

## **ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ КОНЦЕПЦІЇ КОРПОРАЦІЙНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИСТЕМИ ДЛЯ ІНТЕГРАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ЗДОРОВ'Ю**

**Т.В. КОЗУЛЯ, Н.В. ШАРОНОВА**

Надано теоретико-практичні засади необхідності й доцільності введення в систему прийняття управлінського рішення концепції корпоративної екологічної системи (КЕС). Визначено математичні підходи до встановлення взаємодії між складовими КЕС і встановлення ризику порушень у результаті виникнення негативного фактора впливу, запровадження оцінки ризику здоров'ю як критерію небезпеки соціально-економічної системи. Надано алгоритм визначення стану КЕС на основі оцінки ризику.

### **ВСТУП**

Метою концепції корпоративного підходу у вирішенні еколого-гігієнічних задач щодо зменшення кількості та мінімізації соціально-економічних наслідків надзвичайних ситуацій техногенного і природного походження в Україні є застосування сучасних методів регулювання техногенної та природної безпеки на основі ризик-орієнтованого підходу, забезпечення гарантованого прийняттого рівня здоров'я населення, екологічної комфортності територій, соціальних, техногенних та природних об'єктів.

Нормування ризиків є спеціально організованою нормативно-правовою діяльністю із розроблення й затвердження норм техногенної і природної безпеки, правил і регламентів господарської діяльності, які визначаються на основі значень ризику в межах прийнятних значень. Нормування є процесом регулювання екологічної якості навколишнього середовища у державі на основі обмеження техногенної діяльності та забезпечення прийнятних для здоров'я людини впливів на її організм як природних явищ, так і антропогенних факторів.

Розробка санітарно-гігієнічних нормативів впливів забруднення навколишнього природного середовища та їх опрацювання проводиться відповідно до припущення, що забруднюється якимсь одне біогеохімічне середовище. Саме таким чином встановлено й впроваджено в практику екологічного контролю нормативи граничнодопустимих концентрацій (ГДК) техногенних сполук для атмосферного повітря, поверхневих вод, ґрунту. Оцінка впливу господарських проектів на навколишнє природне середовище, яка встановлена відповідно до діючих норм ГДК, є точковою та екстериторіальною і має значні неточності і похибки у визначенні наслідків дії негативних факторів [1].

Новим напрямком комплексного санітарно-гігієнічного нормування є розробка системи показників, яка визначатиме загальну характеристику екологічної чистоти води, повітря та ґрунту соціально-еколого-економічної системи. Систему таких нормативів представлено переліком показників із

встановленими межами чи сумарними відносними показниками (індексами якості). Екологічно прийнятні показники цієї системи нормативів перебувають на стадії експериментальних розробок, не мають сили, але вже використовуються проєктувальниками.

## ПОСТАНОВКА ЗАВДАННЯ

**Мета роботи** — дослідження проблемних питань системи управління екологічною якістю навколишнього середовища щодо розробки підходів із визначення оцінки екологічного ризику природному стану території та ризику здоров'ю населення на основі концепції корпоративної екологічної системи (КЕС) і застосування позитивного ризику як оціночної характеристики [2].

Загальний зв'язок між підсистемами КЕС передбачає певний вплив небезпеки і ризику негативних зрушень однієї складової на іншу, виникнення негативних процесів у цілому в корпоративній системі. Задачею даного етапу роботи є розробка алгоритму визначення загальної оцінки стану КЕС відповідно до запропонованих підходів і прийняття відповідного управлінського рішення.

## СУТНІСТЬ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Ризик є одним із можливих засобів вираження невизначеності під час оцінки поведінки системи. Більшість існуючих методик оцінює скалярний чи однокомпонентний ризик. З позицій корпоративного підходу щодо визначення стану функціонування інтегрованих системи необхідно враховувати всі ризики — економічний, соціальний, екологічний (у вигляді ризику здоров'ю населення від дії шкідливих факторів як соціально-економічної системи, так і природної екологічної). Це комплексний ризик, який містить такі складні величини як екологічний ризик, що представлено екологотоксикологічним і еколого-матеріальним ризиком [3, 4]. Традиційно ризик будь-якого результату визначають як добуток його ймовірності на його величину (рис. 1).

