

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”

ІВАЩЕНКО ОЛЕКСІЙ ВІТАЛІЙОВИЧ

УДК 504.054.

**ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ХІМІЧНОГО ВПЛИВУ
ВІЙСЬКОВОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА ДОВКІЛЛЯ**

Спеціальність 21.06.01 - Екологічна безпека

АВТОРЕФЕРАТ

дисертації на здобуття наукового ступеня
кандидата технічних наук

Львів – 2020

Дисертацією є рукопис

Робота виконана у Національному університеті «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України.

Науковий керівник: доктор технічних наук, професор,
Заслужений діяч науки і техніки України
Мальований Мирослав Степанович,
Національний університет «Львівська
політехніка» Міністерства освіти і
науки України, завідувач кафедри
екології та збалансованого
природокористування, м. Львів.

Офіційні опоненти: доктор технічних наук, професор
Козуля Тетяна Володимирівна,
Національний технічний університет
«Харківський політехнічний інститут»
Міністерства освіти і науки України,
професор кафедри програмної інженерії
та інформаційних технологій, м. Харків;

доктор технічних наук, професор,
Адаменко Ярослав Олегович,
Івано-Франківський національний технічний
університет нафти і газу
Міністерства освіти і науки України,
завідувач кафедри екології, м. Івано-Франківськ.

Захист відбудеться «10» квітня 2020 р. о 12.00 годині на засіданні спеціалізованої вченої ради К 35.052.22 в Національному університеті «Львівська політехніка» за адресою: 76057, м. Львів, вул. Генерала Чупринки, 130, аудиторія 105.

З дисертацією можна ознайомитися в бібліотеці Національного університету «Львівська політехніка» за адресою: 79013, Львів, вул. Професорська, 1.

Автореферат розісланий «6» березня 2020 р.

Вчений секретар спеціалізованої
вченої ради К 35.052.22,
к. т. н., доцент

В.В.Сабадаш

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

Актуальність теми. Глобальність сучасної екологічної проблеми виявляється у тому, що антропогенна діяльність, яка зрівнялася сьогодні за своєю потужністю із геологічними процесами, вже почала вносити суттєві порушення у відрегульовані протягом тисячоліть механізми планетарної рівноваги природного середовища. Природа сама по собі вже не в змозі нейтралізувати результати господарсько-економічної діяльності людського суспільства. Загроза глобального апокаліпсису свідчить про вичерпність можливостей саморегуляції біосфери в умовах зростання інтенсивності людської діяльності в природі. Функцію регулятора має відтепер виконувати суспільство.

Свій внесок у виникнення і розвиток глобальної екологічної кризи вносить і військова діяльність. Деякі автори відносять її вплив до діяльності галузі промисловості середніх масштабів, тобто вагомість військової діяльності у загальному забрудненні довкілля сягає 8 - 10%.

Для забезпечення екологічної безпеки військ важливим є прийняття правильних та аргументованих рішень командирами і начальниками, для чого бажано мати певні критерії оцінки загрози для життя і здоров'я військовослужбовців та стану навколишнього природного середовища у процесі здійснення військової діяльності.

Концепція оцінки ризику в даний час практично у всіх країнах світу і міжнародних організаціях розглядається як головний механізм розробки і ухвалення управлінських рішень як на міжнародному, державному або регіональному рівнях, так і на рівні окремого потенційного джерела забруднення навколишнього середовища, в тому числі і військового призначення.

Таким чином, актуальним є наукове завдання за допомогою концепції оцінки ризику показати можливість отримання даних, що сприяють прийняттю аргументованих рішень в галузі забезпечення екологічної безпеки військ. Важливо розглянути обидві складові екологічної безпеки: ризик впливу компонентів довкілля на здоров'я людей (військовослужбовців) та ризик впливу людської діяльності (в тому числі і військової) на навколишнє природне середовище (екологічний ризик).

Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана в рамках досліджень кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення Національної академії сухопутних військ ім. П. Сагайдачного згідно з науково-технічною програмою Міністерства оборони України за держбюджетною темою «Удосконалення системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України», №ДР 0101U001896, в якій здобувач був співвиконавцем.

Мета та завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є проведення оцінки хімічного впливу військової діяльності на довкілля та людину із використанням концепції екологічного ризику.

Для досягнення поставленої мети визначено такі завдання дослідження:

– аналіз і систематизація сучасних методичних підходів щодо оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення для

прийняття рішення про доцільність і масштабність проведення природоохоронних заходів і вибір найбільш перспективного;

– розробка теоретичних положень детермінованої оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час як результату проведення скринінгових досліджень;

– розробка теоретичних положень ймовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час як результату проведення поглиблених досліджень;

– розробка цілісної концепції екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину.

Об'єкт досліджень – процеси забруднення та деградації довкілля в результаті хімічного впливу військової діяльності.

Предмет досліджень – процес комплексного оцінювання впливу військової діяльності на навколишнє середовище із застосуванням концепції екологічного ризику.

Методи досліджень. Засновані на комплексному використанні положень системного аналізу та теорії ризиків щодо екологічної безпеки людини та навколишнього природного середовища в процесі проведення військової діяльності. В роботі були використані методи математичної статистики, методи системного аналізу, статистичні методи обробки інформації, теорія ризиків. Для прогнозування та моделювання екологічних ситуацій в межах об'єктів дослідження використовувалось програмне забезпечення Microsoft Excel, Crystal Ball 7.2.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у розкритті особливостей застосування концепції екологічного ризику для комплексного оцінювання впливу військової діяльності на людину та навколишнє середовище. А саме:

1. Вперше систематизовані і науково обґрунтовані методологічні аспекти визначення впливу військової діяльності на людину та довкілля за допомогою концепції екологічного ризику, що дозволило кількісно оцінити небезпеку;

2. Набули подальшого розвитку наукові підходи до визначення впливу військової діяльності на людину та довкілля за допомогою ймовірнісної оцінки екологічного ризику, що дозволило врахувати невизначеності притаманні вихідним величинам при оцінці ризику;

3. Удосконалено систему прийняття рішень відносно мінімізації витрат на оцінку негативного впливу на довкілля шляхом поетапного підходу до оцінки екологічного ризику.

Практичне значення одержаних результатів. Розроблені алгоритми оцінки впливу військової діяльності на людину та довкілля використовувались для удосконалення системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України.

Результати дисертаційної роботи використовуються: Головним управлінням підготовки Збройних Сил України під час заходів оперативної підготовки в органах військового управління (акт про використання наукових результатів від 22.08.2019 року); військовою частиною А2667 - для оцінювання ступеня небезпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення (акт про використання наукових результатів від 12.02.2019 року).

Результати дисертаційної роботи впроваджені в навчальний процес на кафедрі управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення Національної академії сухопутних військ імені гетьмана П.Сагайдачного у навчальному процесі викладання дисципліни «Управління повсякденною діяльністю підрозділів» (акт впровадження від 30.08.2019).

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є завершеною науковою працею та є самостійним дослідженням здобувача, що має наукове та практичне значення, результатом наукових досліджень дисертанта. Автором розроблено програму та завдання досліджень. Усі наукові ідеї, положення і результати теоретичних досліджень дисертації розроблені, сформульовані та отримані особисто автором у період з 2015 до 2019 років. Теоретичні узагальнення математичних моделей, аналіз та інтерпретація отриманих даних, висновки до роботи виконані безпосередньо здобувачем. Постановка завдання, обговорення поставлених завдань проводились під керівництвом д.т.н., проф., заслуженого діяча науки і техніки України Мирослава Мальованого та к.т.н., с.н.с., доцента кафедри управління повсякденною діяльністю військ та тилового забезпечення Національної академії сухопутних військ ім. П. Сагайдачного Сергія Орла.

Апробація матеріалів дисертації. Основні результати досліджень, а також положення наукової та практичної новизни, пройшли апробацію в рамках всеукраїнських та міжнародних наукових та науково-технічних конференцій: сьома наукова конференція «Новітні технології - для захисту повітряного простору» (2011 р., м. Харків); всеукраїнська науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (2011, 2012 рр., м. Львів); міжнародна науково-технічна конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ (2014-2017 рр., м. Львів); міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (2014, 2016 рр., м. Львів); міжнародна наукова конференція «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (2016 р. м. Львів); міжнародна науково-технічна конференція «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки (2017, 2018 рр., м. Кременчук).

