
УДК 621.039.7.001.2

И. П. Каменева, А. В. Яцишин, кандидаты техн. наук
Ин-т проблем моделирования
в энергетике им. Г. Е. Пухова НАН Украины
(Украина, 03164, Киев, ул. Генерала Наумова, 15,
тел. (044) 4249168, E-mail: lab7@ukr.net)

Модели и методы анализа экологической безопасности урбанизированных территорий с использованием технологий геоинформационных систем

(Статью представил канд. техн. наук В. В. Аристов)

Рассмотрен комплексный подход к анализу экологической безопасности урбанизированных территорий, позволяющий получать оценки экологического риска на основе многомерных интегральных индексов загрязнения окружающей среды. Предложены программные средства для реализации данной методики с использованием визуального анализа и прогнозирования опасных ситуаций, созданные на основе современных технологий геоинформационных систем (ГИС).

Розглянуто комплексний підхід до аналізу екологічної безпеки урбанізованих територій, який надає можливість отримувати оцінки екологічного ризику на основі багатовимірних інтегральних індексів забруднення навколишнього середовища. Запропоновано програмні засоби для реалізації цієї методики з використанням візуального аналізу та прогнозування небезпечних ситуацій, створені на основі сучасних технологій геоінформаційних систем (ГІС).

К л ю ч е в ы е с л о в а: экологические индикаторы, модели данных, многомерные индексы, экологический риск, визуализация, ГИС-технологии.

В последние десятилетия проблема исследования и моделирования сложных социально-экологических процессов рассматривается и решается в контексте уже сформировавшихся представлений о необходимости устойчивого развития окружающей среды.

Концепция устойчивого развития возникла как реакция мировой общественности на кризисные явления в экологии, экономике и политике. Она выдвинута на конференции ООН по окружающей среде и развитию, состоявшейся в Рио-де-Жанейро в 1992 г. Там же был принят документ «Повестка дня на XXI век» [1], в котором доказывается теоретическая возможность развития мирового сообщества в направлении обеспечения баланса интересов всех социальных групп при оптимальном обеспечении их потребностей.

Начиная с 1971 г., исследователи разных стран неоднократно обращались к компьютерному моделированию глобальных процессов. С математической точки зрения такие модели оказались некорректными: малые случайные отклонения могут существенно изменить результат моделирования. Тем не менее, полученные прогнозы позволили выяснить ряд условий, необходимых для устойчивого развития больших систем.

В работе [2] проанализирован ряд моделей различных сценариев развития общества. Базовый сценарий инерционного развития, в котором не принимаются меры для поддержания устойчивости, ведет к экологическому кризису и сокращению численности населения. Для предотвращения катастрофических последствий необходимо ввести в модель достаточно большие затраты на восстановление ресурсов и управление безопасностью. Рациональный выбор таких затрат позволяет удержать параметры модели в допустимых пределах, что и создает возможность обеспечить сценарий устойчивого развития общества.

В «Повестке дня на XXI век» представлен вариант иерархии целей для обеспечения устойчивого развития, в котором приняты во внимание цели, связанные с безопасностью человека и окружающей среды. В этом варианте главная цель — устойчивое развитие — на следующем уровне иерархии разделяется на две ветви: повышение качества жизни и обеспечение безопасности. На следующем уровне цель обеспечение безопасности включает две подцели нижнего уровня: здоровье населения и качество природной среды.

Для более конкретных целей нижнего уровня легче указать критерии оценки степени их реализации, которые можно использовать для формирования критериев на более высоком уровне иерархии. Рассмотрен также базовый набор индикаторов для анализа исследуемых систем, в том числе индикаторы тенденций, индикаторы текущего состояния, индикаторы корректирующих воздействий.

Значительное число работ, посвященных индикаторам и индексам устойчивого развития [2 — 5 и др.], свидетельствуют об актуальности этой проблемы, однако связано с определенными методическими трудностями.

