

## **РОЗВ'ЯЗАННЯ ЗАДАЧ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ЗА УМОВИ РЕАЛІЗАЦІЇ КОНЦЕПЦІЇ КОРПОРАЦІЙНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИСТЕМИ**

**Т.В. КОЗУЛЯ, Н.В. ШАРОНОВА**

Подано теоретико-практичні засади формування оцінки екологічного ризику щодо антропогенно-навантажених територій і стану здоров'я населення на корпоративній основі формування системи дослідження. Визначено переваги концепції корпоративної екологічної системи (КЕС). Подано розрахунки ризику на основі ймовірно-термодинамічних показників стану об'єктів дослідження.

### **ВСТУП**

Одним із головних питань розробки системи підтримки прийняття рішення (СППР) є вибір математичних моделей і методів прийняття рішень, що є основою її функціонування. Прийняття рішень для дослідженої системи в екологічному моніторингу пов'язано з її складністю, розподіленням підсистем, невизначеністю поточного стану, необхідністю враховувати велику кількість різних факторів і критеріїв, що характеризують варіанти рішень. Школою академіка М.З. Згуровського багато років ведуться наукові роботи з математичної формалізації та розробки апарату функціонування систем екологічної безпеки за теорією сталого розвитку [1–3]. У запропонованій концепції корпоративної екологічної системи (КЕС) вирішуються завдання щодо екологічних принципів цієї теорії завдяки впровадженню комплексу ймовірно-термодинамічної оцінки з використанням ентропії як похідного поняття від значень «стан об'єкта» або «фазовий простір об'єкта», її можливості визначати ступінь варіативності мікростану об'єкта [4–6].

Створення і впровадження СППР в інформаційні управляючі системи (ІУС) екологічного моніторингу за умови впровадження концепції КЕС вимагає поетапної розробки й розвитку сукупності всіх підсистем, які забезпечують СППР технічне, математичне, програмне, інформаційне та організаційне забезпечення екологічної управляючої дії (рис. 1).

Необхідність розвитку соціально-економічної системи та складність наслідків впливу інтенсивного її розвитку на стан живих організмів і людини визначили доцільність формування нових підходів в управлінні екологічною безпекою з реалізацією інформаційно-управляючої системи в межах КЕС. У наукових роботах вітчизняних та зарубіжних авторів (В.І. Ізмалков, А.О. Биков, В.В. Мурзін, R.V. Ricraft, J.L. Diets, K.R. Swith, А.Т. Нікітін, С.А. Степанов, І.В. Масленнікова) розглядаються різні концепції, принципи та моделі екологічної безпеки. Розроблено системно-динамічну концепцію (С.І. Дорогунцов, О.М. Ральчук), яка базується на уявленні про інтегровану безпеку. Менш вивченими є питання формування екологічної небезпеки та управління безпекою в умовах постійно присутнього техногенного навантаження, яке не носить вираженого екстремального характеру. Аналіз науко-

вих досягнень у розвитку управління екологічною безпекою з урахуванням обов'язкового зв'язку між трьома складовими (екологічною, соціальною й економічною системами) показав, що на цей час існують декілька корпоративних систем (КС) управління. Розрізняють КС з: управління виробничими запасами; управління конкретним виробництвом; роботи з клієнтом. Перші називаються Material Requirement Planning, другі — Enterprise Resource Planning, треті — Custom Relationship Management. Вони мають певні результати щодо можливостей підвищення результативності розвитку соціально-економічної системи завдяки корпоративним зв'язкам. Корпоративний екологічний менеджмент (КЕМ) зосереджений на задачах економічної діяльності (виробництво, організація) у тих напрямках, які безпосередньо або опосередковано належать до взаємовідносин підприємства з навколишнім природним середовищем [1–3, 7].

