

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР  
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ  
И КОНТРОЛЮ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ТРУДЫ  
ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ  
ГЛАВНОЙ  
ГЕОФИЗИЧЕСКОЙ ОБСЕРВАТОРИИ  
им. А. И. ВОЕЙКОВА

*Выпуск*

**511**

АТМОСФЕРНАЯ ДИФФУЗИЯ  
И ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОЗДУХА

Под редакцией д-ра физ.-мат. наук  
М. Е. БЕРЛЯНДА



ЛЕНИНГРАД ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1987

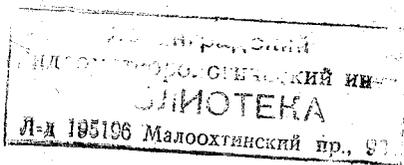
В сборнике приводятся результаты теоретических и экспериментальных исследований, положенных в основу методов по расчету рассеивания выбросов в атмосферу с учетом влияния рельефа и застройки. Рассматриваются результаты изучения климатических характеристик и статистической обработки данных о загрязнении воздуха. Излагаются сведения о закономерностях распространения вредных веществ в атмосфере. Описываются также методы определения содержания вредных веществ в воздухе.

Сборник рассчитан на специалистов, занимающихся вопросами метеорологии, гигиены атмосферного воздуха, вентиляции, газоочистки, физики, химии аэрозолей.

Results of theoretical and experimental investigations assumed as a basis of methods for calculation of emission diffusion in the atmosphere with the account for relief and building effect are presented. Investigation of climatology parameters and statistical assessment of air pollution data are considered. Information on regularities of noxious pollutants diffusion in the atmosphere are stated. Methods for determination of noxious pollutants content in the atmosphere are described.

The volume is intended for specialists in meteorology, atmospheric air hygiene, ventilation, gascleaning, physics and chemistry of aerosols.

879278



А 1903040000-215  
069(02)-87 48-87(1)

© Главная геофизическая  
обсерватория им. А. И. Воейкова  
(ГГО), 1987

## ОБ УСОВЕРШЕНСТВОВАНИИ МЕТОДОВ РАСЧЕТА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

**1. Введение.** Более 20 лет назад в СССР были разработаны и введены в действие первые общегосударственные нормативные документы по расчету загрязнения атмосферы промышленными выбросами. За прошедшее время они совершенствовались в части расширения круга решаемых задач и области их применения. С 1975 г. на основе действующих Указаний СН 369—74 [19], входящих в серию строительных норм (СН) Госстроя СССР, повсеместно решаются вопросы охраны воздушного бассейна от загрязнения при строительстве и эксплуатации всех предприятий. Эти Указания прошли длительное испытание временем. Содержащиеся в них формулы получили широкое экспериментальное подтверждение. Указания выгодно отличаются от используемых за рубежом аналогичных документов по теоретическому обоснованию, уровню проверки на опытных материалах и широте охваченных вопросов. Представленная в советских нормативных документах методика расчета положена в основу официальных документов ряда стран [15, 21 и др.].

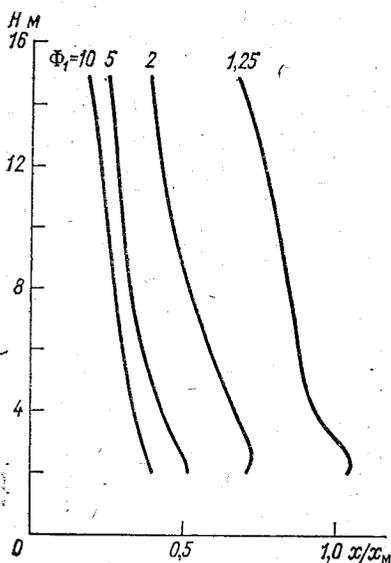
К настоящему времени проведены новые исследования атмосферной диффузии, обусловленные возрастающими требованиями практики. Полученные результаты создают предпосылки для дальнейшего развития нормативных методов расчета загрязнения атмосферы. Настоящая статья посвящена изложению этих результатов и описанию методов их применения.

**2. Классификация источников.** В первых работах по исследованию рассеивания промышленных выбросов в атмосфере основное значение придавалось учету наиболее мощных источников загрязнения воздуха, как правило, с выбросами на высотах  $H$  от нескольких десятков до сотен метров. Загрязнение приземного слоя воздуха характеризовалось при этом вычисленными значениями приземных концентраций. Поскольку большей частью изменение концентрации  $q$  с высотой  $Z$  у земли невелико, то их приземное значение, обычно относимое к слою дыхания (до высоты  $Z_d = 2$  м), находится путем подстановки в расчетные формулы значения  $Z = 0$ . Понятно, что для  $H \gg Z_d$  различие  $q|_{Z=0}$  и  $q|_{Z=Z_d}$  практически несущественно. Однако при сближении значений  $H$  и  $Z_d$ , естественно, должны проявиться различия внутри слоя  $Z \leq Z_d$ . Поэтому для практических целей более общим является определение приземной концентрации как средней по высоте этого слоя  $q_d = \frac{1}{Z_d} \int_0^{Z_d} q dZ$ .

Введение  $q_d$  позволяет выделить класс низких источников, для которых  $q_d$  заметно отличается от  $q|_{Z=0}$ . В общем случае верхняя граница высоты низких источников может быть установлена из

сопоставления значений  $q_d$  и  $q|Z=0$ , полученных по численному решению рассматриваемой задачи. Приближенно в этих целях (когда рассматриваются низкие источники) достаточно использовать и аналитическое решение задачи при степенных моделях для скорости ветра  $u=u_1(Z/Z_1)^n$  и коэффициент обмена  $K=K_1(Z/Z_1)^m$ . Из решения, в частности, следует, что на оси факела ( $y=0$ ) концентрация  $q_d=q_m\Phi_1\left(\frac{x}{x_m}, H\right)$ , где  $\Phi$  определяется по номограмме (рис. 1), а  $x_m$  — расстояние от источника, на котором достигается максимальная концентрация  $q_m$ .

Расчеты показывают, что относительные различия  $\varepsilon = \left| \frac{q|Z=0}{q_d} - 1 \right|$  не превышают 20 % для  $H=10$  м при  $x > 0,8x_m$ , а для  $H=20$  м



уже при  $x > 0,1x_m$ . Поэтому с учетом начального подъема  $\Delta H$ , составляющего при опасной скорости ветра  $u_m$  от  $0,5H$  до  $H$ , в качестве границы низких источников можно принять  $H=10$  м. Для источников высотой более 10 м указанное осреднение в пределах слоя высотой  $Z_d$  увеличивает концентрацию менее чем на 25 %. Осреднение по слою дыхания наиболее существенно при  $H \leq 2$  м и  $x < 0,3x_m$ . Источники с  $H \leq 2$  м целесообразно выделить в класс наземных, а источники с  $H > 10$  м с учетом возможного влияния промышленной застройки [7] удобно разбить на два класса — высокие и средней высоты.

Рис. 1. Номограмма для определения безразмерной функции  $\Phi_1$ .

При выделении класса высоких источников учитывается, что приземная концентрация за счет влияния расположенных поблизости зданий высотой  $H_z \leq 0,4H$  изменяется незначительно и что для большинства типов производств средняя высота промышленной застройки не превышает 20 м. Поэтому источники с  $H > 50$  м можно рассматривать как высокие, а с  $H=10..50$  м — как средней высоты. Отметим, что такая классификация более эффективна, чем предложенное в некоторых работах деление источников на низкие и высокие только в зависимости от соотношения  $H$  и  $H_z$ , когда в ряде случаев источники с  $H \approx 10$  м относятся к высоким, если рядом с ними нет сооружений с  $H_z$  больше 3—4 м, а источники с  $H=100..150$  м — к низким.

**3. Расчетные формулы.** Приводимая ниже расчетная схема следует из численного решения уравнения атмосферной диффузии

с учетом начального подъема примеси для одиночных источников, основы которого изложены в [1, 3, 8 и др.]. Согласно этому решению, для точечных источников всех введенных четырех классов поле приземной концентрации в декартовой системе координат, начало которой размещается на поверхности земли под источником, а ось  $x$  ориентирована по направлению ветра, представляется в виде

$$C = C_m r S_1(x/p x_m) S_2(y/x). \quad (1)$$

Здесь  $C_m$  — максимальная приземная концентрация, достигающаяся на расстоянии  $x_m$  от источника на оси факела ( $y=0$ ) при опасной скорости ветра  $u_m$ . Коэффициенты  $r$  и  $p$  являются функциями от отношения  $u/u_m$  и нормированы условием  $r(1)=p(1)=1$ , функции  $S_1$  и  $S_2$ , также нормированы условием  $S_1(1)=S_2(0)=1$ .

Формула (1), полученная в [1, 3, 8] для описания поля концентрации в случае  $Z=0$ , применима также в случае осреднения по слою  $0 \leq Z \leq Z_d$ . При этом коэффициенты в правой части (1) различаются в обоих случаях только для низких и наземных источников или же для источников с малыми опасными скоростями.

Ниже приводятся выражения для величин, фигурирующих в правой части (1), которые относятся к условиям неблагоприятной стратификации (соответствующей максимальным значениям  $C_m$  при прочих неизменных характеристиках метеоусловий).

Также в основном сохраняется вид выражения для величины  $C_m$ , определяемой по формуле

$$C_m = \frac{AMFmn\eta}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}, \quad (2)$$

где  $A$  — коэффициент, зависящий от стратификации атмосферы, определяющей условия вертикального и горизонтального рассеивания примеси в атмосфере (см. п. 5);  $M$  — количество примеси, выбрасываемое в атмосферу в единицу времени;  $F$  — безразмерный коэффициент, характеризующий влияние скорости оседания примеси, для газов и мелких аэрозолей равный единице (см. п. 4);  $\eta$  — безразмерный коэффициент, учитывающий влияние рельефа (см. п. 6) (в случае ровной или слабопересеченной местности с перепадами высот до 50 м на 1 км  $\eta=1$ );  $V_1 = \frac{\pi D^2}{4} \omega_0$  — объем газа, выбрасываемый в единицу времени;  $D$  — диаметр устья источника,  $\omega_0$  и  $\Delta T$  — скорость уноса и перегрев газов.

Коэффициенты  $m$  и  $n$ , учитывающие условия выброса газов из источника, несколько уточняются и определяются в зависимости от параметров  $f$ ,  $v_m$ ,  $v'_m$  и  $f_e$ , где

$$f = 10^3 \frac{\omega_0^2 D}{H^2 \Delta T}; \quad v_m = 0,65 \sqrt[3]{\frac{V_1 \Delta T}{H}};$$

$$v'_m = 1,3 \frac{\omega_0 D}{H}; \quad f_e = 800 (v'_m)^3. \quad (3)$$

Коэффициент  $m$  выражается через  $f$  по формуле

$$m = (0,67 + 0,1 \sqrt{f} + 0,34 \sqrt[3]{f})^{-1} \text{ при } f < 100, \quad (4a)$$

$$m = 1,47f^{-1/3} \text{ при } f \geq 100. \quad (4б)$$

Для  $f_e < f < 100$  коэффициент  $m$  определяется по формуле (4a) при  $f = f_e$ .

Коэффициент  $n$  при  $f < 100$  выражается через  $v_m$ :

$$n = 1 \text{ при } v_m > 2, \quad (5a)$$

$$n = 0,532v_m^2 - 2,13v_m + 3,13 \text{ при } 0,5 \leq v_m \leq 2, \quad (5б)$$

$$n = 4,4v_m \text{ при } v_m < 0,5. \quad (5в)$$

При  $f \geq 100$  или  $\Delta T \approx 0$  этот коэффициент определяется по формулам (5a) — (5в) при  $v_m = v_m'$ .