Индикаторы и индексы предлагается использовать как основу для принятия управленческих решений, способ интеграции знаний в управляемые информационные блоки с целью своевременного предупреждения критических ситуаций и обострения социальных проблем. В работе [4] проанализированы существующие методы оценивания устойчивого развития окружающей среды и на основе зарубежных аналогов предложен региональный индекс устойчивого развития для оценивания регионов Украины, который агрегирует 44 показателя и учитывает национальные

приоритеты в экологической политике. Однако региональные индексы существенно зависят от качества первичной информации, т.е. от уровня организации мониторинга на местах и согласованности методических аспектов анализа. Поэтому важным этапом в формировании набора показателей является анализ данных мониторинга и выявление наиболее информативных показателей для конкретных территорий.

Один из возможных подходов к вопросу об измерении устойчивости развития социальных систем рассмотрен в работе [5]. Под измерением устойчивости следует понимать определение параметров состояния и динамики оцениваемых систем относительно некоторых модельных характеристик, которые признаны оптимальными. Если исследователи допускают теоретическую возможность создания моделей оптимального развития больших систем, то именно такие модели следует использовать в качестве эталонов. В экологических задачах эталонами могут быть природные системы (например, заповедники), защищенные от техногенного воздействия.

Таким образом, сравнивая параметры реальных систем с эталонами, можно определить показатели отклонения исследуемой системы от оптимального варианта ее развития, указав индикаторы состояния и тенденции к его изменению.

Рассмотрим методы определения экологических индикаторов для территорий повышенного риска, основанные на анализе данных их экологического мониторинга. Эта задача тесно связана с разработкой современных информационных технологий анализа пространственно распределенных данных и созданием геоинформационных систем, ориентированных на интеграцию и визуализацию знаний о современном состоянии и тенденциях развития исследуемых территориальных комплексов на региональном и глобальном уровнях [6 — 9].

Постановка задачи. Индикаторы экологического состояния исследуемых территорий можно получить на основе данных мониторинга этих территорий. Экологический мониторинг включает систему наблюдений за факторами, воздействующими на окружающую природную среду, оценку фактического состояния природной среды, прогнозные оценки и контроль этих состояний, включающий элементы управления и регулирования.

В качестве индикаторов экологического состояния исследуемых территорий можно рассматривать экологические показатели трех типов:

1) наиболее информативные из показателей, зафиксированных в результате измерения на постах наблюдения (концентрации наиболее опасных веществ);

2) многомерные индексы экологического состояния исследуемых территорий, построенные по совокупности измеренных показателей;

3) оценки экологического риска (вероятностные распределения, или поля риска), рассчитанные с использованием данных экологического мониторинга.

На основе данных экологического мониторинга можно получить обобщенные оценки состояния природных систем, которые помогут выявить критические ситуации, критические факторы воздействия и наиболее подверженные воздействию элементы окружающей среды, т.е. отдельные территории, водные экосистемы или группы риска, находящиеся в условиях высоких техногенных нагрузок.

В области медицины предметом мониторинга является интегральное воздействие факторов окружающей среды на здоровье человека. Медико-экологический мониторинг осуществляется с целью выявления и своевременного предупреждения критических ситуаций, представляющих опасность для населения исследуемых территорий.

Обычно термин экологический индикатор используется для описания отдельных экологических показателей, оказывающих существенное влияние на экологическое состояние исследуемых территорий, а термин экологический индекс — для определения агрегированного показателя, объединяющего несколько таких индикаторов.

В работах [8, 9] рассмотрен многомерный подход к анализу данных экологического мониторинга, используемый для перехода от набора разрозненных показателей техногенного загрязнения территорий к обобщенным экологическим индексам и их визуальной интерпретации.

В работе [10] с этой целью используется математический аппарат комплексной экологической оценки, разработанный на основе методов факторного анализа и распознавания образов. В [11] для создания комплексных оценок природных объектов предложены методы объединения разнородных данных на единой метрологической основе. Однако любой метод построения комплексных оценок будет достаточно эффективным и удобным только в том случае, если он включает специальные средства визуализации и содержательной интерпретации территориально распределенной экологической информации с помощью современных ГИС-технологий.

