

## RISK-ORIENTATED MONITORING OF ENVIRONMENTAL FACTORS AFFECTING THE QUALITY OF LIFE IN MEGACITIES

Yeremeiev I.S., Dychko A.O., Harkavyi S.I., Savchuk O.V., Hulich S.V.

## РИЗИК-ОРІЄНТОВАНИЙ МОНІТОРИНГ ЕКОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ ВПЛИВУ НА ЯКІСТЬ ЖИТТЯ У МЕГАПОЛІСАХ

# Д

<sup>1</sup>ЕРЕМЕЄВ І.С.,  
<sup>2</sup>ДИЧКО А.О.,  
<sup>3</sup>ГАРКАВИЙ С.І.,  
<sup>4</sup>САВЧУК О.В.,  
<sup>4</sup>ГУЛИЧ С.В.

<sup>1</sup>Таврійський національний університет ім. В.І. Вернадського, Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», Київ, Україна

<sup>3</sup>Національний медичний університет ім. О.О. Богомольця, Київ, Україна

<sup>4</sup>Міжрегіональна академія управління персоналом, Київ, Україна

овкілля великих і малих міст перебуває під сталою загрозою забруднення за рахунок природних і техногенних чинників – екологічних факторів впливу на якість життя людини. Забрудненість екосфери міст, зумовлена діяльністю промислових підприємств (у тому числі й підприємств житлово-комунального господарства) та усіх видів транспорту, давно викликає виправдану тривогу з боку громадськості та міської адміністрації. Постає задача покращання екологічного стану міст та їхніх окремих районів за рахунок зниження викидів та скидів токсичних забруднювачів (ТЗ), переходу на менш шкідливі (більш чисті) технології, використання енергозберіжливих технологій, перемаршрутування головних транспортних потоків або перехід на екологічно безпечні види енергоносіїв

та міського транспорту тощо. Періодичний контроль над екологічним станом забруднення у містах (екологічний моніторинг) виконується відповідними службами Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, Міністерства охорони здоров'я України та низки інших відомств, за поданням яких мають здійснюватися ті чи інші заходи, спрямовані на поліпшення екологічної ситуації. Проте мегаполіси мають свої особливості, зумовлені низкою чинників, притаманних цим конгломератам цивільних, промислових, соціальних та побутових забудов, шляхів сполучення, мереж електро-, газо- та водопостачання й водовідведення тощо.

У мегаполісах, як правило, діють потенційні чинники погіршення екологічного стану: розбудова но-

РИЗИК-ОРІЄНТОВАНИЙ МОНІТОРИНГ ЕКОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ ВПЛИВУ НА ЯКІСТЬ ЖИТТЯ У МЕГАПОЛІСАХ

<sup>1</sup>Єремеєв І.С., <sup>2</sup>Дичко А.О.,  
<sup>3</sup>Гаркавий С.І., <sup>4</sup>Савчук О.В.,  
<sup>4</sup>Гулич С.В.

<sup>1</sup>Таврійський національний університет ім. В.І. Вернадського, Київ, Україна

<sup>2</sup>Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», Київ, Україна

<sup>3</sup>Національний медичний університет ім. О.О. Богомольця, Київ, Україна

<sup>4</sup>Міжрегіональна академія управління персоналом, Київ, Україна

**Мета роботи** полягає у розробці рекомендацій щодо моніторингу якості сере-

довища проживання у мегаполісах з урахуванням фактора невизначеності та ризиків техногенних факторів впливу.

**Матеріали і методи.** Матеріалами дослідження обрано національні та регіональні доповіді про стан довкілля в Україні, дослідження вітчизняних та закордонних науковців з оцінки якості життя у мегаполісі та ефективності екологічного моніторингу у системі прийняття управлінських рішень. Для досягнення мети дослідження використано методи системного аналізу, елементи теорії нечітких множин, теорії ймовірностей, теорії прийняття рішень, Евклідова метрика тощо.

**Результати.** Завданням сучасних систем моніторингу є сталий моніторинг

© Єремеєв І.С., Дичко А.О., Гаркавий С.І., Савчук О.В., Гулич С.В. СТАТТЯ, 2023.

вих підприємств та прокладання нових транспортних маршрутів, а також стійкі тренди сталого, об'єктивно зумовленого перевиконання проектних норм викидів та скидів ТЗ працюючими підприємствами.

І хоча прийнято рішення щодо небажаності або й заборони будівництва у містах підприємств, що негативно впливають на довкілля, а також про виведення за межі міст транспортних транспортних потоків, це не може вирішити усі проблеми, оскільки з ростом міст виникає необхідність у підвищенні енергогенеруючих потужностей (передусім з метою підвищення якості життя: зростає потреба у тепло- та енергопостачанні, у питній воді, у водовідведенні та очищенні міських стічних вод, забезпеченні новими маршрутами транспорту тощо). Крім того, фізичний знос (та інші прояви «старіння», «деградація») промислового устаткування і розподільчих мереж, їхня

довгострокова експлуатація на межі, а то й поза межами проектної продуктивності або в екстремальних умовах довкілля чи у разі невідповідних показників якості енергоносіїв призводять до підвищення рівня ТЗ у викидах та скидах, зниження продуктивності, що, у свою чергу, викликає потребу у збільшенні виробничих потужностей за рахунок будівництва нових та реконструкції діючих підприємств тощо.

