

УДК 911.5.9

ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ТА ДОСВІД МАТЕМАТИКО-КАРТОГРАФІЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МІСТ (НА ПРИКЛАДІ МІСТ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ УКРАЇНИ)

В. Фесюк

*Луцький державний технічний університет,
вул. Львівська, 75, м. Луцьк, 43018, Україна*

Запропоновано методику моделювання та оцінки гостроти екологічного стану міст, наведено результати її застосування на прикладі великих міст Північно-Західної України.

Ключові слова: ступінь гостроти екологічного стану, складові геосоціосистеми міста та їх ранжування.

Екологічний стан території проживання – це одна з найважливіших складових, які характеризують якість життя людини. Оскільки головна мета державної політики України в будь-якій галузі – це поліпшення життя населення, то природно, що питанням екологічної оптимізації умов проживання потрібно приділяти багато уваги. На жаль, для великомасштабних та всебічних геоекологічних досліджень міст у місцевої влади завжди не вистачає коштів. Однак для того, аби раціонально розподіляти й використовувати нехай і невеликі кошти природоохоронного фонду, потрібно чітко уявляти, в які саме екологічні проекти їх вкладати. Критерієм першочерговості природоохоронних інвестицій є ступінь гостроти екологічного стану. Моделювання екологічного стану міст настільки важливе саме тому, що дає змогу визначити ступінь гостроти екологічного стану, сприяє розробці ефективних природоохоронних заходів та раціональному спрямуванню коштів на їхню реалізацію.

Питанням екологічного стану міст приділяли традиційно багато уваги у вітчизняній та закордонній науці. Зокрема, треба назвати праці Б.В. Солухи (2003), Ф.В. Стольберга (2000), В.В. Владімірова (1990), В.П. Кучерявого (2001) та інших. Однак сьогодні стосовно значених вище проблем виникає досить багато нових питань, які стосуються, зокрема, розробки прикладних рішень з оцінки екологічного стану міст.

Наша мета – відповісти на ці запитання, тобто визначити головні чинники антропогенної трансформації території міст; проранжувати екологічні проблеми за їхньою гостротою та компонентів урбоекосистем за їхньою важливістю і стійкістю; верифікувати цю модель та апробувати її на прикладі міст Північно-Західної України.

Моделювання є універсальним засобом для аналізу й оцінки структури та динаміки урбоекосистем (УЕС). Воно дає змогу відтворити в математичній формі закони функціонування таких складних природно-соціальних систем, як міста. У разі моделювання й прогнозування міських геосоціосистем ми виходимо з інженерно-екологічних уявлень про саморегулювання (кібернетичність) УЕС, її відносну автономність та водночас відкритість для зовнішніх потоків речовини, енергії, інформації та вплив на довкілля.

Для визначення шкоди, якої завдає довкіллю господарська діяльність людини, частково використали методику В.Г. Гмошинського (1977), розроблену для застосування під

час аналізування будь-якої природно-техногенної системи [1], адаптувавши її для інженерно-екологічного аналізу міст, (зокрема змінено структуру моделей і бази даних, розраховано емпіричні коефіцієнти). Такий підхід є методичним удосконаленням і дає змогу конкретизувати модель для оцінки ступеня гостроти екологічного стану міст.

Моделювання УЕС потребує нормування ваг їхніх складових. Це виконують методом ранжування, причому головний принцип ранжування – господарська діяльність людини та її вплив на компоненти геосоціосистеми. Найчастіше в спеціальних дослідженнях [2] екологічні об'єкти ранжують методами експертної оцінки та нормувальної функції. Ми розглянемо другий метод, оскільки метод експертної оцінки має низку серйозних недоліків – не завжди вдається підібрати достатньо професійно підготовлену групу експертів, домогтись їхньої об'єктивності, узгодити думку експертів. Метод нормувальної функції передбачає підбір неперервної функції $\varphi(i)$, яка б відповідала таким початковим умовам:

$$\begin{cases} \varphi(i) = 1 & \text{при } i = 1; \\ \varphi(i) \rightarrow 0 & \text{при } i \rightarrow \infty; \\ |\varphi(i)| > |\varphi(i+1)| & \text{при } 1 > i > \infty. \end{cases} \quad (1)$$

Таких функцій можна знайти доволі багато, і ми стикаємося з необхідністю ввести ще дві суто математичні граничні умови:

$$\begin{cases} \lim_{i \rightarrow \infty} \varphi(i) = \rho; \\ |\varphi(i) - \varphi(i+1)|^2 = \min. \end{cases} \quad (2)$$