Публікації. За результатами досліджень, представлених у дисертаційній роботі, опубліковано 20 наукових праць, з яких п'ять статей у наукових фахових виданнях України, одна стаття у виданні, що входить до наукометричної бази даних Index Copernicus, три статті у зарубіжних наукових періодичних виданнях, 12 тез доповідей на конференціях.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел, додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 180 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 33 Таблиця рисунками, текст містить 24 таблиці, у бібліографії наведено 139 літературних джерел, дисертація містить 4 додатки.

ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

У вступі обґрунтована актуальність проблеми, що вирішується у дисертаційній роботі, сформульовано мету та завдання дослідження, наведено

наукову новизну, практичне значення одержаних результатів, а також відомості щодо апробації результатів дослідження.

У першому розділі проведено аналіз існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки від військової діяльності. Приведені основні положення оцінки екологічного ризику від дії порогового та безпорогового стресорів. За результатами критичного аналізу літературних даних вибрано і обґрунтовано напрямки досліджень.

Встановлено, що існуючі інтегральні та диференціальні методи для оцінювання стану навколишнього природного середовища орієнтовані на небезпеку, тобто у випадку досягнення певних показників якості довкілля вважається, що небезпечний вплив відсутній, тобто небезпека або є, або її немає. Очевидно, що для прийняття природоохоронного рішення (на реалізацію якого можуть бути необхідні багатомільйонні витрати) такі методи є надзвичайно не гнучкими. Більш гнучким та більш ресурсозберігаючим методом є концепція екологічного ризику.

У другому розділі наведена методологія детермінованої оцінки впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля, розглянута поетапна схема аналізу ризику на людину та біоту.

Оцінка ризику складається із чотирьох етапів: *ідентифікація небезпеки, характеристика експозиції, характеристика залежності доза-відгук, характеристика ризику.*

Головним завданням *ідентифікації небезпеки* для людини є вибір індикаторних хімічних речовин, вивчення яких дозволяє із необхідною ймовірністю встановити ступень ризику загрози здоров'ю людини та джерела його виникнення. Ідентифікація небезпеки для довкілля полягає у визначенні природи виникнення проблеми, результатами якої є створення плану аналізу експозиції та залежності «доза-відгук», визначення об'єктів турботи.

Етап ідентифікації небезпеки закінчується побудовою концептуальної моделі досліджуваної території. Модель відображає гіпотези, які описують ефекти, що можуть виникнути внаслідок забруднення хімічними речовинами, а також встановлює причинно-наслідкові зв'язки між забруднювачем та організмом людини або довкіллям. Розробляються сценарії впливу хімічних речовин.

Характеристика експозиції встановлює кількісне надходження стресора. Для організму людини оцінка експозиції полягає у вимірюванні або визначенні (якісному та кількісному) частоти, тривалості та шляхів дії хімічних сполук, що знаходяться в навколишньому середовищі, на організм людини. Оцінка експозиції для довкілля включає: ідентифікацію рецептора, визначення джерела забруднення, опис шляху розповсюдження стресора в навколишньому середовищі, оцінку очікуваної інтенсивності, часу і ступеня взаємодії стресора та рецептора. Інтенсивність зазвичай відображається як величина концентрації або дози стресора, що знаходиться у контакті із рецептором (у тому числі і нормалізована на масу рецептора та час контакту).

Процес оцінки експозиції зазвичай складається із трьох основних етапів:

- характеристика навколишнього оточення, яка передбачає аналіз основних фізичних параметрів досліджуваної сфери та характеристики популяцій, потенційно схильних до дії хімічних речовин;

- оцінка маршрутів дії, джерел забруднення, потенційних шляхів розповсюдження та точок дії на людину або довкілля;

- встановлення та оцінку величини, частоти і тривалості дії для кожного аналізованого шляху, ідентифікованого на другому етапі. Найчастіше цей етап складається із двох стадій: оцінки концентрацій, що впливають на людину або довкілля, і розрахунку надходження хімічних речовин.

Аналіз *характеристики залежності "доза - відгук"* полягає у встановленні мінімальної дози хімічної речовини, яка здатна спровокувати виникнення шкідливого ефекту та встановленні інтенсивності його зростання у випадку збільшення дози.

Метою цього етапу є збір та аналіз усіх існуючих даних хімічної речовини, які стосуються організму людини або довкілля, а також оцінка можливості їх використання для оцінки ризику. На цьому етапі здійснюється спільний аналіз якісних даних щодо показників небезпеки аналізованої хімічної сполуки, отриманих в процесі ідентифікації небезпеки та інформації про кількісні параметри залежностей "концентрація (доза) - відгук". В процесі аналізу відгуку рецептора на дію стресора обов'язково необхідно враховувати часові та територіальні масштаби впливу забруднювача.

Характеристика ризику інтегрує дані про небезпеку аналізованих хімічних речовин, величину експозиції, параметри залежності "доза - відгук", які одержані на всіх попередніх етапах досліджень з метою кількісної та якісної оцінки ризику, виявлення та оцінку порівняльної значущості існуючих проблем для здоров'я людей та для благополуччя біоти.

На цьому етапі здійснюється розгляд всіх припущень, наукових гіпотез та невизначеностей, які здатні спотворити результати аналізу ризику і кінцеві висновки.

Характеристика ризику здійснюється відповідно до таких етапів:

- узагальнення результатів оцінки експозиції і залежностей "доза (концентрація) - відгук";

- розрахунок значень ризику для окремих маршрутів надходження хімічних речовин;

- розрахунок ризиків для умов агрегованої (надходження однієї хімічної сполуки в організм людини всіма можливими маршрутами із різних об'єктів навколишнього середовища) і кумулятивної (одночасна дія декількох хімічних речовин) експозиції;

- виявлення та аналіз невизначеностей оцінки ризику;

- узагальнення результатів оцінки ризику та представлення одержаних даних особам, що беруть участь в управлінні ризиками.

У процесі характеристики ризиків використовується величина прийнятного ризику, тобто вірогідність настання події, негативні наслідки якої настільки незначні, що заради одержуваної вигоди від фактора ризику людина (чи група людей) або суспільство в цілому готові піти на цей ризик.

У **третьому розділі** наведена методологія ймовірнісної оцінки впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля, розглянута міра невизначеності, яка

характеризує дані екологічних досліджень, достатня для прийняття достовірного рішення з метою запобігання небажаного результату.

Очевидно, що у випадку використання детермінованих величин оцінка ризику здійснюється для певної гіпотетичної (середньо або максимально експонованої) людини, часто важливим є визначення ризику для окремих категорій населення (дітей, людей похилого віку і т.п.) або за умови використання нетипових але можливих значень вихідних величин. Використання консервативних величин може призвести до необґрунтованих високих значень ризику, що може потребувати додаткових матеріальних витрат на його зменшення. Навпаки, використання лише осереднених значень може призвести до недооцінки ризику впливу небезпечних хімічних речовин на певні категорії населення. Тобто після проведення оцінки та подальшого аналізу ризику можна говорити про певну невизначеність його значень.

В свою чергу невизначеність можна поділити на необізнаність та мінливість. Необізнаність характеризується відсутністю необхідних знань, факторів, параметрів та моделей, що використовуються для оцінки та аналізу ризику, а мінливість - непостійністю параметрів внаслідок їх природної гетерогенності.

Невизначеність притаманна усім етапам оцінки ризику і може бути поділена на три великі категорії: невизначеність сценарію, невизначеність моделі та невизначеність параметрів.

Для кращого розуміння появи невизначеності на всіх етапах оцінки ризику корисним є представити парадигму його оцінки у вигляді послідовності подій, що призводять до небезпечного впливу забруднювача на людину.

Невизначеність сценарію. Джерелами невизначеності у сценарію впливу забруднювачів на здоров'я людини можуть бути відсутність достовірних знань, похибки в процесі збору інформації, описові похибки, некваліфіковане професійне судження та неглибокий аналіз фізико-хімічних процесів в процесі побудови сценарію.

Невизначеність моделі. Для кількісної оцінки ризику впливу забруднювачів на здоров'я людини часто використовуються математичні моделі, що описують цей вплив або хоча б частину його, тобто в цьому випадку моделі кількісно відображають вплив вихідних параметрів на систему та реакцію її, або хоча б її частини на зміни в них. До деякої міри моделі завжди спрощують реальність, хоча рівень деталізації моделі повинен відповідати меті оцінки.

