

ТЕХНОЛОГІЯ РОЗРАХУНКУ ТА АНАЛІЗУ ІНТЕГРАЛЬНИХ ПОКАЗНИКІВ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГО-ГІГІЄНИЧНИХ ОБ'ЄКТІВ

Пашинська С.Л., Антомонов М.Ю.

Інститут гігієни та медичної екології імені О.М. Марзєєва
Національної академії медичних наук України

У статті розглянуто поетапне конструювання інтегральної оцінки. Розроблено нелінійний алгоритм інтегрування показників. Запропоновано технологію виявлення дестабілізуючих елементів.

Ключові слова: інтегральні показники, еколого-гігієнічні об'єкти, оцінка стану екосистеми.

Постановка проблеми. Функціональні системи організму, здоров'я населення, об'єкти навколишнього середовища є складними системами. Тому при вивченні цих об'єктів дослідник стикається з проблемою вибору обмеженої сукупності ознак, які є найбільш інформативними. Одним із ефективних шляхів зниження розмірності ознак є використання комплексних (інтегральних) показників. Однак складність деяких процесів не дозволяє виділити з числа узагальнюючих результативних показників який-небудь один у якості основного. Тому завдання розробки інтегрального показника зводиться до агрегування системи показників із застосуванням різних прийомів якісного і кількісного аналізу. Разом з тим здійснення різних етапів побудови комплексних оцінок пов'язано з багатьма невирішеними проблемами, наприклад при виборі мети оцінки, визначенні системи оцінюваних показників і коефіцієнтів їх порівняльної значущості, а також з труднощами при розробці обчислювального алгоритму. Саме тому розрахунок інтегральних показників та їх використання вимагають пильної уваги та суттєвого вдосконалення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Багатокомпонентний характер забруднювачів навколишнього середовища не дозволяє об'єктивно оцінити екологічний стан екосистем лише на основі визначення концентрацій окремих інгредієнтів. Формування комплексної оцінки екологічного стану територій, виявлення рівня токсичності на основі агрегованих біоіндикаторів розглядається у вітчизняних дослідженнях В.І. Парапан, М.М. Миленької, М.О. Клименко, Н.Р. Хомич, Т.В. Морозової та ін. У Росії досвід побудови інтегральних індикаторів викладений у роботах С.А. Айвазяна, Л.П. Бакуменка, П.А. Короткова та ін.

Виділення не вирішених раніше частин. У більшості досліджень проводяться міжтериторіальні або міжрегіональні порівняння регіонів з наступним їх ранжуванням за екологічним станом. При цьому оцінка абсолютного рівня якості навколишнього середовища регіону і ступеня його екологічної стабільності не визначає, які саме чинники, дестабілізують екосистему.

Метою статті є розробка технології розрахунку та аналізу інтегральних індикаторів для оцінки еколого-гігієнічних об'єктів та виявлення дестабілізуючих чинників.

Виклад основного матеріалу. Інтегральні показники, або інтегральні індикатори, які являють собою об'єднання багатьох вихідних змінних в одну характеристику, можуть бути інструментом критеріальної оцінки, порівняльного зіставлення об'єктів між собою, вибору найкращої альтернативи, опису динаміки зміни системи, прогнозування її стану в майбутньому. Інформативність, точність та достовірність інтегрального показника

залежить від правильного вибору методу обробки даних на певному етапі, залежно від загальної постановки задачі.

Показники, що завантажуються в масиви даних, можуть бути подані у різних шкалах виміру: номінальних, порядкових і метричних. Показники, виміряні в метричних шкалах, мають найрізноманітніші одиниці виміру, масштаб, точки відліку і інтервали варіювання. Переважна більшість методик, призначених для формування інтегральних оцінок, передбачає нормування показників з урахуванням спрямованості дії змінних та інтегрування їх у єдиний узагальнюючий показник. Процедура розрахунку інтегральної оцінки можна типізувати, розклавши на відносно самостійні етапи. Конструювання інтегральних оцінок виконуємо в чотири етапи: вибір або розрахунок «норми» показників; розрахунок безрозмірних (неіменованих) еквівалентів; нормування показників або їх еквівалентів; формування інтегральних оцінок [1, с. 43].

