

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
“КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ”**

**АНАЛІЗ РИЗИКУ – МЕТОДОЛОГІЧНА ОСНОВА ДЛЯ
РОЗВ’ЯЗАННЯ ПРОБЛЕМ БЕЗПЕКИ ЛЮДИНИ Й ДОВКІЛЛЯ**

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ

ДО ВИВЧЕННЯ ДИСЦИПЛІНИ

**“СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ ПРОБЛЕМИ УПРАВЛІННЯ СТАНОМ
ДОВКІЛЛЯ”**

**Київ
«Політехніка»
2018**

1. ВСТУП

Об'єктивне існування ризику зумовлене імовірним характером багатьох природних, соціальних і технологічних процесів, багатоваріантністю матеріальних та ідеологічних співвідношень, в які вступають суб'єкти соціального життя. Поняття "*ризик*" стало вивчатися багатьма конкретними науками - теоріями ігор, імовірностей, стохастичної оптимізації, катастроф, прийняття рішень, психологією, військовими, економічними, демографічними, медичними, біологічними, правовими та іншими дисциплінами. Сучасні досягнення науки дають уявлення про ризик як про дворівневу взаємопов'язану структуру, що має *прикладний* і *теоретичний* аспекти. Прикладний є результатом дослідження конкретних наук. Теоретичний - це результат вивчення ризику як суспільного явища, що має власну сутність, відповідні закономірності розвитку й управління в ситуації невизначеності.

Розвитку економіки України на сучасному етапі характерне широке використання потенційно небезпечних технологій і виробництва, істотне погіршення екологічних характеристик окремих регіонів, господарське освоєння територій з високою імовірністю природних катастроф. Тому невід'ємним елементом екологічного сталого розвитку є обов'язковий аналіз екологічного ризику.

У науковій літературі при визначенні поняття «ризик» звичайно відштовхуються від базового поняття «небезпека», що означає об'єктивно існуючу можливість негативного впливу на розглянутий об'єкт, який може завдати якого-небудь збитку, шкоди. Методологія дослідження екологічної безпеки базується на встановленні "міри" або шкали, за допомогою якої можна кількісно виміряти різні види небезпеки. Така шкала дає можливість порівнювати ці види загроз між собою і відповідно визначати рівень безпеки – міру захищеності людини та навколишнього природного середовища (НПС). Для вимірювання небезпеки загальноприйнятою є шкала, що базується на вимірюванні ризику від тієї чи іншої діяльності.

2. ГОЛОВНІ ЗАКОНИ ТА ПРИНЦИПИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Теоретичною базою системи безпеки людини та довкілля, її усвідомлення та вивчення закономірностей можуть бути загальнонаукові та екологічні закони, принципи [1-4].

Історично першим для екології був закон, що встановлює залежність живих систем від факторів, котрі обмежують їх розвиток (так званих лімітуючих факторів).

Закон мінімуму. В 1840 році Ю. Лібіх встановив, що врожай зерна часто лімітується не тими поживними речовинами, котрі вимагаються у великих кількостях, а тими, котрих потрібно небагато, однак їх мало в ґрунті. Він сформулював закон, згідно з котрим "Речовиною, що є в мінімумі, регулюється врожай і визначається величина та стійкість його в часі". Дію цього закону обмежують два принципи. Згідно з першим закон Лібіха застосовується лише за умов стаціонарного стану. Його більш точне формулювання: "При стаціонарному стані лімітуючою буде та речовина, доступні кількості котрої найбільш близькі до необхідного мінімуму". Другий принцип стосується взаємодії факторів. Висока концентрація та доступність деякої речовини може змінити споживання мінімальної поживної речовини. Організм тоді заміняє одну, дефіцитну, речовину іншою, що є в надлишку.

Наступний закон узагальнює закон мінімуму.

Закон толерантності (закон Шелфорда, запропонований в 1913 році). Він формулюється наступним чином: відсутність або неможливість розвитку екосистеми визначається не лише нестачею, але й надлишком будь-якого з факторів (тепло, світло, вода тощо). Таким чином, організми характеризуються як мінімумом, так і максимумом. Іншими словами цей

закон може бути виражений наступним чином: лімітуючим фактором процвітання організму може бути як мінімум, так і максимум екологічного впливу, діапазон між якими визначає ступінь витривалості (толерантності) організму до даного фактора.

Згідно з законом будь-який надлишок речовини чи енергії в екосистемі стає її ворогом, забруднювачем. Надто багато хорошого — теж погано. Діапазон між двома величинами складає межі толерантності, в котрих організм нормально функціонує і реагує на вплив середовища.

Закони В. І.Вернадського. Учений дійшов висновку, що людство може забезпечити своє майбутнє лише тоді, коли візьме на себе відповідальність за розвиток біосфери. Він вважав, що в геологічній історії біосфери перед людиною відкривається надзвичайне майбутнє, якщо вона зрозуміє це і не використовуватиме свій розум і працю на власну загибель.

Закон біогенної міграції атомів. Сутність цього закону зводиться до того, що хімічні елементи поширюються на поверхні планети за участю живої речовини.

Закон константності живої речовини. Кількість живої речовини в біосфері є величиною постійною.

Закон фізико-хімічної єдності живої речовини. Уся жива речовина Землі за фізико-хімічним показником єдина. Шкідливе для однієї частини живої речовини не може бути нейтральним для її іншої частини, або: шкідливе для одних видів істот шкідливе для інших.

Закон максимуму біогенної енергії. Будь-яка "біологічна" та "біокосна" система (система за участю живої речовини), що знаходиться у стані "стійкої нерівноваги", тобто динамічної рухомої рівноваги з довкіллям, і еволюційно розвивається, збільшує свій вплив на середовище.

Закон генетичної різноманітності: все живе генетично різне й має тенденцію до збільшення біологічної різноманітності.

Закон має важливе значення в природокористуванні, особливо в сфері біотехнології, коли не завжди можна передбачати результат нововведень під час вирощування нових мікрокультур через виникаючі мутації або поширення дії нових біопрепаратів на ті види організмів, на які вони розраховувалися.

Закон історичної незворотності: розвиток біосфери й людства як цілого не може відбуватися від пізніших фаз до початкових, загальний процес розвитку однонаправлений.

Закон кореляції (сформульований Ж. Кюв'є): в організмі, як цілісній системі, всі його частини відповідають одна одній як за будовою, так і за функціями. Зміна однієї частини неминуче викликає зміни в інших.

Закон максимізації енергії (сформульований Г. і Ю. Одумами та доповнений М. Реймерсом) - за суперництва з іншими системами виживає (зберігається) та з них, що найліпше сприяє надходженню енергії і використовує максимальну її кількість найефективніше.

Закон обмеженості природних ресурсів - природні ресурси нашої планети не є невичерпними; планета являє собою природно обмежене ціле, і на ній не можуть існувати нескінченні природні ресурси.

Закон піраміди енергій – з одного трофічного рівня екологічної піраміди переходить на інші її рівні не більше 10 % енергії.

Закон оптимальності: ніяка система не може звужуватися або розширюватися до нескінченності.

Ніякий цілісний організм не може перевищити певних критичних розмірів, котрі забезпечують підтримку його енергетики. Ці розміри залежать від умов живлення та факторів існування.

Закон сукупної дії природних факторів: обсяг урожаю залежить не від окремого, навіть лімітуючого фактора, а від всієї сукупності екологічних факторів одночасно.

Частку кожного фактора в сукупній дії можна визначити. Закон має силу, коли вплив монотонний і максимально виявляється кожний фактор за незмінності інших у тій сукупності, що розглядається.

Спроби виведення загальних принципів екологічних законів належать американському екологу Б. Коммонеру. Він сформулював чотири закони екології, що є методологічним узагальненням екологічного досвіду сучасності:

"Усе по'язане з усім".

"Усе повинно кудись подітися".

"Природа знає краще".

"Ніщо не дається задарма".

Серед законів природи зустрічаються звичні в науці закони детерміністського типу, котрі жорстко регулюють взаємини між компонентами екосистеми, але більшість є законами-тенденціями, котрі діють не у всіх випадках.

Закон емерджентності: ціле завжди має особливі властивості, відсутні у його частин.

Закон необхідної різноманітності: система не може складатися з абсолютно ідентичних елементів, але може мати ієрархічну організацію та інтегративні рівні.

Закон незворотності еволюції: організм (популяція, вид) не може повернутися до попереднього стану, реалізованого у його предків.

Закон ускладнення організації: історичний розвиток живих організмів призводить до ускладнення їх організації шляхом диференціації органів та функцій.

Закон нерівномірності розвитку частин системи: система одного виду розвивається не синхронно - в той час, коли один досягає більш

високої стадії розвитку, інші залишаються в менш розвиненому стані. Цей закон безпосередньо пов'язаний із законом необхідної різноманітності.

Закон збереження життя: життя може існувати тільки в процесі руху через живе тіло потоку речовин, енергії, інформації.

Принцип ле Шательє - Брауна: при зовнішніх діях, що виводять систему зі стану стійкої рівноваги, рівновага зміщується в напрямку послаблення ефекту зовнішнього впливу.

Правило взаємного пристосування Мебіуса: види у біоценозі настільки пристосовані один до одного, що їхня спільнота становить внутрішньо суперечливе, проте єдине та взаємопов'язане ціле.

Наведені закони не вичерпують усіх законів, відкритих біологією, фізикою, хімією, геохімією тощо. Оскільки екологія як метанаука інтегрується на стиках в інші науки, то закони, відкриті цими науками, можуть інтегруватися і трансформуватися в загальні екологічні закони, ставши їхньою базою.

Визнання екологічної безпеки як невід'ємного атрибута соціального розвитку потребує докорінної зміни принципів сучасної цивілізації, їх бачення в екологічному ракурсі. Формулювання основних принципів політики екологічної безпеки та поліпшення стану навколишнього середовища має ґрунтуватися на результатах міждисциплінарних наукових досліджень відносин природи і суспільства та можливості комплексного вирішення проблеми збереження та захисту природного середовища.

Принцип безумовного примату безпеки. Нині проблема безпеки населення держави, а також цивілізації загалом є одним з найважливіших критеріїв соціального розвитку, і можна сказати, що концепція прогресу сьогодні поступається місцем концепції безпеки. На перший план постало питання безпеки розвитку, під час вирішення якого замість революційно-

насильницьких стрибків перевага має віддаватися безперервному еволюційному розвитку.

Принцип системності екологічної безпеки. Відповідно до цих принципів екологічна безпека людини має ґрунтуватися на принципі врахування всіх її взаємозв'язків, напрямів і поступовому формуванні нового якісного стану суспільства - екологічного - як результату соціальної діяльності, що орієнтується на виживання цивілізації.