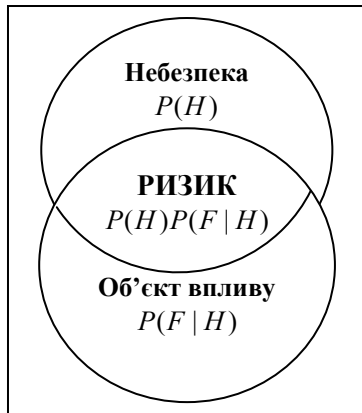


Рис. 1. Схема формування ризику від зовнішньої небезпеки

Варто звернути увагу на існування кореляційної залежності «рівень розвитку економічної системи – імовірність ризику впливу на соціальне середовище – ризик здоров'ю людини». Це загальний зв'язок, що відбиває цілий комплекс параметрів, які визначають величину екологічного здоров'я навколишнього середовища і ризик здоров'ю людини зокрема. У цьому випадку визначення ризику здоров'ю населення подається у вигляді схеми, у склад якої включено підсистеми КЕС (рис. 2).

Виходячи з положення, що ризик зниження рівня санітарно-екологічної безпеки (СЕБ) є ймовірністю негативних змін стану здоров'я населення або його майбутніх поколінь, порушень сприятливих умов життєдіяльності лю-

дини (включаючи погіршення умов і якості життя, виникнення дискомфортних станів та ін.), обумовлених впливом факторів середовища перебування [5], *відвернений ризик СЕБ* розглядається як імовірність реалізації сприятливих умов життєдіяльності людини й (або) стану здоров'я майбутніх поколінь у результаті зниження негативного впливу факторів навколишнього середовища. Це поняття є комплексною характеристикою і містить у собі не тільки власно відвернений ризик здоров'ю, але й інші види ризиків, безпосередньо не пов'язаних зі змінами здоров'я людини. Так, існує ризик зниження якості життя внаслідок зменшення особистої безпеки, доступності й якості медичної допомоги, освіти, комфортності житла й побуту тощо.

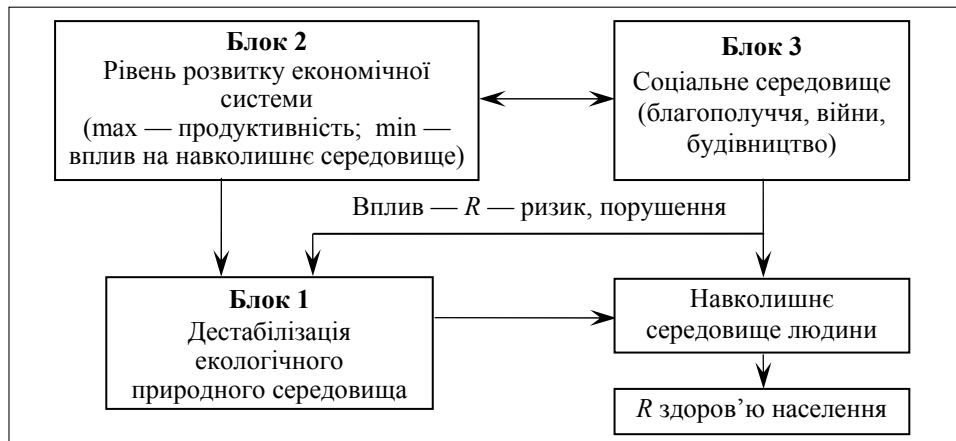


Рис. 2. Фактори формування рівня ризику для здоров'я людини

Вибір показників СЕБ оснований на характеристиці компоненти здоров'я, залежної від впливів середовища перебування. Згідно із корпоративним підходом відповідно до концепції КЕС групування аналізованих показників розподіляють по трьох факторних блоках: біологічні, хімічні, фізичні параметри стану екологічного природного середовища — екологічна оцінка (блок 1); викиди, скиди, утворення відходів відповідно до продуктивності економічної системи — оцінка впливу (блок 2); спосіб життя й соціально-економічне середовище перебування людини — оцінка здоров'я (медичний аспект) (блок 3) (рис. 2).