І тут постає питання про те, де краще розташувати нові підприємства, прокласти нові маршрути транспорту, які технології використати.

**Мета роботи** полягала у розробці рекомендацій щодо моніторингу якості середовища проживання у мегаполісах з урахуванням фактора невизначеності та ризиків техногенних факторів впливу.

**Матеріали і методи.** Матеріалами дослідження стали Національні та регіональні (обласні) доповіді

про стан довкілля в Україні, дослідження вітчизняних та закордонних науковців з оцінки якості життя у мегаполісі та ефективності екологічного моніторингу у системі прийняття управлінських рішень [1-2]. Для досягнення мети дослідження використано методи системного аналізу, елементи теорії нечітких множин, теорії ймовірностей, теорії прийняття рішень, Евклідова метрика тощо.

**Результати досліджень.** Проблема оцінки екологічного стану мегаполісів притаманні такі характерні риси:

□ чітке районування зон впливу різних чинників на рівень забруднення, зумовлене наявністю відповідних джерел забруднень довкілля і топографічними (ландшафтними) особливостями, а також дією тих чи інших чинників самоочищення, спрямованими на покращання екологічного стану;

□ наявність динамічної складової екологічного стану мегаполіса загалом і його окремих районів зокрема, зумовленої сезонністю, топографією та дією низки зовнішніх чинників;

□ стале зростання антропогенного навантаження на довкілля, у тому числі за рахунок збільшення щільності забудов, росту інтенсивності транспортних перевезень та зменшення кількості зелених насаджень, погіршення стану водних ресурсів, а також порушення природних процесів вентиляції районів за рахунок неправильного планування об'єктів будівництва, у тому числі висотних споруд;

□ динамічний характер спектра забруднень, обумовлений змінами технологій, закриттям та відкриттям окремих вироб-

*поточного рівня забруднень, а також прогнозування можливих тенденцій змін цього рівня за можливості спостереження та ідентифікації стану забруднення довкілля. Задача ідентифікації динаміки ареалу техногенного забруднення може бути зведена до аналізу спостережень і співставлень їхніх результатів шляхом оцінювання Евклідової метрики. Виявлення граничних рівнів забруднень, з яких починає проявлятися їхній шкідливий вплив, а також встановлення ефекту синергізму дозволять надати інтегральну оцінку якості довкілля.*

**Висновки.** Управління рівнем впливу екологічних факторів на якість життя у мегаполісі пов'язане з вирішенням таких проблем, як створення процедур ефективної ідентифікації ситуації, розробка множини уніфікованих сценаріїв з подолання проблем, необхідність формування структури типової системи прийняття рішень у кризових ситуаціях тощо. Прийняття управлінських рішень у сфері екологічної безпеки мегаполісів, як правило, відбувається в умовах невизначеності. На вибір тієї чи іншої альтернативи впливають такі чинники, як віддалені чи опосередковані наслідки рішень, проблеми «дрібниць» в інформаційному забезпеченні прийняття управлінських рішень тощо.

**Ключові слова:** якість життя, моніторинг, забруднення, ризик, синергізм.

RISK-ORIENTATED MONITORING  
OF ENVIRONMENTAL FACTORS  
AFFECTING THE QUALITY OF LIFE  
IN MEGAPOLISES

<sup>1</sup>Yeremeiev I. S., <sup>2</sup>Dychko A. O.,

<sup>3</sup>Harkavyi S. I., <sup>4</sup>Savchuk O. V.,

<sup>4</sup>Hulich S. V.

<sup>1</sup>Taurida National V.I. Vernadsky University,  
Kyiv.

<sup>2</sup>National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»,  
Kyiv, Ukraine

<sup>3</sup>Bohomolets National Medical University,  
Kyiv, Ukraine

<sup>4</sup>Interregional Academy of Personnel  
Management, Kyiv, Ukraine

**The aim** of the research is to develop recommendations for monitoring the quality of habitat in megacities, taking into account the uncertainty factor and the risks of man-made factors of influence.

**Materials and methods.** National and regional reports on the state of the natural environment in Ukraine, research of the Ukrainian and foreign scientists on assessing the quality of life in the metropolis and the effectiveness of environmental monitoring in the management decision-making system are used as research materials. To achieve the goal of the research, the methods of system analysis, elements of the theory of fuzzy sets, the theory of probabilities, the theory of decision-making, Euclidean metrics, etc. are used.

**The results.** The task of modern monitoring systems is constant monitoring of the

current level of pollution, as well as forecasting possible trends of changes in this level, with the possibility of observing and identifying the state of environmental pollution. The task of identifying the dynamics of the technogenic pollution area can be reduced to the analysis of observations and comparisons of their results with each other by evaluating the Euclidean metric. Identifying the limit levels of pollution at which their harmful effects begin to manifest, as well as establishing the synergism effect will allow to provide an integral assessment of the quality of the environment.

**Conclusions.** Management of the level of influence of environmental factors on the quality of life in megapolis is related to the solution of such problems as the creation of procedures for effective identification of the state, the development of a set of unified scenarios for overcoming problems, the need to form the structure of a typical decision-making system in crisis situations, etc. As a rule, management decisions in the field of environmental safety of megacities take place under conditions of uncertainty. The choice of one or another alternative is influenced by such factors as remote or indirect consequences of decisions, problems of «trifles» in the information provision of management decision-making, etc.