Принцип ненульового (прийняттого) ризику. Оскільки неможливо гарантувати "абсолютну" безпеку, то, очевидно, необхідно намагатися досягнути такого рівня ризику на підприємствах, який можна було б розглядати як прийнятний. Його величина має бути обґрунтована, виходячи з економічних і соціальних міркувань.

Принцип невід'ємного права на здорове навколишнє середовище. Кожна людина має невід'ємне право на здорове навколишнє середовище. Це право має бути гарантоване та захищене законом, воно належить нинішньому та майбутнім поколінням. Окрім індивідуального права на здорове середовище, цей принцип передбачає обов'язки суспільних утворень щодо забезпечення умов для виконання цього права і обов'язок усіх суб'єктів - проводити свою діяльність так, щоб не завдати шкоду навколишньому середовищу.

Принцип інтернаціоналізації екологічної безпеки. Міжнародний аспект проблеми екологічної безпеки пов'язаний з двостороннім або багатостороннім співробітництвом і часто орієнтується на розв'язання регіональних екопроблем як на урядовому, так і на неурядовому рівнях. Глобальний характер екологічної безпеки потребує докорінного перегляду всіх міжнародних зв'язків і відношень.

Принцип рівної екологічної безпеки для кожної людини та кожної держави. Особливість екологічної безпеки - неможливість її формування за рахунок обмеження екологічних прав інших груп населення як всередині екосистеми, так і поза її межами. Глобальний взаємозв'язок соціальних,

природних явищ і процесів обумовлює відсутність екологічної переваги будь-якої нації, держави, груп людей для розв'язання їхніх екологічних проблем.

Принцип плати за ризик. Її величина залежить від потенційної небезпеки техногенних об'єктів і тим вища, чим більше можливий збиток. Ця плата може бути розумним самообмеженням споживання суспільством. Вона витрачається на систему попередньої безпеки та підвищення оплати на виробництвах, де не забезпечується безпека (вугільні шахти), а також у формі певних виплат за ризик, що має стимулювати проведення заходів, спрямованих на забезпечення безпеки.

Принцип добровільності. Він означає, що ніхто не має права наражати людину на ризик поза її згодою. Свобода ризикувати власним життям і здоров'ям є невід'ємною частиною особистої свободи, примушення до такого ризику інших людей є замах на права людини.

Принцип свободи екологічної інформації. Передбачає необхідність рахуватися з громадською думкою при вирішенні питань про будівництво небезпечних підприємств. Як засвідчили соціологічні дослідження, сприйняття людиною тієї або іншої небезпеки залежить не тільки від очікуваних наслідків, а й від міри обізнаності людини про реальний стан справ і довіри до отриманої інформації.

Принцип правового регулювання ризиком. Необхідно ухвалювати державні закони, які встановили б систему заборон і норм для запобігання аваріям і катастрофам та їх ліквідації, а також відповідальності за порушення цих законів.

Принцип компромісу між поколіннями. Його підґрунтя - уявлення про те, що безпека наших дітей і онуків дорожча від сьогоднішніх благ. Ефективність витрат на зменшення ризику від забруднення навколишнього середовища має бути тим вищою, чим більшою мірою ці витрати спрямовані на захист інтересів майбутніх поколінь. Цей принцип виправдає скорочення споживання вітчизняних природних ресурсів, а також ліквідацію екологічно небезпечних виробництв.

3. РИЗИК: СУТНІСТЬ ПОНЯТТЯ, КЛАСИФІКАЦІЯ

Ризик є необхідною складовою людської діяльності, коли існує невпевненість у результатах того чи іншого рішення, процесу.

Нині існує значна невизначеність щодо поняття терміну "ризик". Так, відсутня не тільки загальновизнана система термінів в області теорії ризику, але ще й досі не усвідомлена необхідність потреби такої термінології. Головною проблемою наукового визначення поняття "ризик" є його комплексний характер, що вимагає залучення широкого кола вчених - представників багатьох дисциплін - як гуманітарних, так і природничих.

Наведемо деякі найважливіші визначення терміну "ризик" [4-7]:

- *ризик* – це усвідомлена небезпека виникнення в будь-якій системі небажаної події з певними в часі та просторі наслідками;
- *ризик* – це невизначеність, пов'язана з можливістю виникнення у ході реалізації проекту несприятливих ситуацій і наслідків;
- *ризик* – це імовірність несприятливих наслідків;
- *ризик* – імовірність втрат, що можуть бути встановлені перемноженням імовірності (частоти) негативної події на величину можливого збитку від неї;
- *ризик* – об'єктивно-суб'єктивна категорія, що пов'язана з подоланням невизначеності та конфліктності у ситуації неминучого вибору і відображає міру досягнення сподіваного результату, невдачі та відхилення від цілей з урахуванням впливу контрольованих та неконтрольованих чинників за наявності прямих та зворотних зв'язків.

Об'єктом ризику називають керовану еколого-економічну систему, ефективність та умови функціонування якої наперед точно невідомі.

Суб'єктом ризику називають особу (індивід або колектив), яка зацікавлена в результатах керування об'єктом ризику і має компетенцію приймати рішення щодо об'єкту ризику.

Джерело ризику — це фактори (явища, предмети, процеси), які спричиняють невизначеність результатів.

Різноманітність поглядів на проблему ризику можна пояснити багатоаспектністю цього явища та його недостатнім вивченням. *В явищі "ризик" виділяють такі основні взаємопов'язані елементи [4]:*

- можливість відхилення від поставленої мети, заради чого виконувалася вибрана альтернатива;
- імовірність досягнення бажаного результату;
- відсутність упевненості в досягненні поставленої мети;
- можливість виникнення небажаних наслідків (матеріальні або фізичні збитки, захворюваність, смертність і т. д.) при проведенні тих чи інших дій в умовах невизначеності для суб'єкта, який ризикує;
- матеріальні, екологічні, моральні та інші втрати, пов'язані з впровадженням вибраної в умовах невизначеності альтернативи;
- очікування загрози, невдачі в результаті вибору альтернативи та її реалізації.

На сьогодні існує багато різних класифікацій ризику. За різними ознаками ризику класифікують наступним чином [7]:

- *за належністю до країни функціонування господарського суб'єкта*: внутрішні; зовнішні;
- *за рівнем виникнення*: мікрорівневі (рівень фірми, установи, підприємства); галузеві (наприклад, страйки робітників галузі); міжгалузеві; регіональні (враховується економічна специфіка регіону); державні (громадянська війна, зміна політичного устрою чи/та суспільного ладу тощо); глобальні (пов'язані з екологічною, демографічною ситуацією, світовими катаклізмами тощо);
- *за сферою походження*: соціально-політичні (страйки, негативна/позитивна суспільна думка та ін.); адміністративно-законодавчі (зміна податкового кодексу, постанови уряду та державних органів та ін.); виробничі (зниження обсягів

- виробництва, ріст затрат тощо); комерційні (збільшення закупівельних цін, недостачі та ін.); фінансові (прострочки платежів, інфляційні процеси тощо); природно-екологічні; демографічні (наприклад, старіння населення); геополітичні (епідемії, війни та ін.);
- *за причинами виникнення*: ризики, викликані невизначеністю майбутнього; ризики, викликані недостатньою інформованістю; ризики, викликані особистісними факторами;
 - *за ступенем обґрунтованості прийняття ризику*: обґрунтовані (враховано втрати, проведено аналіз можливих наслідків і т. і.); частково обґрунтовані;
 - *за ступенем системності*: несистемні або унікальні (стихійні лиха, світові війни тощо — цими ризиками часто можна нехтувати); системні або постійні (інфляція, ріст закупівельних цін та інші — проти таких ризиків необхідно розробляти стратегію реагування);
 - *за відповідністю допустимим нормам*: допустимі (значення показника ризику не перевищує середнього рівня); критичні (значення показника ризику перебуває в межах-між середнім і максимально допустимим значеннями); катастрофічні (значення показника ризику є не меншим за максимально допустиме значення);
 - *за ознакою реалізації*: реалізовані; нереалізовані;
 - *за адекватністю часу прийняття рішення про реагування*: попереджувальної групи (враховані при створенні планів розвитку, відомо механізми реагування та зменшення впливу); поточні (реагування відбувається в момент виникнення); запізнілі (стратегія подолання виробляється після виникнення);
 - *за масштабом впливу*: індивідуальні; колективні;
 - *за ступенем впливу на діяльність господарських суб'єктів*: негативні (наприклад, втрати доходу); нульові; позитивні (банкрутство конкурентів тощо).

Згідно [4], спеціалісти-аналітики класифікують ризики (R) наступним чином:

Динамічний – це ризик не передбачуваних змін вартісних оцінок проекту внаслідок зміни початкових управлінських рішень, а також ринкових чи політичних обставин. Такі зміни можуть призвести як до втрат так і до додаткових прибутків.

Статистичний – це ризик втрат реальних активів внаслідок нанесення збитку власності чи незадовільної організації. Цей ризик може призвести лише до втрат.

Відносний ризик - це величина, що є відношенням умовних імовірностей $P(B/A)$ та $P(B/\bar{A})$ виникнення події B за наявності чи відсутності події A :

$$R = \frac{P(B/A)}{P(B/\bar{A})}.$$

Привнесений ризик. Якщо подія A - наявність досліджуваного нами фактора ризику, а подія B - наявність результуючого фактора і дорівнює $P(B) = P(B/A)P(A) + P(B/\bar{A})P(\bar{A})$, тоді величина привнесеного ризику визначається за формулою:

$$R = \frac{P(B/A)P(A) - P(B/\bar{A})P(\bar{A})}{P(B)}.$$

Привнесений ризик можна інтерпретувати як частку, на яку зменшиться величина $P(B)$ - імовірність наявності в популяції результуючого фактору при усуненні фактору ризику. Але привнесений ризик залежить від величини $P(A)$ - частки об'єктів з фактором ризику, тому при порівнянні популяцій, в яких вплив цього фактора різний, він не може застосовуватися.

Кумулятивний ризик (ризик населення) - це кількість випадків виникнення специфічного ефекту, який очікується у певної групи населення.

Додатковий ризик - зростання імовірності виникнення небажаного ефекту, пов'язаного з специфічною причиною (наприклад, вплив токсичних сполук).

Імовірнісна форма розуміння ризику широко використовується спеціалістами промислової, природної та екологічної безпеки [1, 8, 9] .

