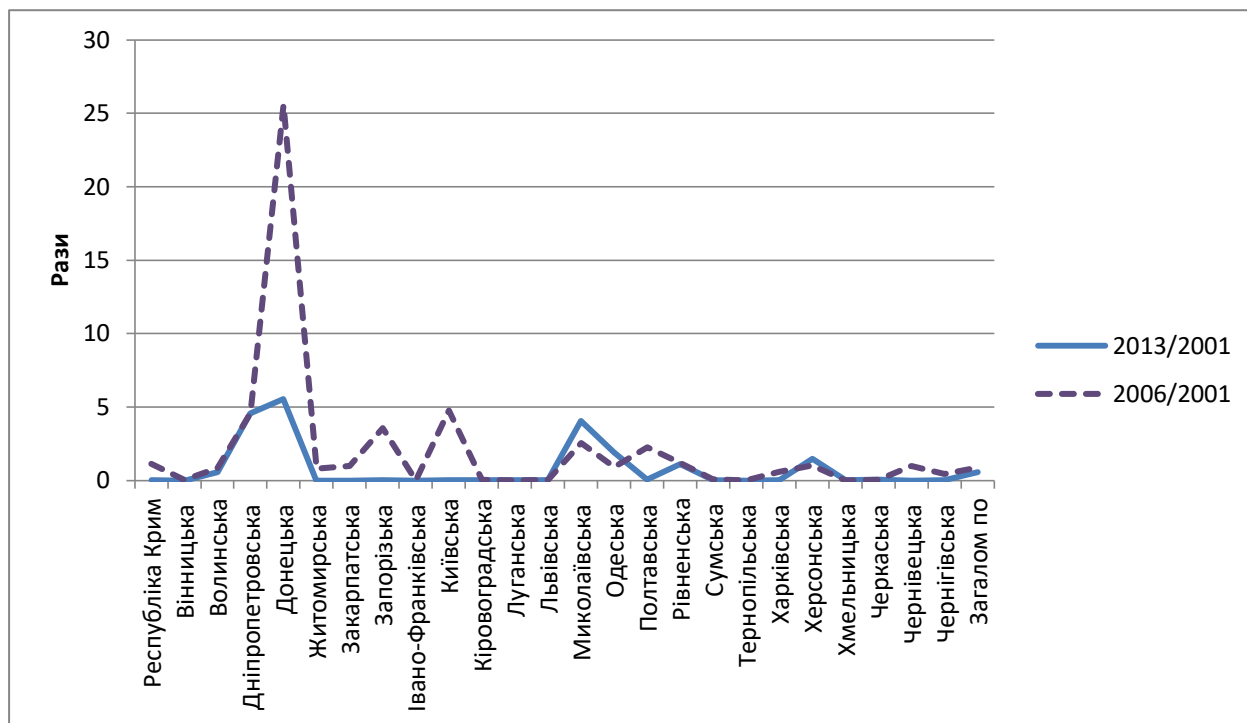


Рисунок 3.5 – Відносна динаміка підтоплення у областях України

Лінійна апроксимація тренду викидів у повітря на 1 особу визначає збільшення викидів у повітря на одну особу у 2018 та 2019 роках, відповідно:

- у Вінницькій області до 103 кг та 108 кг на одну особу (рис.3.6);
- у Тернопільській області до 12 кг та 13 кг на одну особу (рис.3.7);
- у Сумській області до 18 кг та 20 кг на одну особу (рис.3.7);
- у Одеській області до 13 кг та 14 кг на одну особу (рис.3.8);
- у Херсонській області до 9 кг та 10 кг на одну особу (рис.3.8).

Для території Харківської області за даними Екологічних паспортів [58, 59] виконано прогностичні розрахунки викидів оксиду вуглецю (агенту ризику) у повітря від стаціонарних джерел (рис.3.9).

За лінійною моделлю тренду

$$y = 0,07x + 5,9$$

де горизонтальна вісь (роки) починається з 2008 року, у 2009 році визначається як  $2009 - 2008 = 1$ , а у 2010 – як 2 і т. ін.