Многомерные модели данных мониторинга. Совокупность внешних проявлений взаимодействия между средой и объектом будем рассматривать как экологическое состояние объекта, которое можно записать в виде определенного множества количественных показателей. Следовательно, формально экологическое состояние описывается как многомерный вектор $X = \{x_1, x_2, \dots, x_m\}$, где m — число рассматриваемых параметров.

В статистической постановке задачи экологического мониторинга предполагается наблюдение определенного множества экологических состояний (ситуаций), которое может содержать как различные состояния одной

экологической системы, так и состояния различных экосистем, соизмеримых между собой в количественном отношении. В качестве параметров можно использовать результаты натуральных наблюдений (экспериментов) и экспертные оценки по отдельным показателям. Обычно рассматривается три группы параметров:

- физические характеристики системы,
- данные о ее химических свойствах (в том числе о концентрации токсических веществ),
- комплексные биологические показатели, характеризующие отдельный организм или экосистему в целом.

В общем случае исследуем n различных состояний: X_1, X_2, \dots, X_n , т.е. вся информация может быть представлена в виде матрицы размерности nm .

Данные, полученные при измерении одного показателя, можно рассматривать как отдельные значения шкалы l . Так, экологическое состояние водной системы можно представить m -мерными шкалами l_1, l_2, \dots, l_m , соединяя при этом m различных показателей состояния воды. Например l_1 может быть шкалой для измерения температуры водной среды, l_2 — шкалой для определения прозрачности воды, l_3, l_4, l_5, \dots может соответствовать уровням содержания различных загрязняющих веществ. По каждому из этих свойств можно однозначно установить уровень загрязнения водной экосистемы, зафиксировав интервалы изменения отдельных показателей.

Однако, чтобы оценить ситуацию в целом, с учетом всех измеренных показателей, необходимо обратиться к известным методам многомерного анализа данных.

Многомерный анализ основан на предположении, что существует возможность простого описания природы анализируемой многомерной информации. Это означает, что есть небольшое число определяющих факторов, с помощью которых могут быть достаточно точно описаны как наблюдаемые характеристики анализируемых состояний, так и характер связей между ними. Иногда такие факторы могут оказаться среди статистических характеристик, но чаще они являются латентными, т.е. могут быть восстановлены по исходным данным. На этой идее построены важнейшие методы многомерного статистического анализа: метод главных компонент, факторный анализ, многомерное шкалирование [12].

Когда факторы, выявленные в результате анализа, получают определенную содержательную интерпретацию, их можно рассматривать в качестве интегральных экологических индексов, отображающих загрязнение территории множеством различных токсических веществ одновременно. Определение экологических индексов будем рассматривать как первый этап анализа безопасности, ориентированный на выявление раз-

личного уровня техногенных нагрузок на исследуемую территорию. Экологические индексы удобно использовать для оценки и ранжирования риска, так как они определяют совместное негативное воздействие нескольких факторов, представляющих опасность для проживания или временного пребывания на данной территории.

В работе [9] описан многомерный подход к ранжированию риска, ориентированный на определение уровней риска для отдельных участков (районов) исследуемой территории. При этом экологический риск для i -го участка ($0 \leq R_i \leq 1$) рассчитывается по формуле

$$R_i = 1 - d(I_i, I_h), \quad i = \overline{1, n}, \quad (1)$$

где $d(I_i, I_h)$ — евклидово расстояние между участками в многомерном пространстве; I_i — интегральный индекс загрязнения i -го участка; I_h — участок с максимальным загрязнением; n — число выделенных участков в зоне повышенного риска.

Предложено девять уровней экологического риска:

$R_i = 0 \div < 0,1$ — отсутствует;	$R_i = 0,3 \div < 0,4$ — ниже среднего;
$R_i = 0,1 \div < 0,2$ — очень слабый;	$R_i = 0,4 \div < 0,5$ — средний;
$R_i = 0,2 \div < 0,3$ — слабый;	$R_i = 0,5 \div < 0,6$ — выше среднего;
$R_i = 0,6 \div < 0,7$ — значительный;	
$R_i = 0,7 \div < 0,8$ — высокий;	
$R_i \geq 0,8$ — очень высокий.	