Згідно ДСТУ 2156-93 «Безпека промислових підприємств. Терміни і визначення» *екологічний ризик* є вірогідністю негативних наслідків від сукупності шкідливих дій на навколишнє середовище, які спричинять за собою необоротну деградацію екосистем. Екологічні ризики пов'язані, з одного боку, з загрозою здоров'ю і життю людей, а з іншого – з загрозою стану довкілля та можуть виникати під дією джерел безперервної або разової дії.

Також виділяють *еколого-економічні ризики*, під якими розуміють ризики економічних утрат, збитків, що їх можуть нести об'єкти різного рівня суспільної організації внаслідок погіршення стану (якості) навколишнього середовища (екологічних порушень) [1] .

4. ФОРМАЛІЗАЦІЯ ПОНЯТТЯ "РИЗИК"

Ризик визначається набором всіх можливих наслідків впливу на навколишнє середовище і розподілом імовірності реалізації цих можливостей. Він залежить від очікуваної величини впливу, або її середнього значення, і включає очікувані значення всіх можливих наслідків і відповідні імовірності реалізації цих наслідків, тобто, вартість ризику є таким же очікуваним (вірогідним) показником, як і інші очікувані показники промислових об'єктів.

Ризик R визначають імовірністю W виникнення небажаної події та розміром її наслідків S , тобто

$$R = \{W, S\}.$$

Теоретичне підґрунтя кількісних оцінок ризику становить теоретико-імовірнісний підхід. Подальший розгляд методологічних основ формалізації ризику базується на дослідженнях, які приводяться в роботі А.Б. Качинського [4].

Нехай S - множина всіх можливих несприятливих подій:

$$S = \{S_1, S_2, \dots, S_n\}.$$

У кожному окремому випадку може з'явитися одночасно багато таких подій. Кожне сполучення таких подій позначимо через K , враховуючи саму множину S і порожню множину 0 , яка означає відсутність несприятливих подій. Таким чином, K є підмножиною несприятливих подій множини S :

$$K = \{S_{k1}, S_{k2}, \dots, S_{kl}\}; \quad S_{kj} \in S, \quad j = 1, \dots, l.$$

На множині всіх сполучень виконуються всі операції алгебри множин. Нехай з деяким ризикованим варіантом рішення E_i пов'язані елементарні сполучення несприятливих подій $K_{i1}, K_{i2}, \dots, K_{ik_i}$. Якщо позначити через N_i гарантовану відсутність несприятливих подій для ризикового варіанту рішення E_i , то:

$$\overline{K_i} := \{K_{i1}, K_{i2}, \dots, K_{ik_i}, N_i\}$$

утворює повну, пов'язану з рішенням E_i систему подій. Тепер припустимо, що кожному сполученню несприятливих подій K_{ij} ($j = 1, \dots, k_i$), що може реалізуватися через прийняття рішення $E_i \subset E$, а також події N_i , можна приписати імовірності $p_i(K_{ij})$ і $p_i(N_i)$:

$$0 \leq p_i(k_{ij}) \leq 1, \quad \sum_{j=1}^{k_i} p_i(K_{ij}) + p_i(N_i) = 1.$$

Якщо кожному K_{ij} присвоїти відповідну кількісну величину наслідків A_{ij} , то значення величини рішення E_i для ризику R_i можна знайти:

$$R_i = \sum_{j=1}^{k_i} A_{ij} p_i(K_{ij}).$$

Таким чином, величина R_i є середньою величиною збитку при прийнятті рішення E_i . Іноді під ризиком розуміють імовірність появи деякого сполучення несприятливих подій $S_0 \in \overline{K_i}$. Такий підхід доцільний, коли наслідки A_{i0} ризику для E_i і S_0 не задані. Тоді при використанні функції-індикатора $S_j \rightarrow 1_0(S_j)$, що визначається умовами:

$$1_0(S_j) = \begin{cases} 1 & \text{при } S_j = S_0 \\ 0 & \text{при } S_j \neq S_0 \end{cases}, \quad S_j \in k_i, \quad (4.1)$$

для $A_{ij} := 1_0(S_j)$ відповідно до формули (4.1) отримуємо:

$$R_i = p_i(S_0). \quad (4.2)$$

Якщо при прийнятті рішення E_i всі імовірності для реалізації сполучення несприятливих подій $K_{ij} \in \overline{K_i}$ однакові, тобто $p_i(K_{ij}) = p_i$, то згідно формули (4.2):

$$R_i = p_i \sum_{j=1}^{k_i} A_{ij}.$$

При прийнятті рішення E_i для сполучення несприятливих подій K_{ij} та їхніх наслідків A_{ij} , а також функції ризику $A_i: K_{ij} \rightarrow A_{ij}, j = 1, \dots, k$, постає значний інтерес вивчення окремих випадків.

Якщо для двох взаємоне прийнятних сполучень K_{ij} і $K_{il}, j \neq l$, тобто $K_{ij} \cap K_{il} = 0$, справедлива рівність

$$A_i(K_{ij} \cup K_{il}) = A_i(K_{ij}) + A_i(K_{il}),$$

то кажуть про *адитивні штрафні функції* і, відповідно, адитивні функції ризику.

У цьому випадку для сполучень, що складаються із єдиної несприятливої події $K_{i1} = \{S_1\}$, $K_{i2} = \{S_2\}$, ..., $K_{in} = \{S_n\}$, справедливі співвідношення:

$$A_i(S_1 \cup S_2 \dots \cup S_n) = A(S_1) + A(S_2) + \dots + A(S_n)$$

$$R_i = \sum_{s \in S} A_i(s) p_i(s).$$

Йдеться про нормальну штрафну функцію K_i і відповідну функцію ризику A_i , коли для двох взаємовиключних сполучень K_{ij} і K_{il} , $j \neq l$, справедливе співвідношення:

$$\max \{A_i(K_{ij}), A_i(K_{il})\} = A_i(K_{ij} \cup K_{il}) = A_i(K_{ij}) + A_i(K_{il}).$$

Цей випадок є прикладом адитивної штрафної функції. Визначимо тепер для K_{ij} , $K_{il} \in \overline{K_i}$ додатковий збиток через K_{il} при K_{ij} за співвідношенням:

$$A_i(K_{il} | K_{ij}) := A_i(K_{ij} \cup K_{il}) - A_i(K_{ij}).$$

З цього співвідношення випливає:

$$\begin{aligned} A_i(K_{i1} \cup K_{i2} \cup \dots \cup K_{ik_i}) &= A_i(K_{i1}) + A_i(K_{i2} | K_{i1}) + \\ &+ A_i(K_{i3} | K_{i1} \cup K_{i2}) + \dots + A_i(K_{ik_i} | K_{i1} \cup \dots \cup K_{ik_{i-1}}). \end{aligned}$$

У випадку адитивної штрафної функції отримаємо розв'язок:

$$A_i(K_{il} | K_{ij}) = A_i(K_{il}).$$

Варіант рішення $E_i \in E$, без урахування можливості несприятливих наслідків, буде мати корисність e_i . Тоді, відповідно до варіанту рішення E_i величина

$$G_i = e_i - R_i,$$

що називається сумарним ефектом рішення.

Множину раціональних варіантів рішень позначають:

$$\bar{E}^+ := \{E_i \in E \mid G_i > 0\}.$$

Варіант рішення E_i^* називається оптимальним у випадку

$$G_i^* = \max_{E_i \in E} a_i,$$

При цьому у кожному конкретному практичному завданні множина допустимих варіантів рішень може бути додатково обмежена певними значеннями ризику.

5. ЕТАПИ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНИМ РИЗИКОМ

Під управлінням ризиком розуміють процес (систему заходів) впливу на об'єкт з метою пошуку шляхів зменшення його негативних наслідків. Управління екологічними ризиками базується на розробках загальної теорії ризик-аналізу і тієї її частини, що стосується управління ризиками. У зв'язку з цим при формуванні управлінських рішень в «екологічній» сфері звичайно використовуються загальні принципи і підходи, наукове обґрунтування яких надається загальною теорією ризику.

Підходи можуть бути розділені на ряд груп залежно від цілей, яких передбачається досягти в результаті їх реалізації (унікнення ризику, зниження імовірності прояву події, що викликає збиток, зниження величини збитку при прояві події, передача ризику, компенсація збитку) [1].

Основні етапи управління ризиком: 1) ідентифікація (виявлення) ризику; 2) оцінка ризику; 3) вибір методу і мір (інструментів) управління ризиком; 4) запобігання і контроль ризику; 5) фінансування ризику; 6) оцінка результатів.

Перші два етапи – це аналіз ризику. Аналіз ризиків може здійснюватись якісними і кількісними методами. Якісний аналіз проводиться у двох основних напрямках: 1) порівняння позитивних результатів від вибраного ризикованого виду діяльності з можливими негативними наслідками цього вибору; 2) визначення ступеня впливу (позитивного і негативного) рішень суб'єкта на інтереси інших суб'єктів.

При кількісному аналізі визначають (чи оцінюють) величину втрат (абсолютну чи відносну) та імовірність, з якою можуть відбутися ці втрати.

Ідентифікація ризику відноситься до якісного аналізу, а оцінка ризику до кількісного аналізу (статистичні методи, аналіз доцільності затрат, метод експертних оцінок, аналітичні методи: аналіз чутливості моделі, аналіз величини відносних ризиків, метод аналогій).

Ґрунтовний аналіз екологічних ризиків, безумовно, неможливий за відсутності системи показників, за значеннями яких можна судити про величину ризиків, а отже, і створювати ефективні заходи для їх подолання чи зменшення. Наприклад, ризики, що стосуються здоров'я і життя людей, найчастіше виражаються в натуральному обчисленні, наприклад, через індекси здоров'я. Елементи, пов'язані зі здоров'ям, поділяють на середовищні та індивідуальні. До середовищних елементів відносять охорону здоров'я, безпеку, медогляди, спорт, призначення ліків, перетинання часових поясів, характер суспільства, взаємини з оточуючими, лікування, роботу, друзів, дозвілля, добробут, політику, економіку, освіту, якість води, пори року, погоду і т. ін. Під індивідуальними чинниками розуміють фізичну силу, самопочуття,

стомлення, розвиток, схильності та пристрасті, вік, сон, емоційність, стать, життєве відчуття, харчування, особисті якості, релігійність, амбіції.

Показники ризику поділяють на:

- *абсолютні показники* (використовуються для розрахунку допустимого, середнього, критичного і катастрофічного рівня ризику і розробки певних заходів для зменшення вказаних ризиків);
- *показники імовірності втрат* (дозволяють отримати більш повну інформацію щодо можливості реалізації ризиків);
- *порівняльні показники ризику* (застосовуються при необхідності вибору однієї альтернативи з кількох можливих).

