

Учет метеорологических факторов при расчетах многолетних полей концентраций загрязняющих веществ для оценки экологических рисков здоровью населения

© С. Н. Степаненко, В. Г. Волошин, В. Ю. Курышина,
Н. Д. Головатюк, 2012

Одесский государственный экологический университет,
Одесса, Украина

Поступила 9 июня 2011 г.

Представлено членом редколлегии В. И. Старостенко

Запропоновано метод розрахунків концентрацій забруднювальних речовин з метою оцінки екологічних ризиків. Метод використовує умовні закони розподілу метеорологічних величин і дифузійну модель МЛАД, з достатньою точністю відновлює багаторічні поля концентрацій забруднювальних речовин у районах, де розташовані постійно діючі джерела шкідливих викидів.

A method of calculations of pollutants concentration for assessment of ecological risks. The method uses the conditional laws of distribution of meteorological factors and diffusive model MLAD and recovers accurately enough the long-term concentration fields in the regions, where standing sources of pollutants are situated.

Постановка проблемы. Оценка и прогнозирование экологической обстановки при нормальном функционировании промышленных источников, выбрасывающих в атмосферу вредные примеси — важнейшая задача мониторинга окружающей природной среды. Высокие уровни загрязнения атмосферного воздуха возникают при различных сочетаниях независимых друг от друга техногенных и метеорологических факторов, которые являются объективными. Негативные воздействия техногенных и метеорологических факторов, характеризующих состояние природной среды (атмосферы), и определяют уровень экологического риска для здоровья населения данного региона.

Уменьшение загрязнения воздуха (ЗВ) считается одной из приоритетных экологических задач. Основная задача "Чистый воздух и глобальное изменение климата" объединила причину и следствие глобальных изменений климата.

Измерение уровня загрязнения атмосферного воздуха выполняется с помощью систем мониторинга. Оценка состояния воздушного бассейна и контроль соблюдения норм выброса вредных веществ в атмосферу является главной задачей мониторинга. В настоящее время на Украине нормирование выбросов и расчеты приземных полей концентраций выполняются с помощью программы Эол 4.3, построенной на модели ОНД-86 [ОНД-86, 1987]. Расчет норм ПДВ и концентраций проводится для маловероятных (менее 5%) неблагоприятных для рассеяния примеси метеорологических условий, оцениваемых диффузионным коэффициентом $A = 180$ (200), т. е. предполагается, что на всей территории Украины состояние атмосферы не изменяется. Поэтому расчетные приземные концентрации вредных веществ определяются с

большими погрешностями. Программа ЭОЛ не соответствует современным требованиям охраны атмосферного воздуха и, в принципе, не способна описать реальную картину загрязнения атмосферного воздуха при различных метеорологических и геофизических условиях.

Анализ последних исследований и публикаций. Экологическая опасность, с точки зрения атмосферных процессов, определяется нестационарностью и неоднородностью метеорологических полей, ведущих к сочетанию метеорологических факторов, которые способствуют увеличению концентрации вредных веществ.

Понятие "сочетание", с вероятностной точки зрения, предполагает пересечение таких метеорологических "событий", каждое из которых может способствовать образованию высоких уровней загрязнения воздуха. Следовательно, пересечение однородных, не обязательно независимых, случайных событий может в совокупности образовать неблагоприятную погодную ситуацию, а именно:

$$P(M_d) = P(U \cap S \cap H) = P(USH) = P(U)P(S|U)P(H|US), \quad (1)$$

где $P(M_d)$ — вероятность неблагоприятных (danger) погодных условий; U — скорость ветра (циркуляционные условия в атмосфере); S — термодинамическое состояние атмосферы, H — масштаб слоя рассеяния примеси.

Основные метеорологические факторы, определяющие уровень концентрации ЗВ в атмосфере, показаны в табл. 1.

В табл. 1, естественно, не могут быть включены все метеорологические факторы, определяющие уровень ЗВ. Кроме указанных, ЗВ зависит также от количества осадков (интенсивность, продолжительность), особенностей рельефа, растительного покрова и водоемов, а также их расположения относительно источников загрязнения и ряда других.