**Keywords:** quality of life, monitoring, pollution, risk, synergism.

ництв, маршрутів транспорту тощо;

□ прояв повною мірою ефекту синергізму.

Процедура оцінювання стану екосистеми будь-якого району міста з точки зору впливу на нього того чи іншого промислового підприємства або нової транспортної магістралі (будівництво або реконструкція яких передбачається, обґрунтування вибору промайданика чи напряду транспортних потоків) за нормальних умов експлуатації (з урахуванням сталої деградації устаткування, мереж тощо) та внаслідок аномальної їхньої роботи («проектних» аварій, пікових навантажень

тощо), а також за умов широкомасштабних аварій і катастроф («гіпотетичних» аварій, наслідків терористичних та військових дій), зустрічається з двома головними проблемами:

□ можливість спостереження за викидами та скидами забруднюючих речовин підприємств або ТЗ транспортних магістралей, що мають бути збудовані, подальшою міграцією різних забруднювачів та їхніх метаболітів, а також за іншими факторами, що впливають на стан екосистеми, з одного боку, а з іншого – за власним станом екосистеми, тобто за її структурою, функціонуванням, а також трендами її структур-

них та функціональних змін;

□ можливість ідентифікації стану, що спостерігається, або його трендів з відповідними (альтернативними) еталонами, характеристики, реакції, наслідки яких відомі та існують відповідні альтернативні шляхи переходу від нестабільних станів, що реально сформувалися, у бажані стабільні.

Проблема спостереження передбачає отримання інформації

□ про якісні показники екосистеми за значний період, який передуватиме будівництву й введенню в експлуатацію досліджуваного об'єкта, їхні статистично усереднені та екс-

тремальні коливання за цей період, а також результати моделювання впливу на екосистему цього об'єкта за увесь життєвий цикл за умовами його нормальної експлуатації й, відповідно, впливу внаслідок проектних та гіпотетичних аварій;

□ про фактори, що впливають на якісні показники (викиди та скиди ТЗ у нормальному, аномальному та аварійному режимах, їхнє розповсюдження, вторинна міграція, метаболізми, метео- та інші умови, що сприяють або перешкоджають перебігу процесів, які призводять до змін стану екосистеми);

□ про моделі процесів змінювання станів екосистеми й фактори, що впливають на ці процеси та стани;

□ про евристики, що характеризують зовні слабко пов'язані або нечітко визначені множини пар «фактори – стани».

Загалом проблема спостереження характеризується такою тріадою показників:

□ **ДОСТУПНІСТЮ**, яка може мати вигляд фізичної доступності, тобто можливості фізичного вимірювання чи будь-якого іншого реального спостереження параметра або чинника; логіко-математичної (якщо існує можливість обчислення значення параметра або чинника за допомогою математичної моделі), і доступності у часі, тобто можливістю вимірювання або обчислення параметра або чинника за час, який не вплине на своєчасне оцінювання ситуації й вживання відповідних заходів;

□ **ДОСТАТНІСТЮ**, у тому числі повнотою, тобто вичерпністю даних, що дозволяє адекватно оцінити ситуацію; альтернативністю, тобто наявністю такої кількості джерел інформації, яка дозволить адек-

ватно оцінити ситуацію навіть в умовах, коли дані з деяких джерел не надходять або спотворюються; оперативністю інформації, тобто своєчасним отриманням даних);

□ **ДОСТОВІРНІСТЮ**, у тому числі вірогідністю вихідних даних і оціненою вірогідністю результатів обробки даних.

Проблема **ІДЕНТИФІКАЦІЇ** вирішується на трьох рівнях:

□ виявлення **РЕЛЕВАНТНОСТІ**, тобто певного переважного (можливо, опосередкованого, неформального, нечіткого) зв'язку з тим чи іншим типом еталону;

□ виявлення **КОНФОРМНОСТІ**, тобто певної достатньої прозорості подібності еталону;

□ підтвердження **ТОТОЖНОСТІ** еталону.

Зазначене вимагає особливого підходу до моніторингу стану довкілля мегаполісів, який має передбачати три режими контролю над станом останнього.

1. Періодичне збирання та аналіз даних, які відображають стан контрольованого ареалу (у тому числі й порівняння поточних даних контролю з отриманими на попередніх етапах збору інформації), а також урахування чинників, які на нього впливали свого часу і впливають на поточному етапі контролю як безпосередньо, так і опосередковано.

2. Каузальний контроль стану зумовлений необхідністю оцінки впливу нових (таких, що лише плануються) підприємств або транспортних магістралей чи маршрутів на загальний стан довкілля у конкретному районі або з метою оцінки фактичного впливу природних чи техногенних аварій.

3. Стохастичний (вибірков-

вий) контроль окремих ділянок чи районів з метою перевірки заздалегідь встановлених трендів чи меж фактичного коливання екологічних показників.