Порівняльні показники ризику здебільшого використовуються для порівняння рівнів ризикованості кількох проектів. Особливістю цих показників є те, що вони не виражають величину ризику, а є лише мірою відносності його розміру. До порівняльних показників ризику належать *дисперсія, середнє квадратичне (середнє) відхилення та коефіцієнт варіації*. Для обчислення дисперсії та стандартного відхилення необхідно, щоб було задано (попередньо обчислено) величини втрат (чи доходів) та відповідні їм імовірності. Отже, нехай X_i — величини втрат чи доходів суб'єкта, а p_i — відповідні їм імовірності. Тоді дисперсія σ^2 та стандартне відхилення σ обчислюють за формулами:

$$\sigma^2 = \sum_{i=1}^{n-1} p_i (X_i - X)^2; \quad \sigma = \sqrt{\sigma^2};$$

де: $\bar{X} = \sum_{i=1}^n p_i X_i$ – середнє значення втрат чи доходів.

Дисперсію та стандартне відхилення застосовують для порівняння ризикованості кількох різних проектів з однаковим середнім значенням величини втрат чи доходів, керуючись принципом: більш ризикованим є

той проект, для якого значення дисперсії чи стандартного відхилення має більшу величину.

Для визначення числового значення імовірності втрат різних рівнів, як правило, застосовують два підходи: статистичний і суб'єктивний. Для оцінки імовірності втрат за статистичним підходом необхідно мати дані про діяльність суб'єкта за певний період часу. Для більшої адекватності бажано, щоб протягом розглядуваного періоду не відбувалося суттєвих змін у середовищі діяльності суб'єкта: залишався постійним склад партнерів та конкурентів, не відбувалося змін у законодавстві тощо.

Отже, нехай суб'єкт здійснює m видів діяльності і може зазнати при кожному з цих видів втрат n різних рівнів (різних числових значень). За наявними даними (проміжок часу фіксується — як правило, 1 рік) розраховуються наступні числові характеристики: $ВД_k^{(i)}$ — кількість втратних випадків i -го рівня, отриманих від k -го виду діяльності; $ВУ_k$ — кількість випадків успіху при здійсненні k -го виду діяльності. Під втратним випадком розуміється одноразовий акт господарських операцій які виявилися ризикованими і завдали суб'єкту певних втрат, а під випадком успіху розуміється одноразовий акт господарських операцій, в результаті якого суб'єкт втрат не зазнав. Після вищезгаданої обробки даних можна знайти статистичні імовірності втрат всіх наявних рівнів за наступними формулами:

$$p_i = \left(\sum_{k=1}^m ВД_k^{(i)} \right) / \left(\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m ВД_k^{(i)} + \sum_{k=1}^m ВУ_k \right)$$

$$p_o = \left(\sum_{k=1}^m ВУ_k \right) / \left(\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m ВД_k^{(i)} + \sum_{k=1}^m ВУ_k \right),$$

де p_i — статистична імовірність втрат i -го рівня, p_o — імовірність відсутності втрат (імовірність втрат нульового рівня).

6. ПРОЦЕДУРА АНАЛІЗУ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ

Екологічних ризиків зазнають населення і його окремі індивідууми, організації і підприємства, територіально-екологічні (природні) комплекси і територіально-виробничі системи різного рівня, регіони, держави і світове співтовариство в цілому.

При управлінні ризиком вирішуються завдання регулювання ефектів впливу на людину і НПС. Економічний блок цих завдань ґрунтується на аналізі ефективності заходів (економічних і адміністративних) щодо зменшення до визначеного рівня значень ефектів. Переважно застосовують *методи аналізу ефективності витрат (вартість — ефективність), витратно-прибутковий аналіз (витрати — вигода)* і деякі інші спеціальні методи. Результатом аналізу є рекомендації особам, що визначають політику в сфері забезпечення якості НПС і захисту здоров'я населення.

Процедура аналізу екологічного ризику повинне базуватися в першу чергу на аналізі всіляких наслідків для об'єктів, що перебувають під впливом (населення, природних середовищ, живих організмів). Тому таку модифікацію загальної схеми можна назвати комплексним аналізом ризику. Процедура комплексного аналізу ризику (рис. 6.1) передбачає три етапи [10]: 1) оцінювання ризику; 2) експертизу безпеки і ризику; 3) управління ризиком.

На *першому етапі* аналізу ризику необхідно: ідентифікувати небезпеки та їхні джерела; визначити рівень небезпечного впливу на НПС; установити можливі наслідки цього впливу для населення і НПС; оцінити ризик для людини і НПС; установити ступінь невизначеності отриманих оцінок.

Ідентифікація небезпеки містить такі стадії – збір даних, їх обробку, результатом якої є висновок про наявність чи відсутність ризику, і, в разі

потреби, подання інформації в зручному для подальшого використання вигляді.

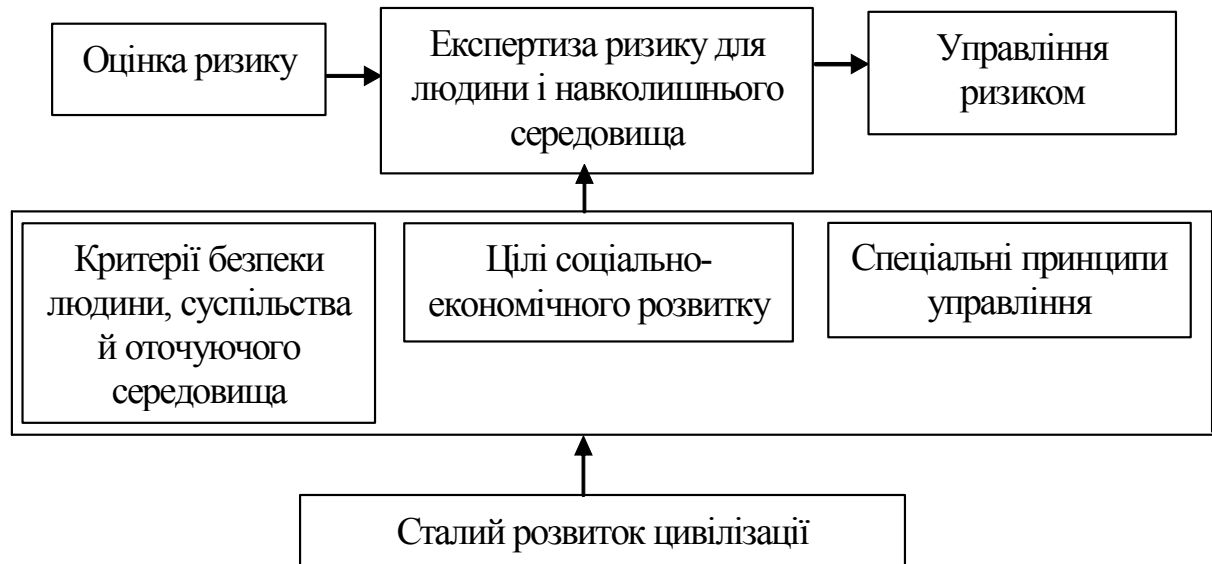


Рис. 6.1. Схема системного аналізу екологічного ризику [10]

Збір екологічних даних здійснюється з урахуванням прийнятої структуризації навколишнього середовища і забруднювачів. Як основні елементи навколишнього середовища розглядаються: ґрунт; вода (поверхнева і підземна); повітря; рослинний і тваринний світ.

Забруднювачі за видами свого впливу на людину поділяються на два класи: ті, що спричиняють токсичні ефекти, і ті, що зумовлюють канцерогенні ефекти. Серед останніх виділяються радіоактивні речовини, які мають особливий механізм впливу на людину. Збір даних передбачає такі етапи:

- 1) складання початкового списку потенційно небезпечних забруднювачів, визначення середовищ їх поширення і характеристик безпеки;
- 2) ідентифікацію джерел забруднювання і шляхів попадання забруднювача в організм людини;

- 3) установлення типу впливу, його тривалості, характеристик, що визначають його особливості;
- 4) оцінку природного фону забруднювача.

Джерелом інформації можуть бути дані моніторингу, інспекторські оцінки, результати опитування громадськості і деякі інші.

Загальну схему оцінювання ризику (рис. 6.2) можна поділити на ряд етапів або ланок [10]. Наприклад, вивчення поведження забруднювачів у НПС може передбачати дослідження поширення забруднювачів в атмосфері й осідання його на ґрунт, дифузію в ґрунті і подальшу його міграцію через харчові ланцюги. Кількість ланок при такому поділі може бути досить великою, але разом вони повинні створювати загальну картину руху забруднювачів.

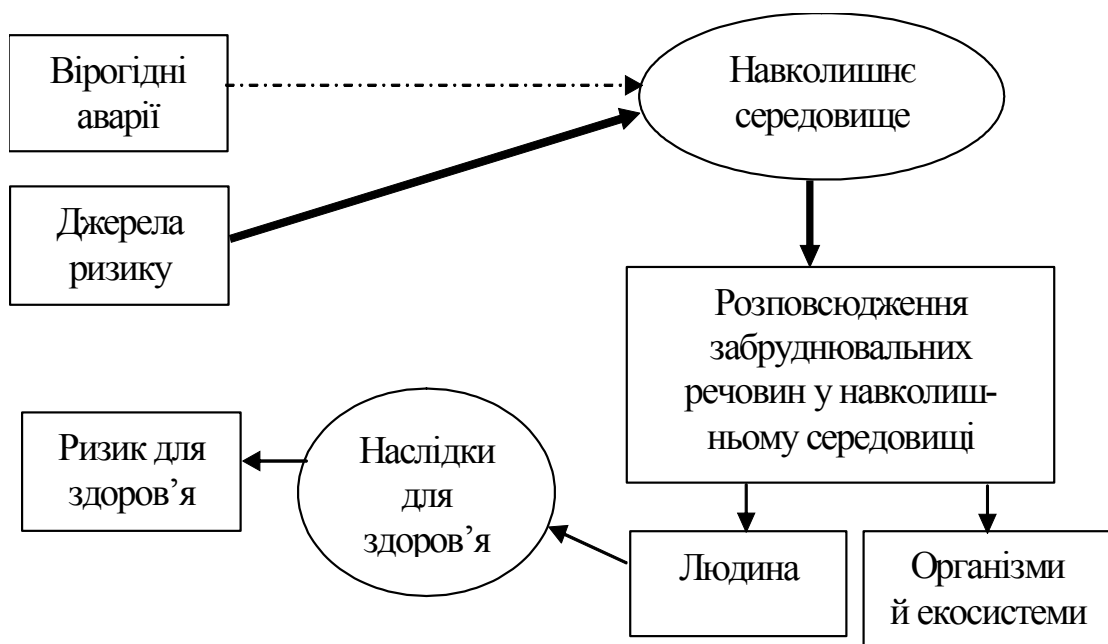


Рис. 6.2. Загальна схема процедури оцінки ризику [10]

Наприклад при оцінці ризику для здоров'я населення загальна схема зазвичай реалізується у спрощеному вигляді (рис. 6.2, жирні лінії). У цьому випадку обмежуються дослідженням реального, не пов'язаного з можливими аварійними ситуаціями, впливу на НПС джерел небезпеки. Ця ж спрощена схема реалізується у випадку оцінювання ризику для здоров'я, зв'язаного з існуючим рівнем забруднення НПС різними забруднювальними речовинами.