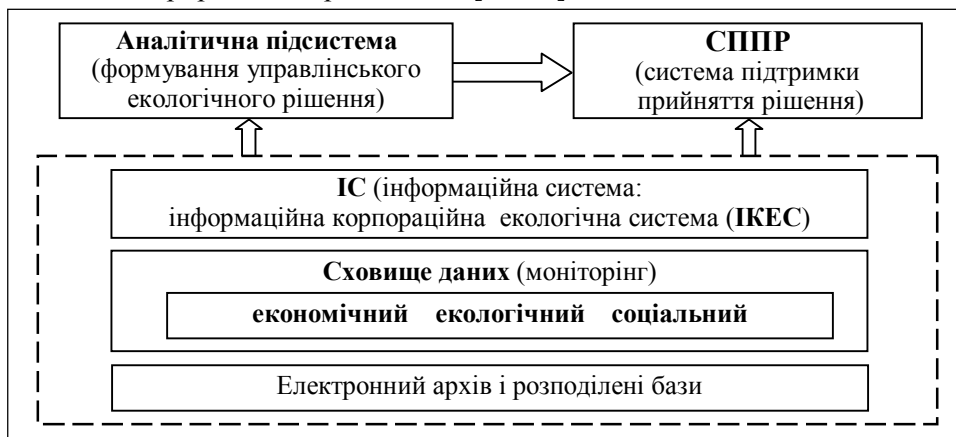


Рис. 1. Модель інформаційно-управляючої системи в межах КЕС

Суттєвим недоліком існуючих підходів щодо корпоративного управління екологічною безпекою можна вважати надання переваги антропоцентричним засадам за методологією оцінки характеристик життєвого циклу продукції та контролю дотримання науково-технічних нормативів і економічної доцільності, що не можуть бути єдино вірними за умови сталого екологічного розвитку. Така стійка тенденція з оцінки якості зумовлює другорядність питань екологічної ефективності (наприклад, виснаження ґрунтів, зміни біологічних складових регіону тощо), що суперечить сутності екологічної безпеки й управління екологічною безпекою, де першочерговими є питання забезпечення виконання природним середовищем своїх функцій.

Для уникнення зазначених вище недоліків формування КС управління екологічною безпекою для еколого-соціально-економічної системи пропонується: по-перше, корпорація економічної, соціальної та екологічної систем як єдиної системи — КЕС; по-друге, розробка для такої системи спеціальної корпоративної системи екологічного управління (КСЕУ) на засадах нової теорії корпоративного підходу з оцінки стану КЕС будь-якого рівня.

## МЕТА І ЗАДАЧІ ДОСЛІДЖЕННЯ

**Мета роботи** — у межах зазначеного розвитку теорії та практики екологічної безпеки є впровадження і розвиток корпоративної інформаційної систе-

ми моніторингу як інформаційної бази для КЕС і СППР у системі управління екологічною безпекою на основі однозначної кількісної оцінки складових КЕС, визначеної за комплексом термодинамічного аналізу, ризик-аналізу та теорії ймовірності.

Для досягнення цієї мети досліджень у роботі порушено такі питання:

- визначити методичні підходи загальної оцінки стану систем як основи прийняття рішення щодо дотримання функціонування КЕС відповідно до вимог екологічної безпеки;
- надати практичне використання методичних підходів для якісної та кількісної оцінки екологічного стану складових природної системи та ризику здоров'ю і прийняття рішення щодо обмеження небезпечного впливу на взаємозв'язок людина-природна система.

### **СУТНІСТЬ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ**

Зважаючи на системні ознаки в структурі КЕС, приймається, що для вирішення проблемного питання екології — збереження всього живого та захист людини, екологічна, соціальна й економічна системи мають знаходитися в оптимально-нормованому стані, а рішення з регулювання їх взаємодії за функцією  $F(U)$  буде контролюватися мінімумом функціонала  $F(X, W, E, S)$ . Самі ж системи за складом, структурою й адаптаційними можливостями як живої, так і абіотичної складової характеризуються в будь-якому проміжку часу параметрами  $X, W, E$  і  $S$ . Показники  $E$  та  $S$  є термодинамічними функціями, що доцільно для цього підходу, оскільки саме за допомогою термодинамічних показників можливо спрогнозувати стан будь-якої фізико-хімічної системи, до якої належить і КЕС. Перші складові  $X$  та  $W$  відповідають за вигляд системи:  $X$  — склад,  $W$  — структура.

Таким чином, КЕС — це складний, унікальний об'єкт, експеримент із яким неможливий у прямому розумінні цього слова. У реальних системах усі зазначені параметри розподілено за певним заданим станом системи і їх зміни визначені в часі в результаті переходу елементів із одного стану в інший. Зміни стану  $F(X, W, E, S)$  у часі називаються процесом. Оскільки цими змінами можна керувати, то такі процеси прийнято описувати шляхом показу закономірностей переходу від попереднього стану  $F(X_i, W_i, E_i, S_i)$  до наступного  $F(X_{i+1}, W_{i+1}, E_{i+1}, S_{i+1})$  на кожному кроці залежно від управляючого впливу, який характеризується функцією  $F(U)$  або деяким вектором  $U = (u_1, u_2, \dots, u_n)$  (набір управляючих параметрів), або в загальному випадку елементом множини  $U_0$ , що називається множиною управління.

Інформаційна або енергетична характеристика системи визначається в строгій залежності від пріоритетів аналізуючого та синтезуючого напрямів дослідження. Відповідно до отриманих результатів аналізу визначають ентропійні оцінки енергетичної ознаки, проводять синтез даних неможливий ентропійній оцінці інформаційного характеру. Функціонування такої системи в межах речовинно-енергетичної організації та негентропії зв'язків зображується запропонованою структурою (рис. 2).