Такі роботи проведено у напрямку визначення санітарно-епідеміологічного благополуччя. Вони передбачають ранжування показників із урахуванням вектора спрямованості їх впливу на здоров'я, оскільки у кожному блоці багатовимірної системи під час встановлення ризику здоров'ю аналізується велика кількість показників: блок 1 (А) — 33 показники; блок 2 (Б) — 29 показників; блок 3 (В) — 12 показників [6, 7]. Більшому показнику надається менше значення рангового місця у випадку, якщо показник негативно впливає на здоров'я й потрібне зниження його значення (негативний вектор спрямованості). Більшому показнику відповідає більше значення рангового місця, якщо показник позитивно впливає на здоров'я (позитивний вектор спрямованості).

Для територій дослідження проводять підсумовування рангових балів за всіма показниками кожного блоку. По кожному факторному блоку для окремої території розраховується значення нормованого показника (НП) [8].

За нормований показник ( $P_{\text{фон}}$ ) прийнято зважене арифметичне середнє суми балів по кожному блоку, що враховує частоти ознак із негативним і позитивним векторами спрямованості показників:

$$\text{НП}_i = \sum P_i (P_{\text{фон}})^{-1}, \quad P_{\text{фон}} = \left( \sum P_i^- f_i^- + \sum P_i^+ f_i^+ \right) \left( \sum f_i^- + \sum f_i^+ \right)^{-1}, \quad (1)$$

де  $P_i$  — сума балів за всіма показниками кожного блоку для окремої території, розрахована додаванням результатів ранжування показників при негативному ( $P_i^-$ ) і позитивному ( $P_i^+$ ) векторах спрямованості впливу їх на здоров'я;  $f_i^-$  — відносні частоти груп показників, які ранжуювані при негативній й позитивній ( $f_i^+$ ) спрямованості векторів їх впливу на здоров'я.

Значення  $\text{НП}_i$  приводять до ймовірнісних величин відповідно до моделі [7]:

$$P_{\text{risk}_i} = 1 - \exp[0,5(-\text{НП}_i^2)], \quad (2)$$

де  $P_{\text{risk}_i}$  — імовірнісна величина, яка характеризує рівень запобігання ризику ізольованого впливу групи показників відповідних блоків ( $n_j$ ).

Інтегрований показник відверненого ризику СЕБ на територіях області дослідження розраховується підсумовуванням величин ізольованого відверненого ризику по кожному з факторних блоків  $n_j$  з урахуванням їх вагового впливу ( $w$ ) [9]. Зважаючи на існуючий зв'язок у КЕС і відповідно можливий вплив показників блоку 1 на показники, що формують блоки 2 і 3, використано підсумкову модель розрахунку відверненого ризику СЕБ за правилами додавання ймовірностей набуває вигляду:

$$\text{СЕБ}_i = w_{3i} P_{\text{risk}_{3i}} + w_{2i} P_{\text{risk}_{2i}} + P_{\text{risk}_{1i}} (w_{1i} - w_{1/2} P_{\text{risk}_{2i}} - w_{1/3} P_{\text{risk}_{3i}}) \quad (3)$$

Вплив групи факторів на підсумкову величину подають лінійною залежністю, а їх вагове значення — моделлю такого вигляду:

$$Y = a_0 + a_j X_j, \quad w_y(w_{ji}) = (a_y P_{\text{risk}_y}) (a_0 + a_y P_{\text{risk}_y})^{-1}, \quad (4)$$

де  $X_j$  — середнє значення  $P_{\text{risk}_i}$  по блокам;  $Y$  — середнє значення результуючого показника за підсумковою сумою балів блоків 1 (А), 2 (Б), 3 (В);  $a_j$  — коефіцієнт лінійної регресії по блоках.

Розрахунок часткового внеску кожного з факторних блоків у загальну структуру СЕБ для конкретних територій регіону здійснюють за формулою

$$DU_y = 100[(w_{ji} \cdot P_{\text{risk}_{ji}})(\text{СЕБ}_i)^{-1}],$$

де  $DU_y$  — частка факторного блоку для адміністративної території  $y$ , %.

Для визначення екологічного ризику формування небезпечних умов середовища і прогнозу його величини доцільно використовувати розрахунки відносного ризику  $RR_{\text{від}}$ , значення  $\delta RR_t$ , пов'язаного з дією забруднення чи

інших  $t$ -факторів, величину  $\delta AR$  — приріст/зниження атрибутивного ризику під час зміни  $RR$  відповідно до моделей

$$RR_{\text{від}} = \frac{RR}{1 + 0,01 R_{\text{забр}} \cdot RR}; \quad \delta RR_t = \frac{0,01 AR_t RR^2}{1 + 0,01 AR_t RR}; \quad \delta AR = \frac{RR_1 - RR_2}{RR_1 \cdot RR_2} \quad (5)$$

де 0,01 — коефіцієнт переведення відсотків у частки від одиниці.