Одним з ефективних інструментів такого моніторингу може стати так званий **SWOT-аналіз**, який використовується для оцінки «сильних» (S – «strengths»), «слабких» (W – «weaknesses») сторін, «можливостей» (O – «opportunities») і «загроз» (T – «threats») [3], сутність якого у даному випадку полягає у тому, що треба знати,

□ які зовнішні та внутрішні чинники підвищують ймовірність збільшення концентрації конкретного забруднення (S);

□ що знижує ймовірність забруднення завдяки оптимальному вибору енергоносіїв, технологій тощо (W);

□ що може спровокувати (O) погіршення стану середовища (техногенна чи природна катастрофа у регіоні, наближеному до регіону, що розглядається, або пов'язана з можливими спільними наслідками навіть у певній часовій перспективі);

□ які ситуації здатні уповільнити процес збільшення концентрації конкретного забруднення (T).

Щодо власне моніторингу, то він має здійснюватися за допомогою мережі сталих автоматизованих або автоматизованих контроль над програмою, яка має гнучко змінювати частоту вимірювань у функції похідних від змін показників забруднення, природних умов, типу забруднення тощо, а також кількість точок контролю та порядок селективного їх опитування (вимірювань).

Довкілля мегаполісу, як і будь-яка складна система, являє собою множини еле-

ментів певної матеріальної природи, що перебувають у взаємовідносинах, у кожній з яких фігурує та чи інша змінна, множина її станів і множина математичних, логічних чи евристичних властивостей, які визначаються на цій змінній. Якщо існує певна кінцева послідовність відношень, що дозволяють виявити заданий елемент множини  $x_i \in X$ , то таку послідовність називають ефективним процесом ідентифікації. Система вважається такою, що спостерігається, якщо вона може бути визначеною за допомогою певного множинного експерименту (процедури ідентифікації), наприклад шляхом спостереження за станом тієї чи іншої змінної (у даному разі вмістом токсичного забруднення у пробах) у просторі та часі. Довкілля мегаполісу як система, що підлягає зовнішнім збуренням, частина яких слабо контролюється чи не визначена (тому що у припущеннях щодо властивостей системи зазвичай йдеться про деякі принципово важливі складові, враховується менше формальних об'єктів, ніж необхідно тощо), спостерігається лише в обмеженій кількості точок, може розглядатися як відкрита система з характерною наявністю хоча б одного елемента множини, для якого не існує ефективного процесу ідентифікації, і рішення про стан довкілля доводиться приймати за наявності невизначеності. Невизначеність виникає й у випадках, коли стан навколишнього середовища мегаполісу оцінюється на межі дії (чи чутливості) каналу (засобу) спостереження або на межі, що розділяє два конкретних стани. Інакше кажучи, зони дії каналів спостереження не мають чітких меж, і ре-

зультати спостережень поблизу цих нечітких, розмитих меж можуть характеризуватися лише ступенями належності, а не явно заданими функціями. У цьому випадку невизначеність результатів спостереження призводить до невірогідності оцінок динаміки стану довкілля.

Однак спостереження (ідентифікація) показників ТЗ і, особливо визначення трендів плям (ареалів) ТЗ (ПТЗ), пов'язані з певними труднощами. У зв'язку з зазначеним вище задача ідентифікації динаміки ПТЗ може бути зведеною до аналізу спостережень і співставлень їхніх результатів шляхом оцінювання метрики, тобто не негативної функції, що характеризує ступінь близькості упорядкованої пари точок (кривих, поверхонь) у метричному просторі. Як критерій розбіжності під час ідентифікації ПТЗ може бути використано Евклідову метрику. Це відповідає ситуаціям, для яких «звичайна Евклідова відстань» як критерій близькості (або розбіжності) є виправданою:

□ усі спостереження взаємно незалежні й можуть мати одну й ту саму дисперсію;

□ компоненти вектора спостережень однорідні за своїм фізичним змістом й однаково важливі з точки зору їх використання під час ідентифікації;

□ ознаковий простір співпадає з геометричним простором, і поняття близькості об'єктів спостережень співпадає з поняттям геометричної близькості у цьому просторі.

Евклідова метрика має такий вигляд:

$$d_x(f^{(1)}, f^{(2)}) = \sqrt{\frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i^{(2)} - x_i^{(1)})^2} \quad (1)$$

Ця метрика оцінює міру прирощення інформації

щодо стану довкілля з розподілом  $n$  елементів множини  $f^{(2)}$ , що спостерігався під час поточної процедури контролю, відповідно до інформації про стан довкілля, який відповідав розподілу  $f^{(1)}$ , оціненого під час попередньої процедури контролю й прийнятого за еталон (точніше, за порівняльну базу). Причому якщо статистику  $f^{(1)}$  досить добре визначено, замість елементів  $f^{(1)}$  використовують їхні математичні очікування. Прирощення інформації, що визначається у разі заміни  $f^{(2)}$  на  $f^{(1)}$ , може розглядатися як несуттєве, а самі розподіли – як ідентичні – лише тоді, коли статистика  $f^{(1)}$  поглинає статистику  $f^{(2)}$ , або коли дані щодо статистик відсутні, але значення міри не перевищує подвійної похибки, притаманної методиці, що використовується для аналізу проб.