На *другому етапі* оцінки рівня ризику необхідно піддати багатокритеріальній експертизі ризику (чи безпеки) для з'ясування їхньої прийнятності. Спрощена процедура експертизи екологічного ризику може розглядатися як порівняльний аналіз ризиків різного походження для винесення судження про ступінь прийнятності рівнів небезпеки.

Третій етап націлений на визначення ефективної політики керування впливами на населення і НПС. Ефективність політики керування ризиком полягає в мінімізації зусиль (а відтак і витрат) для досягнення максимуму ефекту (поліпшення екологічного стану території і здоров'я населення). Керуванню підлягають джерела небезпеки та шляхи реалізації небезпеки на територіях, критичні середовища, види (або групи особин), які живуть на території, а також населення (можливо через рівень охорони здоров'я), що проживає в даній місцевості.

7. ОЦІНКА ПОТЕНЦІЙНОГО РИЗИКУ ЗДОРОВ'Ю НАСЕЛЕННЯ ПРИ НЕСПРИЯТЛИВОМУ ВПЛИВІ ФАКТОРІВ

Починаючи з 80-х рр. ХХ ст. у розвинених країнах, насамперед у Нідерландах, США, Японії та деяких інших, у практику природоохоронної діяльності стала активно впроваджуватися концепція управління, що базується на положеннях ризик-аналізу, згідно з якими індикатором ризику зниження якості навколишнього середовища є стан здоров'я людини, виражений за допомогою спеціальних показників ризику.

Часто застосовують стандартизований підхід до оцінювання ризику для здоров'я населення, рекомендований Американською національною академією наук і Комісією з ядерного регулювання (U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1997. The benefits and Costs of the Clean Air. Act 1970 to 1990. Office of Air and radioation EPA 410-R-97-002. October).

Цей підхід передбачає в процедурі оцінювання ризику для здоров'я такі складові:

- *ідентифікацію небезпеки*, тобто визначення можливих небажаних ефектів, що можуть викликатися різними забруднювачами;

- *визначення залежностей “доза – відгук”*, тобто імовірностей прояву небажаних для здоров'я ефектів при визначених рівнях впливу забруднювачів;

- *оцінювання впливу* – визначення рівня впливу регулювальних заходів;

- *характеристику ризику* – опис природи і ступеня ризику для здоров'я з урахуванням невизначеності оцінок.

Оцінка ризику характеризується імовірністю розвитку у населення несприятливих для здоров'я ефектів в результаті реального чи потенційного забруднення навколишнього середовища (за методиками, які викладено у документах [11, 12]. Як основні фактори навколишнього середовища розглядаються: *грунт; вода (поверхнева і підземна); повітря; рослинний і тваринний світ.*

А. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості атмосферного повітря.

А.1. Оцінка ризику прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря. Ризик прояву негайних токсичних ефектів при забрудненні атмосферного повітря оцінюється для чотирьох класів небезпеки забруднюючих речовин у пробітах (*Prob*) з урахуванням відповідності їхньої імовірності ефекту (табл. 7.1) за наступними формулами:

$$1 \text{ клас } Prob = -9,15 + 11,66 \cdot \lg(C / ГДК_{м.р}),$$

$$2 \text{ клас } Prob = -5,51 + 7,49 \cdot \lg(C / ГДК_{м.р}),$$

$$3 \text{ клас } Prob = -2,35 + 3,73 \cdot \lg(C / ГДК_{м.р}),$$

$$4 \text{ клас } Prob = -1,41 + 2,33 \cdot \lg(C / ГДК_{м.р}),$$

де C – концентрація забруднюючої речовини; $ГДК_{м.р}$ – максимальні разові ГДК, які призначені для регламентації максимальних рівнів приземних концентрацій забруднюючих речовин з метою попередження розвитку негайних токсичних ефектів.

Таблиця 7.1

Таблиця нормально-імовірнісного розподілу при взаємозв'язку пробітів і ризику

Prob	Risk	Prob	Risk	Prob	Risk	Prob	Risk
-3,0	0,001	-1,0	0,157	0,2	0,579	1,4	0,919
-2,5	0,006	-0,9	0,184	0,3	0,618	1,5	0,933
-2,0	0,023	-0,8	0,212	0,4	0,655	1,6	0,945
-1,9	0,029	-0,7	0,242	0,5	0,692	1,7	0,955
-1,8	0,036	-0,6	0,274	0,6	0,726	1,8	0,964
-1,7	0,045	-0,5	0,309	0,7	0,758	1,9	0,971
-1,6	0,055	-0,4	0,345	0,8	0,788	2,0	0,977
-1,5	0,067	-0,3	0,382	0,9	0,816	2,5	0,994
-1,4	0,081	-0,2	0,421	1,0	0,841	3,0	0,999
-1,3	0,097	-0,1	0,460	1,1	0,864		
-1,2	0,115	0,0	0,50	1,2	0,885		
-1,1	0,136	0,1	0,540	1,3	0,903		

Максимальні разові $ГДК_{м.р}$ визначаються за формулою:

$$ГДК_{м.р} = \frac{EC_{16}}{K_3},$$

де EC_{16} – концентрація речовини, прийнята в якості граничної при однократному впливі і викликає токсичний (рефлекторний, дратівний і ін.)

ефект з імовірністю 16%; K_3 – коефіцієнт запасу, що визначається за таблицею 7.2.

Таблиця 7.2

Значення K_3 , для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3
1	5,0
2	4,0
3	2,3
4	1,5

А.2. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери. Потенційний ризик здоров'ю населення при хронічному впливі забруднення атмосфери визначається за формулою:

$$Risk = 1 - \exp(\ln(0,84) \cdot C / ГДК \cdot \frac{b}{K_3}),$$

де K_3 – коефіцієнт запасу, що визначаються за таблицею 7.3; b – коефіцієнт, що дозволяє оцінювати ізоефективні ефекти домішок різних класів небезпеки відповідно таблиці 7.3.

Таблиця 7.3

Значення коефіцієнтів K_3 і b для речовин різних класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючих речовин	Коефіцієнт запасу K_3	Коефіцієнт b
1	7,5	2,35
2	6,0	1,28
3	4,5	1,0
4	3,0	0,87

Для оцінки комбінованої дії декількох домішок, що мають ефект сумачії, розраховують приведену концентрацію ($C_{пр}$) за формулою:

$$C_{пр} = C_1 + C_2 \cdot \frac{ГДК_1}{ГДК_2} + \dots + C_n \cdot \frac{ГДК_1}{ГДК_n},$$

де C_1, C_2, \dots, C_n – концентрації 1-ої, 2-ої, ..., n - ої домішок, $ГДК_1, ГДК_2, \dots, ГДК_n$ – відповідно їх нормативи.

Б. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості питної води.

Потенційний ризик здоров'ю населення при вживанні питної води визначається окремо за органолептичними, епідеміологічними і токсикологічними показниками якості води.

Б.1. Оцінка потенційного ризику за органолептичними показниками якості питної води. Вплив хімічних речовин на органолептичні властивості води може виявитися в зміні її запаху, присмаку і забарвленні, а також в утворенні поверхневої плівки чи піни. Для оцінки запаху і присмаку використовують дані таблиці 7.4.

Таблиця 7.4

Шкала інтенсивності запаху і присмаку питної води

Інтенсивність запаху (присмаку), бали	Характеристика запаху (присмаку)	Апріорна імовірність (ризик) виявлення несприятливого запаху
0	Не відчувається	0
1	Дуже слабкий	0,2
2	Слабкий	0,16
3	Помітний	0,5
4	Виразний	0,84
5	Дуже сильний	0,98

Ризик за водневим показником визначається за формулою:

$$Prob = 4 - pH \text{ при } pH \leq 7,$$

$$Prob = -11 - pH \text{ при } pH > 7.$$

Prob пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального імовірнісного розподілу (табл. 7.1).

Ризик за іншими показниками, нормованим за їхнім впливом на органолептичні якості води, визначається з використанням рівняння:

$$Prob = -2 + 3,32 \cdot \lg(C / ГДК),$$

Prob пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального імовірнісного розподілу (табл. 7.1).

Б.2. Оцінка потенційного ризику епідеміологічної небезпеки питної води. Потенційний ризик епідеміологічної небезпеки питної води визначається за таблицею 7.5 і приймається рівним сумі балів при відображенні його у відсотках. При використанні відносної розмірності у частках одиниці, рівняння набуває вигляду:

$$Risk = \frac{\text{Сума балів}}{100}.$$

Таблиця 7.5

Епідеміологічна оцінка умов централізованого водопостачання

Показник	Ранжирування значень показників і їхня оцінка в балах (знаменник)		
	2	3	4
1			
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 3 перед надходженням у розподільну мережу	0/0	2/≤5	>2/9
Частка проб води (%) з колі-індексом більшим 3 у розподільній мережі	<5/1	5-15/3	>15/7
Середній колі-індекс води в розподільній мережі	<3/0	3-15/3	>15/7

Продовження Таблиці 7.5.

1	2	3	4
Частка проб води (%) з колі-індексом більш 20 у розподільній мережі	0/0	≤5/4	>5/8
Середнє число сапрофітів у 1 мол води в розподільній мережі	<10/0	10-50/3	>50/5
Частка населення (%), забезпеченого централізованим водопостачанням	>97/1	97-80/4	<80/7
Середньодобове водоспоживання (л) на одного мешканця міста	>125/1	125-50/5	<50/8
Частина днів (%) з нерегулярною подачею води споживачу	<1/1	1-50/5	>50/10
Виявлення у водопровідній воді сальмонел, шигел, холерних вібріонів 01 групи	немає/0	є/10	-
Виявлення у водопровідній воді синьогнойної палички, клебсиел протей, наг-вібріонів	немає/0	є/7	-
Фекальні коліформи (кількість термостійких БГКП у 100 мол води)	немає/0	є/7	-
Коліфаги якості лешкоутворюючих одиниці 1000 мол води	немає/0	є/7	-
Цисти найпростіших і яйця гельмінтів (на 25л води)	немає/0	є/5	-

Б.3. Оцінка потенційного ризику токсикологічної небезпеки питної води. Потенційний ризик токсикологічної небезпеки питної води визначається за формулою:

$$Risk = 1 - \exp\left(-\frac{\ln(OSF)}{Clim} \cdot LADD\right),$$

де: $Clim$ – порогові концентрації, пов'язані з максимальними недіючими ГДК (для речовин, регламентованих за токсикологічною ознакою) рівнянням:

$$Clim = ГДК \cdot K_3,$$

де: K_3 – коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 у речовин з вираженою імовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин.