Дія будь-яких факторів враховується завдяки розрахункам відносних ризиків:

- ризик від забруднення ( $\delta RR_{\text{забр}}$ ):

$$\delta RR_{\text{забр}} = \frac{0,01 AR_{\text{забр}} RR^2}{1 + 0,01 AR_{\text{забр}} RR}; \quad (6)$$

- ризик від профілактичних заходів із підвищення опірності ( $\delta RR_{\text{заход}}$ ):

$$\delta RR_{\text{заход}} = \frac{0,01 AR_{\text{заход}} (RR - \delta RR_{\text{забр}})^2}{1 + 0,01 AR_{\text{заход}} (RR - \delta RR_{\text{забр}})}; \quad (7)$$

- ризик від неврахованих факторів ( $\delta RR_{\text{неврах}}$ ):

$$\delta RR_{\text{неврах}} = \frac{0,01 AR_{\text{неврах}} (RR - \delta RR_{\text{забр}} - \delta RR_{\text{заход}})^2}{1 + 0,01 AR_{\text{неврах}} (RR - \delta RR_{\text{забр}} - \delta RR_{\text{заход}})}. \quad (8)$$

Величину  $AR_{\text{забр}}$  запропоновано визначати шляхом перемноження концентрації речовини на процент приросту захворюваності на одиницю концентрації речовини чи у вигляді відношення величини очікуваного ризику до реального за спостереженнями [10]. Різниця між відсотком приросту захворюваності на одиницю концентрації забруднювачів і коефіцієнтом атрибутивного ризику від забруднення становить величину відносного ризику.

Оскільки для КЕС інтегральний ризик визначається на основі трьох складових, то оцінка сумісного екологічного й економічного ризику позначається як узагальнений ризик (рис. 3). Використання методу згортки дозволяє визначити загальну оцінку економічного і екологічного ризику, який контролюється зміною матеріальних потоків, тобто позначається матеріальним ризиком. Узагальнення матеріального та соціального ризиків дозволяє одержати інтегральний ризик від дії негативних факторів як внутрішнього, так і зовнішнього походження, які спричиняють порушення у складових КЕС і в ній в цілому.

Перша матриця дає узагальнену оцінку економічного й екологічного ризику — матеріальний ризик. Друга матриця дає узагальнену оцінку локальним ризикам людських втрат і погіршення умов життя, тобто оцінку соціальному ризику. Третя матриця дає оцінку інтегральному ризику шляхом агрегування узагальнених оцінок матеріального й соціального ризиків (рис. 3). Логічні матриці згортки визначають процедуру агрегування локальних ризиків в інтегральну оцінку ризику, і тим самим фіксують пріоритети й політику управління об'єктом відповідно до зафіксованих ефектів,

збитків різного типу. Твердження логічних матриць згортки — відповідальна процедура, яка визначає прийняття управлінського рішення.

