

КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені Т. Г. ШЕВЧЕНКА

На правах рукопису

КАЧИНСЬКИЙ
Анатолій Броніславович

МЕТОДОЛОГІЯ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ
РИЗИКІВ ЗАГРОЗ
ЕКОЛОГІЧНІЙ БЕЗПЕЦІ УКРАЇНИ

05.13.02 —

математичне моделювання в наукових дослідженнях

АВТОРЕФЕРАТ
дисертації на здобуття наукового ступеня
доктора технічних наук

Київ 1996



AB 33.899

Наукові консультанти:

член-кор. НАН України, доктор економічних наук
доктор фізико-математичних наук, професор

Пирожков С. І.
Наконечний О. Г.

Офіційні опоненти:

академік НАН України,
доктор фізико-математичних наук, професор
доктор технічних наук, професор
доктор фізико-математичних наук, професор

Ермольєв Ю. М.
Бінько І. Ф.
Ляшенко І. М.

Провідна установа:

Національний технічний університет України
"Київський політехнічний інститут"

Захист відбудеться 22 середа 1996 р. о 14 годині на
засіданні Спеціалізованої Ради 01.01.20 при Київському Національному
університеті ім. Т. Шевченка за адресою: 252127, Київ, пр. Глушкова, 2,
корпус 6.

З дисертацією можна ознайомитися в бібліотеці Київського університету
за адресою: 252033, Київ, вул. Володимирська, 60.

Автореферат розісланий 18 01 1996 р.

Вчений секретар Спеціалізованої Ради,
кандидат фізико-математичних наук

Зінько П. М.

ЛННБ ім. В. Стефаніка
АН України

Актуальність теми. Актуальність проблеми ризику в екологічній безпеці України пов'язана з пошуком оптимальних форм управління соціальними й екологічними процесами, їх плануванням і прогнозуванням. Рівень національної безпеки, що склався і буде складатися в Україні в майбутньому, визначається величиною ризику як від можливих катастроф (природних і техногенних), так і від негативних процесів, що відбуваються повільно, але з часом можуть призвести до соціальних вибухів (екологічні проблеми, соціальні конфлікти). Неврахування вказаних факторів в економічній і соціальній політиці держави щодо природного середовища може призвести до повного розвалу економіки, прямого знищення матеріальних цінностей, погіршення стану здоров'я населення, моральної та фізичної деградації суспільства і завдати тим самим значної шкоди *національній безпеці України*.

Мета роботи. Основною метою роботи є:

- системний аналіз екологічної безпеки та розробка її наукових засад;
- дослідження концепції ризику екологічної безпеки;
- математичне моделювання основних ризиків загроз екологічній безпеці України;
- розробка стратегії розвитку системи екологічної безпеки України.

Методика досліджень. У роботі використовувалися такі методи: випадкові процеси, статистичний аналіз (оцінка параметрів випадкових процесів), кореляційний аналіз, множинна лінійна регресія, метод головних компонент, диференціальні рівняння, топологія, теорія графів, фрактали.

Наукова новизна. Основні наукові результати дисертації:

1. Сформовані наукові засади екологічної безпеки і методологія забезпечення її реалізації. Досліджена концепція ризику екологічної безпеки.

2. Проведений системний аналіз під кутом зору різних наук (економіки, політики, юриспруденції тощо):

- досліджена глобальна структура зв'язаності комплексів системи екологічної безпеки України;
- розроблена ієрархічна модель системи екологічної безпеки України, в результаті чого були отримані локальні і глобальні пріоритети для кожного із критеріїв системи екологічної безпеки України.

3. Розроблені математичні моделі для ідентифікації чинників загроз екологічній безпеці України:

- *математична модель просторової змінної для ідентифікації антропогенних аномалій;*
- *фрактальна модель для ідентифікації екстремальних екологічних загроз.*

Побудовані математичні моделі техногенних аномалій U, Pb, Mo, Hg, Cu, а також спрогнозовані екстремальні екологічні ситуації, що складаються в Україні внаслідок техногенного забруднення.

4. Розроблені математичні моделі для оцінки ризику впливу техногенних чинників на довкілля та безпеку людини:

- багатомірна статистична модель оцінки ризику;
- модель "фіктивних змінних" оцінки ризику для епідеміологічних даних;
- стохастична модель оцінки ризику впливу техногенних чинників на здоров'я та безпеку людини.

За допомогою цих математичних моделей отримані оцінки ризику впливу пестицидів на здоров'я населення України.

5. Розроблені математичні моделі для управління ризиками загроз екологічній безпеці:

- лінійна регресія з мультиплікативними шумами як модель управління безпекою людини та довкілля;
- компартментна модель екосистеми України та управління навколишнім середовищем;

Проведено дослідження стійкості та періодичності розв'язків компартментної моделі України, що має важливе значення для такої проблеми екологічної безпеки як екологічне нормування.

6. За результатами математичного моделювання та кількісного оцінювання пріоритетів системи екологічної безпеки України запропонована стратегія її розвитку.

Теоретична та практична цінність. Опрацьовані у роботі методологія аналізу ризику, математичні моделі, а також розраховані значення експонентів механізмів екологічної безпеки і загроз, а також її пріоритетів дозволять вибрати придатну систему моніторингу; посилити заходи, спрямовані на зменшення безпеки роботи підприємств; по-новому визначити цілі та пріоритети служби охорони здоров'я; завчасно запобігти соціальних конфліктів, які можуть виникнути з причини екологічних проблем.

Результати наукових досліджень роботи впроваджено у Міністерство охорони здоров'я СРСР (Наукові листи з проблеми "Наукові основи гігієни і токсикології пестицидів, полімерів і пластичних мас": №30/14 - 198, №30/14 - 595, №30/14 - 2146, 1990 .). Наукові результати дисертаційної роботи використовувалися при підготовці практичних рекомендацій Президентові України, Адміністрації Президента, Раді національної безпеки, комісіям Верховної Ради України, Кабінетові Міністрів, окремим міністерствам, зокрема: Міністерству оборони, Міністерству охорони здоров'я, Мінекобезпеки, Мінчорнобилю, Генеральній прокуратурі України.

Апробація роботи. Результати роботи доповідалися на наукових семінарах Інститутів математики і кібернетики НАН України, Київського державного університету, на 4 і 5 - ому Всесоюзних симпозиумах з кінетики і динаміки геохімічних процесів (Київ, 1983 р., Черноголовка, 1989 р.); на Республіканській конференції "Охорона навколишнього середовища і раціональне природокористування" (м. Київ, 1987 р.); на Всесоюзній нараді "Шляхи підвищення якості прогнозів" (Москва, 1990 р.); на Всесоюзній науковій конференції "Інформатика у охороні здоров'я" (Москва, 1990 р.); на Всесоюзній науковій конференції "Актуальні питання токсикології, гігієни застосування пестицидів і полімерних матеріалів у народному господарстві" (Київ, 1990 р.); на Всеукраїнській конференції "Моделі і методи оцінки ризику та проблеми безпеки еколого - економічних систем" (Київ, 1992 р.); на Науково - методичній конференції "Оперативно - стратегічні і науково - методичні основи підготовки нового покоління керівного складу Збройних Сил України" (Київ, 1993 р.); на Крутлому столі "Безпека України: сучасний стан і перспективи" (Київ, 1994 р.); на Міжнародній науково - практичній конференції "Східна Європа: політичний і соціокультурний вибір" (Мінськ, 1994 р.); на Міжнародному симпозиумі "Розвиток науки та технологій: соціально - економічна доцільність і екологічна безпека" (Київ, 1994 р.); на Європейському семінарі "Визначення ризиків в системі "Біологія - здоров'я" (Київ, 1994 р.); на науковому семінарі у Міжнародному інституті прикладного системного аналізу (Відень, 1994 р.); на 2 - й Українській конференції з автоматичного керування ("Автоматика - 95") (Львів, 1995 р.).

Особистий внесок автора. Основні наукові результати дисертаційної роботи отримані автором самостійно.

Публікації. На тему дисертації надруковано 52 роботи, з яких 37 робіт склали основу дисертації. Перелік цих робіт наведено в кінці автореферату.

Структура роботи. Дисертація складається із вступу, семи глав, висновків та списку літератури, який включає 184 джерела. Викладена на 265 сторінках друкованого тексту, який вміщує 23 таблиці та 14 рисунків.

ЗМІСТ РОБОТИ

У в с т у п і приведені постановки проблем, які розглядаються у представленій дисертації, мета роботи, а також робиться огляд досліджень по темі дисертації, обґрунтування її актуальності роботи, наводиться перелік основних результатів.

Р о з д і л І присвячений викладенню концепції ризику екологічної безпеки.

В розділі 1.1 розглянуті головні риси екологічної безпеки як складової національної безпеки, історія становлення поняття "екологічна безпека", головні екологічні закони та принципи екологічної безпеки.

Екологічна безпека - це забезпечення захищеності життя важливих інтересів людини, суспільства, довкілля та держави від реальних або потенційних загроз, що створюються антропогенними чи природними чинниками на навколишнє середовище.

В розділі 1.2 розглянуті основні аспекти ризику екологічної безпеки, серед них: соціальний, економічний, медичний та екологічний.

В розділі 1.3 дано методологічне обґрунтування того, що ризик є кількісною мірою екологічної безпеки. Окремі визначення.

Небезпека (загроза) - це природне чи техногенне явище з прогнозованими, але неконтрольованими загрозами виникнення небажаних подій у певний момент часу та в межах даної території, що здатні нанести шкоду здоров'ю людей, завдати матеріальних збитків, руйнувати довкілля. Небезпека визначається якісно.

Ризик - це усвідомлена небезпека виникнення подій з певними у просторі та часі небажаними наслідками. Ризик - величина кількісна і визначається як добуток ймовірностей негативної події на величину можливого збитку від неї.

Розглянуті окремі види ризиків (індивідуальний, соціальний, відносний, привнесений, кумулятивний, додатковий).

В розділі 1.4 розглянуті ризики основних екологічних загроз національній безпеці України, а саме: глобальних екологічних загроз, неефективного використання природних ресурсів, техногенних катастроф, природних катастроф, наслідків аварії на ЧАЕС, ризик екологічного тероризму, ризик регіональних військових конфліктів, ризик екологічних конфліктів.

В розділі 1.5 викладені системні основи екологічної безпеки. Детально розглядаються її складність, відношення і зв'язаність елементів, потоки енергії та інформації, пріоритети системи екологічної безпеки.

Розділ 2 присвячений моделюванню структури зв'язаності елементів системи екобезпеки за допомогою апарату алгебраїчної топології (Atkin R. H., 1972), яку складають підмножина *ризиків загроз екологічній безпеці* і підмножина *механізмів з їх запобігання та ліквідації*. За допомогою такого підходу виявлені найбільш суттєві, функціонально значимі зв'язки та їх комбінації, отримані кількісні оцінки "важливості" кожного з елементів системи екобезпеки, вивчена динаміка її функціонування як єдиного цілого.

В розділі 2.1 розглянута математична структура відношень у системі екологічної безпеки.