Невизначеність моделі принципово ґрунтується на:

1) похибках моделювання, наприклад, неврахуванні якогось із вихідних параметрів у моделі;

2) похибках взаємозв'язку, наприклад, використанні рівняння, яке невірно описує взаємозалежність кінцевих та вихідних величин.

Невизначеність параметрів. Для кількісної оцінки ризику за допомогою моделей необхідно визначити значення параметрів, що використовуються у моделях. Джерелами невизначеності в цьому випадку є:

– похибки вимірювань (випадкові та систематичні);

– недоліки відбору проб (нерепрезентативна вибірка, порушення принципу випадковості відбору проб, тощо);

– використання сурогатних, тобто подібних, несправжніх даних;

- використання для визначення параметрів думки експертів;
- використання значень параметрів за умовчанням;
- використання екстрапольованих та інтерпольованих даних;
- побудова ймовірнісних розподілів із експериментальних даних.

Кількісна характеристика невизначеності здійснюється як правило лише відносно моделей і параметрів. Характеристика невизначеності сценарію проводиться зазвичай тільки якісно, оскільки на цей час не існує достатньо формалізованої методології проведення кількісної його характеристики.

Для виконання кількісної характеристики невизначеності необхідно, як правило, більше ресурсів на проведення додаткових досліджень, збору додаткових даних і т.п., тому, звичайно, керуються такими правилами.

Кількісний аналіз невизначеності недоцільно проводити, якщо:

величина ризику незначна, навіть у випадку достатньо консервативних припущень;

польові дослідження впливу забруднювача свідчать про наявність очевидного та значного впливу на людину;

у випадку відсутності інформації для достовірного визначення рівняння моделі та встановлення ймовірнісних розподілів вхідних величин;

в разі перевищення витрат на збір додаткової інформації, витрат на виконання природозахисних заходів.

Кількісний аналіз невизначеності необхідно проводити, якщо:

необхідно встановити пріоритети серед факторів ризику (територій, забруднень, маршрутів переносу забруднень та ін.);

ресурси для виконання природозахисних заходів обмежені;

значні наслідки від прийняття неправильних рішень;

отриманої або доступної інформації недостатньо для прийняття достовірного рішення.

Для прийняття достовірного рішення щодо впливу забруднень на людину та отримання міри невизначеності необхідно побудувати розподіл ризику впливу цих речовин. Розподіл ризику для простих моделей розраховується шляхом вирішення рівняння моделі, для складних – шляхом використання числових методів.

Основним принципом моделювання систем, що містять стохастичні або ймовірнісні елементи, є генерування вибірок за методом Монте-Карло. Схема ймовірнісної оцінки ризику за допомогою методу Монте-Карло наведена на рис.1.

Модель, що визначає значення ризику R_e як функцію параметрів навколишнього середовища x , y , z , поданих у вигляді ймовірнісних розподілів, шляхом комбінування значень цих розподілів, в результаті надає розподіл ймовірності існування ризику впливу небезпечної речовини у просторово-часовій області. Порівнюючи значення R_e із допустимим для цієї області значенням можна визначити область недопустимого ризику (область α на рис.1).

У більшості випадків ймовірнісні розподіли параметрів, що використовуються для оцінки ризику впливу небезпечних речовин на людину, характеризують індивідуальну мінливість у людській популяції.

Оцінюються розподіли величин для параметрів x , y і z

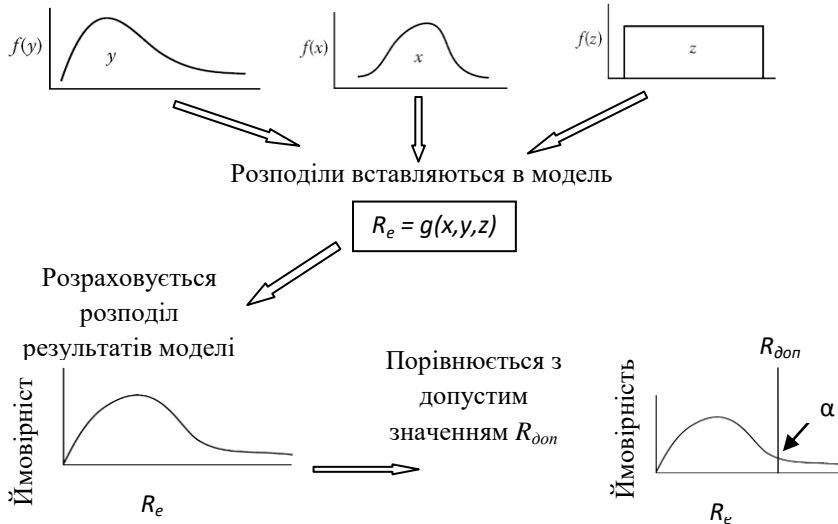


Рис. 1 - Схема ймовірнісної оцінки ризику за методом Монте-Карло

Так, наприклад, в процесі визначення середньодобової дози поступлення хімічної речовини у організм людини мінливість дози визначається шляхом комбінації таких джерел мінливості як швидкість надходження забрудненого середовища у організм людини, тривалість та частота поступлення, маса тіла людини, тощо. Таким чином у випадку застосування простого або одновимірного методу Монте-Карло будується розподіл ризику, зумовлений лише мінливістю параметрів, що його визначають.

Очевидно, що для осіб, які приймають рішення про виконання природоохоронних заходів для зменшення ризику, суттєвим є відокремлення необізнаності від мінливості (збільшення коштів на дослідження мінливості не призведе до її зменшення). Для оцінки окремого впливу необізнаності від мінливості у невизначеності значень екологічного ризику застосовується двовимірний метод Монте-Карло. Принцип дії методу зрозумілий із рис.2.

У випадку реалізації двовимірного методу Монте-Карло обирається випадкове значення величини із розподілу, що визначається необізнаністю (зовнішній цикл). Це значення «заморожується» і підставляється у розподіли, що визначаються мінливістю (для всієї моделі). Реалізується внутрішній цикл, аналогічний до одновимірного методу Монте-Карло. Обирається наступне випадкове значення із розподілу, що визначається необізнаністю, і процес повторюється до побудови розподілів значення ризику.

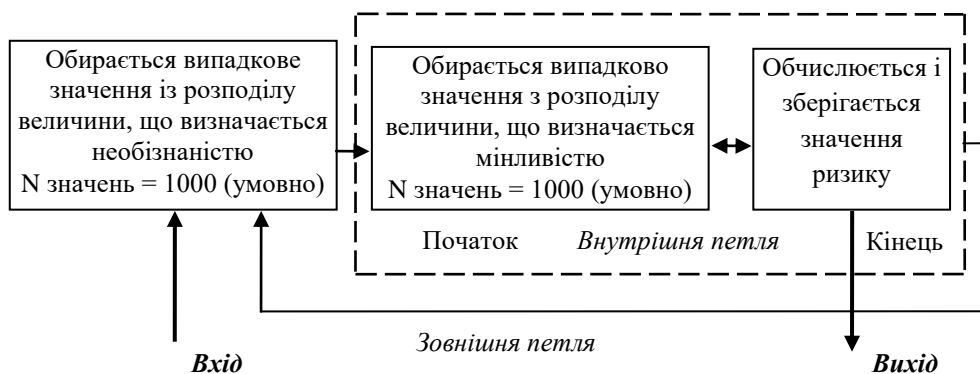


Рис. 2 - Сутність двовимірного методу Монте-Карло.

У четвертому розділі представлено алгоритм оцінки екологічного ризику шляхом поетапної багаторазової повторної оцінки ризику в процесі визначення необхідного обсягу інформації для прийняття природоохоронного рішення. Рівень складності оцінки ризику повинен відповідати поставленій задачі. Доволі часто для прийняття рішення достатньо отримати детерміновані точкові значення, хоча ймовірна оцінка ризику може надати більше корисної інформації.