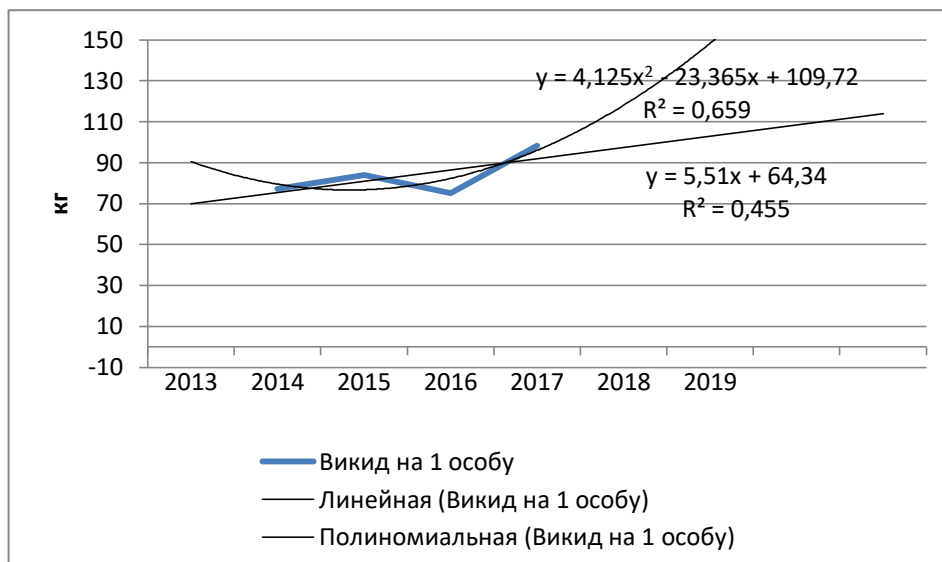


Рисунок 3.6 – Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на одну особу для території Вінницької області