Т а б л и ц а 1. Основные метеорологические факторы, определяющие уровень ЗВ в приземном слое атмосферы

Метеорологические факторы	Состояние атмосферы		Локальные условия		Определяющие параметры
Турбулентное рассеяние «облака» ЗВ	Термодинамическое	⇒	Вертикальный градиент температуры	⇒	Классы устойчивости $S_j (j = 1, 2, \dots, 7)$
		⇒	Вертикальный градиент скорости ветра	⇒	Профиль ветра $u_z = f(u_r, z_0, S_j)$
		⇒	Высота слоя перемешивания, температурные инверсии		$H_{c,u} = f(S_j, u_k),$ $H_{инв} = f(S_j, u_k)$
Перенос ЗВ в направлении вектора ветра	Циркуляционные условия	⇒	Скорость ветра U	⇒	$u_k (k = 1, 2, \dots, N_u),$ $F(u) = P(u_k \leq U_N),$ $0 \leq F(u) \leq 1$
		⇒	Направление переноса D	⇒	$d_i (i = 1, 2, \dots, N_d),$ $F(d) = P(d_i \leq d_N),$ $0 \leq F(d) \leq 1$

Примечание: u_z — скорость ветра на различных уровнях в пределах слоя рассеяния; u_r — скорость ветра на начальном уровне; z_0 — динамическая шероховатость поверхности; $H_{c,u}$ — высота конвективного или динамического слоя перемешивания; $H_{инв}$ — высоты границ инверсии; $F(x_i)$ — функции распределения метеорологических величин.

Ранее авторы статьи [Степаненко, Волошин, 2006] о вероятностном подходе к оценке экологической опасности высокого уровня загрязнений атмосферы предложили модель прогноза экологических рисков как базу для всестороннего изучения рисков, связанных с систематическим загрязнением атмосферы. Кратко поясним суть модели.

Рассмотрим некоторую систему $F = O \cup A$, состоящую из источника O (объект действия), загрязняющего атмосферу, и окружающей среды атмосферы A , которая воздействует на объект воздействия R ($E = A \cup R$). Состояние объекта O характеризуется такими параметрами $c = \{c_i\}$, $c \in O$, как эмиссия — высота и тип источника, физико-химические свойства примесей и др. В моменты времени $t \in T$ оно характеризуется скалярной случайной функцией $C(t)$. Состояние среды A характеризуется параметрами $m = \{m_i\}$, $m \in A$, показанными в табл. 1, и в различные моменты времени описывается скалярной случайной функцией $M(t)$.

Каждое сечение случайных функций в интервале $[0, T]$ фиксируется как элементарное случайное событие $\omega_i \in \Omega$ (Ω — однородное вероятностное пространство (о. в. п.), детерминированным образом связанное с системой случайных событий $\Omega \in F$).

В пространстве (Ω, F, P) выделим множество $\Omega_c \in F$:

$$\Omega_c = \{(c) : 0 \leq c < \infty\}, \quad (2)$$

которое имеет подмножество опасных Ω_{dc} ($c > c_{\max} = \text{ПДК}$) и неопасных Ω_{sc} ($c \leq c_{\text{ПДК}}$) исходов загрязнения воздуха. Первые отнесем к аварийным, а вторые — к систематическому загрязнению атмосферы. Эти подмножества составляют полную группу событий, так как

$$\Omega_{dc} \cap \Omega_{sc} = \emptyset, \quad \bigcup_{j=1}^k \Omega_c = E.$$

Если работа объекта (источника) O происходит без нарушений технологического режима (вероятность аварийных ситуаций мала), т. е. временные изменения параметров источника $\{c_i\}$ незначительны и неслучайны, то случайную функцию $C(t)$ можно считать стационарной в широком смысле, т. е. математическое ожидание $M[C(t)] = c_i = \text{const}$, и, следовательно, всегда априори известной.

Таким образом, опасные ситуации для здоровья населения будут возникать не за счет малых возмущений функции $C(t)$, а за счет значительных колебаний состояния атмосферы A , и будут определяться поведением случайной функции $M(t)$. Случайные события, представляющие метеорологические факторы в системе F , заключены в множестве Ω_m дискретного n -мерного пространства элементарных событий Ω , а математическое ожидание ущерба здоровью населения l может быть определено следующим образом:

$$M_l [c(t) M(t)] = c_i M[M(t)] = c_i m_i(t). \quad (3)$$

Состояние объекта R (здоровье человека) зависит от санитарно-гигиенического или экологического ущерба $l \in R$. Так как ущерб (скалярный параметр l) определяется уровнем концентрации $q(x, t)$ вредных веществ в воздухе и продолжительностью их действия, то $l = l(q(t), m(t))$ преобразуется в одномерную случайную функцию ингаляционной дозы $D(t)$, полученную рецептором за период T :

$$l = [D(t)], \quad \text{где } D(t) = \bar{V} \int_0^T q(x_r, t) dt. \quad (4)$$

Здесь $q(x, t)$ — концентрация систематического загрязнения атмосферного воздуха, проинтегрированная за период T для места расположения рецептора x_r ; \bar{V} — скорость дыхания человека.