Множина механізмів екобезпеки $Y = \{Y_1, Y_2, \dots, Y_{32}\}$ пов'язана відношенням λ з множиною загроз екологічній безпеці $X = \{X_1, X_2, \dots, X_{27}\}$, якщо на запитання Q (чи спроможний даний механізм (захід) Y_i вплинути на запобігання або нейтралізацію поставої екологічної загрози X_j ?) і для кожної пари чисел (i, j) можна дати однозначну відповідь. Тоді пара $(Y_i, X_k) \in \lambda$ і елемент екологічної безпеки Y_i знаходиться у відношенні λ до X_k , де $\lambda_{ij} = 1$ у разі позитивної відповіді на запитання Q і $\lambda_{ij} = 0$ - негативної відповіді.

Отже, відношення λ породжує симпліційний комплекс екологічної безпеки $K_Y(X; \lambda)$ і визначається таким чином:

1. $K_Y(X; \lambda)$ є множиною симплексів $\{\sigma_p; p = 0, 1, \dots, N\}$. Число N називається розмірністю комплексу K і записується як $\dim K$; воно означає найбільшу розмірність для будь-яких $\sigma_p \in K$.

2. Кожний симплекс $\sigma_p \in K$ однозначно визначається деякою підмножиною з $(p+1)$ різних X_k , для нього існує принаймні одне $Y_n \in Y$, таке, що $(Y_n, X_k) \in \lambda$ для кожного з $(p+1)$ значень k ;

3. Симплекси σ'_i ототожнюються з X_k , $i = 1, \dots, n$ (n - число елементів множини X);

4. Кожна підмножина симплекса σ_p , що визначає його $q+1$ вершинами ($q < p$), називається q -гранню симплекса σ_p і утворює $\sigma_q \in K$ (записується $\sigma_q \subset \sigma_p$).

Аналогічно, якщо Y є множиною вершин, то λ^{-1} є зв'язаним комплексом, в якому X_k є симплекси.

Таким чином, p -симплекс σ_p , є вивулким многогранником з вершинами у евклідовому просторі E^p , а комплекс $K_Y(X; \lambda)$ - множиною таких многогранників у евклідовому просторі E^α відповідної розмірності.

В розділі 2.2 розглянуто важливе для розуміння структури екологічної безпеки поняття: q -зв'язку.

За допомогою відношень $K_Y(X; \lambda)$ і $K_X(Y; \lambda^{-1})$ можна побачити, як ланцюги зв'язку з'єднують механізми і заходи Y_i з ліквідації екологічних загроз та запобігання ним і X_j -загрози екологічній безпеці України.

Вважається, що задана пара симплексів $\sigma_p, \sigma_r \in K$ зв'язана у ланцюг, коли існує скінчена послідовність симплексів $\sigma_{a_1}, \sigma_{a_2}, \dots, \sigma_{a_h}$, що:

1. σ_{a_1} - грань симплекса σ_p ;

2. σ_{a_h} - грань симплекса σ_r ;

3. σ_{a_i} і $\sigma_{a_{i+1}}$ - відокремлені спільною гранню, наприклад, σ_{a_i} , для $i = 1, \dots, (h-1)$.

Цей ланцюг зв'язку є q -зв'язком, якщо q є найменшим з цілих чисел $\{a_1, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_{h-1}, a_h\}$. Проведені в цьому розділі дослідження показали:

По-перше, завдання вивчення глобальної структури зв'язності комплексів системи екологічної безпеки зводилося до вивчення класів q -еквівалентності.

По-друге, для цих відношень величини q мають високі значення. Так, наприклад, для відношення $K_Y(X; \lambda)$ $\dim K = 26$, а для відношення $K_X(Y; \lambda^{-1})$ $\dim K = 27$. Причому якщо окремі елементи цих множин не є з 27, 26, 25-зв'язаними, то вони входять в одну і ту саму компоненту при $q = 24, 23, 22$. Відношення q -зв'язків множини загроз має більш високу зв'язність у порівнянні з аналогічними відношеннями механізмів запобігання загрозам.

По-третє, для переважної більшості Q_i , окрім двох випадків, вони дорівнюють одиниці. Для кожного значення розмірності $q = 0, 1, \dots, \dim K$ ми отримали число різних класів еквівалентності Q_q . Структурний вектор відношення механізмів скобезнеки має вигляд:

$$Q = (0, 0, 0, 0, 1, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 1, 0, 2, 1, 0, 1, 1, 1, 1, 1, 0, 1, 1, 1, 1, 1),$$

а для відношення загроз структурний вектор має такий вигляд:

$$Q = (0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 0, 2, 0, 0, 1, 1, 1, 0, 1, 1, 1, 1, 1).$$

Вчетверте, за допомогою цих структурних векторів можна отримати і порівняти міру (числове значення) складності комплексів цих відношень. Для цього необхідно скористатися формулою:

$$\phi(K) = 2 \left| \sum_{i=1}^N (i+1) Q_i \right| / (N+1)(N+2),$$

де $N = \dim K$ - розмірність комплексу K , а Q_i - i -та компонента структурного вектора Q , набутого в результаті застосування q -аналізу. Таким чином, $\phi_{\text{механізми}} = 0,74$, а $\phi_{\text{загрози}} = 0,50$, що свідчить про більшу "складність" механізмів скобезнеки.

Вп'яте, інформація, яка міститься у Q , пояснює глобальну структуру комплексу K .

В розділі 2.3 розглядаються ексцентриситет та образ системи екологічної безпеки.

Поняття ексцентриситету, є мірою ізоляції симплексів один від одного і відображає як відносну "важливість" даного симплекса для комплексу екологічної безпеки у цілому (через його розмірність), так і його важливість як зв'язуючого ланцюга (через максимальне число його вершин).

При цьому розглядаються такі поняття:

1. Верхнє значення \bar{q} для P_i , тобто $q = \dim P_i$ у K ;
2. Нижнє значення \bar{q} для P_i , тобто $q =$ пайбільшому значенню q , при якому P_i стає зв'язаною з будь-яким окремим P_j .

Тоді ексцентриситет визначається як

$$\text{Есс}(Y) = \frac{\bar{q} - \bar{q}}{\bar{q} - 1}$$

Таким чином, $E_{ss}(Y) = x$ тільки тоді, коли $q = -1$, або якщо Y_1 повністю ізольований від ренгити.

Як показали розрахунки, найбільший ексцентриситет, що дорівнює 4,4 мають: державна інформаційно-аналітична система, надання своєчасної і достовірної інформації про забруднення довкілля і заходи щодо його охорони, цільові програми у галузі екологічної безпеки, екологічні фонди, економічне стимулювання охорони довкілля, додержання установлених нормативів якості довкілля на підставі затверджених технологій, перепрофілювання діяльності окремих екологічно шкідливих об'єктів, затвердження санітарно-економічних критеріїв і нормативів на рівні держави (або, принаймні, постанов Уряду, а не на відомчому рівні, як це практикується нині), прийняття та додержання Закону про діяльність спільних підприємств і транснаціональних корпорацій з метою запобігання використанню ними "технологій подвійних стандартів" для нас і для себе, захист екологічних прав та інтересів населення, проведення дискусій і референдумів щодо впровадження нових економічних проєктів, проведення екологічної експертизи. Трохи меншу величину ексцентриситету (рівну величині 4) мають екологічна освіта й екологічне виховання.

Аналогічні міркування й аналіз можна виконати для відношення λ -загрози. Вирахувані значення ексцентриситетів визначили їх важливість. Так, величину 0,5 мають: парниковий ефект, озонова діра в атмосфері, кислотні дощі, потепління, зниження чи підвищення рівня підземних вод. Величину 0,4 мають: втрата генофонду нації, стан підвищеного особистого і громадського стресу, погіршення якості продуктів харчування. Такі загрози, як забруднення атмосфери, транскордонна міграція атмосферних полутантів, зростання об'ємів відбору води басейнів рік і підземних джерел, скидання техногенних сполук у водні басейни, транскордонне забруднення вод річок і морів, надмірне накопичення окремих хімічних елементів чи вичерпання ними ґрунтів, скорочення чисельності популяцій різних видів мають ексцентриситет що дорівнює 0,3.

З метою розуміння і врахування динамічних переходів, властивих теоретико-багатомірній моделі екологічних процесів, ми використовуємо поняття образу. Для цього необхідно ввести відображення кожного симплексу з K у X ; λ у відповідне числове поле:

$$P: \delta_i \rightarrow K, i = 0, 1, 2, \dots, \dim K, r = 1, 2, \dots, \text{card} K.$$

Оскільки кожний симплекс із K має певну геометричну розмірність, що визначається числом його вершин, то образ P є ранжованим образом

$$P = P_0 \oplus P_1 \oplus \dots \oplus P_N.$$

Образ P відображає динамічні зміни, що відбуваються у системі екобезпеки.

Як показали проведені дослідження взаємодія між загрозами екологічній безпеці держави і механізмами екобезпеки розгортається на тлі головного комплексу з усіма його зв'язками.

В розділі 3 наведена ієрархічна модель системи екологічної безпеки України. При цьому, вона розглядається як цілеспрямована інформаційно-управлінська діяльність з обов'язковим урахуванням рівнів її організації: другий рівень - *загрози*, третій рівень - *ризик загрози*, четвертий рівень - *механізми екологічної безпеки*, п'ятий рівень - *альтернативи*. Центральним питанням цього розділу було: як відмінно впливають окремі фактори найнижчого рівня ієрархії на вершину - загальну ціль? Кількісні оцінки пріоритетів були отримані за допомогою методу аналізу ієрархій (Saaty T. L., 1980).

В розділі 3.1 розглядається формальний підхід для прийняття рішень у системі екологічної безпеки. Дається визначення терміну *ієрархія*:

Нехай $x^- = \{y | x \text{ покриває } y\}$ і $x^+ = \{y | y \text{ покриває } x\}$ для любого елемента x в упорядкованій множині.

Визначення 3.1. Нехай H - скінченна упорядкована множина, найбільший елемент якої дорівнює b . H є ієрархія, якщо виконуються такі умови:

1. Існує розбиття H на підмножини L_k , $k = 1, \dots, h$, де $L_1 = \{b\}$.
2. Із $x \in L_k$ випливає, що $x^- \in L_{k-1}$, $k = 1, \dots, h-1$.
3. Із $x \in L_k$ випливає, що $x^+ \in L_{k+2}$, $k = 2, \dots, h$.

для кожного $x \in H$ існує така вагова функція, що залежить від проблеми, для якої вводиться ієрархія

$$\omega_x: x^- \rightarrow [0,1], \text{ що } \sum_{y \in x^-} \omega_x(y) = 1.$$

Множини L_i є рівнями ієрархії, а функція ω_x є функцією пріоритету елемента одного рівня відносно цілі x .

Визначення 3.2. Ієрархія називається *повною*, якщо для всіх $x \in L_k$ множина $x^+ \in L_{k-2}$, $k = 2, \dots, h$.