«Норма» може бути визначена, виходячи зі статистичних характеристик розподілу емпіричних вибірок, або задана за деякими «стандартам», в якості яких можуть виступати фонові або критичні значення показника, ОДР, ГДК, найкращі і найгірші значення та інші оцінки [4]. Екологічні нормативи розробляють і вводять у дію державні природоохоронні органи, органи охорони здоров'я та інші уповноважені на те державні органи. Практично для кожного елемента існують чотири рівні концентрацій: дефіцит елемента, оптимальний вміст, підвищений (терпимий) і дуже високий (летальний). При дефіциті вмісту елемента він розглядається як мікроелемент, а при надлишку – як забруднювач. Найпоширенішою серед них є гранично допустима концентрація (ГДК) – це така маса шкідливої речовини в одиниці об'єму (в мг на 1 м³ повітря, 1 л рідини чи 1 кг твердої речовини) окремих компонентів біосфери, періодичний чи постійний, цілодобовий вплив якої на організм людини, тварин і рослин не викликає відхилення у нормальному їх функціонуванні протягом усього життя нинішнього та майбутніх поколінь. Концентрацію наявних у повітрі, воді чи ґрунті шкідливих домішок на певний час на певній території називають фонову концентрацією. Контроль за якістю біосфери здійснюється зіставленням фонові концентрації з гранично допустимою:

$$\frac{C_0}{\overline{AAE}} \leq 1,$$

де C_0 фонові концентрація; ГДК гранично допустима концентрація.

За наявності в атмосфері домішок, щодо яких визначено необхідність урахування сумісної шкідливої дії, як критерії для встановлення ГДК використовуються вимоги про виконання співвідношення:

$$\frac{C_{\phi_1}}{AAE_1} + \frac{C_{\phi_2}}{AAE_2} + \frac{C_{\phi_3}}{AAE_3} + \dots + \frac{C_{\phi_n}}{AAE_n} \leq 1$$

Усі шкідливі речовини за ступенем небезпечної дії на людину поділяються на чотири класи:

- I – надзвичайно небезпечні (нікель, ртуть);
- II – високонебезпечні (сірководень, діоксид азоту);
- III – помірно небезпечні (сажа, цемент);
- IV – малонебезпечні (бензин, фенол).

Ступінь небезпечності шкідливих речовин є основою для визначення вагових коефіцієнтів.

Нормування у статистичній обробці даних застосовується для того, щоб усі значення ознак потрапляли у зручні для порівняння діапазони. Зазвичай, це інтервал [0;1]. Шляхом використання різних функцій переходу можна виділити «найкращі» для біосистеми показники, близькі до «норми», або, навпаки, найбільш «патологічні». При цьому повинна бути повна ясність у тому, що таке «добре» і що таке «погано» для стану об'єкта. Якщо об'єкт біологічної природи і як сприятливе для його стану вибрано значення «одиниці», то для кожного часткового реєстрованого показника стану біооб'єкту нормувальна функція повинна бути обрана таким чином, щоб до одиниці були близькі найкращі для біосистеми значення, а до нуля – найгірші. Вибір функції переходу від вихідних даних чи їх еквівалентів до нормованих змінних визначається цілями дослідження.

Для нормування ми обрали експоненціальну функцію («дзвін» або «напівдзвін») [1, с. 51]. Нормовані еквіваленти показників обчислюємо за формулою:

$$\tilde{x} = \exp(-a(x - x^*)^2),$$

де a – параметр, що визначає форму «дзвону» (близькість перегину до «нормального» значення), x^* – стандарт, за який ми приймаємо мінімальне, максимальне або еталонне значення в залежності від того, які характеристики для системи оптимальні.

За цією формулою еквіваленти «поганих» значень наближаються до нуля, але не досягають його. Якщо показник «дуже поганий», наприклад перевищує ГДК, еквівалент приймаємо рівним нулю.

Процес агрегації інформації рекомендується реалізовувати наступним чином: визначають ваги показників по виділених об'єктах; розраховують проміжні інтегральні індикатори; формують єдину інтегральну оцінку.