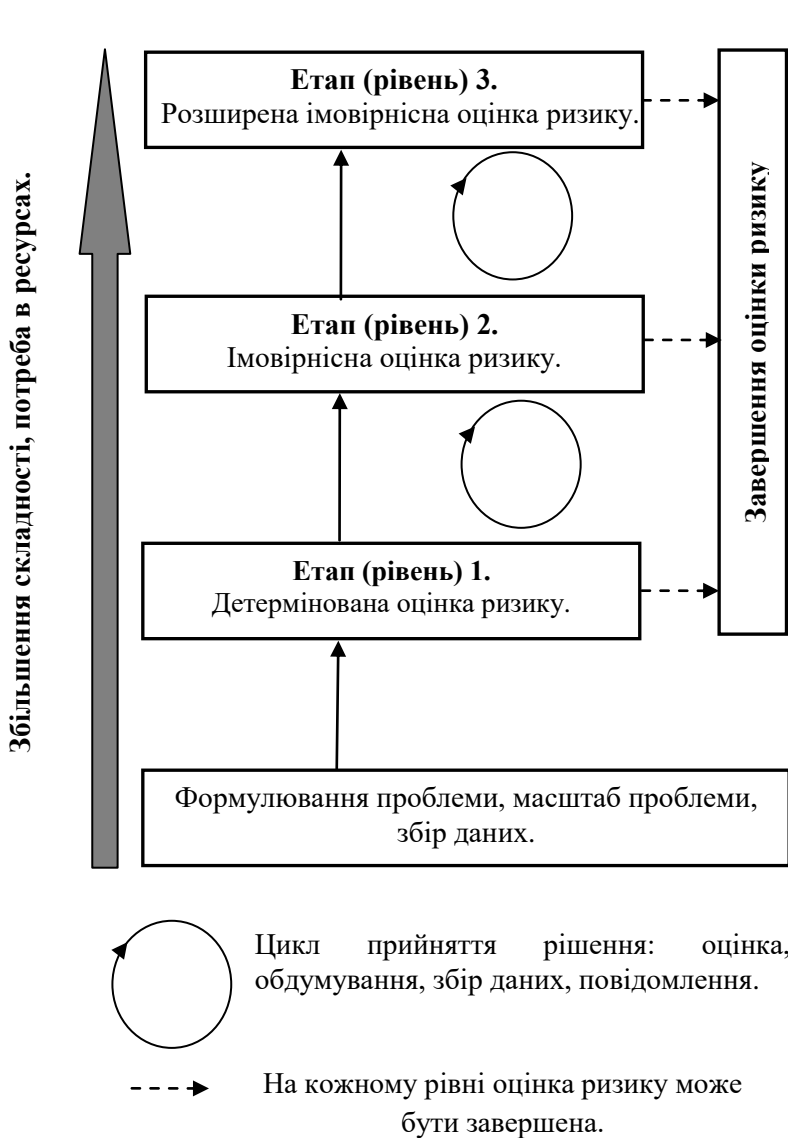


Рис. 3 - Схема поетапного підходу до оцінки ризику

мети дослідження, оцінка ризику може мати два результати: 1) інформації достатньо для прийняття природоохоронного рішення; 2) інформації недостатньо.

У разі достатності необхідної інформації – менеджер із управління ризиком завершує оцінку на першому етапі (рис. 3). За результатами оцінки може бути два варіанти рішення: 1) потреби у природоохоронних заходах немає; 2) потреба у природоохоронних заходах необхідна. В першому варіанті визначене значення ризику не виходить за межі допустимого значення (наприклад $Re < 10^{-6}$), а в другому - значно перевищує ($Re > 10^{-3}$).

Схема поетапного підходу до оцінки ризику наведена на рис.3.

Етап 1. Перший етап передбачає визначення значення ризику та порівняння його із допустимим значенням. В цьому випадку мінливість розрахункової моделі можна оцінити шляхом використання середніх величин або їх верхніх 95% довірчих меж. Необізнаність оцінюється шляхом використання різних довірчих меж певних точкових значень.

Результатом розрахунків значення ризику із використанням різних значень вихідних величин (наприклад середніх значень, верхніх значень, 95% довірчих або максимальних меж) є ризик середньої розумно обґрунтованої максимальної експозиції та максимально можливої експозиції. В залежності від

Недостатність інформації для прийняття рішення, означає що значення ризику знаходиться в межах між допустимим та недопустимим, наприклад $Re=10^{-4} \dots 10^{-6}$ і невизначеність його висока. В цьому випадку менеджеру необхідно провести додаткові дослідження у вигляді збору більшого обсягу інформації, проведення консультацій із експертами та замовниками проекту та/або переходу на наступний етап (рівень) для зменшення невизначеності.

Етап 2. З метою зменшення невизначеності на другому етапі проводиться імітаційне випробування моделі. Зазвичай за допомогою одновимірного методу Монте-Карло характеризується оцінка мінливості ризику. В разі необхідності також можна оцінити необізнаність визначення фіксованих значень ризику, наприклад, для середньої, розумно обґрунтованої максимальної та максимально можливої експозицій, тобто, відповідно для 50, 95 і 99 процентилів розподілу ризику.

Другий етап оцінки ризику дасть такі результати:

1) місце розташування значення допустимого ризику порівняно із діапазоном прийнятних значень розподілу ризику;

2) величину довірчого інтервалу за певної імовірності (50, 90, 95, 99)% для середнього значення ризику.

Необхідною умовою є запобігання сумісного використання ймовірнісних розподілів мінливості та необізнаності для отримання розподілу ризику. Дозволяється використання декількох розподілів ризику, що відображають його мінливість за певних фіксованих значень якогось параметру, що відображають його необізнаність. Аналогічно першому етапу, після проведення другого етапу з'являються два результати і може мати місце два варіанти рішення.

Особливістю другого етапу є відсутність потреби у проведенні природоохоронних заходів, коли діапазон значень ризику, або окреме значення на розподілі ризику, значно нижче допустимого рівня. Відповідно, у зворотному випадку виникає потреба у природоохоронних заходах.

Інформації вважається недостатньо для прийняття рішення у таких випадках:

1) середнє значення ризику за обґрунтованої максимальної експозиції (звичайно 95 процентилів) близько розташоване до максимально допустимого значення, встановленого природоохоронними органами, а довірчий інтервал значень ризику широкий і перекриває допустиме значення;

2) невизначеність у оцінці ризику залежить не тільки від мінливості одного або декількох параметрів, але і від необізнаності деяких із них;

3) результати детермінованої оцінки ризику на першому етапі значно відрізняються від ймовірнісної оцінки ризику (у випадку використання вихідних величин, що використовуються за обґрунтованої максимальної експозиції, точкове значення ризику повинне бути розташованим в області 90-99 процентіля його розподілу).

В цьому випадку варто перейти до третього етапу оцінки ризику. Перехід до третього етапу доцільно проводити тільки у випадку, коли затрати на отримання додаткової інформації не перевищують затрат на проведення природоохоронних заходів. Рішення про перехід до вищого рівня повинно бути узгодженим із менеджерами ризику та замовниками проекту.

Етап 3. Під час третього етапу, шляхом використання двовимірного методу Монте-Карло будуються розподіли ризику у довірчих межах, тобто визначається потрапляння величини, яку необхідно знайти, у прийнятний діапазон розподіли ризику із прийнятним рівнем невизначеності. Отриманий результат як правило задовольняє потреби менеджера із управління ризиком.

Поетапна оцінка ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності проводилася на прикладі колишньої ракетної бази, яка розташовувалася на території Житомирської області із 1958 до 1989 років.

Після припинення діяльності територія бази не експлуатувалась і була відкрита для населення, що проживає неподалік бази. З метою визначення ступеня забрудненості території проводився аналіз ґрунту і води відкритих джерел біля бази, рівно як і склад води підземних джерел, яку місцеве населення використовує як питну.

Етап 1. Детермінована оцінка ризику. В ході цієї оцінки визначаються коефіцієнти небезпеки та канцерогенні ризики від хімічного забруднення ґрунту і підземних джерел.

Канцерогенний ризик визначається із рівняння

$$CR = \sum_{i=1}^{N_R} ICR_i, \quad (1)$$

де CR – значення повного індивідуального канцерогенного ризику, викликаного дією N_R канцерогенів;

ICR - значення індивідуального канцерогенного ризику, викликаного дією i -го канцерогену;

N_R – загальна кількість канцерогенів.

$$ICR = ADD \cdot SF, \quad (2)$$

де ADD - середньодобова доза шкідливої хімічної речовини, що споживається реципієнтом;

SF - фактор ризику для цієї речовини, який характеризує ступінь наростання канцерогенного ризику із збільшенням дози на одну одиницю.