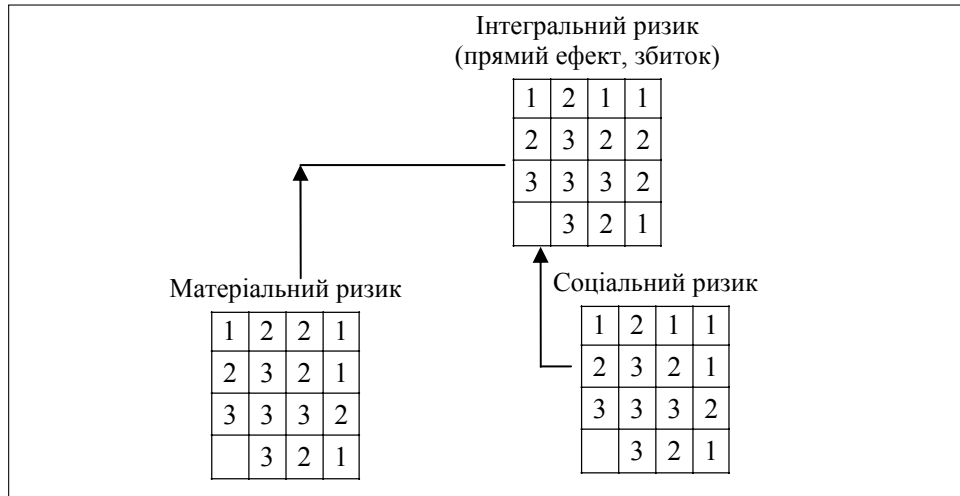


Рис. 3. Логічна матриця згортки для визначення інтегрального ризику

Описана методика побудови інтегральної оцінки ризику на основі агрегування локальних ризиків (очікуваних збитків) може бути без істотних змін застосована й для побудови інтегральної оцінки ризику як математичного очікування інтегральної оцінки збитку. Для цього досить вихідні показники розглядати не як локальні ризики, а безпосередньо збитки, приписуючи кожній величині збитку відповідну ймовірність. Таким чином, кожний тип збитку характеризується розподілом ймовірностей значень збитку. Завдання полягає у визначенні на основі цих даних розподілу ймовірностей можливих значень інтегральної оцінки збитку [11]. Якщо  $p_{ij}$  — ймовірність значення  $j$  для збитку  $a_i$ ,  $i = \overline{1,4}$ ;  $j = \overline{1,3}$ , то значення ймовірностей  $p_{ij}$  відповідають табл. 1:

Із аналізу матриці матеріального ризику (рис. 3) встановлено, що незначний матеріальний збиток (оцінка 1) має місце у двох випадках. У першому випадку незначним є економічний і екологічний збиток, а в другому — при незначному екологічному збитку має місце відчутний економічний збиток. Якщо  $q_{1j}$  — ймовірність оцінки  $j$  матеріального збитку, то відповідно до відомих формул теорії ймовірностей одержуємо:

**Таблиця 1.** Значення ймовірності збитків

0,3	0,3	0,4
0,3	0,3	0,4
0,4	0,3	0,3
0,4	0,3	0,3

$$q_{11} = p_{11} \cdot p_{21} + p_{12} \cdot p_{21};$$

$$q_{12} = p_{11} \cdot p_{22} + p_{11} \cdot p_{23} + p_{12} \cdot p_{22} + p_{13} \cdot p_{21};$$

$$q_{13} = p_{12} \cdot p_{23} + p_{13} \cdot p_{22} + p_{13} \cdot p_{23};$$

де  $q_{11}$  — незначний матеріальний збиток;  $q_{12}$  — відчутний матеріальний збиток;  $q_{13}$  — істотний матеріальний збиток. Таким чином визначається розподіл ймовірностей значень соціального збитку  $q_{2j}$ :

$$q_{21} = p_{31} \cdot p_{41} + p_{32} \cdot p_{41} + p_{31} \cdot p_{42} + p_{32} \cdot p_{42};$$

$$q_{22} = p_{31} \cdot p_{43} + p_{33} \cdot p_{41};$$

$$q_{23} = p_{32} \cdot p_{43} + p_{33} \cdot p_{42} + p_{33} \cdot p_{43}.$$

Знаючи розподіли матеріального і соціального ризиків на основі матриці інтегрального ризику, визначається розподіл імовірностей значень інтегрального збитку  $Q_j$ :

$$\begin{aligned} Q_1 &= q_{11}(q_{21} + q_{22}); \\ Q_2 &= q_{11} \cdot q_{23} + q_{12} \cdot q_{22} + q_{12} \cdot q_{21}; \\ Q_3 &= q_{12} \cdot q_{23} + q_{13} \cdot q_{23} + q_{13} \cdot q_{22} + q_{13} \cdot q_{21}. \end{aligned} \quad (9)$$

Припущення про незалежність ризиків різних типів не завжди відповідає дійсності. У низці випадків більш адекватним є сценарний підхід, при якому надзвичайна ситуація має кілька варіантів (сценаріїв) розвитку. Кожний із варіантів реалізується з деякою ймовірністю й характеризується певним вектором збитків. У цьому випадку збитки різних типів не є незалежними випадковими величинами. Якщо число можливих сценаріїв дорівнює  $m$ , а ймовірність  $j$ -го варіанта дорівнює  $P_j$ , то для кожного варіанта  $j$  визначається інтегральна оцінка збитку  $Q_j$ . Знаючи інтегральні оцінки збитку кожного варіанта і його ймовірність, можна визначити ризик:

$$R = \sum_{j=1}^m Q_j \cdot P_j, \quad (10)$$

де  $m$  — число можливих значень оцінок інтегрального збитку.