Найліпше таким початковим умовам відповідають функції вигляду [2]:

$$\varphi(i) = \frac{i}{a^{i-1}}. \quad (3)$$

Нам потрібно, щоб отриманий ряд схилювався (інакше втрачається математичний смисл моделі). Він справді зійдеться, якщо основа $a = 2$ (правило Даламбера). Крім того, за такої основи функція $\varphi(i)$ обмежена зверху, тобто не має екстремуму в інтервалі $1 = i \leq \infty$. Умова мінімальності квадратів відхилень (2) теж задовольняється лише при $a = 2$. Отже, знайдено достатньо загальну вагову функцію:

$$\varphi(i) = \frac{i}{2^{i-1}}, i \geq 2. \quad (3)$$

Ця функція записана з обмеженням $i \geq 2$, що виходить за рамки моделі. Річ у тому, що перші два члени вагової функції (без уведення обмеження) мають однакові значення $\varphi(i) = 1$ при $i = 1$ та $i = 2$. З антропоекологічного погляду з цим не можна погодитись, адже в центр відліку геосоціосистеми ставимо людину, її потреби (у тім числі потребу в чистому навколишньому середовищі). Тому першому члену ранжованої послідовності потрібно присвоїти вагу, принаймні, вдвічі більшу, ніж іншим членам, тобто $\varphi(i) = 2$. Отже, отри-маємо ранжовану послідовність компонентів УЕС (див. таблицю).

Компоненти урбоєкосистеми та їх ваги

Код	Компоненти	Вага компонента в ранжованій послідовності
i_1	Людина	2,00
i_2	Біота	1,00
i_3	Атмосферне повітря	0,75
i_4	Водні об'єкти	0,50
i_5	Ґрунти	0,31
i_6	Геологічне середовище і просторові ресурси	0,19
i_7	Інфраструктурні елементи (виробнича, інженерна, комунальна, транспортна та інші види інфраструктури)	0,11

На відміну від методики В.Г. Гмошинського [1], яка ґрунтується на оцінці впливу середовища на компоненти біоценозу, за основу нашого підходу взято уявлення про вплив чинників антропогенної трансформації міського середовища перш за все на людину (її життя, здоров'я), а вже потім – на інші компоненти довкілля (атмосферне повітря, ґрунти тощо). Такий підхід є оправданішим з тієї позиції, що найбільшою цінністю в нашій державі вважають людину, її життя, здоров'я та благополуччя. Звідси ж випливає поняття якості життя. Під якістю життя ми розуміємо складний багатофакторний параметр, що враховує екологічні, соціальні, економічні, політичні інші умови проживання людини і характеризує реальний стан справ у тій чи іншій галузі існування людини до оптимального стану.

Одна з найважливіших складових якості життя людини в місті – екологічний стан міського середовища. Є величезна кількість методик оцінки екологічного стану міст [3, 4]. У загальному випадку їх можна розділити на групу якісних оцінок і групу кількісних оцінок. Якісні оцінки дають змогу отримувати узагальнювальні критерії екологічного стану, за якими однозначно зіставляють і порівнюють екологічний стан різних територій (наприклад, різних районів міста). Проблемними питаннями таких оцінок є їхня відносність і дуже велика ширина інтервалів екологічного стану. Кількісні оцінки в цьому плані виглядають набагато ліпше. Тому перейти до якогось інтегрального критерію, що враховував би весь комплекс часткових критеріїв екологічного стану, доволі важко, неминуче доводиться використовувати бальні оцінки, атестаційні шкали тощо. Деякі параметри екологічного стану можна виміряти лише якісно (наприклад, відеоєкологічні особливості міських районів, самопочуття людей, привабливість тих чи інших районів для поселення чи рекреації тощо). На нашу думку, для отримання точних, але водночас достатньо універсальних і порівняно простих у розрахунку й користуванні результатів оцінки екологічного стану міст потрібно використовувати комбінацію методів кількісної та якісної оцінки.

Зокрема, серед методів якісної оцінки у вітчизняній і закордонній екології міст найчастіше розраховують відносні коефіцієнти (індекси) сумарної (інтегральної) оцінки екологічного стану. Різні вчені застосовують різні терміни для позначення такого показника, наприклад, Я.О. Мольчак (2003) у праці [3] запропонував називати його середнім коефіцієнтом забруднення, В.Г. Гмошинський [1] – критерієм нормалізації середовища існування, Б.А. Ревич і Ю.Є. Саєт (1990) – коефіцієнтом техногенного навантаження [4], В.С. Вишаренко – екологічним вантажем [4], А.А. Беккер і Т.І. Різниченко (1990) – сумарним гігієнічним показником якості середовища. Ми пропонуємо вико-

ристовувати термін “індекс екологічного стану”, бо, на нашу думку, він найповніше відповідає методологічному призначенню самої оцінки.