OSF (Oral Slope Factor) – одиниця ризику, що визначається як фактор пропорції росту ризику в залежності від величини діючої дози.

LADD (Lifetime Average Daily Dose) – середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу). У якості середньої щоденної дози береться середня щоденна концентрація (чи доза) речовини, що надходить в організм людини з питною водою на протязі її життя та обчислюється за формулою:

$$LADD = CW \cdot IR \cdot EF \cdot \frac{ED}{BW} \cdot AT,$$

де: *CW* – концентрація у воді (мг/л); *IR* – рівень споживання (л/добу); *EF* – частка експозиції (днів/рік); *ED* – тривалість експозиції (років); *BW* – вага тіла (кг); *AT* – час усереднення (період, за який усереднюється експозиція).

Значення змінних:

CW – дані моніторингу або розрахункова величина;

IR – 2 л/добу для дорослих (максимальне значення) та 1.4 л/добу (середнє значення);

EF – для споживаючих щодня = 365 днів/рік;

ED – 70 років (середня тривалість життя);

BW – 70 кг для дорослих (середнє значення);

AT – період експозиції для не канцерогенів (тобто $EF \times 365$ днів/рік) і 70 років життя для канцерогенів (тобто 70 років $\times 365$ днів/рік).

Б.3. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при рекреативному використанні водних об'єктів.

Б.3.1. Оцінка потенційного ризику за органолептичними показниками якості поверхневих вод. При оцінюванні ризику здоров'ю населення, пов'язаного з якістю води рекреаційних об'єктів окремо обчислюється:

- ризик, пов'язаний з органолептичними властивостями води;
- ризик, пов'язаний з епідеміологічною небезпекою води;
- ризик, пов'язаний із санітарно-токсикологічними властивостями води.

Б.3.2. Оцінка потенційного ризику за органолептичними показниками якості поверхневих вод. Ризик пов'язаний з органолептичними властивостями води передбачає оцінку ризику за показником забарвленості, за водневим показником, за запахом, присмаком й іншими показниками, що нормуються відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води.

Ризик за показником забарвленості визначається відповідно до рівняння:

$$Prob = -3,33 + 0,067(C - \Phi_{он} + 20),$$

де: $\Phi_{он}$ – природна забарвленість води, отримана за даними багаторічних спостережень і характерна для даного сезону; C – забарвленість води (у градусах забарвленості), а $Prob$ пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального імовірнісного розподілу (табл. 7.1).

Для визначення ризику за водневим показником використовуються рівняння:

$$Prob = 4 - pH \text{ при } pH \leq 7,$$

$$Prob = -11 + pH \text{ при } pH > 7.$$

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

$$Prob = -1 + 3,32 \cdot \lg\left(\frac{\text{Бали}}{2,5}\right).$$

Ризик за іншими показниками, нормованим відповідно до їхнього впливу на органолептичні властивості води, визначається на основі рівняння:

$$Prob = -2 + 3,32 \cdot \lg \frac{C}{ГДК},$$

де: C – концентрація речовини у водному об'єкті; $ГДК$ – норматив для водних об'єктів рекреаційного водокористування.

$Prob$ пов'язаний з імовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального імовірнісного розподілу (табл. 7.1).

Б.3.3. Оцінка потенційного ризику епідеміологічної небезпеки поверхневих вод.

Епідеміологічний ризик розраховують у залежності від таких показників як колі-індекс, індекс ентерококів і індекс колифагів, використовуючи наступну залежність ризику від цих показників:

$$Risk = 2,894 - 2,94 \cdot 10^{-5} \cdot X_1 + 7,93 \cdot 10^{-4} \cdot X_2 + 2,77 \cdot 10^{-4} \cdot X_3,$$

де: X_1 – число лактозо-позитивних кишкових паличок у 1 л води водного об'єкта, X_2 – індекс ентерококів, X_3 – індекс колифагів, $Risk$ – імовірність (%) того, що вода водного об'єкта може бути небезпечна в епідеміологічному відношенні.

Б.3.4. Оцінка потенційного ризику токсикологічної небезпеки поверхневих вод.

Для речовин, що мають кожно-резорбтивні властивості, характерна здатність проникати через неушкоджену шкіру. Накопичуючи в організмі, вони можуть викликати токсичний ефект. Враховуючи, що реальний час

купання звичайно не перевищує 1 години, необхідно використовувати наступне рівняння для оцінки ризику:

$$Risk = 1 - \exp(\ln(0,84) / (ГДК \times K_3 \cdot 4) \cdot C),$$

де: K_3 – коефіцієнт запасу, що приймається рівним 100 для речовин з вираженою імовірністю віддалених наслідків і 10 для інших речовин.

В. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту.

Потенційний ризик здоров'ю населення в залежності від якості ґрунту обчислюється за формулою:

$$Risk = 1 - \exp(-UR \times LADD),$$

де: UR – одиниця ризику, визначається як чинник пропорції росту ризику в залежності від значення діючої концентрації (дозы) речовини; $LADD$ (Lifetime Average Daily Dose) – середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу) обчислюється за формулою:

$$LADD = CS \cdot IR \cdot CF \cdot FI \cdot EF \cdot \frac{ED}{BW} \cdot AT,$$

де: CS – концентрація речовини в воді (мг/кг); IR – рівень споживання (мг ґрунту/добу); CF – коефіцієнт (10^{-6} кг/мг); FI – частка речовини, що проникає через шкіру; EF – частка експозиції (днів/рік); ED – тривалість експозиції (років); BW – вага тіла (кг); AT – час усереднення (період, за який усереднюється експозиція)

Значення змінних:

CS : дані моніторингу;

IR – 200 мг/добу для дітей 1-6 років та 100 мг/день для дорослих

FI – 1,0 (тобто 100% - забруднена фракція ґрунту, відносна одиниця)

EF – 350 днів/рік

ED – 70 років (середня тривалість життя)

BW – 70 кг для дорослих та 16 кг для дітей 106 років (середня величина)

AT – період експозиції для не канцерогенів (тобто $ED \times 365$ днів/рік), і 70 років для канцерогенів (тобто 70 років \times 365 днів/рік).

Г. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від якості продуктів.

Потенційний ризик здоров'ю населення в залежності від якості продуктів розраховується за формулою:

$$Risk = 1 - \exp(-UR \times LADD),$$

де: UR – одиниця ризику, визначається як чинник пропорції росту ризику в залежності від визначення діючої концентрації (дозы) речовини; $LADD$ (Lifetime Average Daily Dose) – середня щоденна доза речовини (мг/кг-добу) обчислюється за формулою:

$$LADD = CF \times IR / BW \times AT,$$

де: CF – концентрація шкідливої речовини в їжі (мг/кг); IR – рівень споживання (кг сирової ваги в добу); BW – вага тіла (кг).

Значення перемінних:

CF – дані моніторингу або розрахункова величина. Залежить від концентрації в ґрунті, рівнів нагромадження рослинами (їжею) і коефіцієнтів переходу шкідливої речовини в молочні чи м'ясні продукти;

IR – 0,28 кг (максимальне значення) і 0,112 кг (середнє значення) сирої ваги для яловичини та інших сортів м'яса; 0,150 кг (максимальне значення) та 0,064 (середнє значення) сирої ваги для вживання яєць. Значення для молока, сиру й інших молочних продуктів береться згідно [13];

BW – 70 кг для дорослих та 16 кг для дітей 1-6 років (середня величина).

Д. Оцінки потенційного ризику здоров'ю населення в залежності від рівня шуму.

Потенційний ризик неспецифічних ефектів в залежності при постійному впливі шуму обчислюється за формулою:

$$Prob = -4,5551 + 0,0853 \cdot l_{екв},$$

де: $l_{екв}$ – еквівалентний рівень шуму в дБ (А).

Ризик розвитку специфічної приглухуватості при постійному впливі розраховується за формулою:

$$Prob = -6,771 + 0,0704 \cdot l_{екв},$$

де: $Prob$ зв'язаний з ризиком відповідно до закону нормального імовірного розподілу (табл. 7.1).

При короткочасному впливі шуму до вищенаведених рівнянь потрібно поправку. У тому випадку, коли період впливу менше, зі значення $l_{екв}$ варто виключити виправлення на час дії протягом доби L_1 , що обчислюється за формулою:

$$L_1 = 10 \cdot \lg(24 / T_1)$$

де: T_1 – середній час дії шуму протягом доби.

Ж. Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при комбінованому комплексному впливі забруднення навколишнього середовища. Під комбінованою дією розуміється вплив декількох домішок, що надходять через один з компонентів навколишнього середовища (повітря, вода і т.д.). Комплексна дія – це вплив однієї чи декількох домішок, оцінюване через кілька факторів навколишнього середовища (повітря, вода чи ін.). Потенційний ризик здоров'ю населення при комбінованому і комплексному впливі забруднення навколишнього середовища оцінюється за правилом множення імовірностей, де як множник виступають не величини ризику здоров'ю, а значення, що характеризують імовірність його відсутності:

$$Risk_{cum} = 1 - (1-Risk_1)(1-Risk_2)(1-Risk_3)...(1-Risk_n),$$

де: $Risk_{cum}$ – потенційний ризик комбінованого чи комплексного впливу домішок; $Risk_1, \dots, Risk_n$ – потенційний ризик впливу кожної окремої домішки.

При трактування отриманих величин потенційного ризику здоров'ю населення користуються ранговою шкалою, яку наведено в таблиці 7.6.

Таблиця 7.6.