В случае  $f \geq 100$  или  $\Delta T \approx 0$  (к нему большей частью относятся холодные выбросы) соотношение (2) с учетом (4б) приводится к более простому виду:

$$C_m = \frac{AMFn\eta D}{8H^{4/3}V_1}. \quad (6)$$

Как указано выше,  $n$  определяется по (6) при  $v_m = v_m'$ . При одновременном выполнении условий  $v_m < 0,5$  и  $f < 100$  или же  $v_m < 0,5$  и  $f \geq 100$  (случаи предельно малых опасных скоростей ветра) формула (2) переходит в

$$C_m = \frac{AMFm'\eta}{H^{7/3}}, \quad (7)$$

где

$$m' = 2,86m \text{ при } f < 100, \quad (8a)$$

$$m' = 0,9 \text{ при } f \geq 100. \quad (8б)$$

Для  $f_e < f < 100$  коэффициент  $m$  в (8a) определяется согласно (4a, б) при  $f = f_e$ .

Расстояние  $x_m$  от источника, соответствующее точке максимума приземной концентрации, т. е. значению  $C = C_m$ , находится по формуле

$$x_m = \frac{5-F}{4} dH, \quad (9)$$

где для нагретых выбросов ( $f < 100$ ) безразмерный коэффициент  $d$  определяется соотношением

$$d = (1 + 0,28 \sqrt[3]{f}) d_1. \quad (10)$$

В формуле (10)

$$d_1 = 2,48 \text{ при } v_m < 0,5, \quad (11a)$$

$$d_1 = 4,95v_m \text{ при } 0,5 \leq v_m < 2, \quad (11б)$$

$$d_1 = 7 \sqrt{v_m} \text{ при } v_m > 2 \quad (11в)$$

для  $f_e < f < 100$  в правой части (10) выражение в круглых скобках вычисляется при  $f = f_e$ .

Для холодных выбросов ( $f \geq 100$ )

$$d = 5,7 \text{ при } v'_m < 0,5, \quad (12а)$$

$$d = 11,4 v'_m \text{ при } 0,5 \leq v'_m < 2, \quad (12б)$$

$$d = 16 \sqrt{v'_m} \text{ при } v'_m > 2. \quad (12в)$$

Значение опасной скорости ветра  $u_m$  на уровне флюгера  $Z_\Phi$  (обычно  $Z_\Phi = 10$  м) определяется для нагретых выбросов ( $f < 100$ ) по следующим выражениям:

$$u_m = 0,5 \text{ при } v_m < 0,5, \quad (13а)$$

$$u_m = v_m \text{ при } 0,5 \leq v_m \leq 2, \quad (13б)$$

$$u_m = v_m (1 + 0,12 \sqrt{f}) \text{ при } v_m > 2. \quad (13в)$$

Для холодных выбросов ( $f \geq 100$ ) в формулах (13а) — (13в) принимается  $v_m = v'_m$ , причем соотношение (13в) переходит в  $u_m = 2,2 v'_m$ .

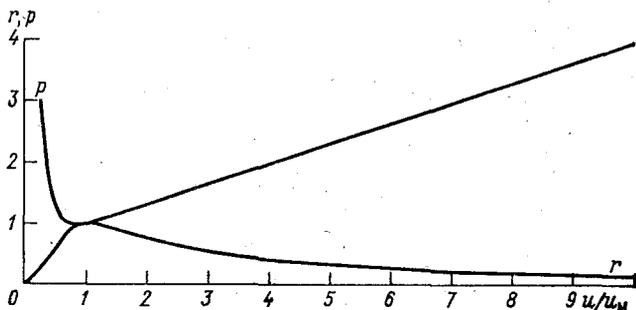


Рис. 2. Зависимости для определения значений безразмерных коэффициентов  $r$  и  $p$ .

Безразмерные коэффициенты  $r$  и  $p$  в (1) находятся с помощью графиков (рис. 2) по отношению  $u/u_m$ . При этом расчеты проводятся только для  $0,5 \leq u \leq u^*$ , где  $u^*$  — скорость ветра, которая превышает в данной местности по средним многолетним данным в 5 % случаев. Безразмерная величина  $S_1$  определяется по графикам на рис. 3 по аргументу  $x/x_m$ .

Для низких ( $H < 10$  м) и наземных источников при  $x/x_m \leq 1$  величина  $S_1 = S_1^H$  определяется по формуле

$$S_1^H = 0,125 (10 - H) + 0,125 (H - 2) S_1, \quad (14)$$

а для наземных источников ( $H = 2$  м)  $S_1 = 1$ .

Величина  $S_2$  определяется с помощью графика на рис. 4 в зависимости от  $t_y$ , равного  $\frac{uy^2}{x^2}$  при  $u < 5$  м/с и  $\frac{5y^2}{x^2}$  при  $u \geq 5$  м/с.

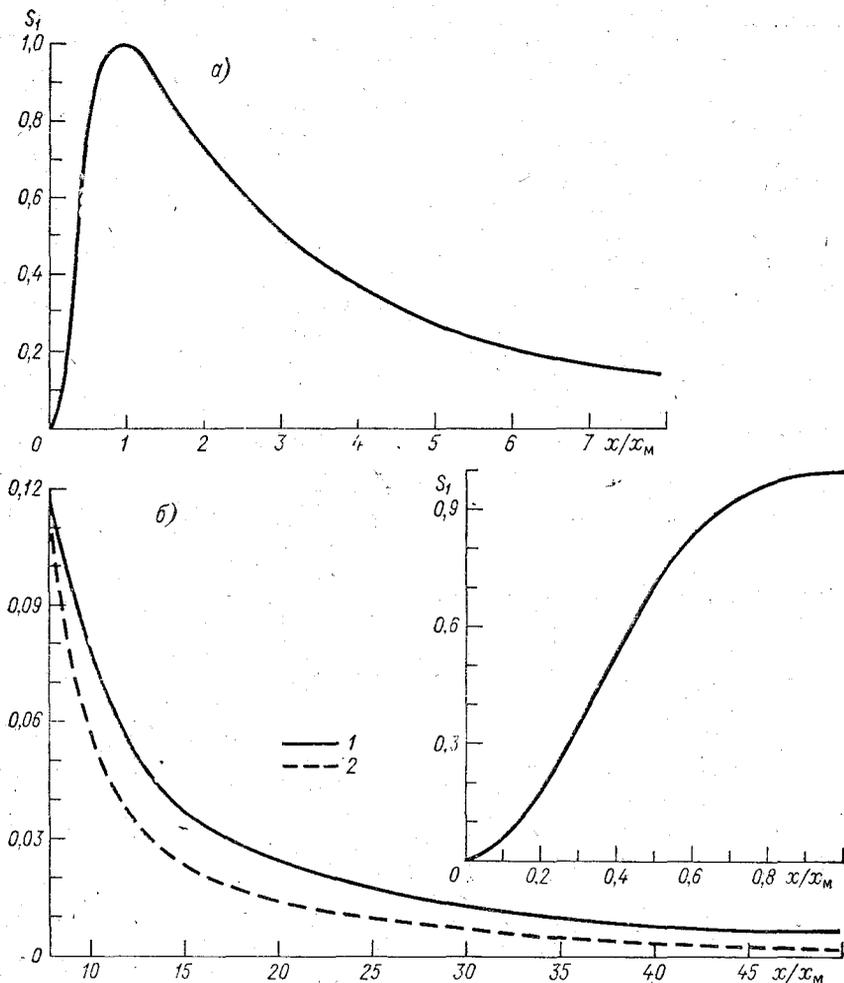


Рис. 3. Зависимости для определения значений безразмерного коэффициента  $S_1$ . а — при  $1 < x/x_M < 8$ , б — при  $x/x_M < 1$  и  $x/x_M > 8$ ; 1 — легкая примесь, 2 — тяжелая примесь.

По аналогии с  $u_m$  (см. [10, 17]) для фиксированных расстояний  $x$  от источника определяется опасная скорость ветра  $u_{mx}$ , при которой концентрация  $C$  достигает максимального значения  $C_{mx}$ . Из условия экстремума в формуле (1) следует, что имеют место соотношения

$$C_{mx} = C_m S_1'; \quad u_{mx} = u_m f_1, \quad (15)$$

где функции  $S'_1$  и  $f_1$  зависят от отношения  $x/x_m$ . Графики функций  $S'_1$  и  $f_1$  приведены на рис. 5. Для определения значений  $r$ ,  $\rho$ ,  $S_1$ ,  $S_2$ ,  $S'_1$  и  $f_1$  можно также использовать интерполяционные формулы, аналогичные приведенным в [1].

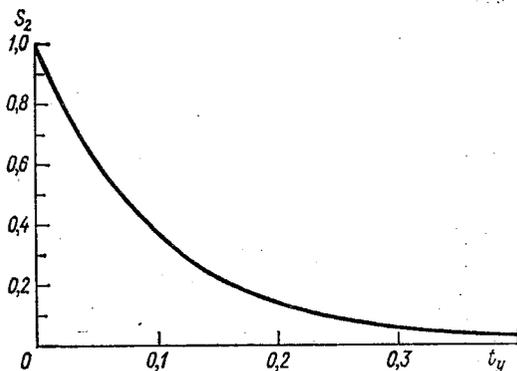


Рис. 4. Зависимость для определения значений безразмерного коэффициента  $S_2$ .

**4. Учет осаждения тяжелой примеси.** В (2) и (9) влияние упорядоченного осаждения содержащихся в промышленных выбросах частиц пыли (зола, аэрозоля) на величину  $C_m$  учитывается с помощью коэффициента  $F$ . В соответствии с [1, 2] этот коэффициент определяется по формуле:

$$F = \frac{1}{C_m} \max_x \int_0^{v_{gm}} \rho(v_g) C_{vg} \Big|_{z=0} dv_g, \quad (16)$$

где  $C_{vg}$  — концентрация монодисперсной фракции тяжелой примеси, а  $C_m$  — максимальная приземная концентрация легкой примеси, получаемые при упомянутом выше численном решении уравнения атмосферной диффузии;  $\rho(v_g)$  — плотность распределения частиц тяжелой примеси по скорости осаждения  $v_g$ , определяемой по формуле Стокса в зависимости от размера и плотности частиц;  $v_{gm}$  — максимальная скорость осаждения частиц, выбрасываемых источником. Концентрация монодисперсной фракции  $C_{vg}$  пропорциональна мощности источника  $M_{vg}$ , соответствующей этой фракции; при этом суммарная мощность источника  $M$  определяется формулой

$$M = \int_0^{v_{gm}} \rho(v_g) M_{vg} dv_g. \quad (17)$$

Результаты систематизации функций  $\rho(v_g)$  в зависимости от степени (КПД) очистки приведены в [1]. Выполненные по формуле (16) расчеты показали, что при КПД очистки более 90 %, 75—90 % и менее 75 % (в том числе при отсутствии очистки) значения коэффициента  $F$  можно принять равными соответственно 2; 2,5; 3. Если пыль выбрасывается вместе с большим количеством влаги, что приводит к значительному росту размеров частиц за

счет коагуляции и интенсивной конденсации на них водяного пара, то также следует полагать  $F=3$  [1].