Одним из важных направлений дальнейшей работы стало исследование связи полученных экологических индексов с реальным состоянием здоровья населения. Полученные значения экологических индексов не позволяют достаточно точно оценить реальные масштабы негативных последствий для населения, проживающего в данной местности. Для корректного перехода от экологических индексов к оценкам медицинского риска необходимо построить вероятностные оценки всех негативных последствий техногенного воздействия для исследуемого региона.

Вероятностная модель предметной области. Понятие риска можно рассматривать как вероятностную меру в пространстве случайных событий [13].

Пусть Ω — непустое множество и B — борелевское поле (или σ -поле) подмножеств множества Ω . Это означает, что B представляет собой набор подмножеств, содержащий пустое множество \emptyset , и замкнутый относительно операций дополнения и объединения его членов не более, чем в счетном числе. Пусть P — неотрицательная функция, определенная на B , такая, что $P(\Omega) = 1$ и

$$P(\cup A_n) = \sum P(A_n),$$

где $A_n \in B$ и $A_n \cap A_m = \emptyset$ для любых $n \neq m$. Тогда P определяет вероятностную меру, а тройка (Ω, B, P) представляет вероятностное пространство с заданной мерой.

Наиболее простой класс примеров получаем в случае, когда Ω — вещественная прямая, а B — поле всех борелевских множеств, т.е. наименьшее σ -поле, содержащее все открытые множества. Для заданной меры P на (Ω, B) можно определить функцию распределения F для любых значений x :

$$F(x) = P\{t \in R^1 : -\infty < t \leq x\}.$$

Это и есть функция распределения меры P , которая указывает вероятность появления различных значений случайной величины в процессе измерения. Легко видеть, что это неубывающая функция, все значения которой находятся в интервале от нуля до единицы.

Вероятностное пространство (Ω, B, P) будем рассматривать как достаточно общее формальное описание предметной области в задаче анализа рисков [14]. Если для множества Ω исходных данных (наблюдений, измерений) определена вероятностная мера, отображающая это множество в множество событий B , то каждый элемент множества данных получает определенную интерпретацию, связанную с его отношением к одному из подмножеств множества B . В этом случае множество B является множеством возможных интерпретаций для исходных наблюдений, а мера P — способом интерпретации, определяющим разбиение исходного множества.

В вероятностном пространстве риска мера P определяет уровень риска для каждого из выделенных подмножеств. В наиболее простом случае множество данных можно разбить на два подмножества, одно из которых образует множество событий с умеренным риском, а второе — множество событий с повышенным риском. Тогда мера P определяет вероятность попадания в каждое из этих подмножеств, т.е. описывает количественные соотношения между внешними проявлениями (признаками) сложной ситуации и ее общей оценкой, важной для принятия решений.

Понятие риска обусловлено вероятностным представлением о воздействии факторов среды на состояние объекта. Величину риска нельзя непосредственно измерить, а можно лишь с некоторой степенью надежности оценить, используя количественные характеристики факторов риска и данные об их воздействии. Если в качестве событий рассматриваются различные последствия воздействия вредного фактора, то значения вероятностей этих событий и будут характеристиками риска, обусловленного данным фактором.

Например, если в качестве возможных последствий принять степень тяжести конкретного заболевания, то для любой степени тяжести величина риска попадет в интервал от нуля до единицы, а риск для суммы двух возможностей равен сумме двух рисков.

Если факторы риска известны заранее и являются параметрами пространства событий, то вероятностное распределение рисков можно построить для отдельных подпространств (двух- или трехмерных) вероятностного пространства (Ω, B, P) . В более сложных случаях размерность пространства событий необходимо уменьшить, выявляя латентные факторы риска методами многомерного анализа.