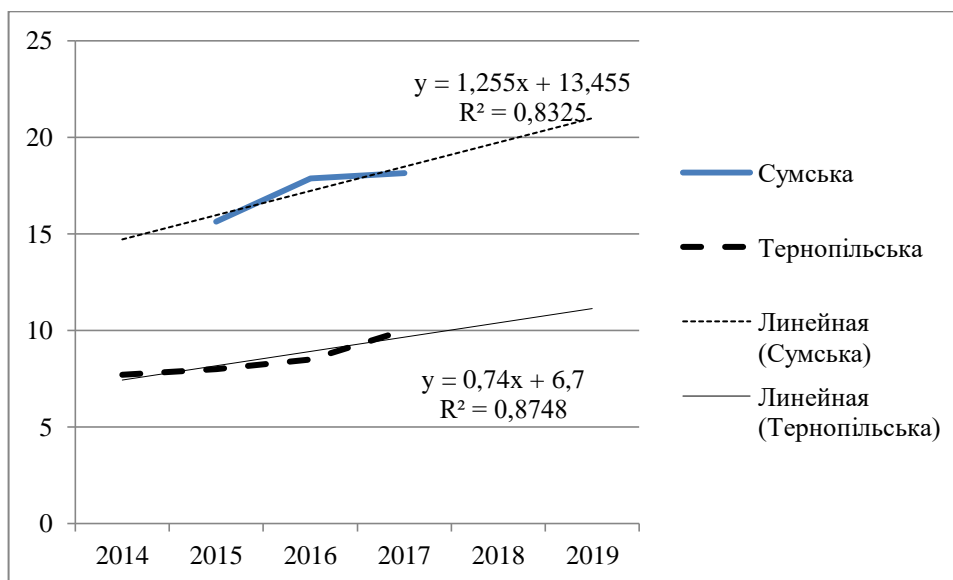


Рисунок 3.7 – Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на одну особу

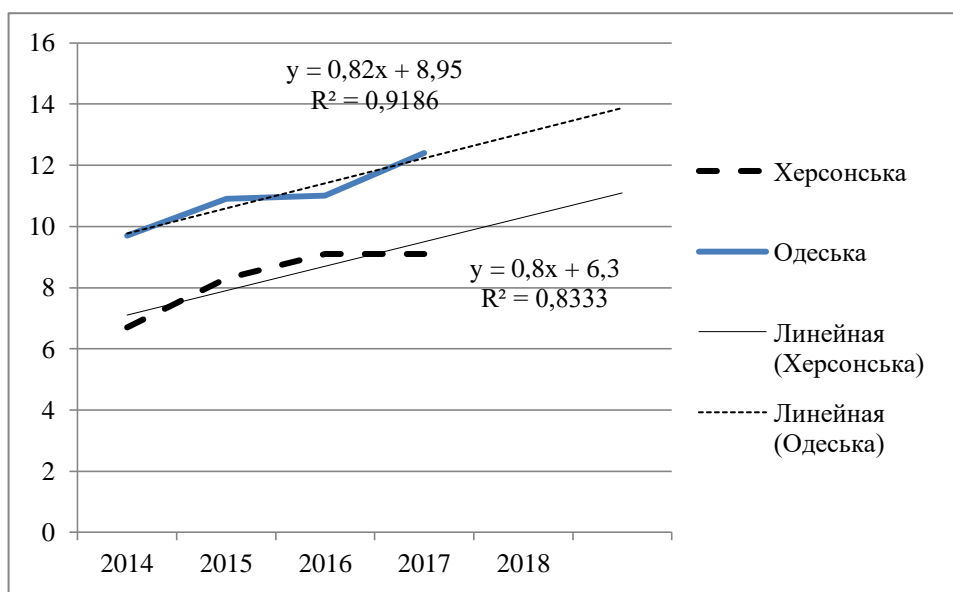


Рисунок 3.8 – Викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на одну особу

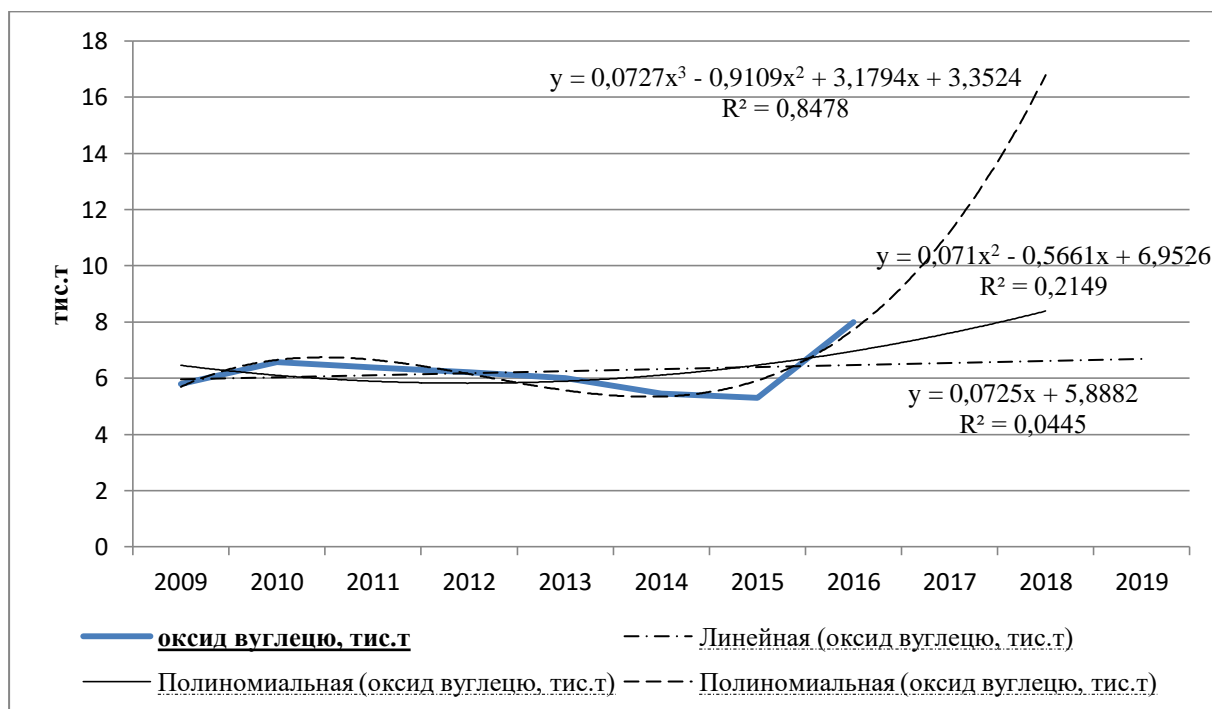


Рисунок 3.9 – Викидів оксиду вуглецю (агенту ризику) у повітря від стаціонарних джерел у межах тестового полігону на території Харківської області

Для визначення показників викидів оксиду вуглецю у повітря у 2018 та 2019 роках на території тестового полігону у формулу підставляємо 11 та 12, відповідно. За розрахунками отримано чисельні показники викидів 6,67 та 6,74 тис. т оксиду вуглецю у повітря у 2018 та 2019 роках, відповідно.

Стимулом до вивчення та прогнозів природних небезпечних явищ, що можуть виникати на будь якій території, є розміри економічних витрат, що потребує захист від цих небезпечних явищ. Увага приділяється небезпечним явищам на території області чи району таким, які частіше виникають та приносять великих втрат та чоловічих жертв.