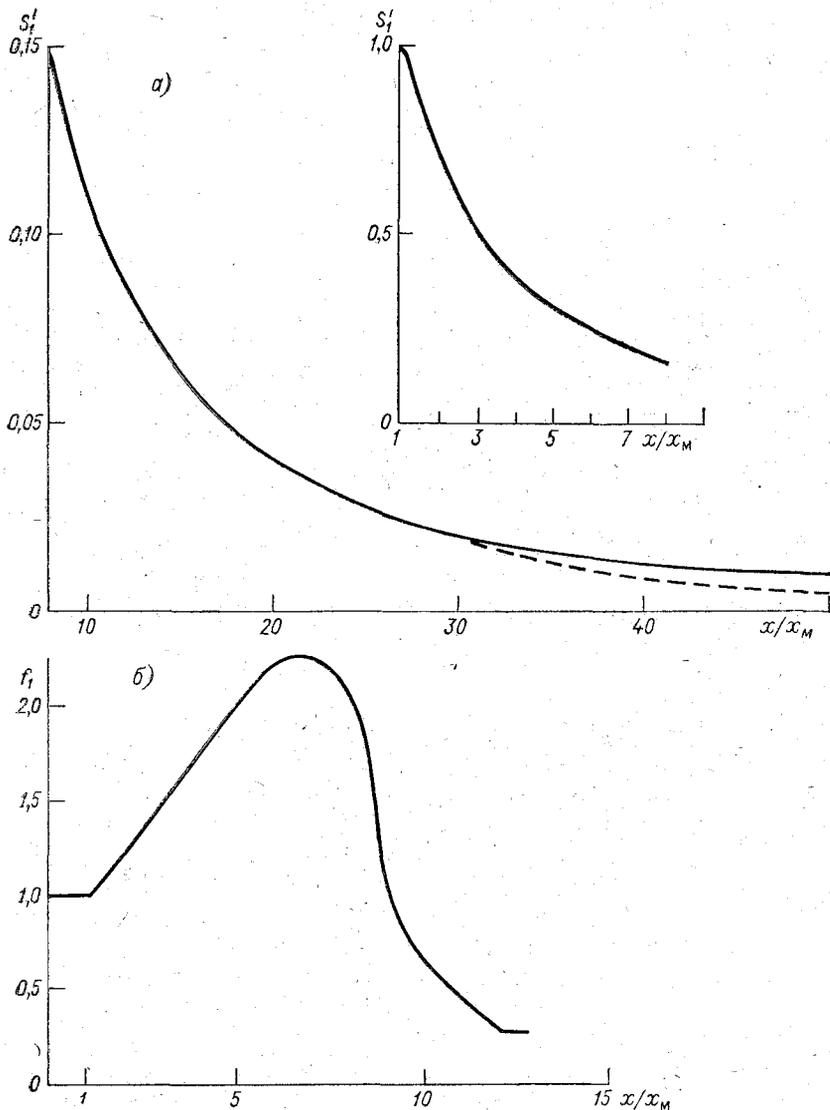


Рис. 5. Зависимости для определения значений функций  $S'_1$  (а) и  $f_1$  (б).

Для монодисперсной примеси  $\rho(v_g) = \delta(v_g - v_g^*)$ , где  $\delta$  — функция Дирака,  $v_g^*$  — скорость осаждения частиц примеси. В случае применимости степенных моделей для скорости ветра и коэффициента обмена с показателями степени  $n$  и 1 соответственно ко-

эффицент  $F$  определяется на основе аналитического решения уравнения для монодисперсной примеси [1], причем

$$F = \frac{(\omega + 2)^{\omega+2}}{4\Gamma(1 + \omega) e^{\omega}} \quad (18)$$

Здесь

$$\omega = \frac{v_g^*}{u_m} \frac{1,5}{(1+n)\lambda} \quad (19)$$

и согласно [1, 8]

$$\lambda = \frac{1,5K_1|u=u_m}{u_m} \approx 0,05 \dots 0,1.$$

Если для полидисперсной примеси известно максимальное значение  $v_{gm}$  скорости осаждения, то после подстановки  $v_g^* = v_{gm}$  в (18) из формулы (19) следует оценка сверху для коэффициента  $F$ .

Расчеты показывают, что при  $v_{gm}/u_m \leq 0,015$  можно для пыли принять  $F=1$ , как и для газов, а диапазону  $0,015 < v_{gm}/u_m \leq 0,03$  соответствует  $F=1,5$ .

Функция  $S_1$  для тяжелой примеси, так же как и для легкой, определяется по рис. 3, причем при  $x/\rho x_m > 8$  для случаев  $F=2 \dots 3$  и  $F=1 \dots 1,5$  она различается. В функциях  $f_1$  и  $S'_1$  для тяжелой и легкой примесей также имеются различия.

Для тяжелой примеси наряду с существенным увеличением концентрации  $C_m$  значительно уменьшается расстояние  $x_m$ , на котором эта концентрация достигается. Так,  $x_m$  при  $F=3$  для тяжелой примеси в 2 раза меньше, чем для легкой. По этой причине, а также за счет уменьшения при  $x/\rho x_m > 8$  функции  $S_1$  для тяжелой примеси по сравнению с функцией  $S_1$  для легкой при  $x \gg \rho x_m$  концентрация тяжелой примеси убывает быстрее и становится меньше, чем концентрация легкой, что связано с постепенным выпадением аэрозольных частиц на подстилающую поверхность.

Для полидисперсной примеси в (1) на основе численного решения уравнения турбулентной диффузии с учетом реального распределения частиц по размерам (а следовательно, по скоростям оседания) получена использованная в (9) аппроксимационная формула

$$\rho' = (5 - F)/4, \quad (20)$$

где  $\rho'$  — отношение расстояний от источника до точки максимума приземной концентрации, соответствующих выбросу тяжелой (полидисперсной) и легкой примеси, а  $F$  изменяется в диапазоне 1—3. В предельном случае монодисперсной примеси относительную погрешность  $\Delta\rho'/\rho'$  вычисления  $\rho'$  по формуле (20) можно оценить на основе того же аналитического решения [1], которое использовалось для получения соотношений (18), (19). Результаты такой оценки следующие:

$F$ . . . . .	1,0	2,0	2,5	3,0
$\Delta\rho'/\rho'$ . . . . .	0	0,014	0,045	0,18

В случае реальной полидисперсной примеси применение (20) приводит к еще меньшим погрешностям.

5. Влияние стратификации. Коэффициент  $A$  (согласно /1—3, 8/) определяется по формуле

$$A = \max \left[ a \left( \frac{K_1}{u_1 \varphi_0} \right) \Big|_{u_1=2 \text{ м/с}} \right], \quad (21)$$

где  $a$  — константа (для сравнительно ровной подстилающей поверхности средней шероховатости  $a=0,3$ ),  $\varphi_0$  — стандартное отклонение направления ветра в горизонтальной плоскости. При определении  $A$  не учитываются сравнительные редко встречающиеся метеорологические ситуации, приводящие к аномально высоким значениям  $K_1/u_1\varphi_0$ .

В /1, 13/  $\varphi_0$  представлена как функция скорости ветра и показателя стратификации. От этих же аргументов зависит и отношение  $K_1/u_1$ , что позволяет, непосредственно учитывая связь между  $\varphi_0$  и  $K_1/u_1$ , определять зависимость  $K_1/u_1\varphi_0$  от  $K_1/u_1$ . Как следует из /1, 13/, наибольшее значение  $A$  достигается при неблагоприятной стратификации, к которой относятся условия неустойчивого состояния атмосферы, соответствующие падению температуры с высотой, когда имеет место интенсивный турбулентный перенос примеси от источника к подстилающей поверхности. При этих условиях функция  $K_1/u_1\varphi_0$  обычно характеризуется наибольшими значениями и сравнительно слабо изменяется с ростом неустойчивости.

Значения  $A$  для территории СССР установлены по данным специальной сети метеостанций, систематически ведущих градиентные наблюдения за температурой и скоростью ветра в приземном слое воздуха [1]. В последнее время получены новые материалы о распределении турбулентных характеристик приземного слоя [16]. Это позволяет несколько уточнить коэффициент  $A$ , главным образом для Европейской территории СССР (ЕТС). Наибольшие значения  $A$  соответствуют южным районам с континентальным климатом, характеризующимся продолжительным жарким летним сезоном. Значения  $A$  также несколько увеличиваются с возрастанием шероховатости подстилающей поверхности, и поэтому относительно большие  $A$  наблюдаются для лесистых областей.

Значение  $C_m$  возрастает с увеличением  $K_1/u_1$  для всех источников, расположенных выше слоя 2 м, к которому относится  $C_m$ . Этот вывод представляется естественным, поскольку с ростом  $K_1/u_1$  усиливается перенос примеси от источника вниз. Вместе с тем из формул и расчетов следует, что на уровне источника, точнее, на уровне оси факела, концентрация обратно пропорциональна  $K_1/u_1$ , и максимум ее достигается при температурных инверсиях. Этим объясняются известные факты регистрации при инверсиях значительных концентраций на сравнительно небольших высотах в случае источника примерно той же высоты, что

и высота измерений, тогда как вклад высоких источников оказывается незначительным.

Для концентраций, осредненных по слою дыхания (см. п. 2), указанные зависимости  $C_m$  от показателя устойчивости для источников средней высоты и высоких сохраняются, а для низких и наземных источников (т. е. при  $H \leq 10$  м) положение изменяется ввиду близости высот источника и слоя определения концентраций. В верхней части двухметрового слоя при ослаблении турбулентного обмена с ростом устойчивости концентрация существенно возрастает, а в нижней части, наоборот, уменьшается. В результате влияние турбулентности уменьшается, и средняя по слою концентрация слабее зависит от устойчивости. Для примера на рис. 6 для источника с  $H=10$  м приведены результаты расчета

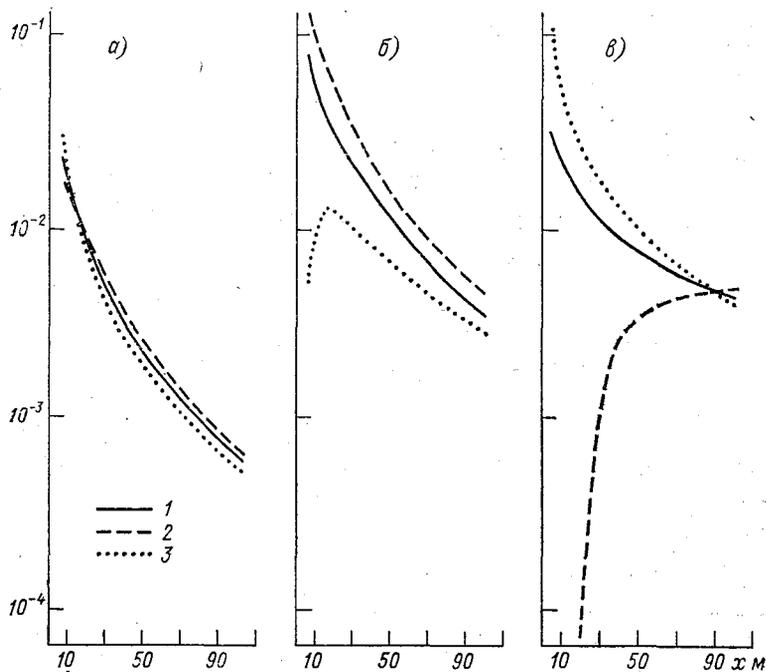


Рис. 6. Зависимость характеристик  $q_d(x)$  (1),  $q(x)|_{Z=0}$  (2),  $q(x)|_{Z=2}$  от расстояния до источника.