Тепер можна сформулювати головне питання:

Головне питання. Як визначити для любого заданого елемента $x \in L_\alpha$ і множини $S \subset L_\beta$, ($\alpha < \beta$) функцію $\omega_{x,S}: S \rightarrow [0,1]$, щоб вона відображала властивості функцій пріоритетів ω_x на рівнях L_k , $k = \alpha, \dots, \beta-1$. Зокрема, що це функція $\omega_{x,L_k}: L_h \rightarrow [0,1]$?

Використовуючи менш формалізовану термінологію, задачу можна сформулювати таким чином: *розглянемо систему екологічної безпеки з основною метою b (стійкий розвиток держави) і множиною основних видів діяльності щодо його забезпечення L_h . Нехай ця систему можна представити як ієрархію з максимальним елементом b і нижнім рівнем L_h . Які при цьому будуть пріоритети елементів рівня L_h по відношенню до b ?*

В розділі 3.2 застосовується принцип ідентичності та декомпозиції для структурування системи екологічної безпеки України у вигляді ієрархії. Її загальна структура, ієрархічні рівні і множина елементів наведені на мал. 1.

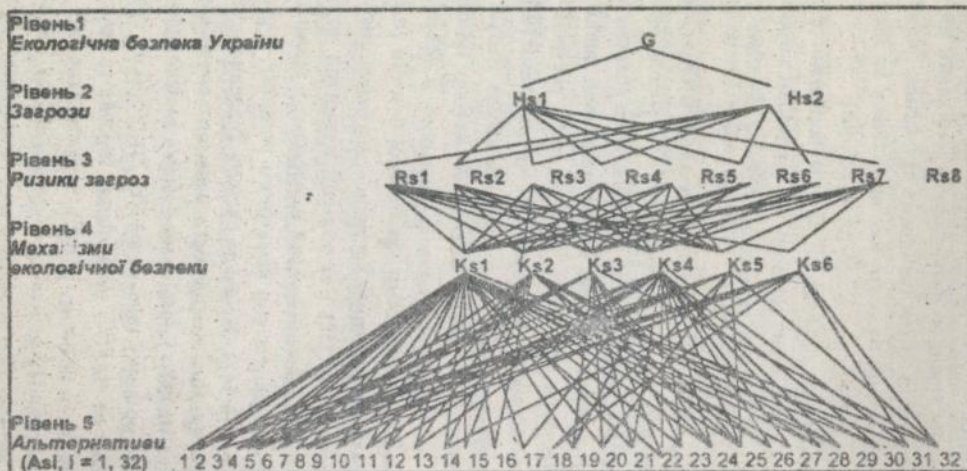
В розділі 3.3 застосовується принцип синтезу пріоритетів системи екологічної безпеки України для отримання кількісних оцінок локальних і глобальних пріоритетів.

За допомогою групи матриць парних порівнянь ми утворили множину локальних пріоритетів. Вони передають відносний вплив множини елементів системи екологічної безпеки, що знаходяться на нижчому рівні ієрархії, щодо кожного елемента верхнього рівня ієрархії.

Аналіз локальних пріоритетів парних порівнянь для другого, третього, четвертого та п'ятого рівнів показав, що внутрішні загрози мають значно вищий пріоритет (0,75) для екологічної безпеки держави у порівнянні з зовнішніми загрозами (0,25).

Серед пріоритетів третього рівня хотілося б звернути увагу на той факт, що для *внутрішніх загроз* пріоритетними є високі ризики несприятливих наслідків аварії на ЧАЕС (0,305) і неефективне використання природних ресурсів (0,285), а серед *зовнішніх загроз* екобезпеці нашої держави пріоритетними є неефективне використання природних ресурсів (0,269) і техногенні та природні катастрофи з відповідними пріоритетами (0,189; 0,186).

Для четвертого рівня щодо ризиків загроз третього рівня спостерігаються такі пріоритети: для *глобальних екологічних проблем* пріоритетними є законодавча та нормативно-правова діяльність у сфері екологічної безпеки (0,349) і економічні механізми екологічної безпеки (0,279); для *неефективного використання природних ресурсів* - державна система управління екологічною безпекою (0,352) і економічні механізми управління екологічною безпекою (0,271); для *техногенних катастроф* - промислова безпека та технологічні основи екологічно безпечного розвитку промисловості, енергетики і транспорту (0,342), державна система управління екологічною безпекою (0,249); для *природних катастроф* - державна система управління екологічною безпекою (0,300), промислова безпека та технологічні основи екологічно безпечного розвитку промисловості, енергетики і транспорту (0,253); для *наслідків аварії на ЧАЕС* - промислова безпека та технологічні основи екологічно безпечного розвитку (0,320), державна система управління екологічною безпекою (0,304); для *екологічного тероризму* - державна система управління екологічною безпекою (0,433), промислова безпека та технологічні основи екологічно безпечного розвитку промисловості, енергетики і транспорту (0,337); для *регіональних військових конфліктів* пріоритетними є дер-



Мал. 1. Проблема екологічної безпеки України: ієрархічна модель

жання система управління екологічною безпекою і законодавча та нормативно-правова діяльність у сфері екологічної безпеки з рівними пріоритетами (0,429); для екологічних конфліктів усі пріоритети однакові (0,167).

Розраховані локальні пріоритети альтернатив (5 рівень) щодо механізмів екологічної безпеки (4 рівень) загальна кількість яких дорівнює $32 \times 7 = 224$.

Глобальні пріоритети відображають абсолютну силу кожного елемента системи екологічної безпеки. Їх кількісні оцінки показали, що глобальний пріоритет *внутрішніх загроз* значно вищий від зовнішніх: 0,75 проти 0,25.

Серед глобальних пріоритетів третього рівня хотілося б звернути увагу на той факт, що пріоритетним є високий ризик *несприятливих наслідків аварій на ЧАЕС* (0,229). Заслужують на увагу *техногенні та природні катастрофи* з відповідними пріоритетами (0,167, 0,166).

Для механізмів екологічної безпеки України (четвертий рівень) спостерігаються такі глобальні пріоритети: *економічні механізми екологічної безпеки* (0,321); *державна система управління екологічною безпекою* (0,273); *промислова безпека та технологічні основи екологічно безпечного розвитку промисловості, енергетики і транспорту* (0,273).

Глобальні пріоритети альтернатив можна умовно поділити на дві групи. До першої групи, на нашу думку, можна віднести: *цільові програми у галузі екологічної безпеки* (0,084), *перепрофілювання діяльності окремих екологічно шкідливих об'єктів* (0,083), *прийняття та додержання Закону про діяльність спільних підприємств і транснаціональних корпорацій з метою запобігання використання ними "технологій подвійних стандартів" для нас і для себе* (0,068), *дотримання встановлених нормативів якості довідля на підставі затверджених технологій* (0,067), *затвердження санітарно-економічних критеріїв і нормативів на рівні держави (або, принаймні, постанов Уряду, а не на відомчому рівні, як це практикується нині)* (0,053).

До другої групи можна віднести такі альтернативи: *екологічний контроль* (0,050), *нормативи та стандарти* (0,047), *систему адміністративного управління техногенним ризиком* (0,047), *введення в систему кримінальних покарань за екологічні злочини великих грошових штрафів, альтернативних ув'язненню, які спрямовувалися б на природоохоронні цілі* (0,043), *екологічну експертизу* (0,042), *міжнародне співробітництво у сфері екологічної безпеки* (0,041), *екологічний моніторинг* (0,036), *екологічну експертизу об'єктів у процесі видачі дозволу на функціонування підприємств незалежними вченими та громадськими організаціями* (0,035), *законодавчі норми та правила регулювання екологічною безпекою і спеціалізований нагляд за їх додержанням* (0,034).

В р о з д і л і 4 розглянуті методологія та математичні моделі для ідентифікації окремих чинників загроз екологічній безпеці.

В розділі 4.1 розглянута методологія ідентифікації чинників ризику.

В розділі 4.2 розроблені математичні моделі ідентифікації чинників загроз екологічній безпеці.

*Математична модель просторової змінної ідентифікації
антропогенних аномалій*

Модель розкриває залежність просторового вмісту техногенних сполук від особливостей форми та розмірів техногенних аномалій, конфігурації розвідкової мережі. З її допомогою можна оцінювати надійність розвідкових і пошукових результатів та оптимізувати їх за рахунок крайньої процедури обробки вихідної інформації.

Нехай просторова змінна y_i є сумою часового тренда $f(t)$ і похибки u_i ; тобто $y_i = f(t) + u_i$, де всі u_i некорельовані, мають середнє значення $Mu_i = 0$ і дисперсію $Mu_i^2 = \sigma^2$.

Для перевірки незалежності спостережень ми користувалися критерієм стрибків (Міллер Р, Кан Дж., 1965).

При підтвердженні гіпотези про існування регулярної складової техногенного поля виділення регулярної складової проводилась з допомогою поліноміальних моделей, які підбирались методом найменших квадратів.

Ми вважаємо, що тренд є поліномом степеня q

$$f(t) = \alpha_0 + \alpha_1 t + \dots + \alpha_q t^q.$$

В даній моделі можна скористатися традиційною технікою регресійно-го аналізу. Для цього необхідно перейти від незалежних змінних, в даному випадку $1, t, \dots, t^q$, до ортогональних незалежних змінних $\varphi_0 T(t), \dots, \varphi_q T(t)$.

З використанням ортогональних поліномів тренд набуває такого вигляду:

$$f(t) = \gamma_0 + \gamma_1 \varphi_1 T(t) + \dots + \gamma_q \varphi_q T(t).$$

При цьому $\alpha_k = \gamma_k + C_k(k+1, T)\gamma_{k+1} + \dots + C_k(q, T)\gamma_q$, $k = \overline{0, q}$.

Для перевірки гіпотези про існування кореляцій у залишках стохастичних рядів техногенних аномалій застосовувався критерій Дарбіна - Уотсона.

При підтвердженні даної гіпотези моделювання випадкової складової проводилося за допомогою стохастичних різницьових рівнянь процесів авторегресії (АР) і ковзного середнього (КС). Узгодження математичних моделей з емпіричними даними досягалося трисхідчатою ітеративною процедурою, побудованою на ідентифікації, оцінюванні та діагностичній перевірці.

Ідентифікація параметрів моделей. Початкові оцінки φ_i , $i = 1, \dots, p$ процесів авторегресії (АР) знаходили із рівнянь Юла - Уокера

$$\begin{aligned} r_1 &= \hat{\varphi}_1 + r_2 \hat{\varphi}_2 + \dots + r_{p-1} \hat{\varphi}_p, \\ r_2 &= r_1 \hat{\varphi}_1 + r_2 \hat{\varphi}_2 + \dots + r_{p-2} \hat{\varphi}_p, \\ &\dots \dots \dots \\ r_p &= r_{p-1} \hat{\varphi}_1 + r_{p-2} \hat{\varphi}_2 + \dots + r_p \hat{\varphi}_p. \end{aligned}$$

Початкові оцінки $\theta_i, i = 1, \dots, q$ пропесів (КС) знаходили із рівняння $\rho_k = (-\theta_k + \theta_1 \theta_2 + \dots + \theta_{q-k} \theta_q) / (1 + \theta_1^2 + \theta_2^2 + \dots + \theta_q^2)$, для $k = 1, \dots, q$, а для $k > q$ $\rho_k = 0$. При цьому проводилася заміна теоретичних авторегресій їх вибірковими оцінками.