## ВИСНОВКИ

1. Для оцінки екологічних ризиків внаслідок природних та техногенних аварій і катастроф застосовують багаточисленні методики та підходи. Серед них визначення канцерогенного ризику, який передбачає визначення імовірності розвитку канцерогенних ефектів (новоутворень) та неканцерогенного ризику, який визначає імовірності розвитку неканцерогенних ефектів в органах і системах організму людини внаслідок дії різних факторів середовища. Отримані значення канцерогенного і неканцерогенного ризику порівнюють із прийнятними відповідно до встановлених критеріїв.

2. Окрім ризиків для людини враховують, також, ризики та збитки заподіяні навколишньому природному середовищу. Так, в разі виникнення аварій і катастроф пропонується оцінювати ризики та збитки з використанням похідних параметрів і показників таких як рівні фізичних полів (радіаційного, електромагнітного, акустичного, теплового та ін.); концентрації радіоактивних і хімічних речовин; коефіцієнтів репродуктивності, приросту і смертності популяцій, критичних до змін екологічної обстановки, а також найбільш важливих представників тваринного світу, мешканців водного середовища; швидкість збільшення тієї чи іншої популяції.

3. Екологічна небезпека виникнення надзвичайних ситуацій викликаних пожежами в екогеосистемах та лісових масивах визначається за допомогою методики прогнозування на основі логічної моделі, за допомогою якої здійснюють алгоритм розрахунку екологічного ризику техноприродної геосистеми із певними інтерпретаціями.

4. При несприятливих ситуаціях на об'єктах розміщення ТПВ запропоновано застосовувати затверджену МОЗ України Методику «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря». Вона дозволяє оцінити ризик небезпечних екологічних ситуацій для здоров'я населення, яке в свою чергу є одним із найяскравіших інтегральних показників стану довкілля, оскільки є результатом взаємодії ряду зовнішніх факторів.

5. Управлінські рішення щодо зниження техногенного впливу небезпечних техногенних об'єктів повинні прийматися на основі вибору оптимальних з економічної точки зору природоохоронних стратегій. При цьому виборі слід передбачати оцінку економічної ефективності заходів щодо зниження рівня техногенних впливів на навколишнє середовище. В якості критерію ефективності може використовуватися величина відверненого економічного збитку в розрахунку на одиницю витрат на реалізацію даного природоохоронного заходу або сукупності таких заходів.

6. Для вирішення завдання щодо оцінювання економічних наслідків антропогенного забруднення водних об'єктів в якості найбільш доцільного обирати методичний підхід з розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок зменшення природної кормової бази для іхтіофауни, тобто за критерієм зниження рибопродуктивності.

Для оцінки збитків від природних та техногенних аварій, що завдали шкоди водним об'єктам, запропоновано визначати надлишковий вміст важких металів та інших неорганічних та органічних сполук за допомогою досліджень проб води та донних відкладів для визначення гострої летальної токсичності за атестованими методиками – «Методики оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру»

7. Оцінка екологічних ризиків від забруднення атмосферного повітря для території України проводилась з використанням даних Регіональних доповідей та Екологічних паспортів Харківської і Дніпропетровської областей, екологічного паспорта м. Дніпро. Під час досліджень було визначено сумарний неканцерогенний ризик від забруднення атмосферного повітря на пілотних тестових полігонах. Він складає від 14,17 у м. Харків до 20,73 у м. Кривий Ріг. Сумарний канцерогенний ризик від забруднення атмосфери в усіх містах характеризується як умовно прийнятний.

8. На всіх досліджуваних полігонах КНР ( міста Пекін, Ченду та Санья) загальний рівень неканцерогенного ризику перевищує граничну прийнятну величину – 1. Результати дослідження показали, що найбільш уразливими в



умовах забруднення атмосферного повітря досліджуваних міст є органи дихання. Найнебезпечніше перевищення граничних величин спостерігається в м. Ченду – 26,11. Встановлено також, що найвищі показники екологічного ризику взимку в м. Ченду. Весною, влітку та восени найбільше забруднення атмосфери спостерігається в м. Пекіні. Завдяки роботі он-лайн моніторингу, в будь-якому місті Китаю на будь-який період часу існує застереження населення від загроз, що пов'язані із забрудненням атмосферного повітря.