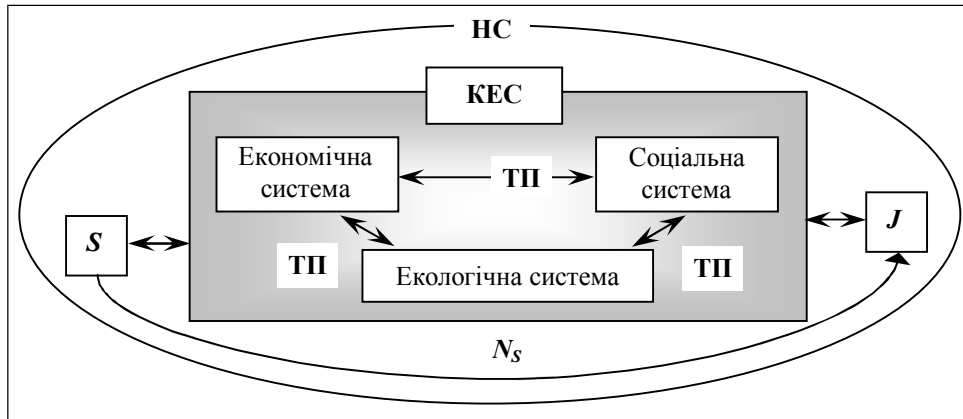


Рис. 2. Інформаційно-ентропійна структура КЕС: НС — навколишнє середовище; ТП — термодинамічний потік;  $S$  — ентропія;  $J$  — інформація;  $N_S$  — негентропія

Управління екологічною безпекою щодо економічної складової корпоративного об'єкта дослідження, яке спричиняє надходження потоку речовини в природні системи, буде визначатися наявністю саморегулювання й ендеогенних трансформаційних процесів у екосистемі з метою зменшення навантаження на систему в цілому. Умови позитивних змін при самоорганізації зі стабілізації стану системи на рівноважному й екологічно безпечному

рівні відповідно до характеристик  $X$ ,  $W$ ,  $E$  та  $S$  відповідно до  $\frac{\partial F_{X,W,E,S}}{\partial t} \rightarrow 0$ .

Завдяки перебігу нестатичних процесів КЕС наблизиться до стану рівноваги за таких умов, її ентропія досягне максимально можливої величини, а стійка рівновага в КЕС встановиться відповідно до вимог:

$$(dS)_{U,V} = 0, \quad (d^2S)_{U,V} < 0.$$

Якщо виходити з основ запропонованої КС, то екологічна оцінка локальної рівноваги в природних системах має бути безпосередньо пов'язана з аналізом взаємозв'язку потоків речовини на виході з економічної системи (на мікрорівні це стосується викидів і скидів в навколишнє середовище) і змін здоров'я населення як індикатора стану соціальної складової КЕС.

Оскільки ґрунти та ґрунтові води мають властивість накопичувати шкідливі домішки, а терміни виведення, або нейтралізації цих домішок є суттєвими (на відміну від повітря, де такі процеси є порівняно швидкими), то варто приділити увагу щодо оцінки екологічної небезпеки саме цим складовим екологічної системи. Практичну реалізацію концепції щодо визначення екологічного стану дослідженого об'єкта було здійснено на прикладі моніторингу антропогенно-навантажених ґрунтів, які надано у вигляді КС мікрорівня з метою: визначення загального стану КЕС за даними окремих локальних процесів і явищ, які відбуваються в системі; формування управлінського рішення спрямованої дії відповідно до визначення точок небезпеки дослідженої території з урахуванням перерозподілу потоків речовини й енергії з екосистеми в економічну та соціальну системи. Для цього використано статистичні дані екологічного моніторингу територій, ґрунти яких знаходяться під техногенним впливом Зміївської ДРЕС (Харківська область)