Таким образом, из уравнения (4) следует, что риск определяется интегральным значением ингаляционной дозы, полученной человеком за период T , т. е. функцией времени, в силу того, что $l(t, \omega)$ — процесс.

Теперь, если определить риск для здоровья населения как математическое ожидание l , получим

$$M_l [D(t) M(t)] = M_l [q(t) m(t)]. \quad (5)$$

Выделение нерешенных ранее частей общей проблемы. Следуя работам [Корн, Корн, 1973; Степаненко, Волошин, 2006], для определения $M[q(t) m(t)]$ введем в дискретное о. в. п. случайный вектор $(q = q_n, m = m_i)$, где m_i — термодинамическое и циркуляционное состояния атмосферы, а q_n — величина концентрации, как функция от состояния атмосферы $q = q(m_i)$.

Распределение величины q_n при различных значениях m_i определяется по формуле условных вероятностей:

$$P(q = q_n | m = m_i) = \frac{P(m = m_i, q = q_n)}{P(q = q_n)}, \quad (6)$$

если выполняются условия

$$P(m = m_i, q = q_n) = p_{in} > 0, \quad \sum_{i, j=1}^{\infty} p_{in} = 1;$$

$$P(m = m_i) = \sum_{i=1}^{\infty} p_{in} = p_i > 0, \quad P(q = q_i) = \sum_{j=1}^{\infty} p_{in} = p_n > 0.$$

Если в уравнении (6) фиксировать m_i (или i), то вероятность $P(q | m = m_i)$ представляет условное распределение величины q_n при условии, что заданы метеорологические факторы $m = m_i$. Условное математическое ожидание величины q_n в этом случае имеет вид

$$M[q(t) m(t)] = M(q_n | m = m_i) = \sum_{n=1}^{\infty} q_n p(q_n | m = m_i). \quad (7)$$

Если левые части (6) и (7) рассматривать как функции m_i , то условное распределение и условное математическое ожидание можно считать случайными величинами, которые определены в исходном вероятностном пространстве (Ω, F, P) . Тогда справедлива формула полного математического ожидания:

$$M_q = M[M(q | m)]. \quad (8)$$

В формуле (8) условное математическое ожидание в квадратных скобках рассматривается как случайная величина.

Цель статьи — построение формальной математической модели экологического риска от систематического загрязнения атмосферы вредными веществами для охраны здоровья населения от загрязнения атмосферного воздуха. Следует отметить, что между средними уровнями загрязнения атмосферного воздуха, климатическими, географическими и производственными факторами региона существует определенная причинно-следственная связь.

Краткое описание диффузионной модели. Используя уравнения (5) и (8), построим практическую схему расчета полей многолетних концентраций ЗВ, образующихся в направлении переноса примеси с учетом изменяющихся за исследуемый период T метеорологических факторов.

Расчет концентраций примеси $\bar{q}(x, y, z)$ от точечных или иных типов источников при изменяющихся метеорологических условиях выполнялся с помощью диффузионной модели МЛАД [Степаненко и др., 2008; 2010], прикладное использование которой анализируется в работах [Степаненко, Волошин, 2009; Степаненко и др., 2009]. Основное диффузионное урав-

$$q(x, y, z) = \frac{Q F_{pl} F_c}{4\pi k_y \sqrt{k_z}} \times$$

$$\left[e^{\frac{xu + yv}{2k_y} + \frac{(z-h)w}{2k_z} - \frac{1}{2} \sqrt{\frac{x^2 + y^2}{k_y} + \frac{(z-h)^2}{k_z}} \sqrt{\frac{u^2 + v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}} + \right.$$

$$\left. \sqrt{\frac{x^2 + y^2}{k_y} + \frac{(z-h)^2}{k_z}} \right] \times$$

$$\left[e^{\frac{xu + yv}{2k_y} + \frac{(z-h)w}{2k_z} - \frac{1}{2} \sqrt{\frac{x^2 + y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \sqrt{\frac{u^2 + v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}} + \right.$$

$$\left. \sqrt{\frac{x^2 + y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \right] + A \quad (9)$$

где $Q(t) = \text{const}$ — эмиссия непрерывно действующего точечного промышленного источника; h — эффективная высота источника; x, y, z — координаты расчетной точки; u, v — средние скорости горизонтального переноса; $w = w_a + w_g$ — вертикальные скорости атмосферных движений и гравитационного оседания тяжелой примеси; k_y, k_z — коэффициенты горизонтальной и вертикальной диффузии, которые являются функциями класса термодинамической устойчивости атмосферы; F_{pl}, F_c — функции поглощения и химического преобразования примеси; A — параметр взаимодействия примеси с подстилающей поверхностью; z_0 — шероховатость поверхности.