Динаміка показників токсичних забруднень та екологічних факторів довкілля мегаполісу впливає загально на якість життя. Якість життя (ЯЖ) у мегаполісах є інтегральною характеристикою, яка відображає кількісну оцінку умов, за яких існують, функціонують, розвиваються й самовиражаються мешканці населених пунктів або та чи інша конкретна особа. ЯЖ – це не раз і назавжди встановлений критерій, а скоріше певна гнучка оцінка, яка залежить від багатьох чинників, значущість яких може змінюватися у широких межах не тільки за об'єктивними, але й суб'єктивними причинами, а також у часі і у зв'язку з наявністю або відсутністю інших об'єктів чи суб'єктів. Однією із складових ЯЖ є якість середовища проживання (ЯСП), що залежить від таких чинників, як показники якості повітря, води,

харчування, дозвілля, здоров'я, рівня безпеки і деякі інші. Чинники ЯЖ – багато-рівневі і мають характер нечітких множин. Вони також не є рівноцінними, хоча за певних обставин особа може визначати власні пріоритети чинникам ЯЖ, віддаючи перевагу тому чи іншому з них за рахунок будь-яких інших, якщо той, хто визначає ці пріоритети, на даному етапі вважає це обґрунтованим (необхідним). Саме у зв'язку з цим можна ввести поняття інтегральної оцінки ЯЖ як математичного очікування (середнього) ЯЖ в умовах дії реальних чинників ЯЖ. У практиці сьогодення для оцінки ЯСП (з точки зору якості повітря, питної води, харчування, а також, опосередковано, стану здоров'я, умов дозвілля й рівня безпеки) у великих містах з розвинутою промисловістю використовують метод гранично допустимих концентрацій (ГДК) ТЗ будь-якої природи й походження. Однак цей метод дає адекватні наслідки тільки для «чистого» середовища, куди надходить один вид ТЗ. Вважається, якщо величина ТЗ не перевищує ГДК останнього, то ЯСП відповідає існуючим нормам. На практиці має місце надходження множини ТЗ у середовище проживання, що призводить до виникнення проблеми їхнього взаємного впливу й підсилення ступеня токсичності кожного з ТЗ (або частини з них) за присутності інших ТЗ, тобто до проявлення ефекту синергізму. Якщо відомий ступінь такого впливу, то можна, як і раніше, використати метод ГДК у поєднанні з методом коефіцієнтів підсилення впливу. Та це вже не відповідає вимогам реального визначення впливу ТЗ на довкілля та людину. Донині

суперечливим є питання щодо впливу малих та надто малих (щодо ГДК) доз ТЗ. Але реально доводиться мати справу не тільки й не стільки з малими дозами, скільки з великими переваженнями довкілля й організму людини різноманітними ТЗ. З цієї точки зору показники ЯСП (навіть без урахування ефекту синергізму) у великих мегаполісах з розвинутою промисловістю настільки відхиляються (у небажаний бік) від припустимих норм, що виникає питання, як, не зупиняючи виробництва, таки наблизити ЯСП до рівнів, які відповідають життєвим стандартам, прийнятим у розвинених країнах.

Нижче пропонується підхід, який дозволяє вирішити певною мірою цю проблему. У його основу покладені припущення про наявність граничних рівнів ТЗ, з яких починає проявлятися їхній шкідливий вплив, а також про наявність ефекту синергізму, коли загальний вплив ТЗ сильніший, ніж проста сума впливів окремих ТЗ. Результат оцінювання ЯСП надається у вигляді «спектральної» характеристики (рис. 1), де вздовж осі абсцис розташовуються окремі ТЗ («спектр» ТЗ), а вісь ординат служить для відносної кількісної оцінки кожного з ТЗ в одиницях відповідної «фонові» величини (ТЗФ). Якщо усі ТЗ утримуються у концентраціях, що не перевищують ГДК, яка теж представляється в одиницях відповідної ТЗФ, ЯСП визначається як середньоквадратичне відхилення (СКВ) від прямої, що характеризує середній багаторічний природний фон забруднень (для кожного забруднення нормалізоване відносно значення ТЗФ дорівнює одиниці, й крива

розподілу ТЗФJ має вигляд прямої, паралельної осі абсцис):

$$s(x) = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N (x_j - 1)^2}, \quad (2)$$

де  $s(x)$  – СКВ,  $N$  – загальна кількість виявлених ТЗ,  $x_j$  – рівень забруднення (концентрація)  $j$ -го ТЗ (в одиницях ТЗФ).

Синергізм при цьому може бути визначений з виразу

$$n = 1 + \left[ \frac{L-1}{N} \right] \left[ 1 + \sum_{j=1}^N (x_j) \right], \quad (3)$$

де  $n$  – загальний коефіцієнт підсилення токсичності ТЗ у присутності низки ТЗ (тобто коефіцієнт збільшення СКВ);  $L$  – кількість ТЗ, в яких концентрація перевищує науково обґрунтований або емпіричний поріг значущості (певну частку ГДК). При цьому реальна ЯСП  $s(rx)$ , що враховує усе зазначене вище, знаходиться за виразом:

$$s(rx) = n s(x). \quad (4)$$

Підхід, що пропонується, дозволяє створити деяку інтегральну оцінку ЯСП, що має скоріше якісний, ніж кількісний характер й враховує не стільки фактичний синергізм, скільки можливість його проявлення. Покращання ЯСП за такого підходу можливе, наприклад, за рахунок розробки (підбору) сумісно з відповідними службами охорони здоров'я та харчування оптимального раціону, який сприяє виведенню ТЗ або їх компенсації.