Оцінювання параметрів моделей. Для знаходження оцінок стохастичних моделей техногенних аномалей, що генеруються стаціонарною моделлю авторегресії p -го порядку

$$a_t = \omega_t - \varphi_1 \omega_{t-1} - \varphi_2 \omega_{t-2} - \dots - \varphi_p \omega_{t-p}.$$

Відомо, якщо ω має середнє значення $\mu = 0$, а a_0 і ω мають нормальний закон розподілу, то функція щільності розподілу ймовірностей має вигляд:

$$p(W_n | \Phi, \sigma_a) = (2\pi\sigma_a^2)^{-n/2} |M_n(p, 0)|^{-1/2} \exp\{-\omega_n' M_n(p, 0) \omega_n / (2\sigma_a^2)\},$$

де $M_n(p, 0)$ - матриця розміром $[n \times n]$. А вираз для функції правдоподібності має вигляд: $L(\Phi, \sigma_a | \omega_n) = (2\pi\sigma_a^2)^{-n/2} |M_p(p)|^{-1/2} \exp\{-S(\varphi) / (2\sigma_a^2)\}$,

$$\text{де } S(\varphi) = \omega_p' M_p(p) \omega_p + \sum_{t=p+1}^n (\omega_t - \varphi_1 \omega_{t-1} - \varphi_2 \omega_{t-2} - \dots - \varphi_p \omega_{t-p})^2.$$

Злиференціємо логарифмічну функцію правдоподібності за σ_a і кожному з φ . Зрівняємо всі похідні до нуля. Тоді для того, щоб знайти оцінки максимальної правдоподібності, необхідно розв'язати дану систему рівнянь.

Для знаходження оцінок стохастичних моделей техногенних аномалей, що генеруються стаціонарною моделлю ковзного середнього q -го порядку

$$\omega_t = a_t - \theta_1 a_{t-1} - \theta_2 a_{t-2} - \dots - \theta_q a_{t-q}.$$

Відомо, якщо ω має середнє значення $\mu = 0$, а a і φ мають нормальний закон розподілу, то функція щільності розподілу ймовірностей має вигляд:

$$p(W_n | \theta, \sigma_a, \mu) = (2\pi\sigma_a^2)^{-n/2} |M_n(0, q)|^{-1/2} \exp\{-\omega_n' M_n(0, q) \omega_n / (2\sigma_a^2)\},$$

де $M_n(0, q) - I \sigma_a^2$ - коваріаційна матриця розміром $[n \times n]$. А вираз для безумовної функції правдоподібності має вигляд:

$$L(\theta, \sigma_a | \omega_n) = (\sigma_a^2)^{-n/2} |1 - \theta^2|^{-1/2} \exp\{-1 / (2\sigma_a^2) \sum_{t=0}^n |a_t|\}.$$

Злиференціємо логарифмічну функцію правдоподібності за σ_a і кожному з θ . Зрівняємо всі похідні до нуля. Тоді для того, щоб знайти оцінки максимальної правдоподібності, необхідно розв'язати дану систему рівнянь.

Перевірка адекватності моделі. Для розв'язання цієї задачі застосовувався метод надмірного числа параметрів (Бокс Дж., Дженкінс Г, 1974).

Фрактальна модель для ідентифікації екстремальних екологічних загроз

У цьому розділі розглядається математична модель можливого механізму гострих отруєнь, що пов'язаний із адсорбцією токсичних сполук на молекулярних фрактальних поверхнях пилових частинок, що може призвести до перевищень у сотні і навіть тисячі разів гранично допустимих концентрацій (ГДК) токсикантів.

При цьому спочатку вивчалася фрактальна розмірність пилових частинок. Так, для характеристики форми поверхні частинок ґрунтів і відповідно пилових частинок розглядалася ефективна фрактальна розмірність

$$D_{\text{eff}} = \sum_{i \geq 1} D_i C_i \quad (4.1)$$

де D_i і C_i - фрактальні розмірності і концентрації кожного із компонентів i ($i = 1, 2, \dots$), що входять до складу частинок пилу.

В залежності від тину ґрунтів розглядають 3 групи значень фрактальної розмірності D , а саме:

- 1-а група з високим значенням фрактальної розмірності $D_1 \approx 2.8 - 2.9$.
- 2-а група з помірними значеннями фрактальної розмірності $D_2 \approx 2.3$.
- 3-я група з низьким значенням фрактальної розмірності $D_3 \approx 2.0$.

Використовуючи дані про склад ґрунтів і формулу (4.1), ми отримали числові оцінки ефективних фрактальних розмірностей поверхонь пилових частинок для різних типів ґрунтів.

Вивчалася *токсичний туман*. Так, число адсорбованих молекул пестицидів N в одиниці об'єму повітря безпосередньо пов'язане з площею посадочної поверхні S_B :

$$S_B = n S_1 = 4\pi n R^2 = \frac{3V m}{R \rho_B} \quad (4.2)$$

Тут n - концентрація сферичних крапель водяного аерозолі в одиниці об'єму, $S_1 = 4\pi R^2$ - площа поверхні однієї краплі, а ρ_B - густина води. Якщо скористатися співвідношенням для маси водяного пару $V m$, що конденсується в краплі об'ємом $V_1 = \frac{4\pi R^3}{3}$ кожна, то:

$$V m = \rho_B V = \rho_B n V_1 = \frac{4\pi n \rho_B R^3}{3} \quad (4.3)$$

Звідки $n = \frac{3V m}{4\pi R^3 \rho_B}$, що після підстановки в (4.2) дає вираз, який знаходиться у правій частині цієї формули. Зауважимо, що із ростом дисперсності водяного аерозолі значення посадочної поверхні достатньо різко зменшується: $S_B \sim R^{-1}$.

Кількість молекул пестицидів, адсорбованих на посадочній поверхні S_B , як функція тиску P при фіксованій температурі T описується рівнянням

$$Q = \frac{K^* P}{(1 + K^* P)}, \quad (4.4)$$

де $Q = \frac{A}{A_M}$ - ступінь заповнення поверхні, A_M - гранична величина адсорбції, K^* - константа взаємодії адсорбата-адсорбента. Друга можлива форма запису рівняння ізотерми адсорбції Ленгмюра така:

$$N = \frac{N_M K^* P}{(1 + K^* P)}, \quad (4.5)$$

Тут N_M є число молекул, адсорбованих у мономолекулярній товщі. Число грам-молей N_M , адсорбованих у такому моношарі на підстилаючій поверхні S_B , може бути знайдено із простого співвідношення

$$S_B = N_M N_A \sigma_1, \quad (4.6)$$

де σ_1 - площа, що займає одна адсорбована молекула, а N_A - число Авогадро. Для багатьох сполук величина $\sigma_1 = 0.161 \text{ нм}^2$.

Таким чином, число молекул, адсорбованих на одній краплині водяного аерозолю, визначається за допомогою слідуючої формули:

$$N = N_M = \left(\frac{R}{R_p} \right)^2 = \left(\frac{3 \nabla m}{4 \pi \rho_B n R_p^3} \right)^{2/3}, \quad (4.7)$$

Тут R і R_p - радіуси краплини водяного аерозолю ($R \approx 10 \text{ мкм}$) і молекули пестицидів ($R_p \approx 1 - 10 \text{ нм}$). Числові оцінки показують, що величина $N \approx 10^5 - 10^7$. Тоді коефіцієнт перевинчення ГДК токсикантів $K = \nabla c / \text{ГДК}$ в одиниці об'єму атмосферного повітря за рахунок утворення токсичного туману (∇c - приріст їх концентрації в результаті адсорбції молекул на краплинах водяного аерозолю) дорівнює

$$K = \frac{3 \rho_p h_p \nabla m}{\rho_B R} \text{ПДК}^{-1}, \quad (4.8)$$

де ρ_p і h_p - густина і товщина молекулярного шару пестицидів на поверхні водяних крапель.

Залежність посадочної фрактальної поверхні S_f змінюється з радіусом R_f слідуючим чином:

$$S_f = A R_f^{3-D_{\text{eff}}}, \quad (4.9)$$

Із цього співвідношення можна зробити такі висновки:

1. Для фрактальних поверхонь з низькою пористістю $D_{\text{eff}} \approx 2$, має місце таке ж саме різке зменшення площі S_f із зростанням R_f , що і для крапель водяного аерозолю, а саме: $S_B \approx R^{-1}$.

2. Для фрактальних поверхонь пилових частинок з ефективною фрактальною розмірністю, що знаходиться в межах $2,25 < D_{\text{eff}} < 2,60$ і відновідас номірній пористості пилових частинок, площна посадочної поверхні S_f виявляється більшою, ніж величина S_B у випадку сферичних крапель водяного аерозолю при одній і тій же зміні R_f або R . При такому ж зростанні R_f посадочна фрактальна поверхня пилових частинок S_f зменшиться не так значно, а саме: для попільняків - у 5,62 разів, для буроземів - у 3,89 разів, для чорноземів - у 2,95 разів, а для бар'ястих ґрунтів - у 2,51 рази.

Розрахунки значення коефіцієнта K при адсорбції пестицидів на сферичних краплях водяного аерозолю при дисперсності крапель $r = 10$ мкм дорівнюють 2202, 235 і 165 для метафосу, базудина і карбофосу, відповідно.

В розділі 4.3 наведені результати застосування цих математичних моделей для ідентифікації техногенних аномалій (U, Pb, Mo, Hg, Cu), а також для прогнозування екстремальних екологічних ситуацій.

В р о з д і л 1 5 розглянуті методи математичного моделювання оцінок ризику для довкілля та безпеки людини

В розділі 5.1 розглянуті методи отримання оцінок ризику.

В розділі 5.2. розглядаються математичні моделі для оцінки ризику впливу техногенних чинників на довкілля та безпеку людини.

Багатомірна статистична модель оцінки ризику

Враховуючи, що наслідки катастроф загрожують одночасно як матеріальним цінностям, так і людям, і описуються своїми специфічними параметрами при малій кількості спостережень, а діапазон параметрів досить широкий - від економічних до етичних, то ризик доцільно виразити у векторному вигляді. Розв'язанню цієї проблеми і присвячена дана модель.

Нехай $\bar{x}_1, \bar{x}_2, \dots, \bar{x}_n$ незалежні спостереження над m_n - мірним випадковим вектором $\bar{\xi}$. $M\{\bar{\xi}\} = \bar{a}$, $M\{\bar{\xi} - \bar{a}\}M\{\bar{\xi} - \bar{a}\} = V$. За допомогою метода головних компонент знаходять значення власних векторів h_k і власних чисел $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \geq \lambda_{m_n}$ матриці V . Лінійні комбінації $(\bar{h}_i, \bar{\xi})$ називаються головними компонентами. Для знаходження статистичних оцінок параметрів при невеликій кількості спостережень величини $(\bar{h}_i, \bar{\xi})$, де $\bar{\xi}$ - дійсні вектори застосовувалися окремі результати роботи (Гирко В. Л., 1988).