Усі види ризиків, що пов'язані з наслідками прояву негативного фактора і визначених порушень в окремих підсистемах КЕС, кількісно встановлюються на основі прямих і непрямих втрат, які несе національна економіка та населення країни в результаті надзвичайних ситуацій, розділяють на три основні групи: економічні, соціальні (загибель людей, втрата здоров'я, погіршення умов життя), екологічні (рис. 4).

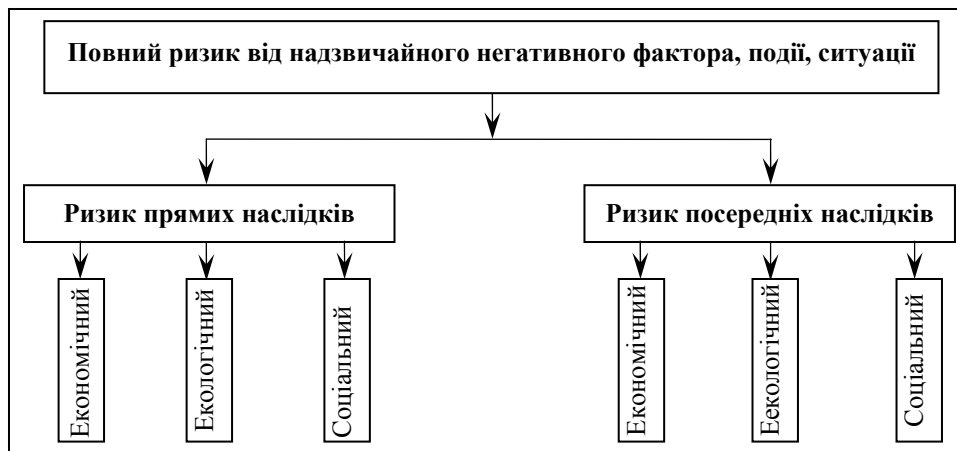


Рис. 4. Схема визначення повного ризику в умовах КЕС

Таким чином, показник повного ризику, який є кінцевим на конкретний момент часу, є проміжним у порівнянні з деяким остаточним показником, що визначиться кількісно у віддаленій перспективі. Останній називається загальним ризиком і за ним у кількісній оцінці визначається сума всіх втрат, збитків і витрат з урахуванням зіставлення до аварійного розвитку як уражених виробництв і місцевостей, так і всього господарства територій в цілому.

Значення поняття ризику для концепції КЕС виявляється через сприйняття його як відображення наслідків особливого виду діяльності, пов'язаного з подоланням невизначеності в ситуації неминучого вибору, у процесі якого є можливість кількісно і якісно оцінити ймовірність досягнення передбачуваного результату, невдачі та відхилення від мети. Різниця між ризиком і невизначеністю належить до способу завдання інформації й визначається наявністю (у випадку ризику) або відсутністю (при невизначеності) імовірнісних характеристик неконтрольованих змінних. У такому змісті ці терміни подано в математичній теорії дослідження операцій, як задачі прийняття рішень в умовах ризику і невизначеності.

Якщо існує можливість якісно й кількісно визначити ступінь імовірності того чи іншого варіанта, то це й буде ситуація ризику. Остання — це різновид невизначеності, коли настання подій імовірне і може бути визначено, тобто об'єктивно існує можливість оцінити ймовірність подій, які виникають у результаті діяльності, дії визначених факторів, наслідків процесів або явищ, впливу природного середовища на розвиток економіки, упровадження досягнень науки в народне господарство та ін.

Таким чином, ризик завжди пов'язано з вибором певних альтернатив і розрахунком імовірності їх результату — у цьому виявляється його суб'єктивна сторона.

Однак величина ризику не тільки суб'єктивна, але й об'єктивна характеристика, оскільки вона є формою якісно-кількісного вираження реально існуючої невизначеності.