Неканцерогенний ризик визначається індексом небезпеки HI

$$HI = \sum_{j=1}^N HQ_j, \quad (3)$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки j -тої речовини;

N – загальна кількість небезпечних речовин.

$$HQ = ADD/RfD, \quad (4)$$

де RfD - референтна доза, величина, що характеризує добову дію хімічної речовини протягом всього життя і ймовірно не приводить до виникнення неприйняттого ризику для здоров'я чутливих груп.

Середньодобова доза ADD визначається із рівняння (5)

$$ADD = \frac{(C_w \cdot CW_w \cdot EF_w \cdot ED_w) + (C_f \cdot CW_f \cdot EF_f \cdot ED_f)}{BW \cdot AT} \quad (5)$$

де C - концентрація хімічної речовини у воді (w) та продуктах харчування (f);
 CW - добова кількість питної води та продуктів харчування, що споживає людина;

EF - частота дії, число днів за рік;

ED - тривалість дії, число років;

BW - середня маса тіла людини у період експозиції;

AT - період осереднення експозиції у добах.

Очевидно, що у розрахунку ризику від вживання продуктів харчування, мова йде про додатковий ризик, викликаний вживанням тих продуктів, що виростили на колишній території ракетної бази.

Культурне землеробство на землях колишньої бази не практикується, але відбувається збір та вживання дикоростучих ягід та грибів. Концентрація хімічних речовин у продуктах харчування C_f визначалась із рівняння (6)

$$C_f = C_s \cdot UF_p, \quad (6)$$

де C_s - концентрація хімічної речовини у ґрунті;

UF_p – фактор біоаккумуляції, хімічних речовин рослиною із ґрунту. Значення UF_p наведені в табл. 1.

Таблиця 1 - Вихідні дані для детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки та канцерогенних ризиків

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe
CW , мг/л	0,0042	0,089	0,024	0,00	0,093	5,20
C_s , мг/кг	56,7	4,75	26,45	280,3	12,8	21,34
UF_p	0,4	0,123	0,123	0,045	0,032	0,123
RfD хрон., мг/кг	0,019	0,14	0,3	0,0035	0,02	0,3
SF , (мг/(кг·добу)) ⁻¹	---	---	---	0,047	0,91	---
	Діти			Дорослі		
CW_w , л/добу	1			2		
CW_f , мг/(кг·добу)	Ягоди – 35, гриби – 2			Ягоди – 35, гриби – 10		
EF , доба	350			350		
EF_f , доба	Ягоди – 90, гриби – 150			ягоди – 90, гриби – 150		
ED , років	6			30		
BW , кг	15			70		
AT , доба	2190 (6 років), канцерогени – 25550 (70 років)			10950 (30 років), канцерогени – 25550 (70 років)		

За результатами оцінки встановлено, що значення ризику знаходиться в межах 10^{-3} – 10^{-4} , що в принципі недопустимо для цивільного населення (табл. 2). Очевидно, що в такому випадку доцільно проводити більш складну ймовірнісну оцінку ризику, оскільки рішення, що ґрунтується на результатах детермінованої оцінки потребує додаткових витрат на зниження рівня ризику.

Таблиця 2 - Результати детермінованої оцінки коефіцієнтів небезпеки та канцерогенних ризиків від хімічного забруднення підземних джерел

Параметр	Cu	Mn	Zn	Pb	Ni	Fe	Σ
HQ (діти)	0,01	0,04	0,01	0,00	0,30	1,11	$HI = 1,47$
HQ (дорослі)	0,0061	0,017	0,0022	0,00	0,13	0,47	$HI = 0,63$
ICR (діти)	---	---	---	0,00	$4,64 \cdot 10^{-4}$	---	$CR = 4,64 \cdot 10^{-4}$
ICR (дорослі)	---	---	---	0,00	$9,94 \cdot 10^{-4}$	---	$CR = 9,94 \cdot 10^{-4}$

Етап 2. Ймовірнісна оцінка ризику. У ймовірнісній оцінці ризику, замість точкових значень вихідних величин для його оцінки використовуються їх ймовірнісні розподіли, які підставляються в моделі для оцінки ризику, і за допомогою методу Монте-Карло в кінцевому рахунку визначається ймовірнісний розподіл значень ризику.

Ймовірнісний підхід повинен охоплювати всі складові процесу оцінки, на практиці ж як правило використовується лише складова оцінки експозиції, хоча б для оцінки впливу забруднювачів на здоров'я людини, тобто значення RfD і SF до отримання додаткових даних рекомендується використовувати як точкові значення.

Таким чином, для визначення ймовірнісних значень ризику, необхідно визначити розподіл середньодобової дози ADD хімічної речовини, що поступає в організм людини із питною водою. Це можна зробити, підставляючи в рівняння (5) ймовірнісні значення вихідних величин та визначаючи за методом Монте-Карло розподіл ADD . За винятком концентрації хімічної речовини C_w , решта величин є звичайними фізіологічними показниками організму людини і замість них можна використати сурогатні дані, визначені в іншому місті. Так, наприклад:

$$ADD = (C_w \cdot IRW) / 1000, \quad (7)$$

де ADD - нормована на одиницю маси середньодобова доза хімічної речовини, мг/(кг·добу);

C_w - концентрація хімічної речовини у питній воді, мг/л;

IRW - нормована на одиницю маси кількість питної води, спожитої людиною за добу, мл/(кг·добу).

Встановлено, що IRW має форму логнормального розподілу із параметрами, що залежать від віку людини, що споживає воду. Роблячи припущення, що розкид даних щодо концентрації шкідливих речовин у воді має нормальний розподіл і визначається лише мінливістю в часі, за рівнянням (7) можна визначити розподіл ADD , і, відповідно, за рівнянням (1) визначити розподіл CR . Вихідні дані для логнормальних розподілів IRW наведені у табл. 3.

Таблиця 3 - Значення параметрів для логнормальних розподілів кількості питної води, спожитої людиною за добу (IRW), мл/(кг·добу).

Вікова група, роки	μ	σ	Нижня межа	Верхня межа
1-3	3,49	0,75	5,81	186,49
4-6	3,33	0,68	5,80	135,78
7-10	2,97	0,68	4,04	94,71
11-14	2,66	0,71	2,77	74,24
15-19	2,43	0,74	2,02	63,93
20-44	2,61	0,68	2,77	67,11
45-64	2,92	0,52	5,45	62,71
65-74	2,92	0,49	5,92	58,47
75+	2,88	0,50	5,61	56,84

μ – середнє значення натурального логарифму IRW ;

σ – стандартне відхилення натурального логарифму IRW .

Оцінка ризику проводилась для дітей 1-6 років і дорослих 20-75 років.

Моделювання здійснювалось за допомогою електронних таблиць Excel та надбудови над ними Crystal Ball. Графічно розподіли ризиків відображені на рис. 4.

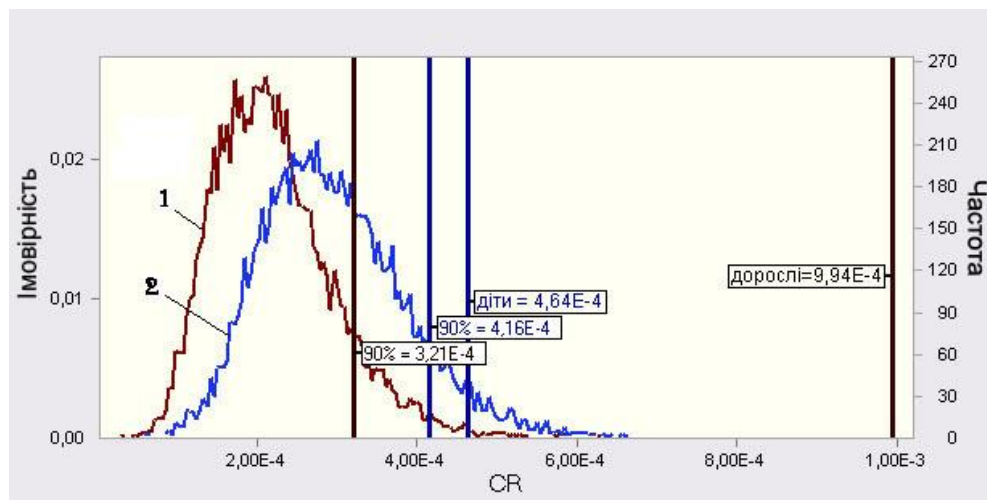


Рисунок 4 - Ймовірнісні розподіли канцерогенного ризику при вживанні води підземних джерел: 1 – діти; 2 – дорослі.