і підприємств м. Харкова. Для аналізу взято середні чисельні значення вмісту важких металів у ґрунтах, проби яких відбиралися в осінній і весняний період на території Зміївського району і м. Харкова з 6 та 5 відповідно постійних точок спостереження і 16 контрольних протягом 1994–2004 рр., що становить із урахуванням паралельного аналізу близько 400 зразків і 10800 елемент-визначень [8]. Згідно з даними рентгено-фазового аналізу (РФА) у складі ґрунтів було визначено на якісному рівні такі хімічні сполуки малорозчинного та нерозчинного характеру:  $Zn_2V_2O_7$ ,  $Zn_3(VO_4)_2$ ,  $Zn(VO_3)_2$ ,  $Pb(VO_3)_2$ ,  $4PbOxV_2O_5$ ,  $Pb_3(VO_4)_2$ ,  $PbCrO_4$ ,  $PbCr_2O_7$ ,  $SrCrO_4$ ,  $SrCr_2O_7$ ,  $Sr(VO_3)_2$ ,  $Ni_2V_2O_7$ . Отже, важкі метали, потрапляючи в ґрунт у вигляді оксидів, сульфідів, елементної форми, завдяки трансформації в ґрунтовому розчині знаходяться в іонній формі:  $Zn^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $CrO_4^{2-}$ ,  $Cr_2O_7^{2-}$ ,  $VO_3^-$ ,  $V_2O_7^{4-}$ ,  $VO_4^{3-}$ . Аніоногени, як видно із перелічених сполук за даними РФА, утворюють оксидовмісні кислотні залишки, що здатні поєднуватися з катіонами металів і утворювати нерозчинні солі. Саме ці речовини хіміко-трансформаційного потоку акумулюються в ґрунтах і зменшують міграційні здатності певних техногенних елементів. На поширення забруднювачів значно впливає макросклад ґрунтів, що сприяє затриманню катіоногенів, оскільки частинки ґрунту мають від'ємний заряд. Структура та співвідношення макроречовин створюють певну рН-середовища, що регулює міграційні можливості полютантів. Найбільшу увагу під час аналізу макроскладу ґрунту зосереджують на співвідношенні  $Al_2O_3/SiO_2$  і наявності оксидів K, Ca та Mg, що створюють основні умови, які збільшують міграційні здатності таких токсичних аніоногенів, як Cr (VI), V (V), As(V) та Mo, W. Значний вміст  $SiO_2$  і наявність у ґрунтовому розчині сульфат-, хлорид-іонів спричиняє підкислення ґрунту, що призводить до збільшення міграції катіоногенів важких металів, надходження їх у рослини та поширення по харчовому ланцюгу.

Практичні результати визначень взаємовпливу важких металів у зразках ґрунтів проаналізовано за допомогою пакету програм «STATISTICA 6.0». Математична модель залежності показника рН від вмісту основних компонентів ґрунтів та значення співвідношення головних складових ґрунтів має вигляд для ґрунтів міста:

$$pH = 7,3 + 0,92K_{Al/Si} \text{ або } pH = 0,216K_{Fe/Si} + 0,711K_{Al/Si} + 7,3,$$

$$pH = 0,85C_{SiO_2} - 0,22C_{Al_2O_3} + 0,19C_{Ti_2O_5} + 0,13C_{K_2O, CaO, MgO},$$

де  $K_{Fe/Si}$ ;  $K_{Al/Si}$  — коефіцієнти співвідношення між відповідними мікроелементами Fe/Si, Al/Si.

Для ґрунтів Зміївського району відсутня така залежність і згідно з даними статистичної обробки визначені такі параметри зв'язку між рН і складом ґрунтів (табл. 1).

Математична модель формування рН-середовища для досліджених ґрунтів має вигляд:

- для ґрунтів Зміївського району

$$pH = 0,99C_{Mo} + 0,47C_{Cr} - 49,95, \quad (1)$$

- для ґрунтів міста

$$pH = 1,1C_{Pb} + 0,07C_{Sr} - 0,16C_{Cr} + 0,22C_{Ni} - 25,8, \quad (2)$$

де  $C_{Mo}$ ,  $C_{Cr}$ ,  $C_{Pb}$ ,  $C_{Sr}$ ,  $C_{Ni}$  — концентрації молібдену, хрому, свинцю, стронцію, нікелю в ґрунтах.

**Таблиця 1.** Результати регресійного аналізу

Multiple Regression Results, Standard error of estimate: 0,52905					
Dependent: pH Multiple R = 0,999					
$F = 26860,92$ $R^2 = 0,9998$ $df = 1,4$ $adjusted R^2 = 0,9998$ $p = 0,000000$					
Intercept: 6,9160 Std. Error: 0,2368 $t(4) = 29,200$ $p\text{-level} = 0,000008$					
	Beta	Std.Err.	B	Std.Err.	t(4)
Intercept			6,916	0,237	29,2003
pH	0,999	0,0061	0,932	0,0057	163,8930

Отримані результати аналізу підтверджують думку щодо взаємодії між катіоногенами та аніоногенами в трансформаційному потоці й утворення умов їх акумулювання, зменшення міграції під час регулювання рН-середовища. Наявність у ґрунтах хроматів важких металів, які за термодинамічними властивостями здатні зменшити екзогенний потік, забезпечує підтримання екологічної безпеки в екосистемі та надходження речовини в соціальну складову КЕС.

Таким чином, застосування корпоративного підходу на основі надання об'єкта дослідження у вигляді інтегрованої системи, термодинамічного аналізу й урахування комплексної системи оцінювання дозволяє визначити оптимальні умови як самопідтримки системою екологічної рівноваги, так і напрям прийняття управлінського рішення з екологічної безпеки та забезпечення відсутності ризику здоров'ю населення.