При цьому повинні виконуватися умови

$$\text{plim}_{n \rightarrow \infty} [(\bar{h}_k(\hat{V}), \hat{c}) - M(\bar{h}_k(\hat{V}), \hat{c})] = 0,$$

$$\text{plim}_{n \rightarrow \infty} [(\lambda_k(\hat{V})) - M(\lambda_k(\hat{V}))] = 0,$$

Для їх доведення скористасмося граничними теоремами для сум мартигал - різниць $(\hat{h}_k(\hat{V}), \hat{c}) - M(\hat{h}_k(\hat{V}), \hat{c})$ і $(\lambda_k(\hat{V})) - M(\lambda_k(\hat{V}))$, а також формулами збурень для власних чисел і власних векторів. Очевидно, що

$$\begin{aligned} \lambda_k(\hat{V}) - M \lambda_k(\hat{V}) &= \sum_{k=1}^n \{M_{k-1} \lambda_k(\hat{V}) - M_k \lambda_k(\hat{V})\} = \\ &= \sum_{k=1}^n \{M_{k-1} [\lambda_k(\hat{V}) - \lambda_k(\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{x}_k \bar{x}_k')] - \\ &- M_k [\lambda_k(\hat{V}) - \lambda_k(\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k)]\}, \end{aligned}$$

де $\bar{\xi}_k = \bar{x}_k - M \bar{x}_k$, M_k - умовне математичне сподівання для фіксованої σ - алгебри відносно якої випадкові вектори $\bar{x}_{k+1}, \bar{x}_{k+2}, \dots, \bar{x}_n$ - вимірні.

Формули збурень для власних чисел λ_k дорівнюють

$$\begin{aligned} \lambda_k(\hat{V}) - \lambda_k(\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k) &= (n-1)^{-1} (\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k) \bar{\varphi}_k \cdot \bar{\varphi}_k + \\ &+ \sum_{i=1}^k \frac{(\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k) \bar{\varphi}_k \cdot \bar{\varphi}_k}{\lambda_k - \lambda_i} + \dots, \end{aligned}$$

де $\bar{\varphi}_k$ і $\bar{\lambda}_k$ власні вектори і власні числа матриці $\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k$. Ско- ристасмося такими формулами

$$\lambda_k(\hat{V}) - \lambda_k(\hat{V} - (n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k) = - \int_0^1 (n-1)^{-1} (\bar{\varphi}_k(x), \bar{\xi}_k)^2 dx,$$

де $\varphi_k(x)$ власні вектори матриці $\hat{V} - x(n-1)^{-1} \bar{\xi}_k \bar{\xi}_k$.

Для того, щоб одержати оцінки параметрів, введемо спектральні функції $\Pi = \sum_{k=1}^{m_n} h_k^2$. Тут h_k - власні вектори коваріаційної матриці R . Перетворення Стільтьєса цих функцій буде таким:

$$[(z - x)^{-1} d\mu_j(x)] = [(z - R)_{ii}^{-1}], \quad \text{Im} z \neq 0.$$

Знаючи ці перетворення, за допомогою формул обернення для перетворень Стільтьєса, можна знайти всі компоненти власних векторів h_k , а також власних чисел λ_k .

Розглянемо вираз $j(t, R_{m_n}) = ((I + tR_{m_n})^{-1} \bar{a}, \bar{b})$, де \bar{a}, \bar{b} - деякі дійсні m - вимірні вектори, t - дійсний параметр.

Оцінкою функції $\varphi(t, R_{m_n})$ назвемо такий вираз:

$$G(t, \hat{R}_{m_n}) = \varphi(\hat{\alpha}_n(t), \hat{R}_{m_n}),$$

де $\theta(1 - m_n(n-1)^{-1} + (n-1)^{-1} \text{Sp}(I + \theta \hat{R}_{m_n})^{-1}) = t$ і $t \geq 0$, $m_n(n-1) < 1$.

Для порівняння статистичних оцінок параметрів при невеликій кількості спостережень та традиційних оцінок головних компонент проведено математичне моделювання за програмою BOYG2.

Ідеальні оцінки головних компонент обчислювалися за формулою

$$f_i(t, R_n) = (1 + tR_n)_{ii}^{-1}$$

для $t = 30 - 31$ з кроком $h = 0.1$, $i = 1, 2$, відповідних першому і другому діагональним елементам матриці $(1 + tR)_{ii}^{-1}$.

Традиційні оцінки головних компонент обчислювали за формулою

$$f_i(t, \hat{R}_n) = (1 + t\hat{R}_n)_{ii}^{-1}$$

Обчислення G - оцінок головних компонент проводили за формулою

$$f_i(\theta(t), \hat{R}_n) = (1 + \theta(t)\hat{R}_n)_{ii}^{-1}$$

де $\theta(t)$ - розв'язок функціонального рівняння

$$\theta(t)(1 - k_n + (k_n/m)Sp(1 + \theta(t)\hat{R}_n)^{-1}) = t,$$

де $k_n = m/(n - 1)$. Для кожного $t = 30 - 31$ з кроком $h_t = 0.1$ обчислюємо $\theta(t) = t/(1 - k_n + (k_n/m)Sp(1 + \theta_i\hat{R}_n)^{-1})$ методом ітерацій $\theta_0 = t$,

$$\theta_{i+1} = t/(1 - k_n + (k_n/m)Sp(1 + \theta_i\hat{R}_n)^{-1}),$$

де $i = 0, 1, \dots$. Якщо обчислення зупиняли при $|\theta_{i+1} - \theta_i| < 0.0001$, тоді вважається, що $\theta(t) = \theta_{i+1}$. Результати моделювання показали, що оцінки ризиків загроз, одержані нами, є значно кращими за традиційні.

Модель "фіктивних змінних" оцінки ризику для епідеміологічних даних

Враховуючи, що значна частина медичних даних для оцінки ризику отримуються з різних регіонів, які відрізняються фізико-географічними, демографічними та соціальними умовами, то в нашій моделі ми відобразили уявлення про те, що різні регіони дають різні рівні відгуку на дозаток до варіації, зумовленої забрудненням навколишнього середовища.

Структуру системи "фіктивних" змінних можна отримати, якщо виписати одиничну матрицю I розміром $(N - 1)(N - 1)$ і приписати до неї рядок, що складається з $(N - 1)$ нулів.

З урахуванням "фіктивних" змінних модель набуває вигляду:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x + \alpha_1 Z_1 + \alpha_2 Z_2 + \dots + \alpha_N Z_N, \quad (5.1)$$

де $\beta_0, \beta_1, \alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_8$ - коефіцієнти, що визначаються методом найменших квадратів; X - вміст поллютантів; Z_1, Z_2, \dots, Z_N - "фіктивні" змінні.

Оцінки параметрів $\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_N$ регресійної моделі вказують на відмінність у захворюваності даною патологічною формою різних регіонів. Підставляючи в модель (5.1) N різних варіантів "фіктивних" змінних $Z_1, Z_2,$

, ... Z_N , ми отримуємо систему лінійних рівнянь, що є прямими паралельними лініями, які мають різні вільні члени.

$$y = \beta_1 x + \theta_i, \quad (5.2)$$

де β_1, θ_i - оцінки параметрів моделі, а $i = 1, 2 \dots N$. Після відповідних розрахунків модель (5.1) перетворюється в систему лінійних рівнянь з однією змінною. Геометрично ця система є сукупністю паралельних ліній, що відрізняються величиною вільного члена і характеризують різні регіони.

Статистичну критерію для перевірки нульової гіпотези $H_0: \bar{\beta} = \bar{\beta}$ при альтернативі $H_1: \bar{\beta} \neq \bar{\beta}$, можна вираховувати скориставшись відношенням s_4^2/s_1^2 , яке має функцію F - розподілу. Підтвердження цієї гіпотези означає, що індивідуальні прямі лінії паралельні і мають кутовий коефіцієнт $\bar{\beta}$, а групові середні знаходяться на прямій із кутовим коефіцієнтом $\bar{\beta}$, що дорівнює оцінці ризику.

Побудовано t-критерій для перевірки значимості відмінностей між вільними членами цих моделей. Для цього необхідно поділити його на оцінку стандартного відхилення (на корінь квадратний із відповідного діагонального елемента матриці $(X'X)^{-1}s^2$). Ми отримуємо значення t-критерія, модуль якого треба порівняти з процентною точкою $t(9,1 - 0,5\alpha)$ двохстороннього критерію для перевірки нуль-гіпотези $H_1: \alpha_i = 0$ проти $H_1: \alpha_i \neq 0$.

Стохастична модель оцінки ризику впливу техногенних чинників на здоров'я та безпеку людини

Модель призначена для обробки епідеміологічних даних, без урахування дозових навантажень, при моніторингових спостереженнях.

Нехай функція $v(x,t)$ - це швидкість зростання числа захворювань даною нозологічною формою. Тоді кількість чоловік x в популяції з небажаними ефектами в будь-який момент часу t є реалізацією цілочисельної випадкової величини $X(t)$, $t \geq 0$ і нехай $p(x,t) = P\{X(t) = x\}$ є ймовірність того, що в момент t існує x небажаних наслідків.

Показано, що ймовірність $p(x,t+\Delta t)$ при $X(t) > 0$ дорівнює

$$p(x,t+\Delta t) = p(x,t)[1 - v(x,t)\Delta t] + p(x-1,t)v(x-1,t)\Delta t + o(\Delta t). \quad (5.3)$$

При цьому можна отримати систему диференціальних рівнянь

$$\frac{\partial G(z;t)}{\partial t} = (z-1) \sum_{x=0}^{\infty} p(x,t)v(x,t)z^x, \quad (5.4)$$

де $G(z;t) = \sum_{x=0}^{\infty} p(x,t)z^x$ - генератриса розподілу числа захворювань $X(t)$.

1. Розглянемо випадок $v(x,t) = v(t)$. Швидкість зростання числа захворювань не залежить від кількості хворих, а залежить від часу t . Тоді замість

масмо рішенняня $\partial G(z;t)/\partial t = (z-1)v(t)G(z;t)$, розв'язком якого є $G(z;t) = \exp[\lambda(z-1)t]$, де $\lambda = \int_0^t v(s) ds$. Отже, коли $v(x,t) = v(t)$ випадкова величина $X = X(t)$ є законом Пуассона з параметром $\lambda = \int_0^t v(t) dt$.