9. З метою визначення екологічного ризику від вживання плодів фруктових дерев, проведено дослідження рослинної продукції та ґрунтів, на яких вона вирощена, в межах урболандшафтів м. Харків. Визначено, що ґрунти мають коефіцієнт забруднення 1,43, тобто оцінюються як «забруднені» «мало шкідливі». Також розрахунки показали, що яблука мають коефіцієнт забруднення 1,14, тобто оцінюються як «забруднені» «мало шкідливі», а ризик виникнення захворювань населення, викликаний вмістом у яблуках важких металів, нижчий у порівнянні з ризиком, що існує від ґрунтів. Сумарний неканцерогенний ризик споживання яблук, вирощених в межах урбогеосистеми Харкова, для дитячої та дорослої груп населення склав 6,05 і 2,15 відповідно; що перевищує допустимий рівень.

Розрахунок екологічних ризиків також зроблено відносно наслідків вживання картоплі і яблук, відібраних в межах Харківського регіону. Сумарний неканцерогенний ризик споживання яблук і картоплі, вирощених на території Харківського регіону, у дорослій групі населення склав 1,2 і 5,3 відповідно; в дитячій групі – 3,3 і 14,6 відповідно, що перевищує допустимі рівні. Ризик розвитку канцерогенних ефектів від споживання яблук, вирощених на території м. Харкова та Харківської області характеризується як умовно прийнятний; картоплі – як неприйнятний для населення. Отримані значення канцерогенного ризику від споживання рослинної продукції, вирощеної у межах Харківського регіону за кожним окремим елементом належать до категорії умовно прийнятного ризику. Проте сумарний канцерогенний ризик для картоплі і яблук при їх спільному споживанні є неприйнятним для населення.

10. Оцінка екологічного ризику щодо впливу на здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря на об'єктах розміщення ТПВ (тестовий полігон у с.Чепелі, Харківська область) на межі найближчих житлових будинків проводиться за розрахунками ризику при розвитку неканцерогенних і канцерогенних ефектів. Розрахунки значення індексу небезпеки дорівнює  $H < 1$  на межі сельбищної зони, відповідно ризик розвитку неканцерогенних ефектів вкрай малий. Так як певні речовини, що мають канцерогенний ефект в викидах від горіння сміттєзвалища відсутні, ризик на протязі життя людини, що проживає поряд зі сміттєзвалищем, являється мінімальним (прийнятним).

11. Під час досліджень були проведені розрахунки ймовірності виникнення пожеж у лісових масивах та розрахована оцінка екологічних збитків від лісових пожеж. В Україні використовуються нормативні значення екологічного ризику за ймовірністю ураження території від лісових пожеж: 10-3 – *неприйнятний*, 10-4 – *прийнятний лише в особливих обставинах*, 10-5 – *потребує детального обґрунтування*, 10-6 – *прийнятний*. Із 10 обстежених територій держлісгоспів, 6 знаходяться в межах прийнятного екологічного ризику за ймовірністю ураження території від лісових пожеж.

Оцінка еколого-економічних збитків при виникненні лісових пожеж показала: лісові масиви «ДП Куп'янський лісгосп», «ДП Жовтневий лісгосп» і «ДП Чугуєво-Бабчанський лісгосп» віднесено до групи екологічного ризику, що потребує детального обґрунтування. Лісові масиви «ДП Ізюмський лісгосп» характеризуються ризиком, прийнятним лише в особливих обставинах.

12. За результатами проведених досліджень щодо еколого-економічної ефективності заходів для водних об'єктів було визначено, що збитки, заподіяні рибному господарству внаслідок зменшення природної кормової бази внаслідок скиду стічних вод у водні об'єкти Харківської області становили 1 955 кг., у водні об'єкти Дніпропетровської області - 10 085 кг.

Результати еколого-токсикологічної оцінки показали необхідність проведення термінових водоохоронних заходів, спрямованих на обмеження подальшого антропогенного забруднення поверхневих вод на території

Харківської та Дніпропетровської області, серед яких важливим і ефективним є встановлення нормативів ГДРТ.

13. Для прогнозування природних і техногенних аварій і катастроф на території України, у першу чергу, необхідно вивчати швидкість зростання таких небезпечних природних процесів як зсуви та підтоплення. Для прогнозування виникнення зсувів на певній території рекомендується проводити дослідження за відомими методиками, де визначаються еколого-геологічний ризик та факторні характеристики природної та техногенної складових до розрахунку зсувного екологічного ризику для ділянки (регіону). Що стосується такого негативного явища, як підтоплення, то слід відзначити, що за 13 років (період 2001-2013 роки) площі підтоплення на території Дніпропетровської, Донецької та Миколаївської областей збільшилася майже в 5 разів.