Вагові коефіцієнти можуть бути встановлені шляхом експертної оцінки залежно від значущості показників. За допомогою експертів можна також зменшити розмірність вибірки, відібравши найбільш інформативні показники.

Один з найвідповідальніших етапів – формування експертної групи. Від її чисельності та професійного складу залежить точність та обґрунтованість експертного висновку. З метою комплексного аналізу стану здоров'я населення та факторів зовнішнього середовища, які на нього впливають, а також для усунення однобічної деформації експертних оцінок до складу експертної групи доцільно включити фахівців суміжних профілів та інших служб, що мають опосередковане відношення до вирішення задачі. Наприклад, для аналізу певної групи захворювання рекомендується залучати окрім профільних спеціалістів, фахівців з дослідження проблем забруднення води, повітря, ґрунту для виявлення факторів, що можуть спричинювати дані захворювання. Стаж роботи експертів також може значно відрізнятися, оскільки, разом із поглибленими знаннями, інтуїцією та

зважаючи думкою досвідченого фахівця корисним може виявитись і свіжий погляд молодого спеціаліста. Очевидно, при такій неоднорідності, з-поміж експертної групи визначаються провідні фахівці, думка яких стосовно певних питань є більш значущою. Кожному з експертів у таких випадках присвоюється ваговий коефіцієнт W_i . Для визначення вагових коефіцієнтів можна скористатись документальним методом об'єктивної оцінки. Пропонуємо наступний підхід. Назначимо коефіцієнт $W=1$ фахівцю без ступеню зі стажем роботи до п'яти років, який спеціалізується безпосередньо за даним профілем. Наявність наукового ступеню та належний стаж роботи підвищують коефіцієнт, а спеціалізація за суміжним профілем – зменшує. Ваговий коефіцієнт визначатиметься як середнє арифметичне за науковим ступенем, стажем роботи та спеціалізацією. Слід зазначити, що один і той самий експерт, задіяний у різнопрофільних задачах, може мати різні вагові коефіцієнти.

Наступний етап – формування правил відбору параметрів. Кожному статистичному параметру назначається один з двох балів: «1» або «0», відповідно до думки експерта щодо його врахування або ігнорування. Для розрахунку узагальненої думки, враховуючи неоднорідність складу експертів, враховується зважена середня арифметична M :

$$M = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n W_i V_i$$

де V_i – індивідуальна думка кожного експерта; W_i – ваговий коефіцієнт відповідного експерта; n – кількість експертів.

Критерій відбору, що ґрунтується на середньозваженій оцінці, визначається окремо для кожної конкретної задачі і залежить від необхідного проценту стиснення вибірки. Для посилення чутливості одержаних результатів, можна оцінювати статистичні параметри в діапазоні від нуля до одиниці. Тоді одержаний узагальнений результат для тих параметрів, що залишаються у вибірці, можна розглядати як їх вагові коефіцієнти, які, в свою чергу, використовуватимуться в подальших розрахунках інтегральних оцінок.

Такий підхід суб'єктивний, оскільки ґрунтується на думці експертів або дослідника. Тим часом існує принципово інший, так званий «об'єктивістський» підхід, заснований на ідеології факторного аналізу. Однак, кваліфікована експертна оцінка значущості кожного з інтегрованих показників, встановлення науково обґрунтованих (там, де це можливо) їх нормативних значень підвищують практичну цінність отриманих результатів [2, с. 74].

Найбільш зручний та найчастіше уживаний спосіб інтегрування показників – адитивна лінійна згортка з урахуванням вагових коефіцієнтів. Варто звернути увагу на те, що використання лінійної згортки передбачає компенсацію низького балу одного показника високим балом іншого. Яким би не був підбір вагових коефіцієнтів, далеко не завжди виправдано об'єднання за допомогою простої лінійної формули, заснованої на введенні вагових коефіцієнтів [3, с. 31]. Тому алгоритм конструювання інтегрального індикатора ускладнюємо таким чином, що при наявності слабкої ланки, індикатор зміщується від середньозваженого у бік виявленої ланки.