Формула (9) названа авторами "формулой SVT" и используется в диффузионной модели МЛАД, которая разработана в Одесском государственном экологическом университете (ОГЭУ). Модель локальной атмосферной диффузии моделирует поведение примеси, поступающей в атмосферу от источников различных типов. Модель не использует гауссовы функции для описания рассеяния и переноса примеси.

Ядром модели является формула SVT, описывающая рассеяние и перенос примеси в трехмерном декартовом пространстве с учетом всех составляющих векторов скорости ветра и напряжений Рейнольдса. Модель позволяет описать поведение воздушного потока в сложных рельефах естественного или техногенного происхождения, а следовательно, рассчитывать концентрации в условиях местности со сложной орографией.

Отражение, полное или частичное поглощение (вымывание, осаждение) примеси на границах слоя определяются специальными коэффициентами аккомодации. Вертикальное рассеяние описывается с помощью дополнительных виртуальных источников, учитывающих накопление примеси вблизи верхней границы слоя. Эта часть примеси может вернуться в приземный слой, когда присутствуют соответствующие метеоусловия. Для вычисления метеорологических параметров слоя атмосферы, в котором рассеивается примесь, модель использует подпрограмму МЕТЕОМЛАД [Волошин, 2002; Степаненко и др., 2005; 2010; Степаненко, Волошин, 2007]. Модель рассчитывает разовые концентрации в любой точке трехмерной расчетной области $30 \times 30 \times 1,5$ км. Для климатических данных вычисляются среднесуточные или иные средние концентрации. Модель содержит подпрограмму основных химических уравнений, связывающих между собой NO , NO_2 и O_3 и формальдегид (CH_2O) с учетом стехиометрических реакций и коэффициентов трансформации [Алоян, 2005].

Модель МЛАД принципиально отличается от модели AERMOD (США) [Perry et al., 2005a; 2005b], так как не использует гауссовы диффузионные уравнения и обладает более совершенным метеорологическим обеспечением.