Проблема прийняття управлінських рішень, забезпечення їх результативності пов'язана на практиці із реалізацією цільової функції КЕС — встановленням екологічної безпеки, що потребує впровадження низки основних принципів:

- **принцип інтегральної оцінки небезпеки:** управління ризиком включає весь сукупний спектр існуючих у суспільстві небезпек, вся інформація про прийняття рішення в цій області загальнодоступна;
- **принцип стійкості екосистем:** величина антропогенного впливу має строго обмежуватися й не перевищувати величин граничнодопустимих навантажень на екосистеми;
- **принцип пріоритету безпеки життя та здоров'я людей:** склад заходів для забезпечення безпеки населення у випадку виникнення і розвитку будь-якого ризику, спричинення надзвичайних ситуацій; визнання в умовах концепції КЕС на даний момент величини оцінки ризику здоров'ю ідентифікаційним параметром рівноважного стану КЕС, який відповідає вимогам екологічності і гармонії в системі «людина–природа (навколишнє середовище)» (рис. 5).



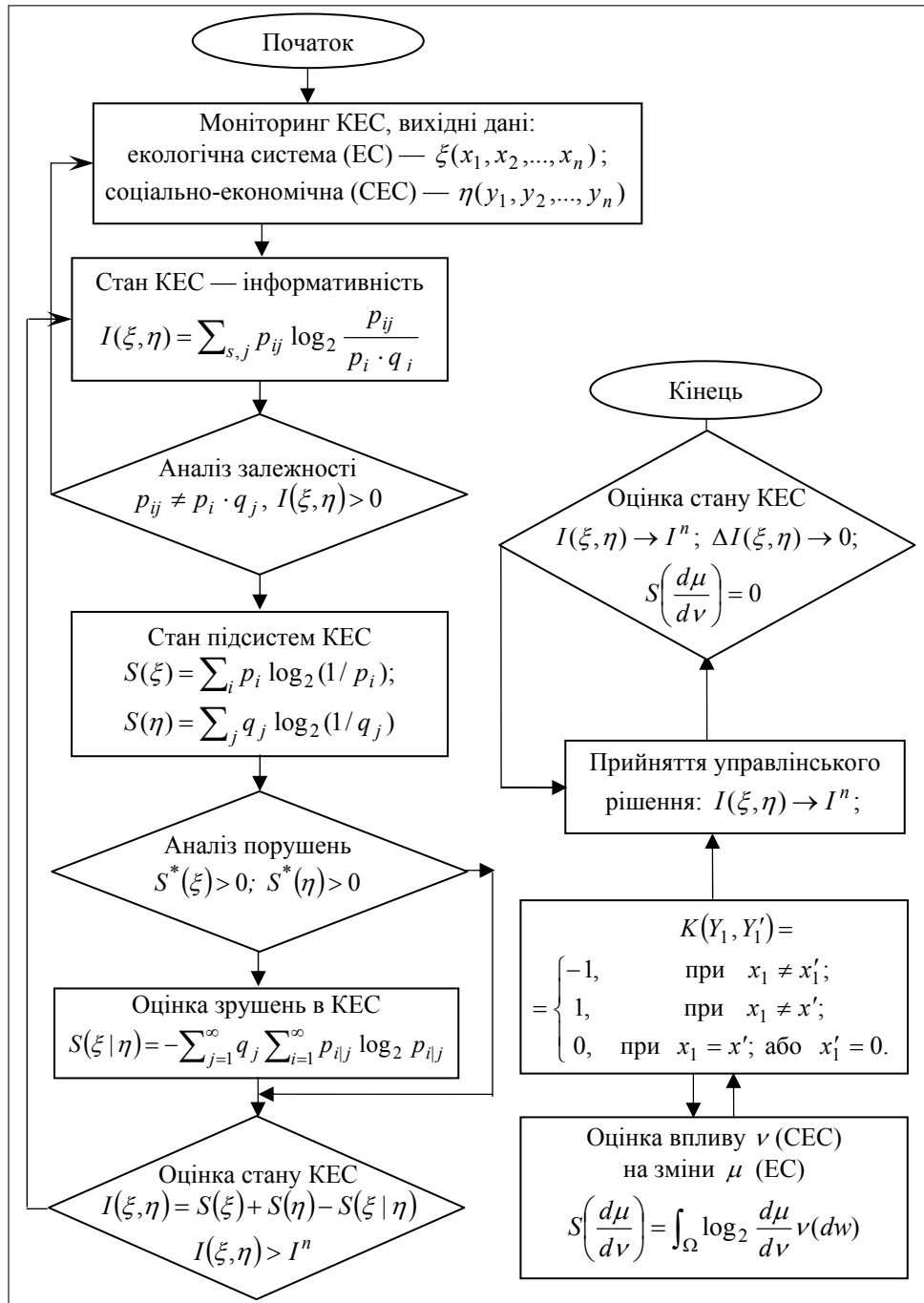


Рис 5. Схема алгоритма оцінки стану КЕС на основі ентропійного підходу і компараторної ідентифікації, де  $\xi$  — випадкова величина, яка набуває значення  $(x_1, x_2, \dots, x_n)$  з імовірністю  $(p_1, p_2, \dots, p_n)$ ;  $\eta$  — випадкова величина, яка набуває значення  $(y_1, y_2, \dots, y_m)$  з імовірністю  $(q_1, q_2, \dots, q_m)$ ;  $p_{ij}$  — імовірність сполучення подій  $\xi = x_i$ ;  $\eta = y_j$ ;  $S$  — ентропія стану систем;  $\mu$  — екологічні зрушення від мір  $\nu$  антропогенних (відповідно до Радона-Никодима) ( $S_t w = w(t + \tau)$ );  $I^n$  — початковий рівноважний стан; \* — визначення  $S$  за умови  $I^n = 0$

## **ВИСНОВКИ**

Таким чином, розвиток концепції корпоративної екологічної системи і прийняття управлінського екологічного рішення безпосередньо пов'язано з впровадженням і подальшим розвитком теорії ризику (рівняння 3, 6, 7, 8), а саме, екологічного ризику, і формуванням цілісної теорії екологічного управління, спрямованої на гармонізацію розвитку трьох систем і забезпечення екологічності на основі рівноваги в КЕС (рис. 5).