Для кожного об'єкту розраховується два часткових інтегральних показника (індикатора). Перший визначається як середньозважена сума:

$$I_1 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n w_i \tilde{x}$$

Другий індикатор – є коренем із добутку середньозваженої суми і мінімального еквівалента:

$$I_2 = k \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n w_i \bar{x}}{n} \cdot w \bar{x}_{\min}}$$

де k – коефіцієнт, який коректує зміщення.

Якщо набір показників, що характеризують об'єкт, відносно однорідний, відмінність між індикаторами I_1 та I_2 буде незначною. Якщо відмінність суттєва, то показник, еквівалент якого мінімальний, і є слабкою ланкою серед характеристик об'єкту. Якщо ж хоча б один із еквівалентів часткових показників рівний нулю, то очевидно буде рівним нулю інтегральний індикатор I_2 . Стан об'єкту у цьому випадку вважатиметься кризовим. Аналогічно агрегуючи показники по групі досліджуваних об'єктів, одержуємо загальну інтегральну оцінку. Одержане значення переводимо у номінальну шкалу із градаціями:

«нормальний», «задовільний», «поганий», «дуже поганий» і «критичний» (відповідає значенню «0») та формуємо вербальну оцінку.

Висновки і пропозиції. У роботі показано доцільність розрахунку інтегральних показників на великих масивах даних. Вказано на певну некоректність адитивної лінійної згортки, у зв'язку з цим необхідність ускладнення алгоритму формування інтегральної оцінки стану об'єкту з можливістю виявлення осередків нестабільності. Запропоновано методику розрахунку зміщених інтегральних показників, яка дозволяє: виявити дестабілізуючі елементи в системі показників; змістити середньозважену оцінку в бік слабкої ланки системи; трансформувати результати у номінальну шкалу та сформулювати вербальну оцінку.

Список літератури:

1. Антомонов М.Ю. Математическая обработка и анализ медико-биологических данных / М.Ю. Антомонов. – Киев, 2006. – 558 с.
2. Бакуменко Л.П. Интегральная оценка качества и степени экологической устойчивости окружающей среды региона (на примере Республики Марий Эл) / Л.П. Бакуменко, П.А.Коротков // Прикладная эконометрия. 2008. № 1(9). – С 73-92.
3. Файнзильберг Л.С. Правдоподобные, но неверные решения при построении диагностических правил // Материалы восьмой дистанционной научно-практической конференции с международным участием «Системы поддержки принятия решений. Теория и практика. СППР «2012». – Киев: ИПММС НАН Украины, 2012. – С. 31-34.
4. Шуйский В.Ф. Количественная оценка и нормирование сложных антропогенных воздействий на макрозообентос / В.Ф. Шуйский, Т.П. Занцинская, Д.С. Петров // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. – Вып. 326. – 2000. – С. 137-144.

Пашинская С. Л., Антомонов М.Ю.

Институт гигиены и медицинской экологии имени А.Н. Марзеева
Национальной академии медицинских наук Украины

ТЕХНОЛОГИЯ РАСЧЕТА И АНАЛИЗА ИНТЕГРАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГО-ГИГИЕНИЧЕСКИХ ОБЪЕКТОВ

Аннотация

В статье рассмотрено поэтапное конструирование интегральной оценки. Разработан нелинейный алгоритм интегрирования показателей. Предложена технология выявления дестабилизирующих элементов.

Ключевые слова: интегральные показатели, эколого-гигиенические объекты, оценка состояния экосистемы.

Pashynska S.L., Antomonov M.Yu.

O.M. Marzeyev Institute for Hygiene and Medical Ecology
of National Academy of Medical Sciences of Ukraine

CALCULATION TECHNOLOGY AND ANALYSIS OF INTEGRATED INDICATORS FOR ASSESSING OF ECOLOGICAL AND HYGIENIC OBJECTS

Summary

The article discusses the phased construction of the integrated assessment. Developed a nonlinear algorithm integration indicators. The technology of identifying destabilizing elements.

Keywords: integrated indicators, ecological and hygienic objects, assessment of ecosystems.