После уменьшения размерности вероятностное пространство визуально интерпретируем в удобную для дальнейшего анализа форму (плоскую или трехмерную). Выделенные подмножества (события) графически представляем в виде отдельных скоплений точек или их произвольных конфигураций. При этом каждую группу наблюдений можно интерпретировать как отдельную категорию, соответствующую определенному уровню экологического риска.

Штатные выбросы техногенных предприятий и аварийные ситуации вызывают множество последствий различного характера. Поэтому необходимо рассмотреть единую меру ущерба или единый критерий, позволяющий привести различные последствия техногенного воздействия к единому базису. Для этого вводим понятие интегрального риска, который определяется как интеграл или сумма по всем последствиям неблагоприятных событий.

В качестве комплексной меры риска, характеризующей определенный регион, будем рассматривать потенциальный территориальный риск, т.е. пространственное распределение вероятности реализации негативного воздействия определенного уровня [14, 15]. В частности для оценки риска, связанного с воздействием вредных веществ, потенциальный территориальный риск в точке (x, y) оцениваем по формуле

$$R(x, y) = \sum_{ij} P(A_j) P_{ij}(x, y) P(L_i),$$

где $P(A_j)$ — вероятность развития ситуации по сценарию j ; $P_{ij}(x, y)$ — вероятность воздействия i -го фактора в точке (x, y) для сценария j ; $P(L_i)$ — мера ущерба (вероятность заболевания) при воздействии i -го фактора.

Потенциальный территориальный риск представляется как уровень максимально возможного риска $R(x, y) = \max$ для зоны влияния техногенных объектов повышенной опасности. Для того чтобы выполнить ранжирование источников опасности, необходимо построить распределение потенциального риска для каждого из них (с учетом различных сце-

нариев). В настоящее время вероятностное распределение риска (поле риска) для случая наиболее опасной из возможных аварий в большинстве случаев строят на основе уже имеющихся статистических данных.

ГИС-технологии визуализации экологических оценок. Практическое применение полученных результатов должно обеспечить контроль экологической безопасности исследуемых территорий в условия многомерной и постоянно меняющейся информации о состоянии окружающей среды. Поэтому особый интерес представляют методы анализа экологической безопасности, обеспечивающие оперативное представление сложной экологической информации в наглядном и интегрированном виде.

Под визуализацией будем понимать такой способ представления многомерного распределения данных в двух-трехмерном пространстве обобщенных координат, при котором качественно отражены основные закономерности, присущие исходному вероятностному распределению: кластерная структура, топологические особенности, внутрисистемные связи, расстояния в исходном пространстве признаков и др. Одним из направлений применения методов визуализации является наглядное представление внутренней структуры многомерных экологических объектов на картах. В частности, экологические карты могут отображать уровни комплексного загрязнения атмосферы, почвы или водных объектов, а также последствия этих загрязнений для населения (например, распределение уровней индивидуального риска).

На рис. 1 представлена схема визуализации техногенных нагрузок на исследуемые территории, включающая современные компьютерные технологии анализа и визуальной интерпретации многомерной экологической информации. Разработанное программное обеспечение предусматривает подключение к уже существующим медико-экологическим базам данных, выявление системных связей между факторами загрязнения местности и состоянием здоровья населения, отображение многомерных состояний экологических объектов в виде интегральных индексов техногенного загрязнения и экологических карт (с указанием изолиний или контурных поверхностей).

В связи с тем что в задачах анализа экологической информации в большинстве случаев речь идет о многомерных данных экологического мониторинга, привязанных к конкретным территориям, содержательный анализ пространственно распределенных данных завершается картографическим представлением полученных результатов с использованием ГИС-технологий.