Аналіз досвіду визначення оцінки ризику здоров'ю в Україні [9, 10] і за кордоном [11] показав, що без встановлення всебічного зв'язку між станом навколишнього середовища людини (економічного, соціального й екологічного природного) і рівнем його здоров'я неможливо надати кількісну оцінку впливу будь-яких факторів на організм і прийняти рішення щодо зменшення цього впливу. Для розв'язання такого роду задач потрібний міждисциплінарний підхід, який дозволить проводити самостійні науково-практичні дослідження в певних наукових напрямках, тобто потрібна кооперація наукових досліджень, що забезпечує їх самостійність і еволюційний розвиток. Кінцевий якісний і кількісний результат оцінки стану здоров'я зводиться до безрозмірної величини — ризик, який являє собою функцію залежності від факторів впливу, що викликають відповідний відгук у певній сфері навколишнього середовища людини і таким чином спричиняють негативну (позитивну) дію на організм. З урахуванням існуючих загальних наук, які вивчають людину, напрямів моніторингу «навколишнє середовище — людина» корпоративний підхід щодо визначення оцінки ризику здоров'ю матиме такі складові (рис. 3).

Безпечність середовища для людини гарантується завдяки нормуванню ризиків надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру. Запровадження корпоративного підходу в нормування дозволяє комплексно підійти до управління екологічними та соціально-медичними ризиками, сприяє спільному розвитку медицини — гігієни та санітарно-гігієнічної оцінки й екології як комплексної галузі науки (рис. 4).



Рис. 3. Схема організації корпоративного екологічного моніторингу щодо оцінки ризику здоров'ю та нормування якості навколишнього середовища

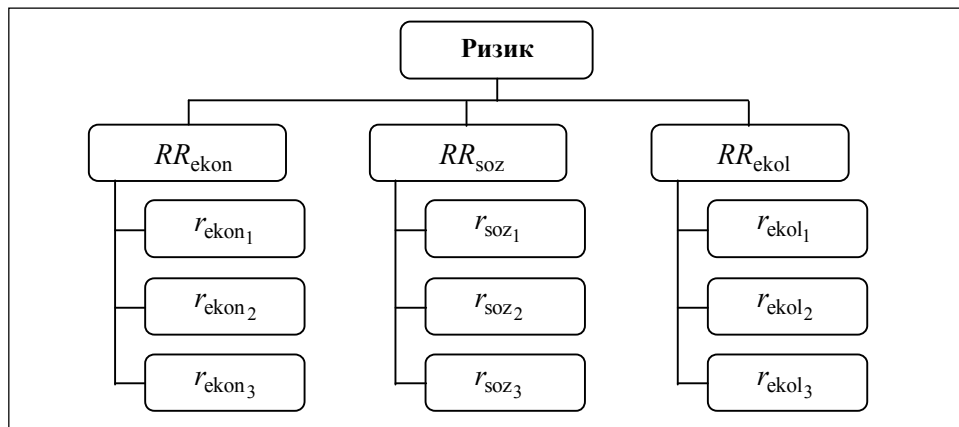


Рис. 4. Ризик-аналіз на корпоративній основі:  $RR_{ekon}$  — економічний ризик ( $r_{ekon1}$  — виробничий,  $r_{ekon2}$  — фінансовий,  $r_{ekon3}$  — економічного благополуччя);  $RR_{ekol}$  — екологічний ризик ( $r_{ekol1}$  — екосистемний,  $r_{ekol2}$  — ресурсний,  $r_{ekol3}$  — забезпечення життєдіяльності);  $RR_{soz}$  — соціальний ризик ( $r_{soz1}$  — техногенної безпеки,  $r_{soz2}$  — соціальної напруженості,  $r_{soz3}$  — демографічний)

Кожна з підсистем КЕС як самостійна складна система включає цілий комплекс проблемних задач, розв'язання яких пов'язано з співставленням отриманих даних і прийняттям зваженого рішення на основі ризик-аналізу. В узагальненому вигляді ризик здоров'ю як індикатор впливу негативних факторів на будь-яку складову КЕС визначається ймовірністю порушення здоров'я стану людини (біологічної системи) унаслідок імовірності змін

в економічній системі ( $RR_{ekon}$ ) та екологічній ( $RR_{ekol}$ ), тобто порушення оптимальних допустимих умов функціонування організму людини і біологічних організмів, соціальної системі ( $RR_{soz}$ ). Зважаючи на взаємозв'язок «вплив (зовнішня дія) — імовірність (інтенсивність) прояву», необхідно в конкретній ситуації зважати на функціональну залежність узагальненого ризику (у роботі на ризику здоров'ю) від складових корпоративного ризику:  $Risk = f(RR_{ekon}, RR_{soz}, RR_{ecol})$ .