При цьому використовується «спектральна» характеристика раціону, де показано, які ТЗ і якого ступеня (у частках ГДК) виводяться за його допомогою (або компенсуються). СКВ цього спектра в оптимальному варіанті має «компенсувати» СКВ спектра забруднень. Цей підхід може застосовуватися як для окремих підприємств, де

має місце локальне погіршення ЯСП, так і для окремих районів або й міста загалом. Він може стати ефективним важелем впливу з боку міської адміністрації на діяльність промислових підприємств міста у руслі проведення природоохоронної політики, а також засобом покращання ЯСП мешканців шляхом розробки рекомендованих альтернативних раціонів, які зможуть деякою мірою сприяти виведенню або руйнації (метаболізму) шкідливих ТЗ проведенням науково обґрунтованої політики озеленення міст і окремих районів, а також шляхом перемаршрутування транспортних потоків й планування новобудов, які б сприяли кращому «вентильованню» мікрорайонів міста.

Доцільним також є застосування біологічного моніторингу (біоіндикації), який використовує біологічні індикатори забруднень – переважно рослини, які здатні

реагувати на рівень (щільність) конкретних забруднень та враховувати ефект синергізму [4-5]. На жаль, біоіндикація має певні хиби: кожний конкретний організм будь-якого виду має свої індивідуальні особливості, які створюють певний діапазон з тими чи іншими реакціями виду як такого на стреси, що викликаються забруднювачами. Крім того, іноді реакція того чи іншого виду на певний стрес може бути подібною до реакції на інший стрес або представляти суму реакцій на різні стреси, а також синергетичну реакцію або й реакцію на антагоністичні впливи. Це призводить до виникнення проблеми забезпечення достовірності даних біомоніторингу.

Зазначена проблема може вирішуватися різними шляхами, серед яких найбільш прийнятними є такі:

□ використання як біоіндикаторів такого виду організмів, який є дуже чутливим до конкретних токсич-

кантив і має однозначну реакцію на стреси у вигляді заздалегідь відомих показників стресу;

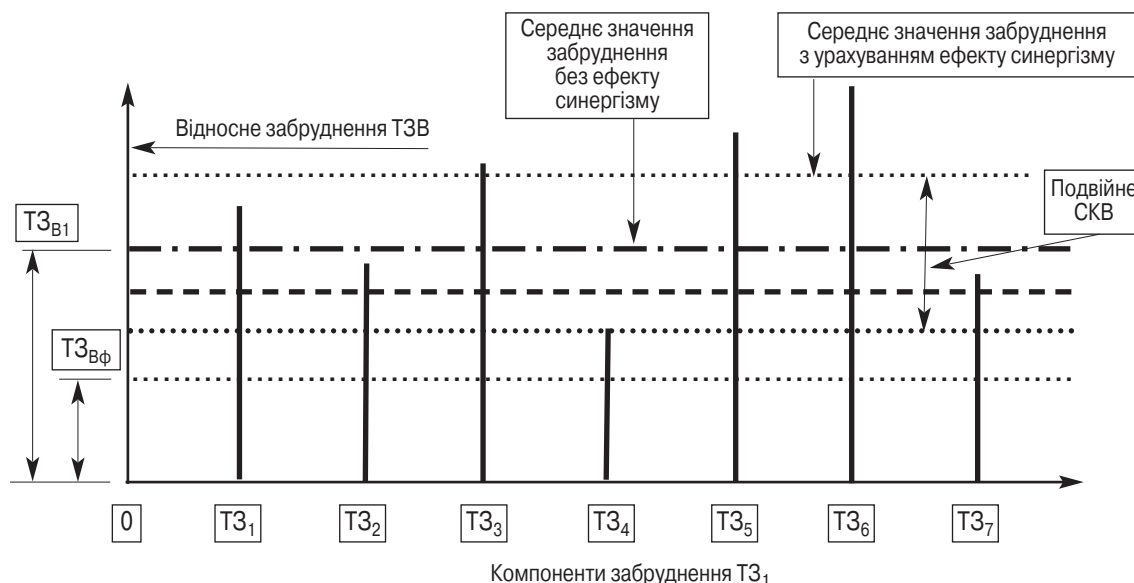
□ використання як біоіндикаторів множини різних видів організмів, які більш-менш однаково реагують на стреси, причому бажано, щоб їхні показники (за номенклатурою) відрізнялися один від одного;

□ використання як біоіндикаторів декількох видів організмів, з яких одні однозначно реагують на конкретні стреси, а інші характеризують синергетичний ефект від стресу, зумовленого впливом суми забруднювачів.

Оскільки реакція на стрес не може бути представленою у вигляді конкретних чисел (через те, що існує певний діапазон, у межах якого можуть перебувати показники), замість цього необхідно використовувати так звані лінгвістичні змінні (наприклад, «відсутня реакція» – «ВР»; «мала реакція» – «МР»; «помітна реакція» –

Рисунок

### «Спектральна» характеристика якості життя мегаполіса



Примітка:  $TZ_{Вф}$  – фонове відносне забруднення;  
 $TZ_{В1}$  – відносне забруднення (ГПК), у межах якого синергізм не проявляється  
 $(TZ_{В1} = \lambda TZ_{Вф}, \text{ причому } \lambda \geq 1)$ .