Одним из основных преимуществ ГИС-технологий является возможность применения к данным ГИС пространственных операторов для полу-

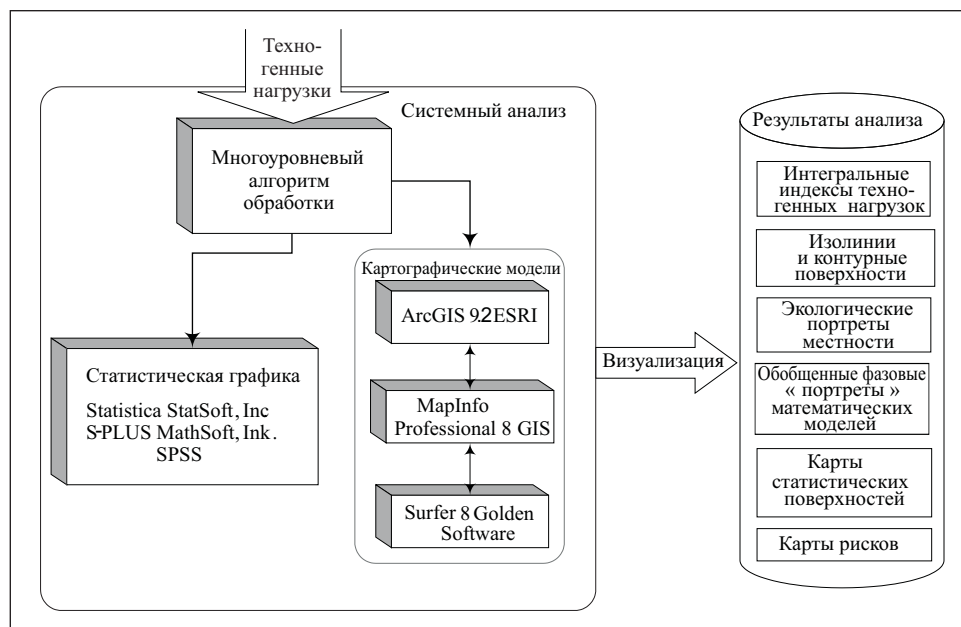


Рис. 1. Схема визуализации многомерных данных

чения новой информации. Именно эти инструменты являются основой пространственного анализа экологической информации. Среди основных типов данных ГИС — векторные и растровые формы представления данных.

Для визуального анализа экологической информации наиболее удобны карты статистических поверхностей, которые строят по численным значениям экологических показателей в опорных точках. Чтобы представить экологическую информацию в виде статистической поверхности (СП-карты), необходимо обратиться к специальным методам интерполяции непрерывной статистической поверхности [16].

При визуализации данных экологического мониторинга с использованием ГИС-технологий проводят выбор наиболее точной интерполирующей поверхности среди вариантов, которые можно построить на основе имеющихся опорных точек, с последующей оценкой точности интерполяции и отклонений в значениях полученной поверхности. В модуле ArcGIS [16] предусмотрено несколько методов интерполяции, в том числе интерполяция значений с весами, метод сплайнов и метод кригинга. Каждый из этих методов основан на определенных предположениях о возможности наиболее точного вычисления значений в ячейках для различных типов данных.

Для построения карт использован метод обратно взвешенных расстояний (ОВР), с помощью которого значения ячеек вычисляются по среднему от суммы значений точек замеров, находящихся вблизи каждой ячейки. Чем ближе точка к центру оцениваемой ячейки, тем большее влияние имеет ее значение в процессе вычисления среднего. Согласно этому методу влияние значения измеренной переменной убывает по мере увеличения расстояния от точки замера.

Визуализация экологических индикаторов на примере города Киева. Рассмотрим примеры визуализации экологических индикаторов, построенные по данным мониторинга состояния атмосферного воздуха для города Киева. Следует заметить, что загрязнение атмосферы признано наиболее опасным по своим негативным последствиям, так как загрязнение некоторыми соединениями уже имеет глобальный характер и может повлечь за собой изменения в биосфере в целом. Значительное ухудшение качества водной среды и почвы в большинстве случаев имеет вторичный характер, так как оно происходит при осаждении и вымывании вредных примесей из приземной атмосферы. Загрязнение атмосферы особенно опасно из-за высокой чувствительности многих организмов к изменениям качества воздуха.