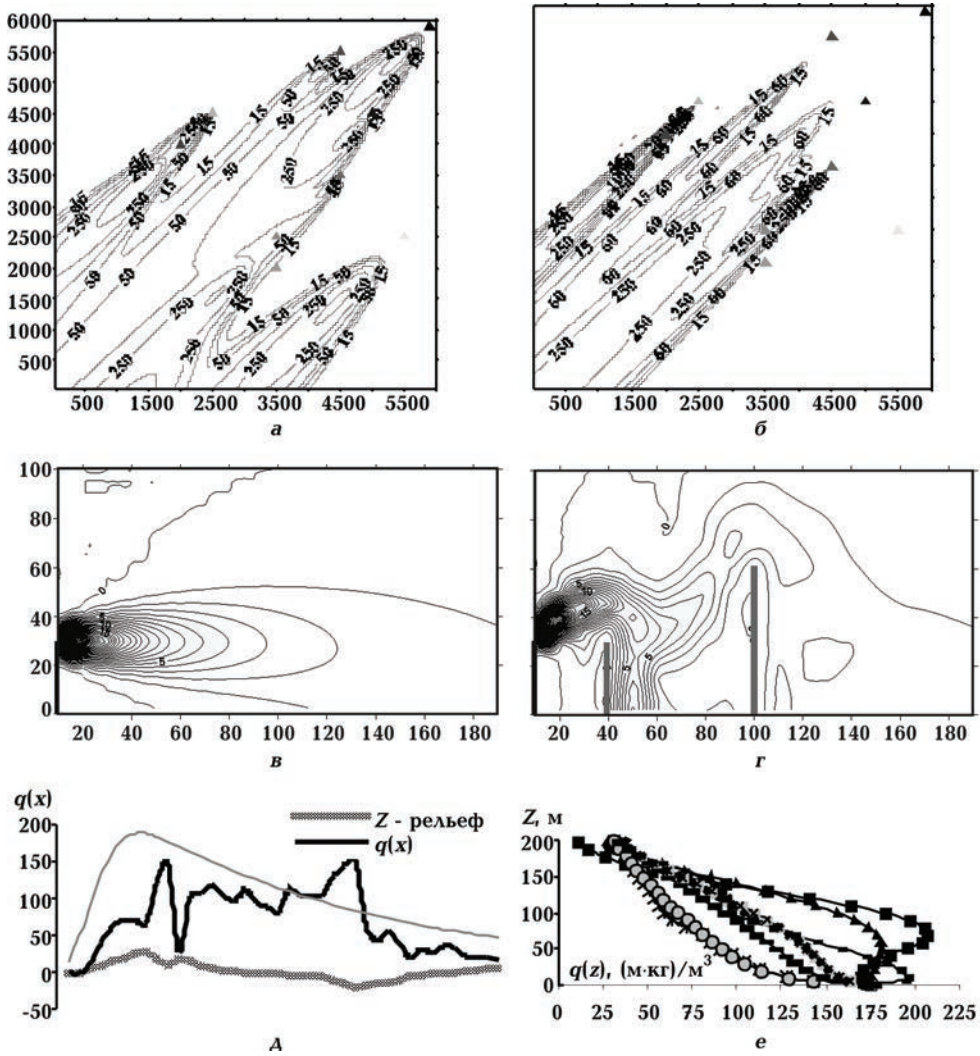


Рис. 1. Распределение $q(x, y, z)$, рассчитанное с помощью модели МЛАД: а, б — суммарное поле $q(x, y)$ SO_2 от 9 источников; в, г — распределение $q(x, z)$ над ровной и городской поверхностью; д — распределение $q(x)$ над сложным рельефом; е — профили $q(z)$, $k_z = \varphi(z)$ на расстоянии $x \approx x_{\max}$ (все концентрации в $\text{мкг}/\text{м}^3$).

На рис. 1 показаны примеры расчета концентраций $q(x, y, z)$: на рис. 1, а, б — суммарное поле концентраций ($\text{мкг}/\text{м}^3$), созданное 9-ю промышленными точечными источниками различной высоты и мощности; на рис. 1, а — приземное поле концентраций при интенсивной турбулентности (неустойчивая стратификация); на рис. 1, б — при устойчивой стратификации. Заметны изменения положения зон максимумов концентраций и ширины суммарного факела: на рис. 1, в, г — вертикальный разрез факела примеси при рассеянии над ровной поверхностью и в условиях городской застройки; на рис. 1, д — изменение $q(x)$ над поверхностью со сложным рельефом местности, на рис. 1, е — вертикальные профили $q(x, z)$ при различных зависимостях коэффициентов турбулентного обмена от высоты $k_m(z)$.

Изложение основного материала исследования. Используя уравнения (7)—(9), построим схему расчета $M(q_x | s = s_j, d = d_1)$ условного математического ожидания величины q_x для заданного (фиксированного) направления переноса примеси $D = d_1$ и условных вероятностей иных метеорологических факторов:

$$\left. \begin{aligned}
 M [q(x_i) | s=s_1, d=d_1] &= q(x_n, u_1, s_1) P(s_1 | u_1, d_1) + \dots + q(x_n, u_k, s_1) P(s_1 | u_k, d_1) \\
 M [q(x_i) | s=s_2, d=d_1] &= q(x_n, u_1, s_2) P(s_2 | u_1, d_1) + \dots + q(x_n, u_k, s_2) P(s_2 | u_k, d_1) \\
 M [q(x_i) | s=s_3, d=d_1] &= q(x_n, u_1, s_3) P(s_3 | u_1, d_1) + \dots + q(x_n, u_k, s_3) P(s_3 | u_k, d_1) \\
 M [q(x_i) | s=s_4, d=d_1] &= q(x_n, u_1, s_4) P(s_4 | u_1, d_1) + \dots + q(x_n, u_k, s_4) P(s_4 | u_k, d_1) \\
 M [q(x_i) | s=s_5, d=d_1] &= q(x_n, u_1, s_5) P(s_5 | u_1, d_1) + \dots + q(x_n, u_k, s_5) P(s_5 | u_k, d_1) \\
 M [q(x_i) | s=s_6, d=d_1] &= q(x_n, u_1, s_6) P(s_6 | u_1, d_1) + \dots + q(x_n, u_k, s_6) P(s_6 | u_k, d_1)
 \end{aligned} \right\};$$

$$\left. \begin{aligned}
 M [q_x | d = d_{i=1}] &= M [M(q_x | s_j, d = d_{i=1})] \\
 M [q_x | d = d_{i=2}] &= M [M(q_x | s_j, d = d_{i=2})] \\
 &\dots \\
 M [q_x | d = d_{i=N}] &= M [M(q_x | s_j, d = d_{i=N})]
 \end{aligned} \right\}, \tag{10}$$