Більш імовірні значення знаходяться в області менших значень. Так можна стверджувати, що для 90% дітей, що споживають воду, значення ризику не перевищує $4,16 \cdot 10^{-4}$, для 90% дорослих $3,21 \cdot 10^{-4}$. Разом з тим значення канцерогенного ризику знаходиться в недопустимих межах. Має сенс провести уточнений розрахунок із використанням двовимірного методу Монте-Карло.

Етап 3. Проводиться уточнений розрахунок із використанням двовимірного методу Монте-Карло шляхом моделювання за допомогою електронних таблиць за певної кількості ітерацій для невизначеності і необізнаності. На підставі отриманих даних будуються трендові діаграми для оцінки значення канцерогенного ризику для усіх категорій населення.

Канцерогенний ризик для 95% дітей з ймовірністю в 90% знаходиться в межах $(2,4 - 5,7) \cdot 10^{-4}$, із ймовірністю 50% ці межі становлять $(3,7 - 5,2) \cdot 10^{-4}$, тобто розподіл знаходиться в межах $(2,8 - 4,9) \cdot 10^{-4}$ за 90% імовірності і $(3,1 - 4,3) \cdot 10^{-4}$ за 50%. В цьому випадку розподіл ймовірностей зміщено в зону менших величин.

За результатами третього етапу оцінки встановлено, що вода не придатна для вживання, значення канцерогенного ризику для усіх категорій населення знаходиться в межах $10^{-3} - 10^{-4}$. Таке значення ризику є неприпустимим для цивільного населення і потребує природоохоронних заходів. Як природоохоронні заходи можна рекомендувати використання як питної води підземних джерел, або застосування станції підготовки води. Конкретні способи визначаються техніко-економічним обґрунтуванням.

Поетапна оцінка ризику впливу на навколишнє середовище забруднення довкілля внаслідок військової діяльності проводилася на прикладі автомобільного парку військової частини з якого небезпечна речовина (діоксин) потрапляє із стоками в навколишнє середовище – озеро. Об'єктом турботи був прийнятий стан здоров'я (накопичення маси тіла) популяції європейської норки, що мешкає у озері.

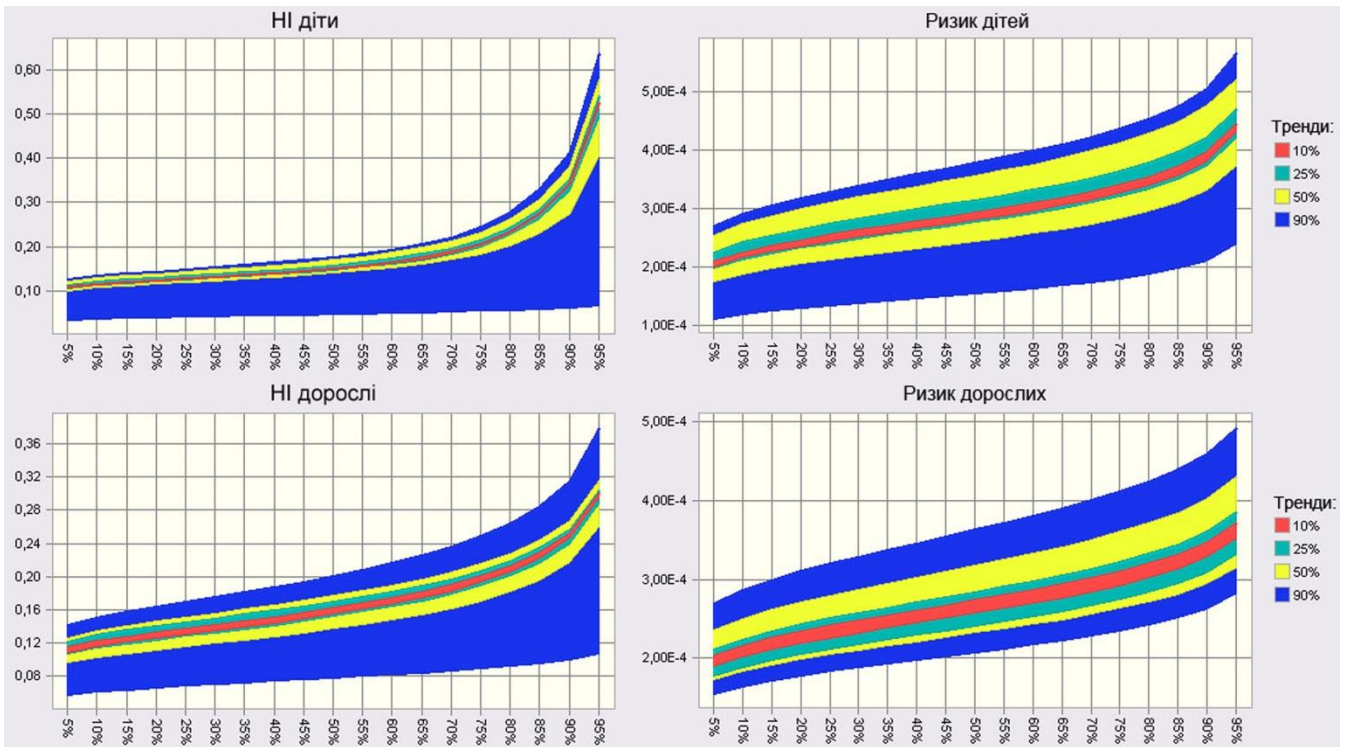


Рисунок 5 - Тренди індексу небезпеки для дітей (верхній) і дорослих (нижній).

Рисунок 6 - Тренди значень канцерогенного ризику для дітей (верхній) і дорослих (нижній).

Етап 1. Детермінована оцінка ризику. В ході цієї оцінки, визначається концентрація діоксину у воді озера.

Зрозуміло, що в місці впадіння стічних вод у озеро концентрація забруднення максимальна і зменшується у міру віддалення від місця поступлення стоків. Для подальшої оцінки ризику визначимо максимальну $C_{\text{макс}}$ і середню $C_{\text{сер}}$ концентрацію забруднення у воді озера ($5,5 \cdot 10^{-5}$ і $2,7 \cdot 10^{-5}$ мг/л відповідно). Порівнюючи ці значення з консервативними допустимими значеннями для ссавців, експонованих водою поверхневих водойм ($C_{\text{доп}}=7,6 \cdot 10^{-6}$ мг/л), видно, що концентрація забруднення у воді перевищує допустимі значення. Проводимо розрахунок добової дози поступлення стресора у організм тварини. Вихідні дані та результати розрахунку наведені у табл. 4.

За результатами оцінки встановлено, що діоксин здійснює вплив на певну частину популяції норки і коефіцієнт небезпеки заснований на NOAEL перевищує норму в 5,3 - 12,2 раз. Разом із тим за результатами детермінованої оцінки не вдалося встановити ступінь впливу і відсоток популяції. Зрозуміло, що в такому випадку доцільно провести ймовірнісну оцінку ризику.

Етап 2. Ймовірнісна оцінка ризику. Здійснюється заміна детермінованих точкових значень ймовірнісними розподілами із подальшою побудовою розподілу ризику шляхом імітаційного моделювання за допомогою методу Монте-Карло.

Споживання їжі та води норкою рекомендується описувати логнормальними розподілами із середнім значенням і 95 процентілем, що відповідають відповідно середньому і максимальному точковому значенню. Фактор використання площі AUF і частка споживання риби та амфібій у загальному раціоні норки A_F

описувались трикутними симетричними розподілами. Значення концентрації діоксину у воді і TRV залишені постійними, тобто у ймовірнісній оцінці ризику враховувався лише фактор мінливості.