Отже, у межах корпоративного підходу (з врахуванням надання об'єкта дослідження у вигляді КЕС (рис. 2)) розв'язуються дві задачі в екологічному й еколого-гігієнічному сенсі (рис. 3), що стосуються оцінки ризику здоров'ю населення:

- 1) визначення стану об'єкта дослідження, встановлення ймовірності порушень та ризику дестабілізуючих процесів, що підтверджується значеннями ентропії;
- 2) формування нормативів як розрахункових величин на базі мінімізації впливу і за даними ефектів дії на живий організм дестабілізуючих факторів (рис. 5).

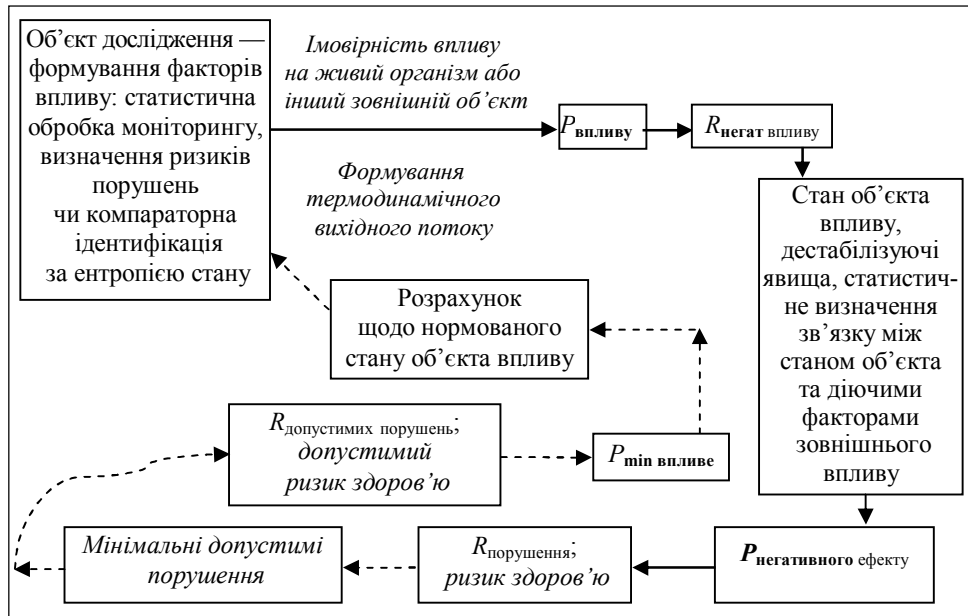


Рис. 5. Задачі ризик-аналізу з реалізацією концепції КЕС (→ — напрямок и послідовність розв'язання 1-ї задачі; - - - ► — розв'язання задачі нормування щодо об'єкта впливу)

На цьому етапі практичну реалізацію концепції КЕС і корпоративного підходу розглянуто на прикладі оцінки екологічної небезпеки під час експлуатації Дергачівського полігону відходів щодо якості водних об'єктів і виникнення ризику здоров'ю населення за такою послідовністю ймовірнісно-термодинамічного аналізу:

$$\sigma(X) = \sqrt{\frac{\sum_{i=0}^{\text{lenght}(X)-1} (X_i - \text{mean}(X))^2}{\text{lenght}(X) - 1}}, X = x_i / \text{ГДК},$$



$$F(X, i) := \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma(X)} \exp\left[\frac{-1}{2(\sigma(X))^2}(X_i - 1)^2\right]$$

імовірність стану, впливу:

$$\begin{aligned} sP(X, x_1, x_2) &:= \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma(X)} \left[ \frac{-1}{2} \operatorname{erf}\left[\frac{1}{2}\sqrt{2} \frac{(-x_2 + \min(X))}{\sigma(X)}\right] \frac{\pi^1}{2} \sqrt{2}\sigma(X) + \right. \\ &\quad \left. + \frac{1}{2} \operatorname{erf}\left[\frac{1}{2}\sqrt{2} \frac{(-x_1 + \min(X))}{\sigma(X)}\right] \frac{\pi^1}{2} \sqrt{2}\sigma(X) \right], \\ P(X, x_1, x_2) &:= \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma(X)} \left[ \frac{-1}{2} \operatorname{erf}\left[\frac{1}{2}\sqrt{2} \frac{(-x_2 + 1)}{\sigma(X)}\right] \frac{\pi^1}{2} \sqrt{2}\sigma(X) + \right. \\ &\quad \left. + \frac{1}{2} \operatorname{erf}\left[\frac{1}{2}\sqrt{2} \frac{(-x_1 + 1)}{\sigma(X)}\right] \frac{\pi^1}{2} \sqrt{2}\sigma(X) \right]. \end{aligned} \quad (3)$$

Ризик впливу як інформаційна ентропія й ентропія впливу, якщо ІЗ не перевищує  $x_2 = 1$ :

$$Risk = S, \quad S(I) = -P(X, x_1, x_2) \ln[P(X, x_1, x_2)]; \quad S = \ln[P(X, x_1, x_2)].$$

Незалежною характеристикою  $X$  є встановлені ІЗ об'єкта впливу — полігону, і поверхневих вод, які покладено в основу розрахунку в Mathcad 2001 Profession параметрів екологічної небезпеки відповідно до системи (3).