Для визначення розвитку процесів забруднення атмосферного повітря виконано прогностичні розрахунки викидів оксиду вуглецю (як агенту ризику) у повітря від стаціонарних джерел на пілотному тестовому полігоні у межах Харківської області. За розрахунками отримано чисельні показники викидів 6,67 та 6,74 тис. т оксиду вуглецю у повітря у 2018 та 2019 роках, відповідно.

## ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

1. Шмандій В. М. Екологічна безпека : Підручник / В. М. Шмандій, М. О. Клименко, Ю. С. Голік, А. М. Прищепа, В. С. Бахарєв, О. В. Харламова – Херсон: Олді-плюс, 2013. – 366 с.
2. ДБН А.2.2-1-2003. Проектування. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд: – К.: ДП «Укрархбудінформ» Мінрегіонбуд, 2010. – 10 с.
3. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря: методичні рекомендації. – Київ, 2007. – 28 с.
4. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М : Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 143 с.
5. Определение экспозиции и оценка риска воздействия химических контаминантов пищевых продуктов на население. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. – 27 с.
6. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities R Lande - Oikos, 1996 – JSTOR [Електронний ресурс]. Режим доступу – [https://www.jstor.org/stable/3545743?seq=1#page\\_scan\\_tab\\_contents](https://www.jstor.org/stable/3545743?seq=1#page_scan_tab_contents),
7. Малишева Л.Л. Теорія та методика ландшафтно-геохімічного аналізу й оцінки екологічного стану територій. / Л.Л. Малишева – Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора географічних наук, 1998 [Електронний ресурс].  

Режим
доступу
–

<http://library.nuft.edu.ua/ebook/file/11.00.01%20Malysheva.pdf>
8. Данилишин Б. М., Степаненко А. В., Ральчук О. М. Природно-техногенна (екологічна) безпека. Т. 1. / Данилишин Б. М., Степаненко А. В., Ральчук О. М. – Київ: Наукова думка, 2008. 389 с.
9. Олійник Я. Б. Районування території України за рівнем природно-техногенної безпеки. / Олійник Я. Б., Кононенко О. Ю., Мельничук А. М. // Часопис соціально-економічної географії, 2009. – №6 (1). – С. 76–84.

10. Руденко Л. Г. Концепция создания Атласа природных, техногенных, социальных опасностей и рисков возникновения чрезвычайных ситуаций на территории Украины./ Руденко Л. Г., Дронова Е. Л., Ляшенко Д. А. – Київ: Інститут географії НАН України, 2010. – 48 с.
11. Рудько Г. І. Екологічна безпека техноприродних геосистем адміністративних областей (на прикладі Львівської області). / Рудько Г. І., Гошовський В. С. – Київ: Академпрес, 2009. –192 с.
12. Андреев Ю.А. Результаты оценки лесопожарных рисков как основа планирования противопожарных мероприятий. / Андреев Ю.А. Андреев А.Ю., Амельчугов С.П. //Труды Санкт-Петербургского научно-исследовательского института лесного хозяйства. – № 4, 2014. – С. 59–70.
13. Пономарчук А. И. дискриминирующего влияния пространственных факторов на риски возникновения лесных пожаров./ Пономарчук А. И., Пьянков С. В. // Географический вестник, 2016. – Т.4. – № 39.– С. 118–128.
14. Брушлинский Н.Н. О понятии лесопожарного риска и связанных с ним понятиях. / Брушлинский Н.Н. //Пожарная безопасность, 1999. – № 3. – С. 83–84.
15. Доррер Г. А. Характеристики данных о природных пожарах, полученных из разных источников./ Доррер Г. А. // Труды X Междунар. ФАМЭБ конф. по финансово-актуарной математике и эвентологии безопасности. Красноярск: НИИППБ, СФУ, КГТЭИ, 2011. С. 131–133.
16. Наказ Міністерства охорони здоров'я України Про затвердження методичних рекомендацій «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря». Від 13.04.07 № 14. Офіц.вид. – К.: ГРІФРЕ: 2007.- 57 с.
17. Environmental Risk Assessment. 128 Amington Road, Birmingham, B25 8EP. Kiely Bros Ltd. Oaktree Environmental Ltd Waste, Planning & Environmental Consultants. Version 1.1., 22 August 2017. 16 p. URL: [https://consult.environment-agency.gov.uk/psc/b25-8ep-kiely-bros-limited-epr-fb3403zy/supporting\\_documents/Environmental%20Risk%20Assessment.pdf](https://consult.environment-agency.gov.uk/psc/b25-8ep-kiely-bros-limited-epr-fb3403zy/supporting_documents/Environmental%20Risk%20Assessment.pdf).