«ПР»; «сильна реакція» – «СР»; «дуже сильна реакція» – «ДСР»).

Такий підхід вимагає використання для оцінювання ситуації замість точних функцій належності (ФН), так звані евристики і правдоподібні міркування, що полегшить вирішення проблеми [6-7].

Згідно з цим підходом забезпечення достовірності даних про забруднення (З) на підставі даних біоіндикаторів (БІ) може бути сформульоване такими евристичними (за умов, що розглядаються лише ті біоіндикатори  $B_j \subset B_n$ , де  $j \geq n$ , показники яких  $P_j$  відрізняються від нуля):

якщо  $\{(P_1 \geq MP) \text{ або } (P_2 \geq MP) \text{ або... або } (P_j \geq MP)\}$ ,

то  $\{Z \Rightarrow \min(P_1, P_2, \dots, P_j)\}$  у разі використання методу максимальної правдоподібності;

якщо  $\{(P_1 \geq MP) \text{ або } (P_2 \geq MP) \text{ АБО ... або } (P_j \geq MP)\}$ ,

то  $\{Z \Rightarrow \max(P_1, P_2, \dots, P_j)\}$  у разі використання попереджувального методу оцінювання;

якщо  $\{(P_1 \geq MP) \text{ або } (P_2 \geq MP) \text{ або ... або } (P_j \geq MP)\}$

та  $\{(\frac{1}{q} \sum_{j=1}^n P_j \leq P_c)\}$ ,

то  $\{Z \Rightarrow \max(P_1, P_2, P_q)\}$  у разі використання «оптимістичного» методу оцінювання, причому  $P_j$  відповідає  $q$  показникам одного й того виду організмів, які характеризують різні забруднення, а  $P_c$  – показник іншого організму, який акумулює синергетичний ефект впливу різних забруднень.

Тут визначення середнього показника  $\frac{1}{q} \sum_{j=1}^n P_j$  здійснюється таким чином: показники  $P_j$  отримують числові значення (наприклад,  $MP=0,25$ ,  $ПР=0,5$ ,  $СР=0,75$ ,  $ДСР=1,0$ ), з якими і оперують під час обчислення середнього показника.

Усе це передбачає використання інтелектуальних систем моніторингу, які здатні

□ визначити поточні поля забруднень;

□ визначити супутні чинники та їхній вплив на спектр і величину забруднень;

□ визначити динаміку забруднень порівняно з минулими вимірюваннями;

□ перевіряти відповідність динаміки забруднень тренду, який був до цього, та метеоданим й інформації про стихійні явища та катастрофи;

□ визначити наявність або відсутність синергичного ефекту, тобто впливу одних видів забруднень на інші та на поведінку системи, що контролюється;

□ приймати остаточне рішення щодо достовірності даних моніторингу та прогнозів.

Оскільки забруднення довкілля – сталий процес, пов'язаний з природними небезпеками (явищами), та (насамперед) з діяльністю людини, причому процес, характерною рисою якого є випадковість дії (або відсутність достовірної інформації про справжні рушійні сили) тих чи інших чинників, що впливають на довкілля, проблема ризик-орієнтованого моніторингу мегаполісу стає домінуючою.

Коли йдеться про чинники, відносно яких існує надійна інформація щодо статистики, проблема оцінки ризиків не викликає багато сумнівів, хоча ризики тому й зветься ризиками, що спонукають миритися з можливими небажаними реалізаціями, хоча б з точки зору стандартного відхилення. Значно складніше вирішувати проблему, відносно якої або зовсім немає статистики, або вибірка не є представницькою. Скажімо, землетрус силою

понад 5 балів у Києві спостерігався за останні півтора століття 1 чи 2 рази. Чи можна на цій підставі робити якісь прогнози? Або радіаційна катастрофа масштабу аварії на ЧАЕС?

Ймовірність такої катастрофи за рік до чорнобильської аварії оцінювалася як одна на сто років [8], а фактично за час удвічі менший відбулися чотири такі техногенні катастрофи, тобто ризик був у 8 разів більшим від прогнозованого! Чому такі помилки можливі? Справа у тому, що прогноз надається за умов нормального функціонування об'єкта (персонал належно виконує свої функції, усі технічні системи працюють нормально, зовнішні чинники – на рівні середньостатистичних тощо). А насправді реальні показники можуть суттєво відрізнятися від «середньостатистичних».

Щодо кількісного оцінювання можливості небажаної події (техногенної катастрофи)  $E_{Op}$ , то можна запропонувати такий емпіричний вираз для оцінки можливості:

$$E_{Op} = pF\{\max(\mu[V_{Si}], V_{Oj}) - \min(\mu[V_{Wm}], V_{Tn})\}, \quad (5)$$

де  $V_y$  – чинник  $y$ -ї категорії ( $y \in [S, W, O, T]$ ),  $\max$  і  $\min$  – оператори багатозначної логіки,  $F$  і  $\mu$  – відповідні функціонали,  $p$  – коригуючий коефіцієнт, що враховує ступінь посилення ризику в умовах, що відрізняються від середньостатистичних.