	а	б	в
$K_1$ . . . . .	0,133	0,035	0,012
$\varphi_0$ . . . . .	0,24	0,11	0,10

распределения по расстоянию концентраций  $q$  на уровнях  $Z=0$  и 2 м, а также осредненных по слою концентраций  $q_d$  при  $u_1=1$  м/с для случаев неустойчивой (а), равновесной (б) и устойчивой (в) стратификации.

Из сказанного следует, что при характерных изменениях в суточном и годовом ходе показателей устойчивости приземного слоя воздуха, колебания максимума  $q_d$  для низких и наземных источников сравнительно малы. Для наземных источников  $q_d$  при устойчивой стратификации незначительно превышает  $q_d$  при неустойчивой. Для более высоких источников изменения  $q_d$  значительные, и при неустойчивой стратификации  $q_d$  гораздо больше, чем при устойчивой. Это позволяет в практических расчетах максимальных концентраций  $C_m$  от различного типа одиночных источников принимать примерно сходные условия неблагоприятной стратификации и соответственно одинаковые значения коэффициента  $A$ , характерные для района размещения источников. В результате упрощаются расчеты концентраций от совокупности источников различной высоты, особенно при большом числе источников.

В целях рационального расходования средств на атмосферно-охранные мероприятия, следует иметь в виду, что в соответствии с /1—3, 8/ должны отдельно рассматриваться концентрации при сравнительно часто и регулярно наблюдающихся «нормальных» метеорологических условиях и «аномально опасных» условиях вертикального распределения коэффициента обмена, температуры и скорости ветра, в том числе при приподнятой температурной инверсии, штиле, тумане и т. п. Приведенные выше формулы для расчета концентраций, и, в частности, значения содержащегося в них коэффициента  $A$  относятся в основном к неблагоприятным случаям нормальных условий погоды. Они должны использоваться при разработке мероприятий капитального характера, рассчитанных на длительный срок. При аномально опасных метеорологических условиях, обычно непродолжительных, и наблюдающихся с вероятностью 1—2 %, требуется принимать меры по временному сокращению выбросов на основе специализированных прогнозов. Соответственно допускается, что максимальные значения концентраций, рассчитанные по приведенным выше формулам, могут превышать в 1—2 % случаев при наступлении аномально опасных метеорологических условий.

Однако в ряде областей повторяемость таких метеоусловий может быть выше указанных значений 1—2 %. Так, на территории Забайкалья и некоторых районов ЕТС, лежащих южнее 52° с. ш., повторяемость приподнятых инверсий превышает 1—2 % (с учетом среднего времени пребывания рассматриваемого района под факелом при восьмирумбовой розе ветров). В таких областях целесообразно несколько увеличить значения коэффициента  $A$  пропорционально возможному увеличению максимальной концентрации при аномальных условиях распространения примеси. Уточненные значения коэффициента  $A$  можно детализировать по территории СССР следующим образом:

а) для субтропической зоны Средней Азии (лежащей южнее 40° с. ш.) и Забайкалья (Бурятская АССР и Читинская область) — 250;

б) для ЕТС в районах РСФСР и Украины, лежащих южнее 50° с. ш., Молдавии, Кавказа, районов Нижнего Поволжья и для Азиатской территории СССР (АТС) — для Казахстана, Дальнего Востока и остальной территории Сибири и Средней Азии — 200;

в) для ЕТС и Урала в зоне от 50 до 52° с. ш. (за исключением перечисленных выше районов, попадающих в эту зону) — 180;

г) для ЕТС и Урала севернее 52° с. ш. (за исключением Центра ЕТС) — 160;

д) для Центра ЕТС (Московская, Тульская, Рязанская, Владимирская, Калининская и Ивановская области) — 140.

**6. Влияние рельефа.** Методология учета влияния рельефа местности разработана в [1, 6, 8, 14]. Она основана на численном интегрировании в области с криволинейной границей уравнения турбулентной диффузии совместно с системой уравнений гидротермодинамики атмосферы. Из полученного решения следует, что в случае рельефа, примерно однородного в перпендикулярном среднему ветру направлении, поле концентрации  $C^p$  от одиночного точечного источника в пересеченной местности можно аппроксимировать аналогичным (1) выражением

$$C^p = C_M^p r S_1(x/p x_M^p) S_2(y/x). \quad (22)$$

Здесь  $x_M^p$  — расстояние от источника до точки максимума приземной концентрации  $C_M^p$ , определенное с учетом влияния рельефа. При этом приближенно сохраняется характерный для ровной местности вид функций  $S_1$ ,  $S_2$ ,  $r$ ,  $p$ , а также значение опасной скорости  $u_m$ . Увеличение максимальной приземной концентрации  $C_M$  за счет влияния рельефа местности учитывается введением в формулы (1), (2) коэффициента (поправки на рельеф)  $\eta \geq 1$ . Из выполненных расчетов следует, что такое увеличение сопровождается уменьшением расстояния от источника до точки максимума, причем

$$x_M^p = \frac{1,1}{\sqrt{\eta + 0,2}} x_m, \quad (23)$$

где  $x_m$  определяется согласно (9).

Сопоставление выражений (1) и (22) позволяет оценить зону влияния  $x_r$  возмущений воздушного потока, вызванных неровностями подстилающей поверхности:

$$x_r = 6,2 x_m \sqrt{\eta - 1}. \quad (24)$$

Вне этой зоны деформация воздушного потока уже не приводит к изменению распределения концентрации, так что поле концентрации при  $x > x_r$  рассчитывается по формулам (1), (2) при значении  $\eta = 1$ .

Значение  $\eta$  устанавливается по данным систематизации результатов численных расчетов [1, 6, 8] с учетом материалов модельных экспериментов в аэродинамической трубе [19]. При этом для отдельных форм неровностей (холм, ложбина, уступ) подсти-

лающей поверхности (рис. 7) устанавливаются значения  $\eta_m$  коэффициента  $\eta$ , соответствующие наиболее неблагоприятному размещению источника относительно препятствия (например, на дне ложбины или у подножия холма). Оказывается, что в общем случае, когда высота источника  $H$  не очень мала по сравнению с вертикальным масштабом препятствия  $h_0$ , значение  $\eta_m$  в случае

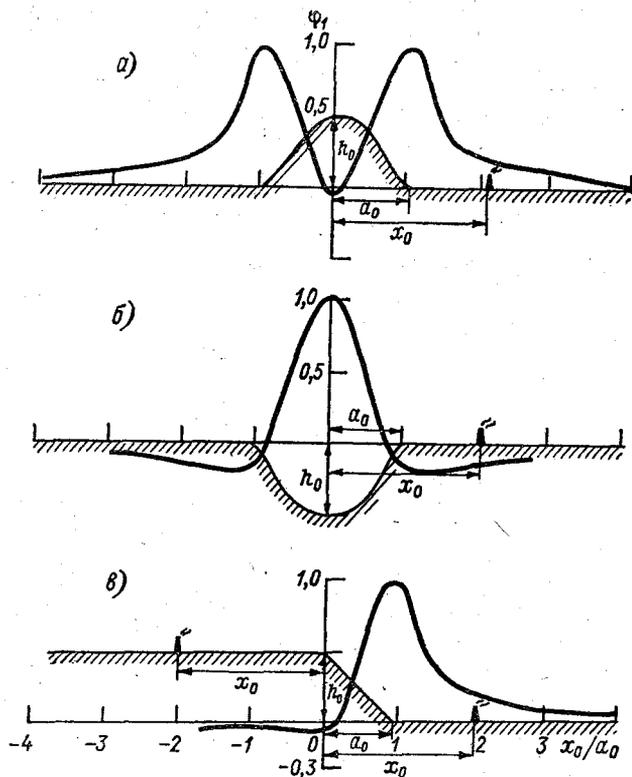


Рис. 7. Функции  $\varphi_1$  для различных форм рельефа.  
 а — гребень (холм), б — ложбина (впадина), в — уступ.

заданной формы рельефа определяется главным образом безразмерными величинами  $n_1 = H/h_0$  и  $n_2 = a_0/h_0$ , где  $a_0$  — полуширина препятствия (для уступа в качестве  $a_0$  используется горизонтальная протяженность бокового склона). Как видно из таблицы, коэффициенты  $\eta_m$  с ростом  $n_1$  и  $n_2$  уменьшаются; значение  $\eta_m$  для уступа приблизительно равно среднему из значений  $\eta_m$  для холма и для ложбины, соответствующих таким же  $n_1$  и  $n_2$ ;

при произвольном расположении источника относительно препятствия коэффициент  $\eta$  определяется по формуле

$$\eta = 1 + \varphi_1\left(\frac{x_0}{a_0}\right)(\eta_m - 1), \quad (25)$$

Максимальные поправочные множители  $\eta_m$

$n_1$	Ложбина (впадина)				Грѣбень (холм)			
	$n_2$							
	4-5	6-9	10-15	16-20	4-5	6-9	10-15	16-20
$\leq 0,5$	4,0	2,0	1,6	1,3	3,0	1,5	1,4	1,2
0,6-1	3,0	1,6	1,5	1,2	2,2	1,4	1,3	1,0
1,1-2,9	1,8	1,5	1,4	1,1	1,4	1,3	1,2	1,0
3-5	1,4	1,3	1,2	1,0	1,2	1,2	1,1	1,0
$> 5$	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

где  $x_0$  — расстояние от источника до середины препятствия, а в случае уступа — до верхней кромки склона. Функция  $\phi_1$  для различных форм рельефа определяется по рис. 7.

Приведенные соотношения предназначены для описания изменения распределения концентрации за счет деформации полей ветра и характеристик турбулентного обмена под влиянием неровностей подстилающей поверхности. Вместе с тем возможны случаи, когда орографические неоднородности мало деформируют воздушный поток, но ограничивают возможность рассеивания примеси. Простейший пример такой ситуации соответствует распространению примеси от низкого источника при ориентации воздушного потока вдоль оси сравнительно пологой долины с высокими крутыми склонами. В этом случае на начальном участке факела поперечное рассеивание примеси происходит так же, как над плоской подстилающей поверхностью. Когда же ширина дымового факела становится примерно равной ширине долины  $L_d$ , проявляется ограничивающее влияние боковых стенок и поперечное распределение концентрации примеси приближается к однородному. В результате зависимость концентрации от расстояния до источника для достаточно больших расстояний соответствует, скорее, не точечному, а линейному источнику. Учет этого обстоятельства в модели осуществляется путем домножения при  $x > L_d \sqrt{u}$  величины  $S_1(x/px_m)$  на коэффициент  $\sqrt{\frac{x}{L_d \sqrt{u}}}$ .

**7. Вертикальное распределение концентраций.** При решении ряда задач необходимо охарактеризовать распределение концентраций не только у земной поверхности, но и на разных высотах. Это требуется, например, при интерпретации данных наблюдений, оценке наибольшего уровня воздействия на окружающую среду выбросов от источников, характеризуемого максимальными (по вертикали) концентрациями на оси факела. Расчет вертикального распределения концентрации примеси должен производиться при проектировании высотных воздухозаборов, при решении вопроса о возможности строительства многоэтажных зданий вблизи высоких промышленных источников, и в случае необходимости учет

Ленинградский институт  
Гидрометеорологии  
и метеорологии  
им. П. П. Шерешевского  
и В. В. Косогова

влияния застройки осуществляется методами, разработанными в [7].