Экологические карты, отображающие состояние атмосферы, могут быть построены как на основе экологических индикаторов, так и на основе экологических индексов. Карты, построенные на основе экологических индексов, дают наиболее целостное и интегрированное представление об экологическом состоянии исследуемой территории, так как одновременно учитывается целый ряд особо опасных показателей. На основе картографического представления об уровнях техногенных нагрузок можно выделить зоны повышенного риска по атмосферному фактору.

В качестве примера рассмотрим задачу интерполяции СП-карты для визуализации экологического состояния атмосферы на основе реальных данных о загрязнении воздуха вредными веществами, представленных Центральной геофизической обсерваторией МЧС Украины [17]. Для построения индикаторов экологического состояния приземного слоя атмосферы использованы данные 15 стационарных постов наблюдения, где проводилось измерение концентрации вредных примесей (по 20 показателям) с периодичностью отбора проб шесть раз в неделю.

Результаты предварительного анализа данных мониторинга свидетельствуют о том, что среднемесячные концентрации диоксида азота (второй класс опасности) по данным 2005—2007 гг. более чем в два раза

превышают предельно допустимые значения этих концентраций (ПДК). В целом по городу повторение случаев превышения максимальной разовой ПДК для диоксида азота составило приблизительно 60 % общего числа наблюдений. Подобная ситуация характерна и для других крупных городов Украины, где диоксид азота также оказался в числе наиболее критических показателей загрязнения атмосферы. Поэтому диоксид азота достаточно часто рассматривается в качестве индикатора для оценки состояния атмосферного воздуха.

На рис. 2 (см. вклейку) представлена карта распределения диоксида азота на территории города Киева, построенная по данным за январь 2006 г. с использованием интерполяции по методу взвешенных расстояний. Треугольниками обозначены опорные точки, соответствующие постам наблюдения, где измерялись концентрации диоксида азота в атмосферном воздухе (в единицах кратности ПДК).

Полученные уровни загрязнения представлены на карте в виде контуров, в соответствии со значениями цветовой шкалы. Как видно из рис. 2, в январе 2006 г. на большей части территории города зафиксировано превышение ПДК более чем в 1,5 раза. На основе данных мониторинга наиболее опасных составляющих загрязнения атмосферы получены интегральные индексы экологического состояния приземной атмосферы, включающие семь наиболее опасных показателей: диоксид азота, диоксид серы, угарный газ, аммиак, формальдегид, пыль, хлористый водород. Полученные индексы использованы для оценки экологических рисков по атмосферному фактору, рассчитанных по формуле (1).

Визуальное представление показателей экологического риска приведено на рис. 3 (см. вклейку). Для ранжирования рисков использовано девять градаций шкалы. Отображение рисков на шкалу выполнено в интервале от 0,028 до 0,72, где последнее значение соответствует наихудшему эталону. Уровни риска от 0 до 0,32 отражают общепринятые представления о норме. Интервал 0,33 — 0,44 рассматривается как область умеренного риска. Значения 0,45 — 0,72 соответствуют зоне повышенного риска, представляющей опасность для населения.

Результаты сравнительного анализа свидетельствуют о том, что использование нескольких показателей для анализа рисков существенно меняет общую картину. В центральной части города были выявлены зоны повышенного риска, где особенности рельефа могут препятствовать рассеиванию примесей.

Выводы

Предложенные интегральные индексы экологического состояния городских территорий позволяют осуществлять оценку состояния исследуемых территорий одновременно по ряду показателей и могут быть использованы в качестве индикаторов экологической безопасности.

Рассмотренная вероятностная модель предметной области для задач анализа рисков дает возможность учитывать структуру данных экологического мониторинга и обеспечивает переход к визуальному представлению результатов анализа, а предложенные программные средства визуализации экологических индикаторов позволяют выявлять территории повышенного риска.

A complex approach to the analysis of the ecological safety of urbanized territories has been considered, which allows to estimate the ecological risk basing on the multi-dimensional integral indexes of the environmental pollution. The software has been proposed to implement this technique, using visual analysis and forecasting of dangerous situations, using modern GIS technology.