где s_j — термодинамическое состояние атмосферы, определяемое по методике, разработанной в ОГЭУ [Степаненко и др., 2005] (используется параметр устойчивости Монина — Обухова (z/L), распределение которого разделено на семь категорий (классов) устойчивости от сильной неустойчивости s_1 до сильной устойчивости s_7); u_k — скорость ветра (циркуляционное состояние атмосферы), разделенная на интервалы шириной $\Delta u = 2$ м/с, первый интервал $0 \leq u_1 < 2$ м/с; d_i — направление ветра (циркуляционное состояние атмосферы), подразделяющееся на 8 (или 16) интервалов (румбов), первый интервал d_1 соответствует переносу примеси в южном угловом секторе $158^\circ \leq d_1 \leq 202^\circ$ (северное направление ветра); $q(x, z)$ — концентрация примеси на расстоянии x в пределах углового сектора d_1 на высоте z расположения рецептора. Числовая функция $q(x, z) = \varphi(s_j, u_k)$ отражает связь между элементами множества Ω_c и Ω_M .

В табл. 2 представлена схема расчета $M[M(q_x | s_j, d_i)]$ для всех направлений, скоростей ветра и классов термодинамической устойчивости.

Расчет приземных полей разовых концентраций, т. е. климатических полей концентраций ЗВ, выполнен для одиночных точечных источников единичной мощности различной высоты для отдельных районов Одесской обл., каждый из которых обладает своими климатическими и физико-географическими особенностями.

На рис. 2, а показаны климатические поля концентраций ЗВ для отдельных сезонов года и времени суток, которые образуются в районе г. Сербка (Одесская обл.), если его территория рассматривается как единый поверхностный источник, а на рис. 2, б — единичное и суммарное поле концентраций от источников вредных примесей г. Одессы.

Согласно рекомендациям МОЗ Украины [Методичні ..., 2007; Картавцев и др., 2009], определение средней суточной дозы ингаляционного влияния $D(t)$ систематического загрязнения атмосферы выполняется по следующей формуле:

$$\bar{D}(t) = \frac{\left[\left(q_{out} t_{out} \bar{V}_{out} \right) + \left(q_{in} t_{in} \bar{V}_{in} \right) \right] n_l t_l}{J T_l M}, \tag{11}$$

где \bar{D} — среднесуточная доза вещества, мг/кг · сут; q_{out} — среднечасовая концентрация вещества в атмосферном воздухе, мг/м³, с учетом климатического режима региона; q_{in} — концентрация вещества в воздухе помещения, мг/м³; t_{out} — период времени нахождения

Т а б л и ц а 2. Схема расчета условных вероятностей метеорологических факторов

Скорость U переноса примеси, событие* $u_k, k=1, 2, \dots, N_u$	Направление D переноса примеси, событие** $d_i, i=1, 2, \dots, N_d$				Σ
	Север, $d_{i=1}$	$d_{i=2}$...	$d_{i=N_d}$	
	Термодинамическое состояние атмосферы, событие *** $s_j, j=1, 2, \dots, N_s$				
Сильно неустойчивая стратификация атмосферы, $s_{j=1}$					
$u_{k=1}$	$p(s_1 u_1, d_1)$	$p(s_1 u_1, d_2)$...	$p(s_1 u_1, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} p(s_1 u_1, d_i)$
$u_{k=2}$	$p(s_1 u_k, d_1)$	$p(s_1 u_k, d_2)$...	$p(s_1 u_k, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} p(s_1 u_k, d_i)$
Σ	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_1 u_k, d_1)$	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_1 u_k, d_2)$...	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_1 u_k, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} \sum_{k=1}^{N_u} p(s_1 u_k, d_i) = P(s_1)$
Нейтральная стратификация атмосферы, $s_{j=4}$					
$u_{k=1}$	$p(s_4 u_1, d_1)$	$p(s_4 u_1, d_2)$...	$p(s_4 u_1, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} p(s_4 u_1, d_i)$
.....
$u_k = N_u$	$p(s_4 u_k, d_1)$	$p(s_4 u_k, d_2)$...	$p(s_4 u_k, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} p(s_4 u_k, d_i)$
Σ	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_4 u_k, d_1)$	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_4 u_k, d_2)$...	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_4 u_k, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} \sum_{k=1}^{N_u} p(s_4 u_k, d_i) = P(s_4)$
Сильно устойчивая стратификация атмосферы, $s_{j=7}$					
$u_{k=1}$	$p(s_7 u_1, d_1)$	$p(s_7 u_1, d_2)$...	$p(s_7 u_1, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} p(s_7 u_1, d_i)$
$u_{k=2}$	$p(s_7 u_k, d_1)$	$p(s_7 u_k, d_2)$...	$p(s_7 u_k, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} p(s_7 u_k, d_i)$
Σ	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_7 u_k, d_1)$	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_7 u_k, d_2)$...	$\sum_{k=1}^{N_u} p(s_7 u_k, d_i)$	$\sum_{i=1}^{N_d} \sum_{k=1}^{N_u} p(s_7 u_k, d_i) = P(s_7)$
$\Sigma\Sigma$	$\sum_{s=1}^{N_s} \sum_{k=1}^{N_u} p(s_j d_1) = P(d_1)$	$\sum_{s=1}^{N_s} \sum_{k=1}^{N_u} p(s_j u_k, d_1) = P(d_2)$...	$\sum_{s=1}^{N_s} \sum_{k=1}^{N_u} p(s_j d_1) = P(d_{i=N})$	$\sum_{i=1}^{N_d} P(d_i) = \sum_{s=1}^{N_s} P(s_j) = 1$