Оценка различий между концентрациями в слое  $Z \leq Z_d$  и на высотах  $Z > Z_d$  может проводиться на основе приближенного соотношения для распределения концентрации примеси, полученного в результате аппроксимации численного решения уравнения атмосферной диффузии

$$C_z = r C_m S_z (x/\rho x_m, z/h_\phi) S_2, \quad (26)$$

где  $h_\phi$  — высота оси факела над подстилающей поверхностью.

С учетом данных натуральных экспериментов по изучению траектории факелов от промышленных источников, а также результатов [1] для определения зависимости  $h_\phi$  от расстояния  $x$  до источника при  $x \leq \rho x_m$  можно использовать соотношение

$$h_\phi = H \left[ 1 + 5d_2 \left( \frac{x}{\rho x_m} \right)^{1/3} \right], \quad (27)$$

где

$$d_2 = 0,06 \frac{v_m}{u} f^{1/3} + 0,034 \left( \frac{v_m}{u} \right)^3. \quad (28)$$

Отметим, что при  $x = \rho x_m$  из (27) следует  $h_\phi = H + \Delta H$ , причем выражение для начального подъема  $\Delta H$  совпадает с приведенным в [1]. Полученные на основе расчетов на ЭВМ значения  $S_z$  можно аппроксимировать выражением

$$S_z = \begin{cases} S_1(b_1) \frac{1 + 0,1(b_2 - 1)^2}{b_1^3 + 0,1(b_2 - 1)^2} \left[ 1 + \frac{(b_2 + 0,2)(b_1^3 - 1)}{b_2 + (b_2 + 0,2)(1 + 0,1(b_2 - 1)^2)} \right] \\ S_1(b_1) \end{cases} \quad (29)$$

при  $b_1 \leq 1$ ,

при  $b_1 > 1$ ,

где

$$b_1 = \frac{x}{\rho x_m}; \quad b_2 = \frac{z}{(1 + 5d_2)H}, \quad (30)$$

а  $S_1$  совпадает с коэффициентом, фигурирующим в (1).

Формулы (26) — (30) предназначены для расчета концентрации в фиксированных точках пространства при заданных значениях скорости ветра. Оценку ожидаемых максимальных значений концентрации в этих точках целесообразно проводить с использованием значений опасной скорости ветра  $u_{mz}$ . Номограмма для определения отношения  $u_{mz}/u_m$  в зависимости от  $x/x_m$  и  $Z/H$ , представленная на рис. 8, получена в результате численного решения (прямым методом) задачи поиска экстремума по  $u$  концентрации  $C$ , определяемой по формулам (26) — (30). Подстановка в (26) значения скорости ветра  $u$ , полученной в результате умно-

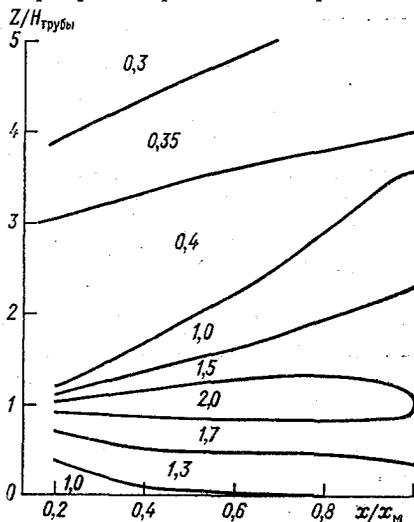
жения отношения  $u_{mz}/u_m$  на  $u_m$ , позволяет определить значения максимальной концентрации в рассматриваемых точках.

**8. Случай многих источников.** Линейные и площадные источники

Вопросы расчета концентраций от многих источников, включая алгоритмы унифицированных программ расчета загрязнения

Рис. 8. Номограмма для определения отношения  $\frac{u_{mz}}{u_m}$  при  $F=1$ ,  $u_m=v_m$ .

атмосферы на ЭВМ (УПРЗА), способы сокращения числа фигурирующих в расчетах источников за счет их объединения (число мелких источников в наиболее крупных городах достигает нескольких тысяч) изложены в [1, 3, 8, 10, 17]. Согласно принципу суперпозиции, расчет суммарной концентрации  $\bar{C}$  от совокупности  $N$  источников, характеризующихся мощностями  $M_i$  и объемными расходами  $V_{1i}$  (номер источника  $i=1, 2, \dots, N$ ), производится по формуле



$$\bar{C} = \sum_{i=1}^N C_i, \quad (31)$$

где  $C_i$  — концентрация, создаваемая в расчетной точке  $i$ -м источником.

При расчетах концентрации  $\bar{C}$  в точке  $(x, y)$  в формуле (31) учитываются только те источники выброса, факел которых оказывает воздействие на загрязнение воздуха в расчетной точке (как правило, такие источники расположены с наветренной стороны от точки  $(x, y)$ ). Следует отметить, что вычисленные по формулам (1) — (8) концентрации  $C_i$  не превосходят ее начального значения  $q_{0i} = \frac{M_i}{V_{1i}}$ . Однако при суммировании полей концентрации по формуле (31) необходимо предусмотреть возможность более тщательного учета начального разбавления примеси в источнике (в противном случае при большом числе источников  $N$  расчет по (31) может дать, например, для совокупности источников с одинаковыми  $M_i$  и  $V_{1i}$  значения  $\bar{C}$ , превосходящие  $q_{0i}$ ). Если задаться некоторым «допустимым» уровнем погрешности  $\epsilon$ , то в качестве критерия необходимости такого учета можно принять выполнение условия  $\bar{C} > \epsilon \bar{q}_0$ , где  $\bar{q}_0 = 10^3 \frac{\sum_{i=1}^N M_i C_i}{\sum_{i=1}^N V_{1i} C_i}$  — средневзвешенная начальная концентрация примеси для  $N$  рас-

положенных с наветренной стороны источников ( $M_i$  измеряются в г/с, а  $C_i$  — в мг/м<sup>3</sup>). При этом концентрация  $\bar{C}$  определяется по формуле

$$\bar{C} = \frac{q_0 \sum_{i=1}^N C_i}{q_0 + \sum_{i=1}^N C_i} \quad (32)$$

Если источники выброса сосредоточены на некоторой площади  $S$  и расстояние между ними мало по сравнению с расстоянием до расчетной точки, то эту площадь  $S$  можно разбить на  $N$  частей, соответствующих номерам источников в (31), и выброс от  $i$ -го участка площади  $S$  обозначить через  $dM_i$ . При этом концентрацию  $C_i$  можно представить в виде  $C_i = dM_i \tilde{C}_i$ , где  $\tilde{C}_i$  — концентрация от  $i$ -го источника, рассчитанная в предположении, что его мощность равна 1 г/с. Подставив это выражение в (31) и переходя к пределу при измельчении размера отдельных участков, на которые разбивается площадь  $S$ , получаем выражение для концентрации  $C_{\Pi}$  от площадного источника:

$$C_{\Pi} = \iint_S \tilde{C} \theta dM, \quad (33)$$

где функция  $\theta$  равна единице для источников, расположенных с наветренной стороны от расчетной точки, и нулю для источников с подветренной стороны. В частном случае площадного источника с однородным распределением выбросов  $dM = \frac{M}{S} d\xi d\eta$ , где  $M$  — суммарная мощность выброса источника,  $S$  — его площадь,  $d\xi d\eta$  — элемент площади. Если в координатных системах  $(x, y)$  и  $(\xi, \eta)$  оси  $x$  и  $\xi$  направить вдоль ветра, то из (33) следует

$$C_{\Pi} = \frac{M}{S} \iint_S \tilde{C}(x - \xi, y - \eta) \theta(x - \xi) d\xi d\eta, \quad (34)$$

где  $\theta(x - \xi)$  — функция скачка Хевисайда, равная единице при положительном и нулю при отрицательном значении аргумента. Аналогичными (33) — (34) выражениями (с заменой интеграла по площади на криволинейный интеграл) описывается распределение концентрации в случае линейного источника. Аналитические формулы, следующие из (33) — (34), для площадного источника прямоугольной формы и линейного источника, сосредоточенного на отрезке прямой, приведены в [1, 2, 9, 11].

Объем вычислений, выполняемых по формуле (31) при расчете суммарного поля концентрации  $\bar{C}$  в узлах регулярной сетки, пропорционален произведению количества источников  $N$  на число узлов расчетной сетки  $J$ . Величина  $J$  определяется масштабом рассматриваемого процесса и требуемой степенью разрешения.

При расчетах загрязнения воздуха для городов или крупных предприятий рекомендуется принимать  $J \approx 1000 \dots 2000 / 12, 17/$ . Таким образом, сокращение трудоемкости вычислительных работ и, следовательно, затрат времени ЭВМ на выполнение расчетов загрязнения воздуха прежде всего связано с уменьшением  $N$  (следует подчеркнуть, что по ряду распространенных примесей количество источников выброса в городах может исчисляться тысячами и даже десятками тысяч).

Одним из способов сокращения числа источников является замена совокупностей мелких однотипных источников на площадные или линейные источники. Таким образом, аппроксимируется, например, загрязнение воздуха от автотранспорта, источников домашнего отопления, резервуарных парков и др. Эффективным способом ускорения расчетов является также объединение группы источников в один условный источник. Критерии возможности объединения совокупности точечных источников приведены в /8/. Эти критерии представляют собой ограничения на максимальный разброс  $\Delta L$  координат  $x_i$  и  $y_i$  объединяемых источников, а также на максимальные разбросы  $\Delta u_m$  и  $\Delta x_m$  значений опасных скоростей  $u_{mi}$  и расстояний  $x_{mi}$ , на которых достигается максимальная концентрация от каждого из объединяемых источников:

$$\begin{aligned} \Delta L &\leq C_1 l_{\min}, \\ \Delta x_m &\leq C_2 x_{m0}, \\ \Delta u_m &\leq C_3 u_{m0}. \end{aligned} \quad (35)$$

Здесь  $l_{\min}$  — минимальное расстояние от объединяемых источников до расчетных точек, константы  $C_1$ ,  $C_2$  и  $C_3$  зависят от значения погрешности, допустимой при замене совокупности источников на один условный источник, а  $x_{m0}$  и  $u_{m0}$  — значения  $x_m$  и  $u_m$ , приписываемые условному источнику, который характеризуется также значением максимальной концентрации  $C_{m0}$  и координатами  $x_0$  и  $y_0$ . Указанные величины рассчитываются по формулам:

$$\begin{aligned} C_{m0} &= \sum_{i=1}^N C_{mi}, \\ x_{m0} &= \frac{1}{C_{m0}} \sum_{i=1}^N C_{mi} x_{mi}, \\ u_{m0} &= \frac{1}{C_{m0}} \sum_{i=1}^N C_{mi} u_{mi}, \\ x_0 &= \frac{1}{C_{m0}} \sum_{i=1}^N C_{mi} x_i, \end{aligned}$$

$$y_0 = \frac{1}{C_{M0}} \sum_{i=1}^N C_{Mi} y_i, \quad (36)$$

а затем по формуле (1) находится распределение концентрации от условного источника.