Залежність ваги ефектів від величини ризику здоров'ю населення

Вага ефектів	Risk
Рівні мінімального ризику	<0,1
Граничні хронічні ефекти	0,1 – 0,19
Важкі хронічні ефекти	0,2 – 0,59
Важкі гості ефекти	0,6 – 0,89
Смертельні ефекти	0,9 – 1,0

8. ОЦІНКА ВАРТОСТІ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ЯК МІРИ ЗБИТКУ

Загальноприйнятий спосіб оцінювання вартості ризику полягає у визначенні очікуваного (щорічного) значення вартості збитку для різних наслідків і відповідного розподілу імовірностей, які можуть бути оцінені без ідентифікації тих, які є конкретним об'єктом впливу (що зазнає збитку). За допомогою п'яти стадійного оцінювання можна визначити контингент населення, який має ризик зазнати збитку внаслідок впливу шкідливих викидів, і в межах діапазону невизначеності кількість людей, яким буде нанесено реальний збиток (хоч хто саме зазнає цього збитку як і раніше залишиться невизначеним).

Для оцінювання будь-якого впливу на НПС (наприклад, викидів) необхідно детально розглядати (моделювати) відповідні *ланцюжки впливів (полютивного ланцюжка)*. Економічне оцінювання впливів від генерації забруднень відповідного полютивного ланцюжка виглядає так [14]: *параметри генераторів забруднень параметри викидів у НПС → параметри забруднення НПС → параметри забруднення контактної середовища → параметри стану реципієнтів → натуральні наслідки полютивних навантажень від впливу забруднень на реципієнтів → економічна оцінка полютивних навантажень на реципієнтів.*

У спрощеному вигляді послідовність етапів оцінювання впливу на НПС за допомогою ланцюжків впливу (використовуваних у методі функції збитку) передбачає п'ять стадій:

- 1) характеристику технології, включаючи характеристики викидів і інших джерел впливу;
- 2) моделювання поширення викидів з подальшим оцінюванням концентрації забруднень;

3) оцінювання впливів на здоров'я людини і екосистеми в натуральних показниках;

4) оцінювання впливів в економічних показниках (переведення натуральних показників збитку в економічні);

5) визначення сумарних екстернальностей, тобто тієї частки економічного збитку, яка не враховується в ціні продукції.

Оскільки людина цінує сприятливе навколишнє середовище, то і збиток, завданий навколишньому середовищу, також впливає на добробут індивідуума. В економічній літературі такі ефекти називаються *екстернальностями* (або екстерналіями). *Екстернальності* визначаються як ефекти впливу на добробут окремих індивідуумів або колективів людей, яких виробники і споживачі товару чи послуги (наприклад, електроенергії) не беруть до уваги у своїх рішеннях при оцінюванні ефективності (вигідності) [14]. Екстернальностями можуть бути або *зовнішні витрати* (вартості), або зовнішні вигоди. Вони можуть бути пов'язані з впливом на НПС, впливом на здоров'я людини, зі збитком інфраструктури або з іншими впливами. Вони можуть також ураховувати можливість непоправних утрат або катастрофічних подій.

Залежно від виду впливів різні екстернальності поділяються на [17]: міжчасові (між поколіннями); глобальні (міждержавні); міжрегіональні (міжрайонні); міжгалузеві (міжсекторні); локальні.

Останнім часом в комплексних оцінках екстернальностей широко використовується, розвинений більш 20 років тому, узагальнений *метод функції збитку* що поєднує в собі багато підходів з розвинених раніше методів, що дозволяє оцінити величину багатьох екстернальностей (збитків) в економічних показниках. У цьому методі використовується функціональне співвідношення між параметрами впливів, яке характеризує величину збитку (наприклад, шкідливих викидів), і величиною втрачених споживчих

властивостей елемента навколишнього середовища (в тому числі економічного збитку, як результату цих впливів. Частіше за все під *функцією збитку* розуміють залежність частки здоров'я людини від зовнішніх (характеру впливу, стану навколишнього середовища і інш.) і внутрішніх (самого елемента) характеристик. Ця функція може бути записана як в безрозмірному вигляді, змінюючись від 0 (відсутність збитку) до 1 (повна втрата елемента), так і в розмірному вигляді, визначаючи величину збитку в натуральних або в економічних показниках.

У ринковій економіці для будь-якого виробника найважливішою метою є максималізація прибутку, що досягається частково мінімізацією своїх часткових витрат. Проблему урахування внутрішніх і зовнішніх витрат уперше досліджував А.Пігу, відповідно до ідеї якого соціальна вартість (суспільні витрати і витрати на виробництво продукції) (C_s) складається з індивідуальних (внутрішніх) витрат (C_p) і екстернальних (зовнішніх) витрат (C_i), оцінюваних у вартісній формі:

$$C_s = C_p + \sum_i C_i$$

Екстернальні (зовнішні) витрати (C_i) можуть бути оцінені у вартісній формі як сума пофакторних або пореципієнтних збитків по формулах:

$$C_i = A_\phi + B_\phi + Z_\phi;$$

$$C_i = H_p + M_p + P_{cz} + P_{pz} + P_{lz} + P_{рек} + P_{нз\phi},$$

де пофакторні збитки, які відображають комплексну економічну оцінку заподіяної шкоди, викликаної такими факторами: збиток від забруднення атмосфери (A_ϕ); збиток від забруднення поверхневих і підземних вод (B_ϕ); збиток від забруднення землі і ґрунту (Z_ϕ); пореципієнтні збитки, що відображають економічну оцінку шкоди, заподіяної основним реципієнтам і що включають: збиток від втрати і життя і здоров'я населення (H_p); збиток від ушкодження і руйнування ОВФ, майна

і споруджень (M_p); збиток від відторгнення сільськогосподарських угідь (P_{ce}); збиток від втрат у рибному господарстві (P_{pe}); збиток від втрати продукції й об'єктів лісового господарства (P_{le}); збиток від знищення і погіршення якості рекреаційних ресурсів (P_{pek}); збиток, заподіяний природно-заповідному фондові (P_{nzf}) [15].

З метою створення механізму оптимізації (мінімізації) соціальної вартості електроенергії бажано “інтерналізувати” екстернальності. Під *інтерналізацією екстернальностей* розуміють створення такого економічного механізму, завдяки якому виробники і споживачі при прийнятті рішень будуть враховувати повну (соціальну) вартість її виробництва, включаючи розміри екологічного збитку.

9. ОЦІНКА ВАРТОСТІ РЕГІОНАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ

Економічне значення екологічних ризиків можна визначати різними способами вимірювання. Одним з прийнятних способів вимірювання витрат, пов'язаних зі збитком навколишньому середовищу, є вартість *компенсації або “пом'якшення” наслідків*. Іншою основою оцінки вартості збитку є *вартість запобігання (контролю) причині впливу*.

Розглянемо підхід до оцінки вартості регіонального екологічного ризику, який створюють підприємства-забруднювачі [16].

Нехай у даному регіоні існує n підприємств, кожне з яких здійснює викид m шкідливих речовин у зовнішнє середовище. Тоді $x_{ji}(t)$ – викид i -м підприємством ($i=1, \dots, n$) j -го компонента забруднення ($j=1, \dots, m$) за одиницю часу t (місяць, рік). Загальний викид i -го підприємства запишемо у вигляді:

$$z_i(t) = \sum_{j=1}^m x_{ij}(t),$$

а загальний (сумарний) викид j -го компонента забруднення –

$$z_t(t) = \sum_{j=1}^n x_{ij}(t).$$

Уважається, що державними органами контролю для кожного підприємства визначений нормативний компонентний викид, сукупність якого можна подати матрицею:

$$\{y_{ij}\} = (i=1, \dots, n; j=1, \dots, m).$$

Небезпечна екологічна ситуація виникає вже тоді, коли для деяких i та j на час t виконується умова:

$$x_{ij} - y_{ij} > 0. \quad (9.1)$$

Екологічною регіональною небезпекою вважається (як це припускається у розрахунках з теорії економічного ризику) небезпека, загальні збитки Z від якої досягають дохідної статті бюджету регіону D або перевищують її ($Z \geq D$).

Нехай небезпека виникла як наслідок розвитку подій на i -у підприємстві у момент часу t_0 і умова (9.1) виконується за рядом компонентів забруднення. Подамо у загальному вигляді метод оцінки імовірності екологічної безпеки. Відповідні збитки Z_i пропорційні наднормативним викидам з коефіцієнтами пропорційності τ_j , які залежать від виду показників. Показник шкідливості j -го компонента викиду τ_j характеризує питомий збиток від викиду 1 т шкідливої речовини в атмосферу (у гривнях за тонну):

$$Z_i = \begin{cases} \sum (x_{ij} - y_{ij}) & \text{при } x_{ij} \geq y_{ij}, \\ 0 & \text{при } x_{ij} < y_{ij}. \end{cases}$$

Можна вважати, що для окремого підприємства, якщо відома загальна сума викидів z_i , легко визначити окремі компоненти забруднення за відомими складовими у вигляді виразу:

$$x_{ij} = z_i p_{ij}.$$

Тоді загальну суму збитків визначають за формулою

$$Z_i = \sum_{j=1}^m (z_i p_{ij} - y_{ij}) \tau_j \theta(X_{ij} - Y_{ij}). \quad (9.2)$$

Вираз (9.2) можна спростити:

$$Z_i = z_i \sum_{j=1}^m p_{ij} \tau_j - \sum_{j=1}^m y_{ij} \tau_j. \quad (9.3)$$

Множник $\theta(x_{ij} - y_{ij})$ надалі опускають, оскільки до уваги беруться лише наднормативні викиди.

Зміни (під знаком суми) відомі: p_{ij} показує процентний склад j -го забруднення викидами i -го підприємства. Величини y_{ij} для кожного підприємства відомі, а

$$\tau_j = H_{\sigma i} K_A,$$

де $H_{\sigma i}$ – базовий норматив плати за забруднення навколишнього середовища, грн/т; K_A – коефіцієнт, що характеризує відносну небезпеку шкідливої домішки у викиді.

У свою чергу,

$$K_A = \frac{1}{\text{ГДК}_{\text{с.д}}},$$

де $\text{ГДК}_{\text{с.д}}$ – середньодобова ГДК забруднювача (або ОБРВ), мг/м³.

Якщо $\text{ГДК}_{\text{с.д}} < 0$, то коефіцієнт K_A дорівнює величині, оберненій $\text{ГДК}_{\text{с.д}}$. У разі, якщо $\text{ГДК}_{\text{с.д}} > 1$, то коефіцієнт $K_A = 10 \left(\frac{1}{\text{ГДК}} \right)$. Якщо для речовин не встановлено $\text{ГДК}_{\text{с.д}}$, то використовують максимально разову ГДК ($\text{ГДК}_{\text{м.р}}$). За відсутності встановленої для речовини $\text{ГДК}_{\text{м.р}}$ беруть коефіцієнт $K_A = 500$. Отже, значення коефіцієнта K_A суттєво впливає на

розмір спричинених збитків через великий діапазон варіації значень ГДК, які фактично відображають екотоксикологічну дію забруднювача.