Примечание: * — количество интервалов Δu по скорости ветра; ** — N_d количество интервалов по азимутальному направлению вектора ветра, $N_d \geq 8$; *** — количество интервалов (классов) термодинамического состояния атмосферы, $N_s = 7$.

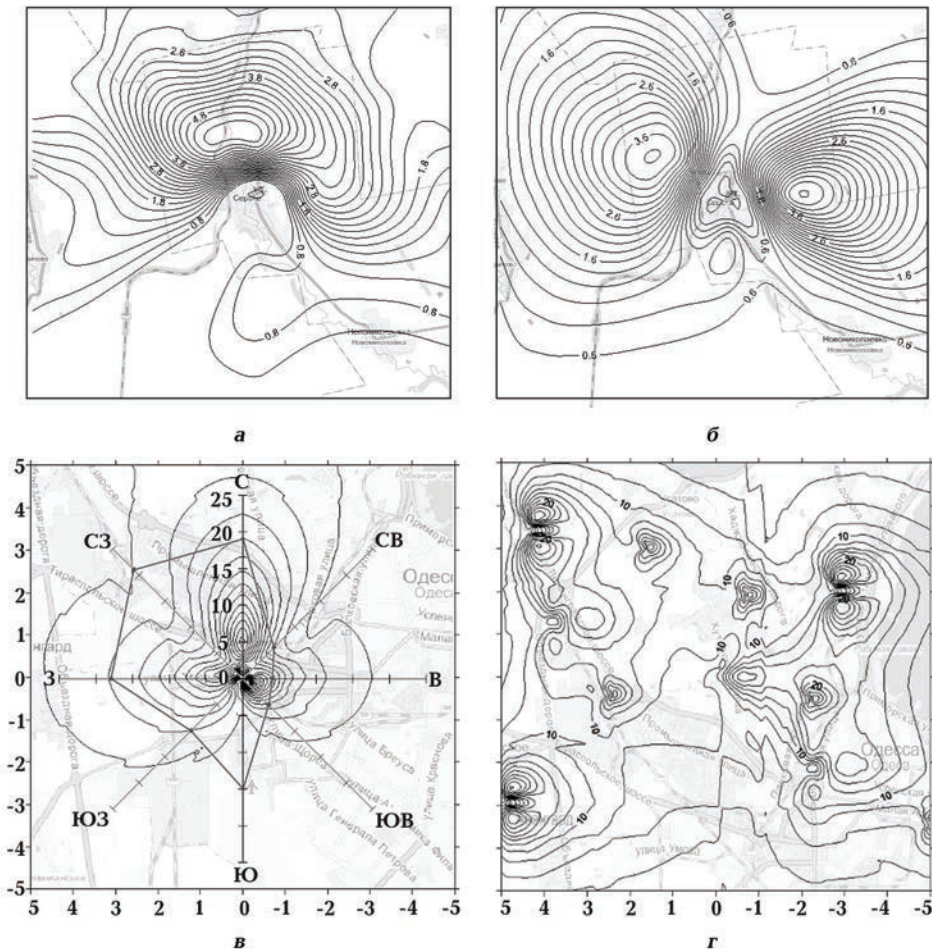


Рис. 2. Климатические поля концентраций $q(x, y, z)$, рассчитанные с помощью модели МЛАД: а — г. Сербка ($h = 30$ м), январь, 15 ч; б — г. Сербка ($h = 30$ м), июль, 15 ч; в — г. Одесса ($h = 30$ м), 5-летний период; г — суммарное поле от множества промышленных источников г. Одесса. Масштаб 10×10 км.