С учетом первого из критериев (35) из (34) следует эффективный способ вычисления поля концентрации от площадного источника. Для этого область интегрирования  $S$  в (34) разбивается на квадраты со стороной  $\Delta L$ , а интеграл по  $S$  представляется в виде суммы интегралов по этим квадратам. Далее с учетом теоремы о среднем интеграл по квадрату аппроксимируется распределением концентрации от точечного источника, мощность которого определяется как произведение суммарной мощности  $M$  на отношение площади квадрата к площади всего источника  $S$  (если только часть квадрата соответствует точкам источника, то мощность определяется через площадь этой части). Приближенно количество квадратов  $N$ , на которые разбивается исходный площадной источник, определяется соотношением  $N = 25Su/x_p^2$ , где  $x_p$  — расстояние от центра источника до расчетной точки. Дальнейшие расчеты поля концентрации от площадного источника выполняются по формуле (1).

Аналогичный способ применяется и при вычислении поля концентрации от линейного источника длиной  $L$ . При этом требуемое количество разбиений  $N$  (т. е. число точечных источников, аппроксимирующих линейный) оценивается по формуле  $N = 5L \sqrt{u/x_p}$ .

Как видно, с удалением от источников количество разбиений  $N$  быстро убывает. Выполненные оценки показывают, что при таком подходе обеспечивается удовлетворительная точность представления расчетного поля концентрации во всей области, где расчетные концентрации превышают 10 % максимального значения; относительная погрешность за счет введения условных источников не превосходит 25 %, причем по мере увеличения расстояния от объединяемых источников эта погрешность убывает.

**9. Заключение.** Внедрение новой расчетной схемы будет способствовать выполнению требований Закона СССР об охране атмосферного воздуха, повышению качества проектирования и развитию работ по нормированию промышленных выбросов в атмосферу, а также решению ряда других задач, имеющих важное социальное и экономическое значение, в том числе задач, связанных с внедрением малоотходной технологии, оптимизацией капитальных затрат на пылегазоочистку, организацией санитарно-защитных зон, сокращением низких и неорганизованных выбросов, рациональным сочетанием территориальных (городских) и ведомственных интересов, рационализацией затрат машинного времени при широко практикующихся сейчас расчетах загрязнения атмосферы на ЭВМ.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975, 448 с.
2. Берлянд М. Е. Состояние и пути совершенствования нормирования, контроля и прогноза загрязнения атмосферы: Семинар «Атмосфера—океан—космос». — М., ОВМ АН СССР, 1983, с. 50.
3. Берлянд М. Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1985, с. 272.
4. Берлянд М. Е., Киселев В. Б. О влиянии промышленной влаги на распространение примесей. — Труды ГГО, 1975, вып. 352, с. 17—27.
5. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу. — Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 3—27.
6. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г. Влияние термических неоднородностей пересеченной местности на структуру воздушного потока и закономерности распространения примесей. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 3—20.
7. Берлянд М. Е. и др. Учет влияния застройки при расчетах загрязнения воздуха. — См. настоящий сборник.
8. Берлянд М. Е. и др. Физические и методологические принципы установления предельно допустимых выбросов в атмосферу. — Труды ГГО, 1985, вып. 495, с. 3—23.
9. Берлянд М. Е. и др. К методике расчета рассеивания примеси от линейных источников и аэрационных фонарей. — Труд ГГО, 1974, вып. 314, с. 21—41.
10. Берлянд М. Е. и др. К оценке опасных скоростей ветра для высоких источников. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 13—22.
11. Берлянд М. Е. и др. О расчете интегральных характеристик загрязнения воздуха по территории города. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 17—29.
12. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосферу (расчет и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). — М.: Госкомгидромет, 1981.
13. Генихович Е. Л., Грачева В. П. Анализ дисперсии горизонтальных колебаний направления ветра. — Труды ГГО, 1985, вып. 172, с. 42—47.
14. Грачева И. Г. К разработке методики расчета рассеивания примесей в условиях сложного рельефа. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 36—44.
15. Инструкция за исчисление на разпространение в атмосферата на вредните вещества, съдържащи се в отпадънито газове на предприятията. Кн. 5 от бюллетин за строителство и архитектура. — София, 1978, т. 1.
16. Климатические характеристики условий распространения примесей в атмосфере. Л.: Гидрометеиздат, 1983, 328 с.
17. Оникул Р. И., Канчан Я. С. О расчетах загрязнения атмосферы от многих источников на ЭВМ с применением унифицированных программ. — Труды ГГО, вып. 467, 1983, с. 41—49.
18. Оникул Р. И., Канчан Я. С., Панфилова Г. А. Об экспериментальной проверке методики расчета рассеивания промышленных выбросов. — См. настоящий сборник.
19. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369-74. — М.: Стройиздат, 1975, 44 с.
20. Хуршудян Л. Г., Некрасов И. В. Совместный советско-американский эксперимент в аэродинамической трубе по моделированию воздушного потока и рассеивания примесей в холмистой местности. — Труды ГГО, 1982, вып. 450, с. 57—61.
21. Buscaren M., Detrie J. Calcul de la hauteur des cheminées. — Poll. Atmos., 1972, N 53, p. 1—16.

## УЧЕТ ВЛИЯНИЯ ЗАСТРОЙКИ ПРИ РАСЧЕТАХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА

**Введение.** Принятие решений в области охраны атмосферы от загрязнения в значительной степени основывается на расчетах загрязнения воздуха. При этом как в Советском Союзе, так и за рубежом в качестве базовых используются модели атмосферной диффузии [21, 27], которые, строго говоря, построены для случая горизонтально однородной подстилающей поверхности. Однако такими моделями пользуются обычно и при расчетах загрязнения воздуха в городах [6, 8, 22—24], хотя в образующихся вблизи зданий зонах ветровой тени воздушный поток по своим свойствам может заметно отличаться от потока над однородной поверхностью. Из анализа уравнений, определяющих перенос и рассеивание примеси, следует, что деформация воздушного потока вблизи препятствия может приводить к существенным локальным вариациям в распределении приземных концентраций только в случае, когда в набегающем на плохо обтекаемое препятствие (здание) потоке концентрация примеси заметно изменяется по высоте.

Известно [2], что на расстояниях от источника  $x \geq x_m$  ( $x_m$  — расстояние от источника до точки максимума приземной концентрации) — распределение примеси по высоте примерно однородно. Таким образом, для точек, удаленных от источника на расстояние  $x_m$  и более, расчет загрязнения воздуха можно проводить вообще без учета гидродинамических возмущений воздушного потока, вызванных влиянием застройки. Однако существует определенный класс специальных задач, связанных с расчетом загрязнения атмосферы в непосредственной близости от источников и зданий (например, при определении мест забора воздуха в производственные помещения), когда учет влияния застройки окажется целесообразным.

Значительная часть публикаций по вопросам влияния застройки на распространение примесей в атмосфере основана на результатах экспериментальных исследований в аэродинамических трубах и гидротках [11—13, 15, 25]. Полученная при этом информация позволяет лучше понять особенности распространения примесей в зонах ветровых теней, охарактеризовать геометрию этих зон и пр. Вместе с тем прямое использование результатов физического моделирования для оценки загрязнения воздуха в реальных условиях недостаточно правомерно из-за невозможности обеспечить соблюдение полного набора критериев подобия, гарантирующих обоснованность переноса результатов с модели на натуру. Поэтому на практике при физическом моделировании используется ряд упрощающих гипотез, применимость которых

должна тщательно проверяться для каждого модельного эксперимента.

К настоящему времени влияние застройки описывается чаще всего с помощью простейшей бокс-модели [25], в которой с точностью до коэффициента пропорциональности концентрация примеси в зоне ветровой тени определяется из условия равенства количества примеси, поступающего в указанную зону, и произведени упомянутой концентрации на объем воздуха, покидающего в единицу времени зону тени. При этом, однако, приходится ограничиваться только сравнительно узкими (поперек ветрового потока) зданиями и расположенными непосредственно в ветровой тени здания мелкими источниками, для которых начальная скорость выброса и перегрев дымовых газов не оказывают заметного воздействия на характер распространения примесей.

В работах [18, 19] была сделана попытка получить расчетные формулы, имеющие более широкую область применения. Однако при выводе этих формул авторы сделали большое количество допущений, несправедливых в случае реальной атмосферы и реальных источников выбросов. Так, например, для вычисления объема воздуха, покидающего зону ветровой тени, они ошибочно использовали формулу, следующую из решения Толмина для безграничной турбулентной струи в спутном ламинарном потоке (см., например, [1]). В действительности реальная атмосфера турбулентна, а количество воздуха, вытекающего из зоны тени, нельзя правильно оценить, не учитывая взаимодействие потока с подстилающей поверхностью. Ошибочно полагалось также, что значения углов раствора турбулентных струй и факелов диффундирующей примеси в атмосфере не зависят от турбулентности воздушного потока. Серьезные ошибки допущены авторами при получении формул для расчета концентрации от линейного источника. В частности, в основных расчетных формулах [18, 19] содержится константа, при определении которой, согласно [17], неправильно вычислен фигурирующий в соответствующей формуле интеграл, что привело к четырехкратному занижению окончательных значений концентрации. Выражение для концентрации от совокупности источников, составляющих линейный источник, не совпадает с выражением для концентрации от линейного источника.

Перечисленные ошибки привели к тому, что из формул, приведенных в [18, 19] вытекают необоснованные следствия, противоречащие физике процесса: приземная концентрация примеси оказывается в ряде случаев большей, чем концентрация в источнике, а концентрация при опасной скорости ветра (которая, по определению, соответствует самому высокому уровню загрязнения воздуха) — меньшей, чем при других скоростях. Сколь угодно полное сопоставление расчетов по формулам [18, 19] с данными натуральных экспериментов не выполнено, хотя имеются указания на то, что полученные по этим формулам и их последующим модификациям значения концентраций могут в десятки раз расходиться с данными измерений.

Следует подчеркнуть, что в упоминавшихся работах совершенно не учитывается влияние низкочастотной части спектра турбулентных пульсаций поперечной составляющей скорости ветра, характерной для атмосферы и не наблюдающейся в модельных экспериментах, которые проводятся в аэродинамических трубах малого размера. Одной из задач данной статьи является устранение этих недостатков.

**Постановка задачи.** Общая постановка задачи о распространении примесей в атмосфере изложена в [2, 3]. Поле концентрации консервативной примеси определяется из решения дифференциального уравнения атмосферной диффузии

$$Sq = 0, \quad (1)$$

где  $q$  — концентрация примеси, а дифференциальный оператор  $S$  задается выражением

$$S \equiv u \frac{\partial}{\partial x} + w \frac{\partial}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} k_x \frac{\partial}{\partial x} \quad (2)$$

с соответствующими начальными (при  $x=0$  или  $x \rightarrow -\infty$ ) и граничными условиями. Здесь  $u$ ,  $w$  — компоненты скорости потока, а  $k_x$ ,  $k_y$ ,  $k_z$  — коэффициенты турбулентной диффузии.

В простейшем случае горизонтально-однородной подстилающей поверхности для коэффициентов в уравнении (1) известны аналитические аппроксимации [2, 3]. В частности, в этом случае в (2) можно для большинства реально встречающихся значений скорости ветра формально принять  $k_x=0$ . Однако если воздушный поток не является плоскопараллельным, например при учете влияния сложного рельефа местности, такая аппроксимация применима только после перехода к системе координат, связанных с границей области течения (в такой координатной системе одной из координатных поверхностей является подстилающая поверхность или свободная линия тока). При этом коэффициенты в уравнении (1) определяются предварительно из решения системы, включающей уравнения гидротермодинамики и уравнения для турбулентных характеристик течения.

Эффективное решение уравнения (1) с соответствующими начальными и граничными условиями возможно, вообще говоря, только при использовании численных методов. В качестве рабочего аппарата при этом целесообразно применять метод сеток. Проблемы численного интегрирования (1) рассмотрены в [2, 14].