За результатами розрахунків встановлено, що найменшу ймовірність залишатися в межах норми ( $0 < IZ < 1$ ) мають токсикологічні показники води, а під час реалізації ситуації перебільшення нормативу більш негативно впливатимуть на об'єкти навколишнього середовища органічні речовини та важкі метали, що підтверджено аналізом ситуації на звалищі відходів (індекс БГПК — еколого-санітарний показник трофосапро-біологічний; ЗМІ — загальний мікробіологічний індекс; Р — ймовірність відповідності стану мінімальних зрушень у системі; РР — ймовірність впливу при відхиленні показників від норми;  $S$  — ризик впливу як інформаційна ентропія;  $SS$  — ентропія впливу) (табл. 2).

Відповідно до великого значення ентропії хімічних факторів впливу визначені можливості порушень властивостей води. Статистична обробка показала залежність змін властивостей води за негативними факторами та подібний зв'язок між ефектом у системі впливу — рівнем якості води та ймовірністю дії інгредієнтів звалища відходів: кореляції між наявністю на полігоні перевищеної кількості органічних речовин (organic), важких металів (VM), і аніонних форм (anion) і органолептичними властивостями водних джерел (organolept) (рис. 6, а); значимі регресійні рівняння залежності токсикологічних показників джерел (toxcolog) від наявності небезпечних речовин на полігоні (organic, VM) та ймовірності впливу (PPnagusch) від порушень мікробіологічних і токсикологічних властивостей води (Ind(mikrobiol), IdZ(tocsical)) (рис. 6, б).

**Таблиця 2.** Загальна ймовірнісно-термодинамічна характеристика району дослідження

Контрольовані параметри		Ймовірнісно-термодинамічні характеристики (дані розрахунку Mathcad 2001 Profession)			
		P	S	PP	SS
Мікробіологічні	Загальні дані	$P(MK, x1, x2) = 0.144$	S=0,279	$PP(MK, x11, x2) = 0.395$	SS=0,367
	M (Індекс БГПК)	$P(M, x1, x2) = 0.264$	S=0,351	$PP(M, x11, x2) = 0.47$	SS=0,355
	K (ЗМІ)	$P(K, x1, x2) = 0.233$	S=0,33	$PP(K, x11, x2) = 0.715$	SS=0,24
Органолептичні	Загальні дані	$P(Values, x1, x2) = 0.303$	S=0,362	$PP(Values, x11, x2) = 0.366$	SS=0,368
	L1 (Запах)	$P(L1, x1, x2) = 0.225$	S=0,335	$PP(L1, x11, x2) = 0.214$	SS=0,33
	L2 (Кольоровість)	$P(L2, x1, x2) = 0.276$	S=0,355	$PP(L2, x11, x2) = 0.467$	SS=0,356
	L3 (Прозорість)	$P(L3, x1, x2) = 0.148$	S=0,28	$PP(L3, x11, x2) = 0.468$	SS=0,355
	L4 (Водневий показник)	$P(L4, x1, x2) = 0.176$	S=0,306	$PP(L4, x11, x2) = 0.852$	SS=0,136
	L5 (Жорсткість)	$P(L5, x1, x2) = 0.144$	S=0,275	$PP(L5, x11, x2) = 0.503$	SS=0,346
	L6 (Хлориди)	$P(L6, x1, x2) = 0.033$	S=0,113	$PP(L6, x11, x2) = 0.71$	SS=0,24
Токсикологічні	Загальні дані	$P(Values3, x1, x2) = 0.243$	S=0,344	$PP(Values3, x11, x2) = 0.266$	SS=0,352
	N1 (Нітрати)	$P(N1, x1, x2) = 0.123$	S=0,25	$PP(N1, x11, x2) = 0.746$	SS=0,219
	N2 (Нітриди)	$P(N2, x1, x2) = 0.093$	S=0,221	$PP(N2, x11, x2) = 0.337$	SS=0,367
Відходи	Загальні дані	$P(Values5, x1, x2) = 0.307$	S=0,363	$PP(Values5, x11, x2) = 0.309$	SS=0,363
	B1 (Аніони)	$P(B1, x1, x2) = 0.108$	S=0,241	$PP(B1, x11, x2) = 0.201$	SS=0,321
	B2 (Важкі метали)	$P(B2, x1, x2) = 0.302$	S=0,362	$PP(B2, x11, x2) = 0.442$	SS=0,36
	B3(Органічні речовини)	$P(B3, x1, x2) = 0.3$	S=0,361	$PP(B3, x11, x2) = 0.444$	SS=0,36

**ВИСНОВКИ**

Застосування корпоративного підходу на основі ймовірнісно-термодинамічного аналізу стану складових і загалом дослідженої КЕС дозволило:

- визначити методичні підходи загальної оцінки стану досліджених систем — ґрунт як складової екосистеми й антропогенно-навантаженої території (табл. 1), моделі (1, 2);
- використати практично методичні підходи для якісної та кількісної оцінки екологічного стану природної системи на екологічно небезпечній території (джерело негативного впливу — полігон відходів) як основи прийняття управляючого рішення щодо зниження обмеження безпечного впливу та ризику здоров'ю населення (рис. 5, 6) і модель (3).