2. Розглянемо випадок, коли швидкість зростання числа захворювань $v(x,t)$ не залежить від часу, і зростає у відповідності із законом $v(x) = c + bx$, $c > 0$, $b > 0$, $x > 0$, тоді $\partial G(z;t)/\partial t = (z-1)[cG(z;t) + bz(\partial G(z;t)/\partial z)]$. Це рівняння має розв'язок $G(z;t) = [c e^{bt} - (c e^{bt} - 1)z]^{-c/b}$, або $G(z;t) = [1 + (\lambda/a)(1-z)]^{-a}$, де $a = c/b$, $\lambda = (c/b)(e^{bt} - 1) = a(e^{bt} - 1)$. Функція $G(z;t)$ є генератрисою узагальненого від'ємного біноміального розподілу ймовірностей з параметрами λ і a , в цьому випадку ($v(x) = c + bx$, $c > 0$, $b > 0$, $x > 0$), випадкова величина $X = X(t)$ є узагальненим від'ємним біноміальним розподілом з параметрами λ і a :

$$P(X = x) = (\Gamma(a+x)(\lambda/a)^x) / (x! \Gamma(a)(1+\lambda/a)^{x+a}),$$

де $x = 0, 1, 2, \dots$, і $\lambda = a(e^{bt} - 1)$, $a = c/b$.

Для отримання незміщених оцінок параметрів цих моделей ризику використовувалися метод і окремі результати роботи (Воинов В. Г., 1989).

Показано, що незміщена оцінка дисперсії p_j пуассонівського розподілу $D\hat{p}_j$ є: $D\hat{p}_j = (1 - \frac{1}{n})^2 X_j - (1 - \frac{2}{n}) X_j$.

Для того щоб знайти незміщену оцінку ймовірності узагальненого від'ємного біноміального розподілу p_j ми поступили таким чином. Відомо, що при $n > 1$

$$\bar{p}_j = \bar{p}_j(X_j) = \Gamma(n_j - a_j + X_j) \Gamma(n_j) / \Gamma(n_j - a_j) \Gamma(n_j + X_j).$$

а дисперсія $D\bar{p}_j$ має вигляд:

$$\begin{aligned} D\bar{p}_j &= E(\bar{p}_j)^2 - (E\bar{p}_j)^2 = \\ &= \left(1 + \frac{\lambda_j}{a_j}\right)^{-n_j} \sum_{m=0}^{\infty} \frac{G^2(n_j - a_j + m) G(n_j)}{G^2(n_j - a_j) G(n_j + m) m!} \left(\frac{\lambda_j}{a_j + \lambda_j}\right)^m - \\ &= \left(1 + \frac{\lambda_j}{a_j}\right)^{-2n_j} \left(1 + \frac{\lambda_j}{a_j}\right)^{-n_j} - n_j \left(\frac{\lambda_j}{a_j + \lambda_j}\right)^{n_j} \\ &= {}_2F_1(n_j - a_j, n_j - a_j; n_j; (1 + \frac{\lambda_j}{a_j + \lambda_j})) - \left(1 + \frac{\lambda_j}{a_j}\right)^{-2n_j} \end{aligned}$$

де ${}_2F_1(\alpha, \beta, \gamma; x)$ - гіпергеометрична функція Гауса.

Показано, що коли

$${}_2F_1(\alpha, \beta, \lambda; x) = (1-x)^{\alpha-\beta} {}_2F_1(\gamma-\alpha, \gamma-\beta, \gamma; x),$$

то

$$D\bar{p}_j = (1 + \frac{\lambda_j}{a_j})^{-2a_j} [{}_2F_1(a_j, a_j; na_j; \frac{\lambda_j}{a_j+1}) - 1].$$

Тоді незміщена оцінка дисперсії p_j при $n > 2$ дорівнює:

$$\hat{D}\bar{p}_j = [\Gamma^2(na_j - a_j + X_j) \Gamma^2(na_j) / \Gamma^2(na_j - a_j) \Gamma^2(na_j + X_j)] - \\ - [\Gamma(na_j 2a_j + X_j) \Gamma(na_j) / (\Gamma(na_j - 2a_j) \Gamma(na_j + X_j))].$$

Розглядаються мінімаксні лінійні середньоквадратичні оцінки. Припускається, що параметр λ_s невідомий, а відомо, що $\lambda_s \leq d_s$, $s = \overline{1, k}$. Знайдемо мінімаксну оцінку величини $\sum_{s=1}^k \lambda_s = (a, \lambda)$ в класі лінійних по спосереженням, тобто $(a, \lambda) = \sum_{r=1}^k (u_r, \bar{X}_r) + c$, де a - довільний вектор. Зауважимо, що оцінку компоненти λ_s одержимо при $a = (0, \dots, 1, \dots, 0, \dots, 1)$.

Спочатку будемо шукати пайкрашу в класі незміщених оцінок, тобто таких, що задовольняють умові $(a, \lambda) = M(a, \lambda)$, тобто $c = 0$, $(u_r, c) = a_r$, $r = \overline{1, k}$, де $c = (1, \dots, 1)$, a_r - компоненти вектора a .

Позначимо через U та Λ множини

$$U = \{u : (u_r, c) = a_r, r = \overline{1, k}\},$$

$$\Lambda = \{\lambda : 0 \leq \lambda_s \leq d_s, s = \overline{1, k}\}.$$

Незміщену мінімаксну оцінку знайдемо із умови

$$\inf_{u \in U} \sup_{\lambda \in \Lambda} M((a, \lambda) - (a, \lambda))^2 = \sup_{\lambda \in \Lambda} M((a, \lambda) - (a, \lambda))^2 = \sigma^2.$$

Легко бачити, що $\sup_{\lambda \in \Lambda} M((a, \lambda) - (a, \lambda))^2 \leq \sum_{s=1}^k d_s \sum_{r=1}^k (u_r, u_r)$ і рівність досягається в тому випадку, коли величини \bar{X}_s , $s = \overline{1, k}$ незалежні. Знайдемо \hat{u}_r із умови

$$\inf_{u \in U} \sum_{r=1}^k (u_r, u_r) = \sum_{r=1}^k (\hat{u}_r, \hat{u}_r). \text{ Розв'язавши цю задачу одержимо } \hat{u}_r = \frac{a_r c}{n}. \text{ За}$$

мінімаксну оцінку візьмемо вираз $(a, \hat{\lambda}) = \frac{1}{n} \sum_{r=1}^k a_r (c, \bar{X}_r)$, тоді мінімаксна оцінка λ_s дорівнює

$$\hat{\lambda}_s = \frac{1}{n} (c, \bar{X}_s) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n X_{is}.$$

Оскільки, перні два моменти пуассонівського і від'ємного біноміального розподілів співпадають, то і співпадають також їх мінімаксні середньоквадратичні оцінки.

В розділі 5.3 розглядається застосування математичних моделей оцінок ризику до проблеми використання пестицидів.

В р о з д і л і 6 розглянуті методи математичного моделювання та управління ризиками загроз для довкілля та безпеки людини.

В розділі 6.1 розглядаються методи управління ризиками загроз екологічній безпеці.

В розділі 6.2 розроблені математичні моделі для управління ризиками загроз екологічній безпеці.

Лінійна регресія з мультиплікативними шумами як модель управління безпекою людини та довкілля: мінімаксні оцінки параметрів

Модель призначена для оцінки ризику впливу комплексу несприятливих чинників навколишнього середовища на безпеку людини та довкілля. При цьому постають проблеми оцінки параметрів лінійної регресійної моделі, які розв'язуються в даному розділі.

Нехай спостерігається вектор y , $y = H_1x + H_2(\xi)x + \eta$, де $x \in R^n$, H_1, H_2 - матриці розмірності $m \times n$, η - випадковий вектор, а $M\eta = 0$, $M\eta\eta^T = R_\eta$. Припустимо також, що ξ - випадковий вектор і $M\xi = 0$, $M\xi\xi^T = R_\xi$, а матриця $H_2(v)$ лінійна по v , тобто

$$H_2(\alpha v_1 + \beta v_2) = \alpha H_2(v_1) + \beta H_2(v_2)$$

для довільних чисел α і β , векторів v_1, v_2 . Якщо R_η невідома кореляційна матриця із множини \mathfrak{R} , розглянемо мінімаксні оцінки вектора Sx , де S - матриця розмірності $k \times n$, будемо розуміти вираз $\hat{K}y + \hat{d}$, такий що

$$\inf_{k, d} \sup_{\mathfrak{R}} M \|Sx - Ky - d\|^2 = \sup_{\mathfrak{R}} M \|Sx - \hat{K}y + \hat{d}\|^2.$$

Приведемо деякі результати розділу.

Твердження 6.1. Якщо x - випадковий вектор, що не залежить від ξ з середнім значенням m , та кореляційною матрицею R_x , то пара

$(K, d) \in \operatorname{argmin} I(K, d)$, де

$$I(\hat{K}, \hat{d}) = \operatorname{Sp}(S - KH_1)R_x(S - KH_1)^T + \operatorname{Sp}KM_2H_2x^T H_1^T K^T + \sup_{\mathfrak{R}} \operatorname{Sp}KR_\eta K^T + \|\hat{d} - (S - KH_1)m\|^2.$$

Наслідок. Нехай $\hat{K} \in \operatorname{argmin} I_1(K)$, де

$$I_1(K) = \operatorname{Sp}(S - KH_1)R_x(S - KH_1)^T + \operatorname{Sp}KM_2H_2x^T H_1^T K^T + \sup_{\mathfrak{R}} \operatorname{Sp}KR_\eta K^T.$$

тоді $\hat{d} = (S - KH_1)m$.

Розглянемо також верхню та нижню мінімаксні оцінки.

Означення. Оцінки \hat{K}_i , $i = 1, 2$ що знаходиться із умови $\hat{K}_i \in \arg \min \hat{I}_i(K)$, $\hat{K}_1 \hat{I}_1(K) \leq \hat{I}_2(K) \leq \hat{I}_1(K)$ називаються верхніми і нижніми мінімаксними оцінками.

Твердження 6.2. Оцінки, для яких $\hat{K}_1 = SR_{XH_1}^T (R_{\eta}^{(0)} + MH_2x^T H_2^T)^{-1} + H_1 R_{XH_1}^T)^{-1}$, а $\hat{K}_2 \in \arg \min \hat{I}_2(K)$, $R_{\eta}^{(0)} \in R_{\eta}$.

$$\hat{I}_2(K) = \text{Sp}(S - KH_1)R_X(S - KH_1)^T + \text{Sp}MH_2x^T H_2^T K^T + \sum_{i=1}^m \sup_{\mathfrak{R}_{\eta}} M(K\eta, c_i)^2,$$

де $c_i = (0, \dots, 1, 0, \dots, 0)$, а $R_{\eta}^{(0)} \in \mathfrak{R}$, будуть відповідно нижньою і верхньою мінімаксними.

Наслідок. Нехай $\mathfrak{R} = \{R_{\eta}; \text{Sp}R_{\eta}Q \leq 1\}$,

де $Q \geq 0$ і існує Q^{-1} . Тоді $\hat{K}_2 = SR_{XH_1}^T (Q^{-1} + MH_2x^T H_2^T + H_1 R_{XH_1}^T)^{-1}$.

Твердження 6.3. Мінімаксна оцінка виразу (a, x) має вигляд (a, \hat{x}) , де $\hat{x} = R_{XH_1}^T (Q^{-1} + MH_2x^T H_2^T + H_1 R_{XH_1}^T)^{-1} y$.