Коефіцієнт  $p$  можна визначити з такого емпіричного виразу:

$$P = \frac{\beta + 1}{N - \beta + 1} \{ [1 + \sum_{i=1}^N (x_i)] \}, \quad (6)$$

де  $N$  – загальна кількість показників, що можуть характеризувати зовнішні та внутрішні впливи на значення ризику;  $\beta$  – кількість реально врахованих показників;  $x_i = 1$ , якщо він врахо-



вугілля, та  $x_i = 0$ , якщо він не береться до уваги.

Серед показників можуть бути такі: тектонічна активність ( $x_{\text{тек}}=1$ , якщо вона перевищує середню за попередній квартал), магнітні збурення ( $x_{\text{маг}}=1$ , якщо вони перевищують середні показники у регіоні за минулий квартал), метеорологічні збурення ( $x_{\text{мет}}=1$  у разі нестійких умов протягом кварталу), нова технологічна (автоматизована) система ( $x_{\text{нс}}=1$ ), зношена (морально застаріла) система ( $x_{\text{знс}}=1$ ), малодосвідчений персонал ( $x_{\text{мдп}}=1$ ) тощо.

Якщо у розпорядженні дослідників є інформація щодо технічного стану складної технічної системи (СТС), тобто рівень індивідуальної надійності  $Y_j$  (В – високий, С – середній, Н – низький), нечіткі вхідні збурюючі змінні  $X_j$  та причини впливу нечітких вхідних змінних, то  $M_\Sigma$  – вихідна лінгвістична змінна, якою оцінюється технічний стан СТС у термінах В, С, Н може бути представленою у такому вигляді:

Якщо  $(Y1) \subset (H,C,B)$ , та  $(Y2) \subset (H,C,B)$ ,  $(Y3) \subset (H,C,B)$ , то  $M_\Sigma \subset (H,C,B)$ . (7)

Тут аналіз взаємодіючих чинників здійснюється за таким правилом: різномірні покази вимірювальних приладів та якісних показників перетворюються на формат нечітких множин, обробляються, повертаються у формат чітких множин і далі у вигляді сигналів подаються у систему прийняття рішень, де на основі кількісних і якісних множин вхідних режимних і технічних змінних визначається ступінь зношення технічної системи.

#### Висновки

Управління рівнем впливу екологічних факторів на

якість життя у мегаполісі пов'язане з вирішенням таких проблем, як створення процедур ефективної ідентифікації ситуації, розробка множини уніфікованих сценаріїв з подолання проблем, необхідність формування структури типової системи прийняття рішень у кризових ситуаціях тощо.

Прийняття управлінських рішень у сфері екологічної безпеки мегаполісів, як правило, відбувається в умовах невизначеності. На вибір тієї чи іншої альтернативи впливають такі чинники, як віддалені чи опосередковані наслідки рішень, проблеми «дрібниць» в інформаційному забезпеченні прийняття управлінських рішень тощо.

#### REFERENCES

1. Dychko A., Yeremeyev I., Remez N., Kravchuk S., Ostapchuk N. Structural redundancy as robustness assurance of complex geoenvironmental systems. E3S Web of Conferences [Internet]. 2020 [cited 2023 Jul 17]; 166 : 11003. Available from: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016611003>
2. Yeremeyev I., Dychko A., Remez N., Kravchuk S., Ostapchuk N. Problems of sustainable development of ecosystems. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science [Internet]. 2021 Jan 23 [cited 2023 Jul 17]; 628 : 012014. Available from: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/628/1/012014>
3. Gyrel E. Swot analysis: a theoretical review. *Journal of International Social Research*. 2017 Aug 30; 1 (51) : 994-1006. Available from: <https://doi.org/10.17719/jisr.2017.1832>

4. Borges F.L., Oliveira M.D., de Almeida T.C., Majer J.D., Garcia L.C. Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: a global bibliometric survey. *Ecological Indicators*. 2021 Jun; 125 : 107458. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107458>

5. Santonen T., Alimonti A., Bocca B., Duca R.C., Galea K.S., Godderis L. et al. Setting up a collaborative European human biological monitoring study on occupational exposure to hexavalent chromium. *Environmental Research*. 2019 Oct; 177 : 108583. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108583>

6. Luan S., Reb J., Gigerenzer G. Ecological rationality: fast-and-frugal heuristics for managerial decision making under uncertainty. *Academy of Management Journal*. 2019 Dec; 62 (6) : 1735-59. Available from: <https://doi.org/10.5465/amj.2018.0172>

7. Pathak S., Srivastava K., Dewangan R.L. Decision styles and their association with heuristic cue and decision-making rules. *Cogent Psychology*. 2023 Jan 14; 10 (1). Available from: <https://doi.org/10.1080/23311908.2023.2166307>

8. Cacciabue P.C. Evaluation of human factors and man-machine problems in the safety of nuclear power plants. *Nuclear Engineering and Design*. 1988 Nov; 109 (3) : 417-31. Available from: [https://doi.org/10.1016/0029-5493\(88\)90287-7](https://doi.org/10.1016/0029-5493(88)90287-7)

Надійшло до редакції  
24.05.2023