человека вне помещения, ч/сут; t_{in} — период времени нахождения человека в помещении, ч/сут; \bar{V}_{out} , \bar{V}_{in} — скорость дыхания, м³/ч; n_l — частота воздействия, день/год; t_l — длительность воздействия, кол. лет; $J = 365$ (366) дней; M — масса тела, кг; T_l — период экспозиции, кол. лет.

Зная $D(t)$, риск для здоровья населения при развитии неканцерогенных эффектов можно оценить с помощью отношения

$$H_l = \frac{\bar{D}}{D_{rfd}}, \quad (12)$$

где H_l — коэффициент опасности; \bar{D} — средняя доза, мг/кг; D_{rfd} — референтная доза концентрации исследуемого вещества, мг/кг [Методичні ..., 2007].

Следовательно, если формулы (11) и (12) включить в расчет $M_l [D(t) M(t)] = M_l [q(t) m(t)]$ предлагаемой методики, то непосредственно будет получено пространственное распределение доз ингаляционного влияния $D(t)$.

Выводы. Формулы (10) — (12) могут создать единый алгоритм расчета доз ингаляционного влияния $D(t)$ для оценки риска здоровью населения при развитии неканцерогенных эффектов. Предлагаемая методика учета климатического режима, характера и свойства окружаю-

щей местности с достаточной точностью восстанавливает многолетние поля концентраций загрязняющих веществ в районах, где расположены постоянно действующие источники вредных выбросов.

Список литературы

- Алоян А.Е. Моделирование динамики и кинетики газовых примесей в атмосфере. — Москва: Наука, 2005. — 400 с.
- Волошин В.Г. Метод расчета турбулентных потоков и температуры подстилающей поверхности на основе метеорологических наблюдений // Метеорология, климатология и гидрология. — 2002. — Вып. 46. — С. 83—89.
- Картавец О.М., Турос О.І., Вознюк О.В., Петросян А.А. Розрахунок усереднених концентрацій забруднюючих речовин від викидів паливно-енергетичного комплексу при визначенні експозиції в процесі оцінки ризику для здоров'я населення // Гігієна населених місць. — 2009. — № 54. — С. 67—71.
- Корн Г., Корн Т. Справочник по математике. — Москва: Наука, 1973. — 830 с.
- Методичні рекомендації. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря / МОЗ: наказ 184 від 13.04.2007 р. — Київ, 2007. — 28 с.
- ОНД-86. Методика расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. — Ленинград: Гидрометеиздат, 1987.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г. Метеорологический фактор разбавления примеси как показатель потенциала загрязнения атмосферы // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2007. — № 2. — С. 14—23.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г. Применение вероятно-статистического подхода к оценке экологической опасности высокого уровня загрязнения атмосферы // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2006. — № 1. — С. 14—23.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г. Универсальные безразмерные профильные функции для градиентов скорости ветра и температуры и их интегральные формы // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2010. — № 7. — С. 35—44.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г. Эйлерова K-GDM модель расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах промышленных предприятий // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2009. — № 5. — С. 5—15.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Иванова Е.В. Влияние рельефа земной поверхности на уровень загрязнения атмосферного воздуха выбросами промышленных источников // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2009. — № 5. — С. 32—42.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Типцов С.В. Динамическая модель рассеяния примеси при постоянных коэффициентах диффузии и скоростях переноса // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2010. — № 7. — С. 53—67.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Типцов С.В. Решение уравнения турбулентной диффузии для стационарного точечного источника // Укр. гідрометеоролог. журн. — 2008. — № 3. — С. 13—25.
- Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Гончаренко Н.Н., Попович П.П. Определение характера стратификации приземного слоя атмосферы для оценки метеорологического потенциала загрязнения воздуха // Метеорология, климатология и гидрология. — 2005. — Вып. 49. — С. 27—39.
- Perry S., Cimorelli A., Paine R., Brode R., Weil J., Venkatram A. A Dispersion Model AERMOD for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization // J. Appl. Meteorology. — 2005a. — 44. — P. 682—693.
- Perry S., Cimorelli A., Paine R., Brode R., Weil J., Venkatram A., Wilson R., Lee R. AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part II: Model Performance against 17 Field Study Databases // J. Appl. Meteorology. — 2005b. — 44. — P. 695—708.