Твердження 6.4. Нехай $\mathfrak{R} = \{R_{\eta}; R_{\eta}^{(1)} \leq R_{\eta} \leq R_{\eta}^{(2)}\}$, тоді наближена оцінка максимальної вірогідності має вигляд

$$\hat{x} = (H_1^T (R_{\eta}^{(1)} + \hat{R}_2)^{-1} H_1 + R_X)^{-1} H_1^T (R_{\eta}^{(1)} + \hat{R}_2)^{-1} y = R_{XH_1}^T (R_{\eta}^{(1)} + \hat{R}_2 + H_1 R_{XH_1}^T)^{-1} y.$$

Твердження 6.5. Якщо $\mathfrak{R} = \{R_{\eta}; R_{\eta}^{(1)} \leq R_{\eta} \leq R_{\eta}^{(2)}\}$, то мінімаксна оцінка вектора x має вигляд

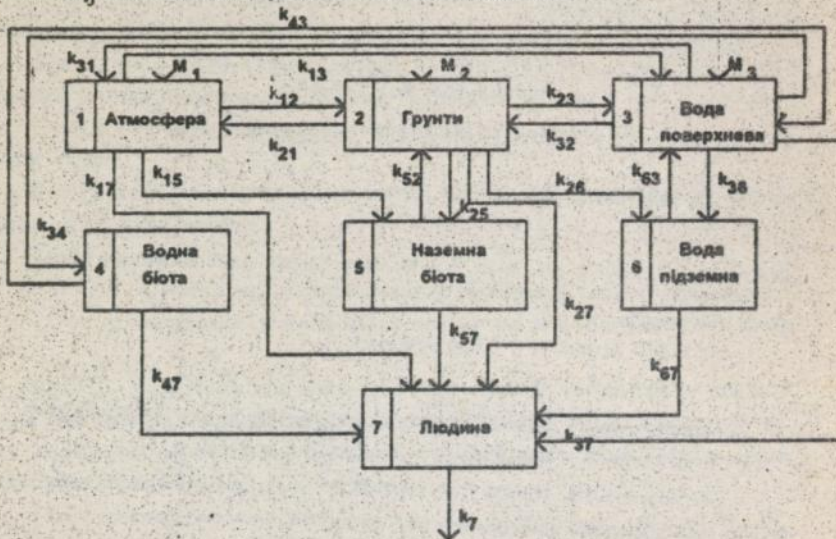
$$\hat{x}_1 = R_{XH_1}^T (R_{\eta}^{(2)} + \hat{R}_2 + H_1 R_{XH_1}^T)^{-1} y = (H_1^T (R_{\eta}^{(2)} + \hat{R}_2)^{-1} H_1 + R_X)^{-1} H_1^T (R_{\eta}^{(2)} + \hat{R}_2)^{-1} y, \quad \hat{R}_2 = MH_2 (\xi) x^T H_2^T (\xi).$$

Компартментна модель екосистеми України та управління навколишнім середовищем

У моделі передбачено декомпозицію всієї екосистеми на множину компартментів. Встановлено найбільш суттєві зв'язки, які описують процес міграції ксенобіотиків між окремими компартментами й об'єднують їх в одне ціле, включаючи і людину. Все це дає можливість по-новому підійти до проблеми управління ризиками загроз як людині, так і довкіллю.

На мал.2 наведена спрощена схема міграції техногенних сполук між основними компартментами екосистеми України. Напрямки зв'язків між ок-

ремими компартментам відповідають напрямкам міграції. Де M_i $i = 1, \dots, 7$ вміст токсикантів: M_1 - атмосфера; M_2 - ґрунти; M_3 - вода поверхнева; M_4 - водна біота; M_5 - наземна біота; M_6 - вода підземна; M_7 - людина, а константи k_{ij} відповідають переходам між компартментами.



Мал. 2. Схема міграції ксенобіотиків в екосистемі України

Динаміка міграції техногенних сполук в даній екосистемі моделюється за допомогою такої системи диференційних рівнянь першого порядку:

$$\frac{dm_1}{dt} = M_1 + k_{21}m_2 + k_{31}m_3 - (k_{12} + k_{13} + k_{15} + k_{17})m_1;$$

$$\frac{dm_2}{dt} = M_2 + k_{12}m_1 + k_{32}m_3 + k_{52}m_5 - (k_{21} + k_{23} + k_{15} + k_{26} + k_{27})m_2;$$

$$\frac{dm_3}{dt} = M_3 + k_{13}m_1 + k_{23}m_2 + k_{43}m_4 + k_{63}m_6 - (k_{31} + k_{32} + k_{34} + k_{36} + k_{37})m_3;$$

$$\frac{dm_4}{dt} = k_{34}m_3 - (k_{43} + k_{47})m_4;$$

$$\frac{dm_5}{dt} = k_{15}m_1 + k_{25}m_2 - (k_{52} + k_{57})m_5;$$

$$\frac{dm_6}{dt} = k_{26}m_2 + k_{36}m_3 - (k_{63} + k_{67})m_6;$$

$$\frac{dm_7}{dt} = k_{17}m_1 + k_{27}m_2 + k_{37}m_3 + k_{47}m_4 + k_{57}m_5 + k_{67}m_6 + k_7m_7.$$

В розділі 6.3 вивчається стійкість та періодичність розв'язків компартментної моделі України. Розглядаються задачі загальнодержавної системи екологічного нормування як важливої складової системи екологічної безпеки держави

Якщо позначити через $x(t)$ вектор-функцію вигляду $x(t) = (m_1(t), \dots, m_7(t))^T$, а через A та B відповідно матриці $A = (a_{ij})_{i,j=1,2}$, $B = (b_{ij})_{i=1,2, j=1,3}$, причому коефіцієнти a_{ij} визначаються із системи рівнянь для $m_i(t)$, а $b_{11} = 1, b_{12} = 0, b_{13} = 0, b_{21} = 0, b_{22} = 1, b_{23} = 0, b_{31} = 0, b_{32} = 0, b_{33} = 1, b_{ij} = 0$ при $i > 3$. Якщо ввести також вектор-функцію $M(t) = (M_1(t), \dots, M_3(t))^T$, то тоді систему диференціальних рівнянь для $m_i(t)$, $i=1,2,3$ можемо записати у векторній формі $\frac{dx}{dt} = Ax + BM(t)$. (6.1)

Досліджується нульовий розв'язок та періодичність однорідного рівняння.

$$\frac{dx}{dt} = Ax, \quad (6.2)$$

Введемо многочлен $P(\lambda) = \det(\lambda E - A)$, або $P(\lambda) = \lambda^7 - A_1 \lambda^6 + A_2 \lambda^5 + \dots - A_7$.

Твердження 6.5. Якщо $\det A \neq 0$, то отримаємо співвідношення $A_1 = \text{sp } A, A_2 = \sum_{i < j} \begin{vmatrix} a_{ii} a_{jj} \\ a_{ji} a_{ij} \end{vmatrix}, A_3 = -\frac{1}{24} \det A \text{ sp } A^{-1} [\text{sp } A^{-1} \text{ sp}^2 A^{-1} - 3 \text{sp } A^{-1} \text{ sp } A^{-2}] - \frac{1}{24} \det [-\text{sp } A^{-2} \text{ sp } A^{-1} + 3 \text{sp}^2 A^{-2} - 2 \text{sp}^2 A^{-1} \text{ sp } A^{-2} + 6 \text{sp } A^{-1} \text{ sp } A^{-3} - 6 \text{sp } A^{-1} \text{ sp } A^{-4}], A_4 = \frac{1}{6} \det A [\text{sp } A^{-1} \text{ sp}^2 A^{-1} - 3 \text{sp } A^{-1} \text{ sp } A^{-2} - 2 \text{sp } A^{-3}], A_5 = \frac{1}{2} \det A [\text{sp } A^{-2} - \text{sp}^2 A^{-1}], A_6 = \det A \text{ sp } A^{-1}, A_7 = \det A$.

Твердження 6.6. Для асимптотичної стійкості нульового розв'язку системи (6.2) необхідно, щоб виконувалися нерівності $A_1 < 0, A_2 > 0, A_3 < 0, A_4 > 0, A_5 < 0, A_6 > 0, A_7 < 0$, а необхідно і достатньо, щоб детермінанти головних мінорів матриці Гурвіца - Γ , були додатні, де

$$\Gamma = \begin{vmatrix} A_1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ -A_3 & A_2 & -A_1 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ -A_5 & A_4 & -A_3 & A_2 & -A_1 & 1 & 0 \\ -A_7 & A_6 & -A_5 & A_4 & -A_3 & A_2 & -A_1 \\ 0 & 0 & -A_7 & A_6 & -A_5 & A_4 & -A_3 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -A_7 & A_6 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -A_7 \end{vmatrix}$$

Наслідок. Для асимптотичної стійкості необхідно, щоб виконувалися умови $A_1 < 0, A_2 > 0, A_3 > 0$.

Позначимо далі через $\lambda_1, \dots, \lambda_7$ корені рівняння $P(\lambda) = 0$. Відомо, якщо $\operatorname{Re} \lambda_i \geq 0$, то розв'язок рівняння стійкий, а якщо існують корені з $\operatorname{Re} \lambda_i = 0$, то у системи (6.2) є періодичний розв'язок.

Твердження 6.7. В системі (6.2) існують періодичні розв'язки, а якщо $\det A < 0$, то існують асимптотично стійкі розв'язки і при $\det A > 0$ існують необмежені розв'язки.

Твердження 6.8. Припустимо, що система рівнянь

$$\begin{cases} \omega^6 + A_2 \omega^4 + A_4 \omega^2 - A_6 = 0 \\ A_1 \omega^6 - A_3 \omega^4 + A_5 \omega^2 - A_7 = 0 \end{cases} \quad (6.3)$$

має розв'язок. Тоді існує періодичний розв'язок системи (6.2.20). В протилежному разі періодичних розв'язків не існує.

Теорема 6.1. Нехай функція $M(t)$ періодична з періодом T , а система рівнянь (6.3) не має розв'язків. Тоді неоднорідна система (6.1) має єдиний T -періодичний розв'язок, який може бути записаний у вигляді

$$y(t) = \int_0^T G(t, \tau) B M(\tau) d\tau, \text{ де}$$

$$G(t, \tau) = X(t)(E - X(T))^{-1} X^{-1}(\tau), \quad 0 \leq \tau \leq t \leq T,$$

$$G(t, \tau) = X(t + T)[E - X(T)]^{-1} X^{-1}(\tau), \quad 0 \leq t \leq \tau \leq T,$$

а матриця $X(t)$ - розв'язок рівняння $\frac{dX}{dt} = AX$, $X(0) = E$.

Теорема 6.2. Нехай система рівнянь (6.3) допускає k розв'язків $\omega_1, \dots, \omega_k$, причому при деякому цілому γ_i виконується умова $\omega_i = \frac{2\gamma_i \pi}{T}$, $i = \overline{1, k}$.