Загальний ризик від дії небезпечного фактора визначається виникненням безпосередньо порушень у підсистемах КЕС і ймовірністю прояву негативних наслідків протягом тривалого часу (рівняння 9, 10).

## **ЛІТЕРАТУРА**

1. *Современные проблемы экологической гигиены* / Под ред. М.П. Захарченко. — Киев: Хрещатик, 1993. — Ч. 1 — 174 с.; Ч. 2 — 153 с.
2. *Козуля Т.В.* Теоретичні аспекти створення корпоративної системи екологічного управління // *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. — 2005. — № 2 (10). — С. 193–197.
3. *Меньшиков В.В.* Концептуальные основы оценки экологического риска. — М.: Изд-во МНЭПУ, 2001. — 44 с.
4. *Гігієна та екологія* / Під ред. члена-кореспондента АМН України, проф. В.Г. Бардов. — Київ: НМУ ім. О.О. Богомольця, 2006. — 720 с.
5. *Новиков С.М., Шашина Т.А., Абалкина И.Л., Скворцова И.С.* Риск воздействия химического загрязнения окружающей среды на здоровье населения: от оценки к практическим действиям. — М.: Медицина, 2003. — 83 с.
6. *Проблемы оценки риска здоровью населения от воздействия факторов окружающей среды* / Под ред. Ю.А. Рахманина, Г.Г. Онищенко. — М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2004. — С. 157–160.
7. *Комплексная гигиеническая оценка степени напряженности медико-экологической ситуации различных территорий, обусловленной загрязнением токсикантами среды обитания населения. Методические рекомендации: рекомендации; введены в действие с 30.06.97, № 2510/5716-97-32.* — М., 1997. — 23 с.
8. *Петров А.Н., Жиляков А.М., Дружинин М.В.* Оценка риска здоровью при определении санэпидблагополучия населения // *Гигиена и санитария*. — 2006. — № 5. — С. 49–50.
9. *Шиган Е.Н.* Методы прогнозирования и моделирования в социально-гигиенических исследованиях. — М.: Медицина, 1986. — 208 с.
10. *Вентцель Е.Н.* Теория вероятностей. — М.: Высш. шк., 2001. — 575 с.
11. *Бурков В.Н., Щепкин А.В.* Экологическая безопасность. — М.: ИПУ РАН, 2003. — 92 с.
12. *Козуля Т.В., Шаронова Н.В.* Моделирование структуры и идентификация состояния корпоративной экологической системы (КЭС) // *Проблеми інформаційних технологій*. — 2007. — № 1. — С. 178–185.

*Надійшла 18.03.2009*