Методика його розрахунку передбачає, що цей індекс повинен бути пов’язаний зі значимістю екологічних об’єктів міської соціогеосистеми. Тому для окремого об’єкта можна записати

$$\gamma_{\text{пр}} = \gamma_i \varphi(i), \quad (4)$$

де γ_i – оцінка рівня екологічної шкідливості (небезпеки) i -го об’єкта; $\varphi(i)$ – функція, що нормує вагу цього об’єкта в екосистемі; $\gamma_{\text{пр}}$ – зведена оцінка шкідливості, що враховує місце конкретного елемента в формуванні екологічного стану геосоціосистеми.

Залежність (4) відображає стан окремого екологічного об’єкта. Оцінку всієї УЕС можна отримати, підсумувавши усі елементарні стани:

$$q = \sum_{i=1}^{i=n} \gamma_i \varphi(i), \quad (5)$$

де n – скінченна кількість екологічних об’єктів.

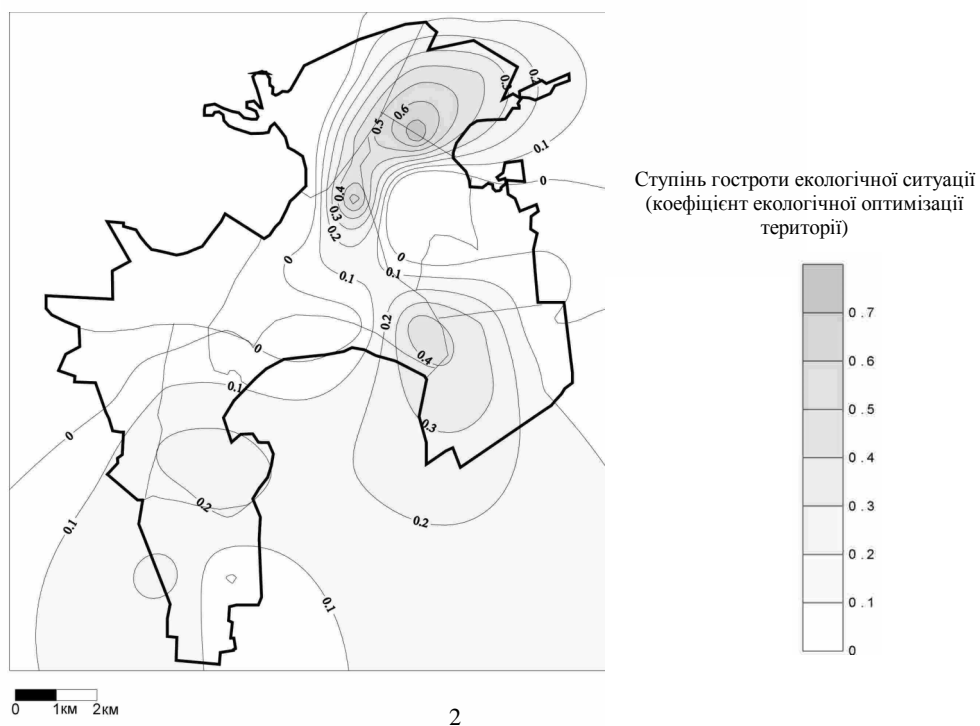
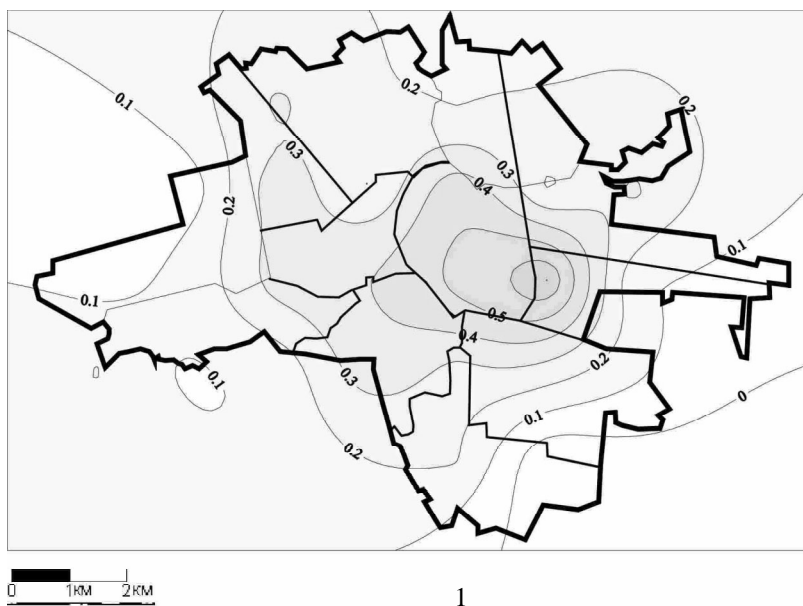
З інженерно-екологічного погляду, величина q є кількісною характеристикою екологічного стану геосоціосистеми на певний момент часу. Розвиток геосоціосистеми – це процес, спрямований на подальше перетворення міського середовища. Якщо мислити гіпотетично, то відповідно до геоситуаційної концепції А.М. Трофімова та М.В. Панасюка (1984), повинен існувати певний граничний стан екосистеми q_{max} :