При создании методов расчета загрязнения воздуха, ориентированных на практическое использование, целесообразно опираться на экспериментальную информацию о геометрии границы зон ветровых теней. При ее систематизации в данной статье были использованы несколько модифицированные материалы, приведенные в ряде отечественных и зарубежных публикаций [11—13, 15, 25], а также материалы натуральных наблюдений, проводившихся в экспериментах ГГО. В результате анализа и обобщения этих данных можно выделить три основных типа зон ветровой

тени, которые представлены на рис. 1 а. При заданном направлении набегающего потока вблизи здания выделяются: зона подветренной тени I, зона ветровой тени на крыше II и наветренная тень (зона подпора) III. В более детальной классификации для условий реальной атмосферы и реальной застройки нет необходимости, поскольку мелкомасштабные деформации течения вблизи зданий неустойчивы в случае высокой интенсивности и широкого спектра масштабов турбулентности, характерных для атмосферных условий.

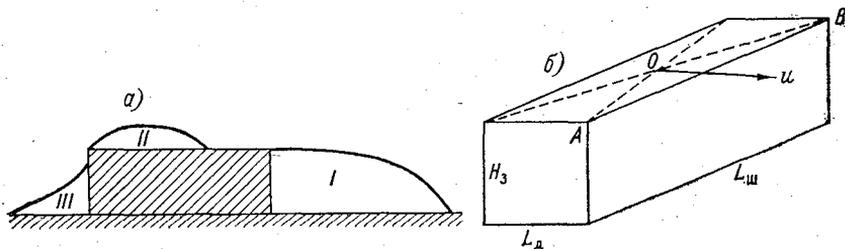


Рис. 1. Зоны ветровой тени вблизи здания.

Как следует из результатов экспериментальных исследований, систематизированных в [25], для одиночного здания, имеющего форму параллелепипеда (см. рис. 1), характерный масштаб  $L^*$ , через который выражаются размеры зон ветровых теней, определяется соотношением

$$L^* = \min(H_3, L_{ш}), \quad (3)$$

где  $H_3$  — высота, а  $L_{ш}$  — ширина здания. При ветре, перпендикулярном какой-либо стене здания,  $L_{ш}$  соответствует линейному размеру здания поперек, а  $L_{д}$  — вдоль потока. Если вектор ветра отклоняется от нормали к стене здания, то в качестве  $L_{ш}$  принимается сторона  $AB$  (рис. 1б), если после переноса начала вектора ветра в точку  $O$  пересечения диагоналей, этот вектор попадает в угол  $AOB$ .

Зависимость от  $L^*$  максимальных высот  $H_I, H_{II}, H_{III}$  (относительно подстилающей поверхности) и протяженностей  $L_I, L_{II}, L_{III}$  зон ветровых теней, полученную в экспериментах [11, 15, 25], можно аппроксимировать соотношениями:

$$\begin{aligned} H_I &= H_3; & L_I &= 4L^*; \\ H_{II} &= \begin{cases} H_3 + 0,4L_{д} & \text{при } L_{д} \leq 2L^*; \\ H_3 + 0,4L^* & \text{при } L_{д} > 2L^*; \end{cases} \\ L_{II} &= \begin{cases} L_{д} & \text{при } L_{д} \leq 2L^*; \\ 2L^* & \text{при } L_{д} > 2L^*; \end{cases} \\ H_{III} &= 0,5L^*; & L_{III} &= L^*. \end{aligned} \quad (4)$$

По экспериментальным данным можно построить также аналитические аппроксимации для уравнения границ зон ветровых теней.

**2. Геометрия течения и турбулентный обмен при наличии зон ветровой тени.** В имеющихся публикациях практически не отражен вопрос о закономерностях турбулентного обмена вблизи плохо обтекаемых препятствий (зданий) и, конкретнее, о связи режима интенсивности турбулентных пульсаций вблизи здания с низкочастотными колебаниями направления ветра в набегающем воздушном потоке. Натурные исследования на промплощадках ряда предприятий [10] показали, в частности, что вблизи здания повышенная интенсивность турбулентности, соответствующая малым средним скоростям ветра и большим значениям энергии турбулентности, отмечается в течение определенной части общего периода осреднения, используемого при измерении и расчете концентраций примеси (20—30 мин). Время с повышенной интенсивностью турбулентности можно интерпретировать также как время устойчивого существования вблизи здания циркуляционного течения. Относительная продолжительность такого времени зависит от угла между вектором средней за 20—30 мин скорости ветра и нормалью к стене здания, значения скорости ветра и геометрических размеров здания. Остальная часть общего периода осреднения вблизи здания характеризуется нормальными значениями интенсивности турбулентности, а возвратные течения не выражены. Учет этого обстоятельства в предлагаемой нами модели осуществляется методом условных выборок [20].

**Основные расчетные формулы.** Экспериментальные данные показывают, что внутри зоны ветровой тени в случае возникновения в ней возвратных течений средняя скорость ветра мала, а интенсивность турбулентности велика [25]. Если же возвратное течение в этой зоне отсутствует, интенсивность турбулентности в ней существенно не отличается от интенсивности турбулентности в набегающем потоке. Вне зоны ветровой тени, где отрывные течения не возникают, поле скоростей и характеристик турбулентности можно определить из численного решения системы уравнений гидродинамики. Для этого применим подход, развитый в работах [4, 5, 9] при решении задачи обтекания гладких препятствий (холмов и впадин). Единственное отличие заключается в том, что внутри зоны ветровой тени для моментов времени, когда реализуется возвратное течение, концентрация примеси, мало изменяющаяся по мере удаления от здания, может быть получена в соответствии с результатами [26] как среднее значение от функции, описывающей распределение концентрации вдоль внешней границы зоны тени.

Используя упомянутый метод условных выборок, концентрацию примеси при наличии здания можно представить в виде

$$\hat{q} = (1 - \zeta)q' + \zeta q'', \quad (5)$$

где  $\zeta$  — относительное время существования возвратного течения в ветровой тени, а  $q'$  и  $q''$  — средние за 20—30 мин концентрации примеси, соответствующие диффузии примеси в отсутствие возвратного течения и при его наличии. На тех расстояниях от зда-

ния, где возвратное течение не оказывает влияния на распределение концентраций,  $q'' = q'$ , и в силу (5)  $\hat{q} = q'$ . Значения концентраций  $q$ ,  $q'$ ,  $q''$  и  $\hat{q}$  при неблагоприятных метеоусловиях будут далее обозначаться символом  $C$  с соответствующим индексом.

Аппроксимация для  $C'$ , полученная на основе численного решения уравнения турбулентной диффузии, приведена в [7]. Выражение для  $C''$  также следует из численного решения уравнения диффузии. При этом, согласно [26], в случае размещения здания на плоской подстилающей поверхности  $C''$  может быть получено в результате осреднения вдоль внешней границы зоны ветровой тени решения вспомогательной задачи о распределении концентрации в области, рельеф которой задан положением указанной границы:

$$C'' = \frac{1}{b-a} \int_a^b C(x) dx. \quad (6)$$

Здесь  $a$  и  $b$  — абсциссы начала и конца участка границы ветровой тени, подвергающегося «воздействию» факела примеси,  $C(x)$  — решение вспомогательной задачи о распределении концентрации в области с криволинейной границей. Как показано в [7] на основе совместного численного решения системы уравнений турбулентного движения и диффузии примеси, распределение концентрации приближенно описывается соотношением

$$C(x) = \eta r C_m S_1 \left( \frac{x \sqrt{\eta}}{1,1 p x_m} \right), \quad (7)$$

где  $C_m$  и  $x_m$  — минимальная разовая концентрация и расстояние от источника, на котором она достигается при опасной скорости ветра  $u_m$ ;  $p$  и  $r$  — коэффициенты, учитывающие отличие реальной скорости ветра от опасной,  $\eta$  — поправочный коэффициент к значению концентрации, обусловленный рельефом местности,  $S_1$  — введенная в [7] функция, описывающая изменения концентрации с удалением от источника. Подставим это соотношение в (6) и зададимся поперечным распределением концентрации для  $C''$  в зоне ветровой тени на основе экспериментальной информации о масштабе поперечного расширения факела примеси в данной зоне. При этом учтем, что масштаб турбулентности в  $y$ -направлении за препятствием должен примерно соответствовать масштабу в  $z$ -направлении, т. е. равняться  $L^*$ .

Окончательное выражение для  $C''$  и, следовательно, для  $\hat{C}$  определяется расположением источника относительно границ зон ветровой тени здания. Так, например, если основание источника размещено в подветренной тени непосредственно у здания, то концентрация примеси в этой тени описывается выражением

$$\hat{C} = C_m r [(1 - \zeta) S_1 S_2 + \zeta S']. \quad (8)$$

Здесь  $S' = \vartheta_1 \tilde{S}_2$ ;  $\vartheta_1 = r_3 \tilde{\eta} S$ ;  $\tilde{S}_2 = 1$  при  $|y| \leq L^*/2$  или  $\tilde{S}_2 = 0$

В остальных случаях; коэффициент  $\tilde{\eta}$ , являющийся аналогом  $\eta$  в (7), определяется главным образом возмущением характеристик течения в точке размещения источника при обтекании воздушным потоком границ зон ветровой тени. В (8) коэффициент  $S$  описывает влияние на поле концентрации интенсивного перемешивания примеси в ветровой тени, характерного для периодов с повышенной степенью турбулентности, а  $r_3$  — возможное изменение опасной скорости ветра для источника, расположенного вблизи здания, по сравнению со скоростью при размещении источника над плоской подстилающей поверхностью.

Введенный в [7] коэффициент  $S_2$  характеризует поперечное распределение концентрации в дымовом факеле. Значение опасной скорости ветра  $\hat{u}_m$  при учете влияния застройки можно определить описанным в [2] методом для источников, высота которых мала или велика по сравнению с высотой здания (поскольку в этих случаях воздушный поток можно полагать плоскопараллельным). При этом для источников, устье которых размещается внутри ветровой тени, опасным условиям соответствует подъем факела до границы зоны тени. Результирующее выражение для  $u_m$  при высоте источника  $H > H_b$  имеет тот же функциональный вид, что и формула для  $u_m$  в [7], а при  $H \leq H_b$  получается из указанной формулы при замене в выражениях для  $v_m$  и  $f$  высоты  $H$  на  $H_b$ . Фигурирующие в (8) коэффициенты  $r$  и  $r_3$  вычисляются как значения  $r$ , соответствующие аргументам  $u/\hat{u}_m$  и  $\hat{u}_m/u_m$ .

Коэффициент  $S$  в соответствии с (6) задается выражением

$$S = \frac{1}{L_I} \int_0^{L_I} S_1 \left( \frac{t \sqrt{\tilde{\eta}}}{1,1 p_3 x_M} \right) dt, \quad (9)$$

где  $p_3$  — коэффициент, определяющийся как  $p$ , но в зависимости от отношения  $\hat{u}_m/u_m$ . Если воспользоваться приведенной в [7] аппроксимацией для  $S_1$ , то для  $S$  можно получить аналитическое выражение через элементарные функции. Однако непосредственное использование этого выражения при реализации на ЭВМ предлагаемой схемы расчета привело бы в случае выполнения массовых расчетов к неоправданным затратам машинного времени на вычисление таких функций, как логарифм или арктангенс. В связи с этим функция  $S(t_1)$ , где  $t_1 = L_I \sqrt{\tilde{\eta}} / (1,1 p_3 x_M)$ , была аппроксимирована дробно-рациональными выражениями. Аналогичная аппроксимация, как отмечается далее, получена и для остальных вспомогательных функций, фигурирующих в (8).