18. Environmental risk assessment (ERA): an approach for assessing and reporting environmental conditions (Technical bulletin (British Columbia. Habitat Branch). URL: <http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/era.pdf>.
19. Яворовський О. П. Методичні рекомендації «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря: методичні рекомендації» МР 2.2.12-142-2007. [Чинний від 2007-04-13]./ Яворовський О. П., Вертеленко М. В., Збанацький В. В. – Київ : МОЗ України, 2007. –39 с.
20. Караєва Н. В. Методи і засоби оцінки ризику здоров'ю населення від забруднення атмосферного повітря : навч. посіб. для студ. спец. 122 / Караєва Н. В., Варава І. В. – Київ : КПП ім. Ігоря Сікорського, 2018. – 56 с.
21. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on the General Principles of Monitoring. July 2003. URL: [http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/mon\\_bref\\_0703.pdf](http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/mon_bref_0703.pdf).
22. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2017 році. URL: [https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/951/95064/Attaches/dopovid\\_pro\\_stan\\_nps\\_v\\_harkivskiy\\_oblasti\\_u\\_2018\\_rotsi.pdf?sv](https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/951/95064/Attaches/dopovid_pro_stan_nps_v_harkivskiy_oblasti_u_2018_rotsi.pdf?sv).
23. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2016 році. URL: <https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.Report/%D0%94%D0%BE%D0%BF%D0%BE%D0%B2%D1%96%D0%B4%D1%8C%20%D0%A5%D0%B0%D1%80%D0%BA%D1%96%D0%B2%D1%81%D1%8C%D0%BA%D1%96%D0%B9%20%D1%83%202016.pdf>.
24. Ukraine Country Environmental Analysis. The International Bank for Reconstruction and Development. The World Bank. URL: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/24971/Ukraine000Coun0i ronmental0analysis.pdf?sequence=4&isAllowed=y>.
25. Іванюта С. П. Наукові основи оцінки ризиків і загроз екологічній безпеці регіонів України : дис.. ... д-р. техн. Наук : 21.06.01. Київ, 2017. 323 с.
26. Guidance for Ecological Risk Assessment: Levels I, II, III, IV. Final. Oregon Department of Environmental Quality, 1998. 88 p.

27. Fairman R. et al. Environmental Risk Assessment – Approaches, Experiences and Information Sources: Environmental issues report No 4. Prepared at Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London. EEA (European Environment Agency) Copenhagen, Denmark. 1999–2011. URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2/riskindex.html>.
28. Перелік гранично допустимих концентрацій (ГДК) та орієнтовних безпечних рівнів діяння (ОБРД) забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених місць. URL: [www.есо.ck.ua/docs/Perelik%20rechovyn,20klas%20nebezpeky.doc](http://www.есо.ck.ua/docs/Perelik%20rechovyn,20klas%20nebezpeky.doc).
29. Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management Green Leaves III. Revised Departmental Guidance Prepared by Defra and the Collaborative Centre of Excellence in Understanding and Managing Natural and Environmental Risks, Cranfield University, 2011. 84 p. URL: [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/69450/pb13670-green-leaves-iii-1111071.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69450/pb13670-green-leaves-iii-1111071.pdf).
30. ЦГО Спостереження за забрудненням атмосферного повітря. URL: <http://cgo-sreznevskyi.kiev.ua/index.php?fn=lsza&f=lsza>.
31. Environmental Information by Location. EPA. URL: <https://www.epa.gov/envi.../environmental-information-location>.
32. Environmental open-data applications and datasets. URL: <http://environment.data.gov.uk/index.html>.
33. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 10.12.2008 N 639 Про затвердження Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, які заподіяні державі в результаті наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 21 січня 2009 р. за N 48/16064 [Електронний ресурс]. Режим доступу – <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0048-09>
34. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів N 196 (z0794-11) від 09.06.2011р. Про затвердження Методики розрахунку збитків, заподіяних