$$q_{\text{max}} = \gamma_{\text{max}} \sum_{i=1}^{i=n} \varphi(i). \quad (6)$$

Тоді, відношення екологічного стану, що склався, до потенційного можливого для конкретної урбоекосистеми, характеризуватиме ступінь гостроти екологічного стану:

$$B = \frac{q}{q_{\text{max}}} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} \gamma_i \varphi(i)}{\gamma_{\text{max}} \sum_{i=1}^{i=n} \varphi(i)}. \quad (7)$$

З іншого боку, як зазначив В.Г. Гмошинський [1], розраховане відношення буде одночасно і критерієм нормалізації (оптимізації) середовища існування. Цей критерій, як видно з рівнянь (5–7) змінюється в інтервалі (0; 1). Мінімального значення він набуває за абсолютно оптимальних екологічних умов, коли всі оцінки рівня шкідливості є нульовими (санаторні умови для людини й умови заповідника для інших екологічних об’єктів), максимального значення – коли всі оцінки рівня шкідливості досягають значення γ_{max} , і такий стан екосистеми можна визначити як критичний.



Результати математико-картографічного моделювання ступеня гостроти екологічного стану довкілля міст Північно-Західної України: 1 – м. Рівне; 2 – м. Луцьк.

Ми змоделивали гостроту екологічного стану для великих міст Північно-Західної України – Луцька та Рівного (див. рисунок). Для м. Луцька суттєвою гострото екологічної ситуації є лише в промислових зонах міста – північно-східній, південно-східній та південно-західній. Водночас у північно-західній частині міста ступінь гостроти екологічної ситуації не значний. Це пояснюють не стільки відсутністю джерел забруднення довкілля, скільки значними екологічними ресурсами території, вищими значеннями геопотенціальної стійкості ландшафтів, меншою щільністю населення. На карті чітко видно локальні вогнища надзвичайно високої гостроти екологічної ситуації, ступінь гостроти екологічної ситуації або становить 0,4–0,7. У м. Рівному ступінь гостроти екологічної ситуації в межах 0,4–0,7 має лише територія центральної й центрально-східної частини міста, яка територіально збігається з центральною та південно-східною про-мисловими зонами. Порівняно нижчі значення гостроти екологічної ситуації в межах інших промислових зон (північної, північно-східної, західної) зумовлені, як і в Луцьку, не стільки меншим антропогенним впливом, скільки суттєвішим екологічним ресурсом і, головне, меншою щільністю населення, оскільки ці три зони зайняті переважно про-мисловою й складською забудовою.

Отже, згідно з універсальною екологічною шкалою оптимізації території міст, середовище існування в межах південно-східної та південно-західної промислових зон Луцька можна зробити нешкідливим за допомогою звичайних (традиційних) засобів (фільтрів для очищення газу і стандартних пристроїв для очищення води й ґрунту), а для північно-східної промислової зони Луцька необхідна розробка системи спеціальних техніко-біологічних засобів захисту довкілля. Для екологічної оптимізації більшості території м. Рівного теж достатнє використання звичайних еколого-технічних засобів (фільтри для газів, очисні споруди для стічних вод тощо), іншу частину території зі ступенем гостроти екологічної ситуації у межах 0,5–0,7 можна оптимізувати шляхом застосування спеціальних техніко-біологічних засобів захисту довкілля.

1. Гмошинский В.Г. Инженерная экология. – М.: Знание, 1977. – 64 с.
2. Мазур И.И., Молдаванов О.И. Курс инженерной экологии. – М.: Высш.школа, 1999. – 447 с.
3. Мольчак Я.О., Фесюк В.О., Картава О.Ф. Луцьк: Сучасний екологічний стан та проблеми. – Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2003. – 488 с.
4. Урбоэкология. – М.: Наука, 1990. – 240 с.

THEORETIC-METHODOLOGICAL BASES AND EXPERIENCE OF MATHEMATICO-CARTOGRAPHIC MODELLING OF THE ECOLOGICAL STATE OF CITIES

V. Fesyuk

*Luts state tehcnical University,
Lvivs'ka St., 75, UA – 43018 Luck, Ukraine*

The method of modelling and estimation of sharpness of the ecological state of cities is offered, the results of its application are resulted on the example of cities of North-Western Ukraine

Key words: degree of sharpness of the ecological state, component geosociosystem of cities and them ranking.

Стаття надійшла до редколегії 12.06.2007

Прийнята до друку 20.09.2007