Таблиця 4 - Детермінована оцінка екологічного ризику впливу діоксину на стан здоров'я (накопичення маси тіла) норки

Категорія	Позначення	Величина	Максимальне значення	Середнє значення
Вихідні величини	C_w	Концентрація діоксину у воді, мг/л	$5,5 \cdot 10^{-05}$	$2,7 \cdot 10^{-05}$
	C_f	Концентрація діоксину у рибі, мг/кг	$1,35 \cdot 10^{-04}$	$6,62 \cdot 10^{-05}$
	UF_w	Фактор біоаккумуляції діоксину рибою із води, л/кг	2,45	2,45
	IR_f	Нормоване на одиницю маси споживання їжі норкою, кг(сухої маси)/(кг·добу)	0,18	0,16
	IR_w	Нормоване на одиницю маси споживання води норкою, л/(кг·добу)	0,09	0,07
	A_F	Частка (по масі) споживання риби та амфібій у загальному раціоні норки, кг/кг	0,73	0,46
	AUF	Фактор використання площі, га/га	1,0	0,7
	TUF	Фактор часу, діб/діб	1,0	1,0
	$TRV1$	TRV засноване на LOAEL, мг/(кг·добу)	$1,0 \cdot 10^{-05}$	$1,0 \cdot 10^{-05}$
	$TRV2$	TRV засноване на NOAEL, мг/(кг·добу)	$1,0 \cdot 10^{-06}$	$1,0 \cdot 10^{-06}$
Результати	I_o	Загальне оральне поступлення діоксину у організм норки, мг/(кг·добу)	$1,22 \cdot 10^{-05}$	$5,3 \cdot 10^{-05}$
	$HQ1$	HQ засноване на LOAEL	1,22	0,53
	$HQ2$	HQ засноване на NOAEL	12,2	5,30

Розподіли значень коефіцієнту небезпеки, побудовані за допомогою одновимірного методу Монте-Карло, наведені на рис.7.

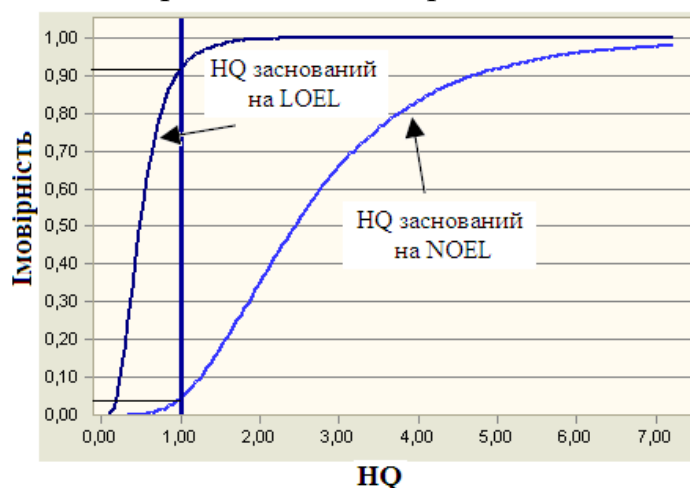


Рисунок 7 - Розподіли значень коефіцієнту небезпеки впливу діоксину на життєдіяльність норки.

З рисунка можна зробити висновок, що вплив діоксину буде відсутній лише на 4% популяції норки і приблизно для 9% популяції цей вплив буде значний. Разом із

тим для 87% тварин значення HQ знаходиться в межах 1 - 5, що свідчить про незначний ризик.

За результатами ймовірнісної оцінки встановлено, що ризик впливу діоксину на популяцію норки, що виявляється у накопиченні у масі тіла, знаходиться в межах допустимого. Необхідно проводити постійний контроль за вмістом діоксину у озері. Проведення третього етапу оцінки, уточненого розрахунку, недоцільне.

ВИСНОВКИ

В дисертаційному дослідженні розв'язана актуальна науково-практична задача із підвищення якості та точності оцінки впливу військової діяльності на навколишнє природне середовище та людину за допомогою концепції екологічного ризику. Запропонована концепція оцінки екологічного ризику дозволить зменшити витрати на природоохоронні заходи. Основні наукові та практичні результати роботи полягають у наступному:

1. Проведені аналіз та систематизація сучасних методичних підходів із оцінювання ступеня безпеки природно-техногенних об'єктів військового призначення для прийняття рішення про доцільність та масштабність проведення природоохоронних заходів і вибір найбільш перспективного. Встановлено що найбільш гнучкою та ресурсозберігаючою методологією є концепція екологічного ризику.

2. Розроблені теоретичні положення детермінованої оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час як результат скринінгових досліджень. Встановлено, що використання детермінованих даних дозволяє отримати кінцевий результат у вигляді величини ризику, який достатньо зрівняти із таблицею прийнятих значень ризику в Україні та вжити заходів для досягнення бажаної його величини. Запропонований метод дозволяє робити осереднення значень як за максимальними, так і за мінімальними показниками в залежності від поставленої мети. Осереднені значення можуть використовуватись для розрахунків величини ризику для груп людей (військовослужбовців) та певних популяцій тваринного світу, які за фізико-біологічними параметрами достатньо схожі та перебувають (проживають) в ідентичних умовах. Детермінована оцінка величини ризику зазвичай використовується як основний метод впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля.

3. Розроблені теоретичні положення ймовірнісної оцінки ризику впливу військової діяльності на людину та довкілля у мирний час як результат проведення поглиблених досліджень. Ймовірнісна оцінка впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля надає більш точну інформацію порівняно із детермінованою оцінкою. Вона більш трудомістка та потребує значної роботи експертів у її проведенні, але результати ймовірнісної оцінки більш інформативні. Ймовірнісна оцінка величини ризику повинна використовуватися як додатковий метод оцінки впливу стресора на здоров'я людини та на довкілля.

4. Розроблені цілісної концепції екологічного ризику і поетапного підходу до оцінки ризику впливу військової діяльності на довкілля та людину. Встановлено, що оцінку ризику слід проводити поетапно від простої (детермінованої) до більш

складної (ймовірнісної із використанням одновимірною, а пізніше і двовимірною методу Монте-Карло). Поетапна оцінка екологічного ризику є надзвичайно ефективною для таких потреб:

- необхідно встановити пріоритети серед територій, забруднень, маршрутів переносу забруднень, категорій населення та інших факторів ризику;
- ресурси для виконання природозахисних заходів обмежені;
- значні наслідки від прийняття неправильних рішень;
- отриманої або доступної інформації недостатньо для прийняття достовірного рішення.

5. Матеріали дисертаційної роботи використані для удосконалення системи управління екологічною безпекою у Збройних Силах України.

Перелік наукових праць, у яких відображені основні результати дисертаційного дослідження:

Статті у наукових фахових виданнях, які включені до науково-метричних баз даних (Index Copernicus):

1. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінювання впливу забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет на здоров'я людини та довкілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. Вип. 26.3. С. 287–293.

Особистий внесок - проведена оцінка впливу на довкілля та людину, як канцерогенних так і неканцерогенних сполук важких металів.

Статті в наукових періодичних виданнях інших держав:

2. Orel S., Ivaschenko O. Through ecological risk assessment. *Science & Military*. 2014. Vol. 9, № 1. P. 42–46.

Особистий внесок - проаналізовано управління екологічною безпекою військ через оцінку екологічного ризику.

3. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on environment using two-dimensional Monte Carlo method. *Science & Military*. 2015. Vol. 10, № 2. P. 13–18.

Особистий внесок - проведена ймовірнісна оцінка ризику життєдіяльності населення, що проживає поблизу території, на якій проводилась військова діяльність.

4. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on humans through a probabilistic ecological risk assessment. Example of a former missile base. *Journal of Defence Resources Management*. 2015. Vol. 6, iss. 2 (11). P. 109–114.

Особистий внесок - проведена оцінка впливу військової діяльності на людину через ймовірнісну оцінку екологічного ризику на прикладі колишньої ракетної бази.

Статті у наукових фахових виданнях України:

5. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Парадигма оцінки екологічного ризику у військовій сфері. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2011. Вип. 2 (67), ч. 1. С. 131–135.

Особистий внесок - розглянуто механізм аналізу екологічного ризику для прийняття рішення по захисту довкілля при проведенні військової діяльності.

6. Іващенко О. В. Оцінка ризику перебування військовослужбовців на загальновійськовому полігоні Збройних Сил України. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2014. № 2 (10). С. 134–141.*

Особистий внесок - проведена оцінка ризику для здоров'я військовослужбовців при дії хімічних речовин, який виникає в результаті військової діяльності на загальновійськовому полігоні.

7. Орел С.М., Іващенко О. В. Поетапна оцінка ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2018. № 2 (18). С. 61–72.*

Особистий внесок -проведені розрахунки ризику можливого ураження людей неканцерогенними та канцерогенними сполуками з використанням одно- і двовимірною методу Монте-Карло.