- рибному господарству внаслідок порушення законодавства про охорону навколишнього природного середовища.
35. Методика визначення токсичності на комах *Chironomus dorsalis* Meig./ Затв. заступником Голови Державного департаменту рибного господарства Міністерства аграрної політики України від 22.02.2005 р.
  36. ДСТУ 4173-2003. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD). – Київ: Держспоживстандарт України, 2004.
  37. Першегуба Я. Екологічні ініціативи в індустріальних містах України: обмін досвідом в боротьбі за чисте повітря» Електронний ресурс. Режим доступу: <http://arnika.org/ru/seminari-v-zaporizhzh.../pershehuba>
  38. Загрязнение воздуха в Пекине в режиме реального времени. Индекс качества воздуха (АКИ). Електронний ресурс. Режим доступу: <http://aqicn.org/city/beijing/ru/>
  39. Загрязнение воздуха в Ченду в режиме реального времени Индекс качества воздуха (АКИ). Електронний ресурс. Режим доступу: <http://aqicn.org/city/chengdu/ru/>
  40. Загрязнение воздуха в Санья в режиме реального времени Индекс качества воздуха (АКИ). Електронний ресурс. Режим доступу: <http://aqicn.org/city/sanya/ru/>
  41. ДСТУ4287:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб». Київ: Держспоживстандарт України, 2005.
  42. Большаков А.М. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения./ Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. — М.: Эдиториал УРСС, 1999. – 256 с.
  43. Методика дослідної справи в овочівництві та баштаництві / За реакцією Г.Л. Бондаренка, К.І. Яковенка. – Х.: Основа, 2001. – 369 с.
  44. Некос А. Н. Оцінка канцерогенного ризику від споживання рослинної продукції, вирощеної у межах урбогеосистеми / А. Н. Некос, Ю. В. Медведєва // Молодий вчений, 2018. – №5. – С. 365-368



45. Некос А. Н., Медведєва Ю. В. Экологическая безопасность растительной пищевой продукции, выращенной в условиях техногенно – преобразованных ландшафтов урбогеосистемы. – материалы VI Международной научной конференции (к 110-летию со дня рождения профессора В. А. Дементеева) – Минск, 13-16 ноября 2018 г.
46. Харківське обласне управління лісового та мисливського господарства: офіційна сторінка. URL: <http://houlmg.kh.ua/index.php> (дата звернення: 31.05.2018).
47. Водний кодекс України. Затверджено Верховною Радою України від 06.06.1995р.
48. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти зі зворотними водами. Затверджено наказом Міністра охорони навколишнього природного середовища України від 15.12.94 № 116. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 22.12.94 за № 313/523. – 1994.
49. Про порядок розроблення і затвердження нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин та перелік забруднюючих речовин, скидання яких нормується. Постанова Кабінету Міністрів України від 11.09.96 № 1100. – Київ, 1996.
50. Методика визначення рівнів токсичності поверхневих і стічних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам. Затв. наказом Мінекобезпеки України від 31.01.2000 № 27. – Київ: Мінекобезпеки України, 2000.
51. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів N 196 (z0794-11) від 09.06.2011р. Про затвердження Методики розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок порушення законодавства про охорону навколишнього природного середовища.
52. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического

- ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды / А. С. Быстров и др. – М.: Экономика, 1986. – 91 с.
53. Фондові матеріали Комунальної установи «Криворізької муніципальної екологічної інспекції», 2018.
  54. Постанова Кабінету Міністрів України від 01.03.99 № 303, редакція від 01.01.06 «Про затвердження порядку встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору».
  55. Вишняков Я.Д. Общая теория рисков. / Вишняков Я.Д., Радаев Н.Н. – 2-е изд. М.: Издательский центр «Академия», 2008. – 368с.
  56. Байсарович І.М. Базові поняття екологічної геології. / Байсарович І.М., Коржнев М.М., Шестопапов В.М. – Київ: Видавництво географічної літератури „Обрії”. – 2008. – 124 с.
  57. Касіянчук Д. В. Розрахунок еколого-геологічної оцінки ризиків зсувної небезпеки/ Касіянчук Д. В., Кузьменко Е. Д., Чепурна Т. Б., Чепурний І. В. // Восточно-Европейский журнал передовых технологий . – 2016. – 1/10 – № 79 . DOI: 10.15587/1729-4061.2016.59687
  58. Екологічні паспорти регіонів за 2017 рік. Режим доступу: <https://menr.gov.ua/news/32629.html> (Дата звернення 14.11.2018)
  59. Екологічні паспорти регіонів. Режим доступу: <http://old.menr.gov.ua/protection/protection1> (Дата доступу 14.11.2018)