Далі вираз (9.3) можна розв'язати стосовно z_i :

$$z_i = \frac{Z_i + \sum_{j=1}^m y_{ij} \tau_j}{\sum_{j=1}^m P_{ij} \tau_j}.$$

Якщо $Z_i = 0$, то за формулою (9.2) можна отримати сумарний викид, який не завдає шкоди навколишньому середовищу.

Якщо $Z \geq D$, то суму викидів Z_i окремого підприємства, які спричиняють небезпеку, знаходять у межах:

$$\frac{Z_i + \sum_{j=1}^m y_{ij} \tau_j}{\sum_{j=1}^m P_{ij} \tau_j} \geq \tilde{z}_i = \frac{D + \sum_{j=1}^m y_{ij} \tau_j}{\sum_{j=1}^m P_{ij} \tau_j}.$$

Припустимо, що сумарний викид підприємством $Z_i(t)$ відомий на часовому інтервалі T ($t = 1, 2, \dots, T$). Тоді середній викид підприємством і середньоквадратичне відхилення розраховують за методом розрахунків у математичній статистиці:

$$\tilde{z}_i = \frac{\sum_{t=1}^T z_i(t)}{T}; \quad \delta_i^2 = \frac{\sum_{t=1}^T z_i^2(t)}{T} - \tilde{z}_i^2.$$

Імовірність екологічної безпеки, спричиненої окремим підприємством, найефективніше можна розрахувати за відомою нерівністю Чебишова, яка в цьому випадку інтерпретується як:

$$P(|\tilde{z}_i - \bar{z}_i| > \Delta_i) \leq \frac{\sigma_i^2}{\Delta_i^2}, \quad (9.4)$$

де Δ – відхилення від середнього викиду.

Тому відхилення, яке зумовлює екологічну загрозу, подають у такому математичному вигляді:

$$\Delta_i = \frac{D + \sum_{j=1}^m y_{ij} \tau_j}{\sum_{j=1}^m p_{ij} \tau_j} - \tilde{z}_i.$$

Аварія на одному з виробництв регіону може спричинити надзвичайний стан на сусідніх підприємствах. Така перспектива знижує загальний рівень екологічної безпеки. Тоді імовірність екологічної загрози для даного регіону як наслідок неблагополучного стану на i -у підприємстві визначають як:

$$P_i(Z \geq D) = \frac{1}{2} \frac{\sigma_i^2}{\Delta_i^2}.$$

Множник $1/2$ виникає як наслідок відхилення від середнього значення як у бік збільшення викидів, так і в бік їх зменшення (див. нерівність (9.4)).

У разі, коли екологічна загроза є наслідком неблагополучного стану на кількох підприємствах, у кожному з яких викиди не досягли катастрофічного рівня, вираз (8.3) набуває більш складної залежності:

$$Z_i = z_i r_i - w_i, \quad \text{де}$$

$$r_i = \sum_{j=1}^m p_{ij} \tau_j; \quad w_i = \sum_{j=1}^m y_{ij} \tau_j.$$

Тоді загальна сума збитків від наднормативних викидів для всіх небезпечних підприємств промисловості становить:

$$З = \sum_{i=1}^n z_i r_i - \sum_{i=1}^n w_i . \quad (9.5)$$

Однак цей шлях пов'язаний з великою кількістю розрахунків. У першому наближенні імовірність екологічної катастрофи можна оцінити за формулою:

$$P(З > Д) = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - P_i), \quad (9.6)$$

де добуток $\prod_{i=1}^n (1 - P_i)$ – імовірність, що характеризує відсутність можливості створення екологічної загрози на кожному з підприємств; різниця $\left(1 - \prod_{i=1}^n (1 - P_i)\right)$ – імовірність того, що збитки за наднормативний викид хоч би на одному підприємстві перевищать дохідну статтю бюджету регіону.

Оцінка (9.6) дає дещо занижене значення, оскільки імовірність розраховується без урахування можливості взаємозв'язку неблагополучних станів на декількох підприємствах, кожне з яких не досягає граничного рівня (за рівнем збитків), тобто імовірностей кількох залежних подій. Тому підхід до розрахунку екологічного ризику та розміру відшкодування збитків, завданих регіону, більш ефективний при врахуванні залежності (9.5), але за умов прозорості інформації про основні напрями діяльності підприємств та фактичні викиди шкідливих речовин.

В сучасних умовах, коли приховуються об'єми аварійних і надлімітних викидів, пов'язаних з порушеннями технологічного процесу й аварійними ситуаціями, а статистична звітність з їх обліку не відображає реальний стан справ, оцінка вартості спричинених збитків неадекватна господарській діяльності підприємств. У цій ситуації можливий дещо інший підхід.

Згідно з п. 5.7 Наказу Кабінету Міністрів України за №162/379 від 19.07.1999 р. “Про затвердження інструкції про порядок обчислення та сплати збору за забруднення навколишнього середовища” у разі відсутності затверджених у встановленому порядку лімітів викидів від стаціонарних джерел забруднення скидів і розміщення відходів збір обчислюють і сплачують у п’ятикратному розмірі, тобто всі викиди, здійснені підприємством, вважаються понадлімітними [17]. Оскільки у регіоні понад 60 % підприємств не затвердили ліміти викидів, суму завданих збитків можна оцінити за скоригованою формулою (9.3), яка набуде вигляду:

$$Z_i = z_i \sum_{j=1}^m P_{ij} \tau_j K_{\text{нас}} K_{\phi} K_3,$$

де $K_{\text{нас}}$ – поправковий коефіцієнт, який залежить від кількості мешканців населеного пункту (змінюється від 1 до 1,8); K_{ϕ} – поправковий коефіцієнт, що враховує народногосподарське значення населеного пункту (змінюється від 1 до 1,65); K_3 – поправковий коефіцієнт, який залежить від рівня забруднення атмосферного повітря населеного пункту даною забруднювальною речовиною [17]:

$$K_3 = \frac{q}{\text{ГДК}},$$

де q – середньорічна концентрація даної забруднювальної речовини за даними прямих інструментальних вимірювань на стаціонарних місцях у даному населеному пункті за попередній рік, мг/м³.

Значення K_3 розраховує інспектор Управління Мінекобезпеки України. Якщо моніторинг у даному населеному пункті не провадиться і немає інструментальних вимірювань, значення коефіцієнта беруть за 1.

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Основи екології. Екологічна економіка та управління природокористуванням: підручник / [за заг. ред. д.е.н., проф. Л.Г.Мельника та к.е.н., проф. М.К.Шапочки]. — Суми: ВТД «Університетська книга», 2005. — 759 с. — 700 пр. — ISBN 978-966-680-189-2.
2. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С. Основи екологічних знань: підручник / Г.О. Білявський, Р.С. Фурдуй. — К.: Либідь, 1997. — 288 с. — ISBN 5-325-00752-1.
3. Экология и экономика природопользования: учебник для вузов / [под ред. проф. Э.В. Гирусова, проф. В.Н. Лопатина]. — [2-е изд., перераб. и доп.]. — М.: ЮНИТИ-ДАНА, Единство, 2002. — 519 с. — 30 000 экз. — ISBN 5-238-00326-9.
4. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. — К., 2001. — 311 с.
5. Вітлінський В.В. Економічний ризик: системний аналіз, менеджмент. — К.: КДЕУ, 1994. — 254 с.
6. Гранатуров В.М. Экономический риск: сущность, методы измерения, пути снижения: учебн. пособ. / В.М. Гранатуров— М.: Издательство «Дело и Сервис», 1999. — 112 с. — 3000 экз. — ISBN 5-8018-0060-3.
7. Устинко О.Л. Теория экономического риска. Монография. — К.: МАУЦ, 1998. — 164 с.
8. Олейник К. Экологические риски хозяйственной (предпринимательской) деятельности: сущность, основные виды //Управление риском. — 2000. — №3. — С.42-45.
9. Дорогунцов С., Бутрим О. Ризик надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру //Економіка України. — 2001. — №4. — С.68-73.

10. Ревич Б.А., Быков А.А. Оценка риска смертности населения России от техногенного загрязнения воздушного бассейна //Проблемы прогнозирования. 1998. — № 3. — С. 147–161.
11. Комплексная техническая оценка степени напряженности медико-экологической ситуации различных территорий, обусловленной загрязнением токсикантами среды обитания населения / Методические рекомендации. Утверждены Главным государственным санитарным врачом России Г.Г.Онищенко 30 июля 1997 г. №2510/5716-97-32.
12. Критерии оценки риска для здоровья населения приоритетных химических веществ, загрязняющих окружающую среду/ Методические рекомендации. Утверждены Главным государственным санитарным врачом г. Москвы М: НИИ ЭЧ и ГОС им. И.М.Сеченова ЦГСЭН в г. Москве, 2000 г. – 53 с.
13. California Environmental Protection Agency (EPA). Toxicity Criteria Database/ <http://www.oehha.org/risk/chemicalDB/index.asp>.
14. Афанасьев А.А. Воздействие энергетики на окружающую среду: внешние издержки и проблемы принятия решений: Препринт № ИБРАЕ – 98-14. М.: ИБРАЭ РАН, 1998. — 56с.
15. Методика оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру – постанова Кабінету Міністрів України від 15 лютого 2002 р. № 175, зі змінами і доповненнями, згідно Постанови Кабінету Міністрів України від 04 червня 2003 р. №862).
16. Эколого-економічні збитки: Кількісна оцінка: навч. посіб. /В.Г.Сліпченко, Є.В.Бридун, В.В.Дергачова та ін.; За ред. І.В.Недіна. — К.: ІВЦ «Видавництво«Політехніка », 2001. — 216 с. — 300 пр. — ISBN 966-622-092-X
17. Довідник з питань економіки та фінансування природокористування та природоохоронної діяльності. — К.: Видавництво "Геопринт", 2000. — 411 с. – 3000 пр. – ISBN 966-95792-4-4

ЗМІСТ

1. Вступ.....	3
2. Головні закони та принципи безпеки людини та довкілля	4
3. Ризик: сутність поняття, класифікація	11
4. Формалізація поняття "ризик"	15
5. Етапи управління екологічним ризиком	19
6. Процедура аналізу екологічного ризику	23
7.Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення при несприятливому впливі факторів навколишнього середовища	26
8. Оцінка вартості екологічного ризику як міри збитку	40
9. Оцінка вартості регіонального екологічного ризику	43
Список рекомендованої літератури	50