Рівняння (6.1) має T -періодичний розв'язок тоді, коли виконуються умови ортогональності.

$$\int_0^T \sin \omega_i t M_j(t) dt = 0$$

$$\int_0^T \cos \omega_i t M_j(t) dt = 0 \quad i = \overline{1, k}, \quad j = \overline{1, 2, 3}$$

В цьому розділі досліджуються ε -наближені розв'язки системи (6.1).

Припустимо, що висок водної біоти та води підземної порівняно малий з внеском інших чинників, тобто $k_{43} \sim \varepsilon$, $k_{63} \sim \varepsilon$. Тоді одержимо при $\varepsilon = 0$ систему рівнянь для вектора $(m_1, m_2, m_3, m_5)^T = x(t)$, тобто $\frac{dx}{dt} = Ax + B M(t)$.

Показано, що необхідна і достатня умова асимптотичної стійкості для нашого випадку буде мати вигляд

$$A_1 < 0, A_1 A_2 - A_3 < 0, (A_1 A_2 - A_3) A_3 + A_1^2 A_4 > 0, \det A < 0.$$

Уроzdілл7 на підставі результатів математичного моделювання та кількісного оцінювання пріоритетів системи екологічної безпеки України запропонована стратегія її розвитку.

У висновках у стислій формі наведені основні наукові результати дисертаційної роботи.

Основні положення дисертації опубліковані в таких працях

1. Качинський А. Б. Стратегія розвитку України: виклики часу та вибір. - К.: Національний інститут стратегічних досліджень, 1994. - 177 с. (Спів-авт. Базовіди Є., Білоус А. та ін.).

2. Strategies for the development of Ukraine: contemporary challenges and choices. - K.: National Institute For Strategic Studies, 1994 - 127 P. (Pyrozhkov S. Popovkin V. at all).

3. Качинский А. Б., Коваль В. Б. Математическая модель биогенной гипотезы образования докембрийских железистых кварцитов // Геологический журнал. - 1985. - 46, №1. - С. 51-55.

4. Качинский А. Б., Коваль В. Б. Математическая модель роста кристаллов метаморфических минералов // Вестник Киевского университета "Моделирование и оптимизация сложных систем". - 1986. - №5. - С. 71-73.

5. Качинский А. Б. Статистические модели геохимического поля // Докл. АН УССР. - Сер. Б. - 1987. - №9. - С. 11-13.

6. Качинський А. Б. Математичне моделювання геохімічних полів із залежними спостереженнями // Доп. АН УРСР. Сер. Б. - 1989. - №5. - С. 10-12.

7. Гірко В. Л., Качинський А. Б. G-аналіз головних компонент геохімічних полів // Доп. АН УРСР. Сер. Б. - 1989. - №4. - С. 8-10.

8. Польшенко В. И., Качинский А. Б., Сарницкая Н. П. Применение модели множественной линейной регрессии для оценки корреляционных связей показателей здоровья населения с территориальными пестицидными нагрузками // Тр. Всесоюзного научно-исследовательского института гигиены и токсикологии пестицидов, полимеров и пластических масс. - 1989. - Вып. 19. - С. 14-21.

9. Мотузінський М. Ф., Польшенко В. І., Качинський А. Б. Регламентация застосування пестицидів у сільському господарстві // Вісник аграрної науки. - 1993. - №3. - С. 94-96.

10. Мотузінский Н. Ф., Польшенко В. И., Качинский А. Б. Определение критического уровня территориальных нагрузок пестицидов // Гигиена и санитария. - 1993. - №3. - С. 13-15.

11. Качинский А. Б., Польченко В. И. Использование "фиктивных" переменных в множественной регрессии для оценки риска здоровью населения в связи с использованием пестицидов в сельском хозяйстве // Кибернетика и вычисл. техника. - 1993. - Вып. 98. - С. 42-45.

12. Качинський А., Пирожков С. Економічні аспекти концепції ризику в екологічній безпеці України // Економіка України. - 1994. - №7. - С. 26-31.

13. Гончарук Е. Г., Качинський А. Б., Чалий О. В. Проблема гострих отруєнь у зв'язку з адсорбцією пестицидів на молекулярних фрактальних поверхнях ґрунту для різних типів ґрунтів // Доп. АН УРСР. - 1989. - №6. - С. 134-136.

14. Качинський А. Б., Сердюк А. М. Методологічні основи аналізу ризику в медико - екологічних дослідженнях та його значення для екологічної безпеки України // Лікарська справа. - 1995. - № 3-4. - С. 5-15.

15. Качинський А. Б., Черепіченко В. П. Оцінка ризику - основа екологічної безпеки України і її території // Наука і оборона. - 1995. - № 1. - С. 95-103.

16. Наконечный А. Г., Качинский А. Б. Минимаксные оценки параметров линейной регрессионной модели с мультипликативными шумами // Проблемы управления и информатики. - 1995. - № 5. - С. 51-57.

17. Kachinsky A. B., Polchenko V. Use of "dummy" variables in multiple regression for estimating risk for population health caused by employment of pesticides in farming // Kibernetika i Vychislitel'n'aya Tekhnika, Meditsinskaya Kibernetika. 1993, №98, pp. 42-45.

18. Неспецифические тесты для оценки экстремальности по критериям заболеваемости населения, уровней применения пестицидов в сельском хозяйстве. - Киев, ВНИИГИНТОКС, 1990. - 2 с. /Информационное письмо № 30/14-2146 (соавт. Польченко В. И., Сарницкая Н. П.).

19. Оценка риска влияния территориальных нагрузок пестицидов на заболеваемость населения. - Киев, ВНИИГИНТОКС, 1991. - 2 с. /Информационное письмо № 30/14-198 (соавт. Польченко В. И., Сарницкая Н. П.).

20. Оценка критического уровня территориальной нагрузки пестицидов по критериям риска для здоровья населения. - Киев, ВНИИГИНТОКС, 1991. - 2 с. /Информационное письмо № 30/14-595 (соавт. Польченко В. И., Сарницкая Н. П.).

21. Наблюдения за заболеваемостью сельского населения в районах интенсивного применения пестицидов: Методические указания для республиканских, областных, краевых и районных санитарно-эпидемиологических станций / Главное санитарно-профилактическое управление МЗ СССР.

№5185 - 30. - М., 1990. 42 с. (соавт. Селиванова Л. И., Польшченко В. И., Хижняк Н. И. и др.).

22. Качинський А. Б. Концепція ризику у світлі екологічної безпеки України. - Київ: 1993. - 49 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; №14).

23. Качинський А. Б. Антропогенні навантаження та екологічна безпека в системі "Пестициди - навколишнє середовище - здоров'я населення" на основі аналізу ризику. - Київ: 1994. - 30 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; №26).

24. Качинський А. Б. Сучасні проблеми екологічної безпеки України. - Київ: 1994. - 48 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; №33).

25. Качинский А. Б., Мухтарова Н. Д., Торбин В. Ф., Радчук В. В. Влияние комплекса приоритетных техногенных загрязнений окружающей среды на здоровье детей г. Киева. - Киев: Медкол, 1994. - 28 с.

26. Качинський А. Б. Системний аналіз визначення пріоритетів в екологічній безпеці України. - Київ: 1995. - 46 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; №14).

27. Качинский А. Б. Применение методов теории катастроф в геологии // Ин-т геохимии и физики минералов АН УССР. - Киев, 1987. - с. 7. (Рукопись деп. в ВИНТИ 15. 09. 87. №6676- В 87).

28. Качинский А. Б. Математическое моделирование геохимических полей // Ин-т геохимии и физики минералов АН УССР. - Киев, 1987. - с. 20. (Рукопись деп. в ВИНТИ 15. 09. 87. №6675- В 87).

29. Качинский А. Б. Математические модели в геохимии // Ин-т геохимии и физики минералов АН УССР. - Киев, 1987. - с. 19. (Рукопись деп. в ВИНТИ 15. 09. 87. №6674- В 87).

30. Качинский А. Б. Расчет геохимических равновесий методом дифференцирования по параметру // Матер. Всес. симп. "Термодинамика в геологии". - Минск, 1987: Тез. докл. - С. 48-49.

31. Качинский А. Б. Новые математические методы в исследовании динамических геохимических систем (ДГС) // Матер. Всес. симп. "Кинетика и динамика геохимических процессов". - Черноголовка, 1989: Тез. докл. - С. 132-134.

32. Качинский А. Б. Основные математические модели оценки риска химических веществ для здоровья населения // Матер. Всес. науч. конф. "Актуальные вопросы токсикологии гигиены применения пестицидов и полимерных материалов в народном хозяйстве". - Киев, 1990: Тез. докл. - С. 151.

33. Наконечний О. Г., Качинський А. Б., Прожков С. І. Термодинамічні структури екологічних систем та їх значення для математичного моделювання оцінок ризику // Праці другої наукової конференції з автоматичного керування "Автоматика - 95". - Львів, 1995: Тез. доп. - С. 41 - 42.

Статті у соціально-політичних виданнях:

34. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: сьогодні і завтра // Розбудова держави. - 1993. - №8. - С. 43-48.

35. Качинський А. Б. Перед лицем екологічних загроз. Міжнародний і національний аспекти екополітики // Політика і час. - 1994. - №5. - С. 68-72.

36. Качинський А. Балансування на межі ризику // Віче. - 1995. - №1, - С. 94-100.

37. Kachynsky A. A discussion of the security of Ukraines situation and prospects: A Round Table in Kiev; Conf. notes comp. by L. Kistersky and J. Shenfield.// The Brown journal of Word Affairs. - 1994. - Spring. - P. 163-176.

Качинский А. Б. Методология математического моделирования рисков утроз экологической безопасности Украины. Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук по специальности 05.13.02 "Математическое моделирование в научных исследованиях", Киевский национальный университет им. Т. Г. Шевченко, Киев, 1996. По теме диссертации опубликовано 37 работ, которые содержат следующие результаты: разработана концепция риска экологической безопасности. Проведен системный анализ системы экологической безопасности. Рассчитаны локальные и глобальные приоритеты системы экологической безопасности Украины. Разработаны математические модели для идентификации, оценки и управления рисками утроз. Предложена стратегия развития системы экологической безопасности Украины.

Kachinsky A. B. Methodology of mathematical modeling hazards' risks for ecological security. Theses for obtaining doctor degree relate to speciality 05.13.02 "Mathematical modeling in scientific researches". Taras Schevchenko University of Kiev, Kiev, 1996. 37 papers on the doctorate topic have been published, which contain the follow results: the idea of ecological security has been developed; the methodical analysis of the ecological security system has been carried out; the location and global priorities of Ukrainian ecological security system have been calculated; the mathematical models have been calculated for identification, estimation and controlling of the risk's hazards; the strategy for developing Ukrainian ecological security system has been proposed.

Ключові слова: екологічна безпека, ризик, системний аналіз, математична модель, оцінка параметрів, управління.

Підписано до друку 16.01.96.

Формат 60х34/16. Папір друкарський. Фіз. друк. арк. 2,0. Обл.-вид. арк.

1,26. Ум. друк. арк. 1,86.

Тираж 100 екс. Замовлення 1785.

1152910

1152910

AB 33.899

AB 33.899