Таким чином, моделі КЕС мають регіональний характер (розміру промислово-житлової агломерації) у розв'язанні суто екологічних задач, і не застосовуються як частина теорії сталого розвитку.

Correlations (Spreadsheet6sta.sta)					Correlations (Spreadsheet6sta.sta)				
Variable	anion	BM	organic	microbiol	Variable	anion	BM	organic	organolept
anion	1,000000	0,611485	-0,608468	0,079973	anion	1,000000	0,611485	-0,608468	-0,409500
BM	0,611485	1,000000	-0,171451	0,485930	BM	0,611485	1,000000	-0,171451	-0,490244
organic	-0,608468	-0,171451	1,000000	-0,532610	organic	-0,608468	-0,171451	1,000000	-0,474754
microbiol	0,079973	0,485930	-0,532610	1,000000	organolept	-0,409500	-0,490244	-0,474754	1,000000

a)

Ridge Regression Summary for Dependent Variable: ...					Regression Summary for Dependent Variable: toxcoloc					
N=4					N=4					
	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B		Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(1)
Intercept			2,101898	0,439387	Intercept			13,82016	0,512073	26,9887
organic					organic	-0,799504	0,056702	-0,26831	0,019029	-14,1001
organic	-0,484191	0,580797	-0,016040	0,019241	BM	-0,750641	0,056702	-0,03973	0,003001	-13,2384

b)

Regression Summary for Dependent Variable: PPnarusch (Spread)						
N=20						
	Beta	Std.Err. of Beta	B	Std.Err. of B	t(17)	p-level
Intercept			0,442659	0,115734	3,82478	0,001356
Ind(mikrobiol)	-0,565826	0,193112	-0,003616	0,001234	-2,93004	0,009348
IdZ(toxsical)	-0,306203	0,193112	-0,008937	0,005636	-1,58562	0,131250

Рис. 6. Результати статистичного аналізу впливу джерела забруднення на параметри якості води

## ЛІТЕРАТУРА

1. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. — К.: НІСД, 2001. — 312 с.
2. Згуровський М.З. Сталій розвиток в глобальному і регіональному вимірах. — К.: Політехніка, 2006. — 85 с.
3. Згуровський М.З., Статюха Г.А., Джигирей І.Н. Оцінювання устойчивого розвитку окр. ружаючої серед. на субнаціональному рівні в Україні // Системні дослідження та інформаційні технології. — 2008. — № 4. — С. 7–20.
4. Козуля Т.В., Петрухін С.В. Корпоративна інформаційна система: концепція та структура // Радиоелектроніка и інформатика. — 2007. — № 3. — С. 87–91.
5. Козуля Т.В. Теоретичні аспекти створення корпоративної системи екологічного управління // Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. — 2005. — № 2 (10). — С. 193–197.
6. Козуля Т.В., Шаронова Н.В. Моделирование структури и идентификация состояния корпоративной экологической системы КЭС // Проблеми інформаційних технологій. — 2007. — С. 178 – 188.
7. Селін Ю.М. Системний аналіз екологічно небезпечних процесів різної природи // Системні дослідження та інформаційні технології. — 2007. — № 2. — С.22–32.
8. Козуля Т.В., Глушкова Л.В., Штительман З.В. Визначення кореляцій між вмістом важких металів у ґрунтах різних екосистем при вирішенні задач математичного моделювання в екологічному моніторингу // Радиоелектроніка и інформатика. — 2004. — № 4. — С. 159–165.
9. Качинський А., Хміль Г. та ін. Екологічна безпека України: аналіз, оцінка та державна політика. — К.: НІСД, 1997. — Вып. 3. — 127 с. — (Екологічна безпека).
10. Про затвердження методичних рекомендацій «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря»: Наказ: [прийнято Міністерством охорони здоров'я України 13 квітня 2007 р.]. — № 184. — <http://zakon.nau.ua/doc/>.
11. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment // Risk Assessment Forum. US Environmental Protection Agency, March. — Washington. — 2005. — <http://www.epa.gov/cancerguidelines>.

Поступила 24.06.2010

Стаття прийнята до друку за редакцією автора.