1. *Коптюг В. А.* Конференция ООН по окружающей среде и развитию (Рио-де-Жанейро, июнь 1992г.): Информационный обзор. — Новосибирск : СО РАН, 1992. — 62 с.
2. *Владимиров В. А., Воробьев В. Л., Салов С. С.* Управление риском: Риск. Устойчивое развитие. Синергетика. — М.: Наука, 2000. — 431 с.
3. *Статюха Г. О., Бойко Т. В.* Проблеми розробки і реалізації індикаторів стійкого розвитку регіону // Екологія і ресурси. — 2006. — № 15. — С. 83—96.
4. *Згуровский М. З., Статюха Г. А., Джигирей И. Н.* Оценивание устойчивого развития окружающей среды на субнациональном уровне в Украине // Системні дослідження та інформаційні технології. — 2008. — № 4. — С. 7—20.
5. *Мазуров Ю. Л., Тикунов В. С.* Измерение устойчивости развития социума: от интерпретации к расчетам // Материалы Международной конференции «InterCarto11». Ставрополь — Домбай — Будапешт, 25 сентября—3 октября 2005 г. — С. 303—307.
6. *ИнтерКарто/ИнтерГИС 13: Устойчивое развитие территорий: теория ГИС и практический опыт. Том I* // Материалы Международной конференции. Ханты-Мансийск, Йеллоунайф, 12-24 августа 2007 г. — Ханты-Мансийск: Полиграфист, 2007. — 200 с.
7. *Геоинформатика.* Под ред. проф. В. С. Тикунова. — М.: «Академия», 2005. — 480 с.
8. *Сердюцкая Л. Ф., Каменева И. П.* Системный анализ и математическое моделирование медико-экологических последствий аварии на ЧАЭС и других техногенных воздействий. — Киев : «Медэкол», 2000. — 173 с.
9. *Сердюцкая Л. Ф.* Математичне моделювання впливу техногенних навантажень на екологічні системи: Автореф. дис... д-ра. техн. наук. — Київ, 2004. — 42 с.
10. *Кузнецов В. И., Миляев В. Б., Тараканов А. О.* Математический аппарат комплексной экологической оценки. — СПб.: Северо-Балтийский экологический фонд, 1998. — 245 с.
11. *Алексеев В. В., Куракина Н. И., Желтов Е. В.* ГИС комплексной оценки состояния окружающей природой среды // ArcReview. — 2007. — № 1 (40). — С. 16—17.
12. *Айвазян С. А., Буштабер В. М., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д.* Прикладная статистика. Классификация и снижение размерностей. — М.: Финансы и статистика, 1989. — 607 с.
13. *Ламперти Дж.* Вероятность. — М.: Наука, 1973. — 184 с.

14. *Каменева И. П.* Просторово-семантичні моделі репрезентації знань в геоекологічних дослідженнях // *Геоінформатика*. — 2005. — № 4. — С. 64 — 69.
15. *Альмов В. Т., Тарасова Н. П.* Техногенный риск: Анализ и оценка: Учеб. пособие для вузов. — М. : ИКЦ «Академкнига», 2004. — 118 с.
16. *Джонсон К.* ArcGIS Geostatistical Analyst. Руководство пользователя — М. : Дата+, 2001. — 278 с.
17. *Щомісячний бюлетень забруднення атмосферного повітря в Києві та містах Київської області*. — Київ : Центральна геофізична обсерваторія, 2005—2008 рр.

Поступила 16.12.10

КАМЕНЕВА Ирина Петровна, канд. тех. наук, ст. науч. сотр. Ин-та проблем моделирования в энергетике им. Г. Е. Пухова НАН Украины. В 1976 г. окончила Киевский госуниверситет им. Т. Г. Шевченко. Область научных исследований — анализ данных и математическое моделирование в экологии.

ЯЦИШИН Андрей Васильевич, канд. тех. наук, ст. науч. сотр. Ин-та проблем моделирования в энергетике им. Г. Е. Пухова НАН Украины. В 2002 г. окончил Киевский госуниверситет им. Т. Г. Шевченко. Область научных исследований — анализ данных и математическое моделирование в экологии.