8. Orel S., Ivaschenko O., Malyovanyu M. Assessment of the influence of military activity on the environment at the International peacekeeping and security center through the evaluation of environmental risk. *Environmental Problems. 2018. Vol 3, № 2. P. 129–132.*

Особистий внесок - проведена оцінка впливу військової діяльності на полігоні сухопутних військ на довкілля.

Опубліковані праці апробаційного характеру:

9. Сьома наукова конференція «Новітні технології - для захисту повітряного простору» (Харків, 2011 р.);

10. Четверта Всеукраїнська науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 2011 р.);

11. П'ята Всеукраїнська науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 2012 р.);

12. Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ (Львів, 2014 р.);

13. III Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 2014 р.);

14. Міжнародна науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ (Львів, 2015 р.);

15. Міжнародна науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 2016 р.);

16. 4-й міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування (Львів, 2016 р.);

17. Міжнародна наукова конференція «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (Львів, 2016);

18. XVII Міжнародна науково-технічна конференція «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки (Кременчук, 2017 р.);

19. Міжнародна науково-технічна конференція «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 2017 р.);

20. XVIII Міжнародна науково-практична конференція «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 2018 р.).

АНОТАЦІЯ

Іващенко О.В. Оцінка екологічної небезпеки від хімічного впливу військової діяльності на довкілля. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». – Національний університет «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України, Львів, 2019.

В дисертаційному дослідженні розв'язана актуальна науково-практична задача: підвищення якості та точності оцінки впливу військової діяльності на навколишнє природне середовище та людину за допомогою концепції екологічного ризику. Запропонована концепція оцінки екологічного ризику дозволить зменшити витрати на природоохоронні заходи.

Розглянуті існуючі методи оцінки екологічної небезпеки із встановленням їх переваг та недоліків. Проведений аналіз можливості виникнення екологічного ризику за умови дії порогового та безпорогового стресора. Показано, що існуючі методи оцінки є надзвичайно не гнучкими, більш ресурсозберігаючим методом є концепція екологічного ризику.

Проаналізовано та узагальнено методологічні основи детермінованої, ймовірнісної оцінки екологічного ризику на основі концепції екологічного ризику. Запропонована поетапна оцінка ризику впливу на людину і навколишнє природне середовище забруднення довкілля внаслідок військової діяльності за допомогою одновимірного та двовимірного методу Монте-Карло.

На основі досліджень, на прикладі колишньої ракетної бази у Житомирській області та Міжнародного центру миротворчості та безпеки (колишній Яворівський полігон), проведені розрахунки ступенів екологічного ризику для населення та природного середовища цих військових об'єктів.

Ключові слова: екологічна безпека, ризик, небезпека, мінливість, необізнаність, канцерогенні ефекти, неканцерогенні ефекти, детермінована оцінка, ймовірнісна оцінка, метод Монте-Карло.

ABSTRACT

O.Ivaschenko Environmental risk assessment of the chemical impact of military activity – Qualifying scientific work as manuscript.

Dissertation to obtain the Candidate of Technical Sciences Degree (PhD) specialty 21.06.01 – Ecological Safety. - Lviv Polytechnical National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2019.

This research addresses an actual practical scientific task: improving the quality and accuracy of assessing the impact of military activity on the environment and individuals through the concept of environmental risk. The proposed concept of the environmental risk assessment will reduce the cost of environmental protection measures.

The existing methods of environmental risks assessment with their advantages and disadvantages had been considered in this dissertation. The analysis of environmental risk

possibility under the action of threshold and non-threshold stressor has been done. It is determined that the existing assessment methods are extremely inflexible, and the concept of environmental risk is more resource-efficient.

Methodological basis of deterministic probabilistic environmental risk exposure estimation based on the concept of the environmental risk was analyzed and summarized. According to the one-dimensional and two-dimensional Monte-Carlo Method, a phased risk assessment of the environmental impact on humans and the environment due to military activities was proposed.

Based on the case studies of the former missile base in the Zhytomyr region and the International Peacekeeping and Security Center (former Yavoriv Training Area), the level of environmental risk for the population and the environment of these military sites was estimated.

Keywords: ecological safety, risk, danger, variability, ignorance, cancerogenic effects, non-cancerogenic effects, deterministic estimation, probabilistic estimation, the Monte Carlo method.

АННОТАЦИЯ

Иващенко А.В. Оценка экологической опасности от химического воздействия военной деятельности на окружающую среду. - Квалификационная научная работа на правах рукописи.

Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук (доктора философии) по специальности 21.06.01 «Экологическая безопасность». - Национальный университет «Львовская политехника» Министерства образования и науки Украины, Львов, 2019.

В диссертационном исследовании решена актуальная научно-практическая задача: повышение качества и точности оценки влияния военной деятельности на окружающую среду и человека с помощью концепции экологического риска. Предложенная концепция оценки экологического риска позволит уменьшить расходы на природоохранные мероприятия.

Рассмотрены существующие методы оценки экологической опасности, определены их преимущества и недостатки. В Украине для оценки состояния окружающей среды используются в основном интегральные и дифференциальные методы. Дифференциальные методы основаны на использовании одиночных показателей состояния окружающей среды и заключаются в сравнении их с соответствующими показателями, характеризующих удовлетворительное качество (экологическую безопасность). Интегральная оценка представляет собой объединение нескольких дифференциальных показателей в процессе их взаимодействия, в один комплексный. Недостатком этих методов является их ориентированность на опасность, то есть при достижении определенных показателей качества окружающей среды считается, что опасное влияние отсутствует, то есть опасность или есть, или ее нет. Очевидно, что для принятия природоохранного решения, а это могут быть многомиллионные расходы, такие методы являются не достаточно гибкими. Более гибким, более ресурсосберегающим методом является концепция экологического риска. Проанализированы возможности возникновения экологического риска при воздействии порогового и безпорогового стрессора.

Проанализированы и обобщены методологические основы детерминированной, вероятностной оценки экологического риска на основе концепции экологического риска. Детерминированная оценка воздействия стрессора на здоровье человека и на окружающую среду является достаточно удобной и быстрой. Большинство исходных данных для проведения оценки являются известными величинами (масса человека, время воздействия и т.п.), а то, что неизвестно, можно установить путем проведения определенных измерений, или с помощью статистических данных по информационным источникам. Использование детерминированных данных позволяет получить конечный результат в виде величины риска, который достаточно сравнить с таблицей принятых значений риска в Украине и принять меры для достижения желаемой его величины. Использование данного метода позволяет делать осреднения значений, как по максимальным, так и по минимальным показателям в зависимости от поставленной цели. Усредненные значения предпочитают при расчетах величины риска для групп людей (военнослужащих) и определенных популяций животного мира, по физико-биологическими параметрами достаточно похожи и находятся (проживают) в идентичных условиях. Детерминированная оценка величины риска должна использоваться в качестве основного метода воздействия стрессора на здоровье человека и на окружающую среду. Вероятностная оценка воздействия стрессора на здоровье человека и на окружающую среду, в свою очередь, предоставляет более точную информацию по сравнению с детерминированной оценкой. Она более трудоемкая и требует значительной работы экспертов в ее проведении, но результаты вероятностной оценки более информативны. В результате оценки должностное лицо, ответственное за принятие решения получит количественную оценку точности определения значения риска, установит зависимость между входящими параметрами, а также идентифицирует параметры, которые больше остальных влияют на значение риска. Использование вероятностного метода позволяет делать оценку для отдельных категорий населения, даже отдельного организма. Следует также заметить, что вероятностный метод учитывает, как видовую, так и межвидовую изменчивость отклика рецептора на действие стрессора. Вероятностную оценку величины риска необходимо использовать в качестве дополнительного метода оценки влияния стрессора на здоровье человека и на окружающую среду.

Предложена поэтапная оценка риска воздействия загрязнений на человека и окружающую среду вследствие военной деятельности с помощью одномерного и двухмерного метода Монте-Карло. Оцінку ризику слід проводити поетапно, від простої (детермінованої) до більш складної.

На основе исследований, на примере бывшей ракетной базы в Житомирской области и Международного центра миротворчества и безопасности (бывший Яворовский полигон), проведены расчеты степени экологического риска для населения и природной среды этих военных объектов.

Ключевые слова: экологическая безопасность, риск, опасность, изменчивость, неосведомленность, канцерогенные эффекты, неканцерогенных эффекты, детерминирована оценка, вероятностная оценка, метод Монте-Карло.