Значения коэффициента  $\eta$  в (8) определяются способом, изложенным в [4, 5, 7], т. е. тем же способом, что и поправки на рельеф  $\eta$ . При этом «рельеф подстилающей поверхности» выбирается в соответствии с приведенной на рис. 1 аппроксимацией границы зоны ветровой тени. Результаты расчетов систематизированы в зависимости от высоты источника над землей и его рас-

положения относительно здания. Оказалось, что основным параметром, определяющим  $\tilde{\eta}$ , является отношение  $H$  к высоте зоны ветровой тени  $H_B$  в точке размещения источника. Аппроксимационная формула для  $\tilde{\eta}$  имеет вид:

$$\tilde{\eta} = \begin{cases} 1 + \frac{15}{1 + 16(H/H_B - 1)^2} & \text{при } H/H_B \geq 1, \\ 16 & \text{при } H/H_B < 1. \end{cases} \quad (10)$$

Близкие значения коэффициента  $\tilde{\eta}$  получены и с использованием другого подхода, основанного на непосредственном применении численного решения уравнения турбулентной диффузии при наличии ветровой тени. При этом в зоне тени горизонтальная составляющая скорости ветра аппроксимируется, как и в набегающем потоке, логарифмическим профилем. Полагается также, что на границе и внутри тени она обращается в ноль, а на высоте, равной  $2,5H_s$ , совпадает со скоростью в набегающем потоке. Вертикальная скорость ветра в этом случае определяется из уравнения неразрывности.

Коэффициент  $\zeta$  описывает влияние на распространение примеси в зоне ветровой тени здания низкочастотных колебаний направления ветра. Если принять простейшую модель существования циркуляционного течения при изменении мгновенного направления ветра внутри угла  $(-\varphi_k, \varphi_k)$ , построенного вокруг нормали к стене здания, и «сдувания» циркуляционного течения для других направлений ветра, то

$$\zeta = \int_{-\varphi_k}^{\varphi_k} p(\varphi - \bar{\varphi}) d\varphi, \quad (11)$$

где  $p(\varphi - \bar{\varphi})$  — плотность вероятности отклонений направления ветра  $\varphi$  от его среднего значения  $\bar{\varphi}$  за рассматриваемый период осреднения. При этом «критический» угол  $\varphi_k$  зависит от геометрических размеров здания, прежде всего, от отношения ширины здания к его длине  $L_{ш}/L_d$  [10].

Результирующее значение  $\zeta$  зависит также от дисперсии  $\sigma_\varphi^2$  распределения  $p(\varphi - \bar{\varphi})$ , которая, в свою очередь, определяется скоростью ветра, температурной стратификацией, шероховатостью подстилающей поверхности и т. д. (см. [7]). По мере уменьшения  $\sigma_\varphi$  (при стратификации, близкой к безразличной, это соответствует росту скорости ветра, причем  $\sigma_\varphi \sim 1/\sqrt{u}$  [2]) значения  $\zeta$  увеличиваются, приближаясь к единице, т. е. возвратные течения в зоне ветровой тени становятся все более устойчивыми. Для случая, когда  $\bar{\varphi}$  совпадает с направлением нормали к стене здания, результирующая зависимость  $\zeta$  от аргумента  $t_3$ , где

$$t_3 = \begin{cases} \varphi_k \sqrt{u} & \text{при } u \leq 5 \text{ м/с,} \\ 2,24\varphi_k & \text{при } u > 5 \text{ м/с,} \end{cases} \quad (12)$$

при температурной стратификации, соответствующей развитому турбулентному обмену, приведена на рис. 2 а. Если среднее направление ветра  $\bar{\varphi}$  составляет угол  $\gamma$  с нормалью к стене здания, то, как следует из (11),

$$\zeta = 0,5(\zeta' + \zeta''), \quad (13)$$

где  $\zeta'$  и  $\zeta''$  вычисляются по приведенному на рис. 2 а графику в зависимости от аргументов  $\varphi_{\kappa} + \gamma$  и  $\varphi_{\kappa} - \gamma$  соответственно (на отрицательную полуось  $\zeta(t_3)$  продолжается нечетным образом). При этом критический угол  $\varphi_{\kappa}$ , как видно из рис. 2 б, зависит от отношения  $L_{ш}/L_{д}$ .

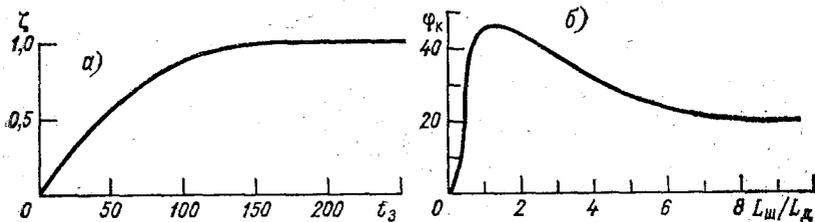


Рис. 2. Зависимости для определения коэффициентов  $\zeta$  (а) и  $\varphi_{\kappa}$  (б).

С подветренной стороны от зоны ветровой тени распределение примеси также описывается соотношением (8). При этом  $S'$  непрерывно изменяется от значений, определяемых формулой (8) для точек, расположенных внутри ветровой тени, до  $S_1 S_2$  в точках, удаленных от источника на расстояние более  $px_m$ . Таким образом, для  $x \geq px_m$  вычисленные по формуле (8) концентрации совпадают с полученными по формулам работы [7], т. е. влияние здания становится несущественным.

С учетом результатов [7] соотношение (8) распространяется также на случай произвольного размещения источника выбросов относительно здания. При этом коэффициент  $\eta$  определяется в зависимости от отношения высоты зоны ветровой тени к высоте источника (соответственно для зон I и III при расчетах приземной концентрации и для зоны II при расчете концентрации на крыше). Коэффициент  $S$  вычисляется по формуле, аналогичной (9), причем осреднение функции  $S_1$  производится по интервалу, соответствующему координатам начала и конца ветровой тени, для которой вычисляется концентрация. Таким образом, для источника, расположенного в наветренной тени (в зоне подпора), коэффициент  $S$  принимает два значения, соответствующих концентрациям в наветренной и подветренной зонах.

Изложенный подход позволяет получить также расчетные формулы для случая размещения источника на крыше здания. При этом приходится только дополнительно учесть имеющиеся экспериментальные данные [13, 25], подтверждающие возможность возникновения за сравнительно узкими зданиями ( $L_{д} \leq 2L^*$ )

единого возвратного течения, которое охватывает также область над крышей здания. Таким образом, при  $L_d \leq 2L^*$  приземные концентрации от источника, расположенного на крыше, должны рассчитываться по той же формуле (8), что и для источника, основание которого размещено в подветренной тени. Если же  $L_d > 2L^*$ , то при вычислении приземной концентрации в подветренной тени возникает ситуация, аналогичная описанному выше случаю расположения источника в зоне подпора, т. е. следует в (9) брать пределы интегрирования совпадающими с координатами (относительно источника) подветренного края здания и конца подветренной зоны тени.

**Качественный анализ расчетных формул.** В случае источников, высота которых не превосходит существенно высоту зданий, коэффициент  $\Phi_1$  принимает такое значение, что второе слагаемое в (8) больше первого. В результате зависимость  $\hat{C}$  от скорости ветра определяется произведением  $r\zeta$ , где функция  $\zeta$  монотонно возрастает с ростом  $u$ , а функция  $r$  достигает максимума при  $u = \hat{u}_m$ . Поэтому максимум произведения  $r\zeta$  отмечается при  $u > \hat{u}_m$ , причем этот максимум смещается относительно  $\hat{u}_m$  тем сильнее, чем быстрее возрастает вблизи  $u = \hat{u}_m$  функция  $\zeta$ . В свою очередь, максимальный рост  $\zeta$  соответствует малым скоростям ветра  $u$ . Анализ формул показывает, однако, что даже при минимальных расчетных скоростях ветра ( $u \approx 0,5$  м/с) максимум произведения  $r\zeta$  достигается при скорости, превышающей  $\hat{u}_m$  не более, чем на 0,5—1 м/с. Это позволяет приближенно принять  $\hat{u}_m$  в качестве значения скорости ветра, соответствующего максимуму концентрации в зоне подветренной тени при размещении источника в этой же зоне (вносимая при этом в расчетную концентрацию погрешность не превышает 25 %).

Рассматривая зависимость  $\hat{C}$  от расстояния  $x$ , можно отметить, что  $\hat{C}$  представляется в виде суммы двух слагаемых, первое из которых достигает максимума при  $x = x_m$  (если точка максимума попала в зону ветровой тени) или же монотонно растет, а второе в ветровой тени постоянно. Поэтому в ветровой тени  $\hat{C}$  достигает максимума (по  $x$ ) в той же точке, что и первое слагаемое, т. е. либо внутри зоны, либо на ее подветренном краю. Если же рассматривать все значения  $x > 0$ , соответствующие оси факела, то максимум приземной концентрации  $\hat{C}_m$ , достигающийся при  $x = \hat{x}_m$ , может отмечаться в зависимости от высоты источника  $H$  как внутри зоны ветровой тени (для  $H < H_3$ ), так и вне этой зоны, причем при  $H \gtrsim (1,5 \dots 2,5)H_3$  будет  $\hat{x}_m \approx x_m$ . Соотношение для определения наибольшей концентрации  $\hat{C}_m$  можно получить, исследовав выражение (8) на экстремум по переменным  $x$  и  $u$ . При этом, например, для источников, устье которых находится в зоне подветренной ветровой тени и которые удалены от ее подветренной границы на расстояние более  $x_m$ , из (9) следует:

$$\hat{C}_m = C_m [1 + \zeta_m (\vartheta_1 - 1)], \quad (14)$$

где  $\zeta_m$  есть значение  $\zeta$  при  $u = \hat{u}_m$ . Соотношение (14) получено с учетом равенств  $r|_{u=\hat{u}_m} = 1$  и  $S_1 = 1$  в точке максимума. Следует подчеркнуть, что соотношение (14) для  $\hat{C}_m$  является приближенным, поскольку, как уже отмечалось, экстремум произведения  $r\zeta$  достигается при скорости  $u$ , несколько превышающей  $\hat{u}_m$ .

При размещении одиночного источника вблизи здания наряду с опасной скоростью ветра  $\hat{u}_m$  необходимо указывать опасное направление ветра  $\bar{\varphi}_m$ , соответствующее наибольшим максимальным приземным концентрациям. Из (8) следует, что для расположенного вблизи здания (с его подветренной стороны) одиночного источника опасное направление ветра совпадает с направлением нормали к стене здания. Можно показать, что из двух направлений ветра, нормальных к стене здания, более опасно то, при котором источник находится не в наветренной, а в подветренной зоне ветровой тени. Аналогично исследуется вопрос и в случае размещения источника на крыше.

**Практическое применение.** Применительно к задачам проектирования воздухозаборов, воздухообмена промышленных зданий и т. п. существенную роль может играть расчет вертикального распределения концентрации примеси вблизи здания. Соотношение (8) распространяется и на этот случай, причем слагаемое с  $S'$  принимается постоянным по высоте в пределах зоны ветровой тени и равным нулю вне этой зоны, а в первом слагаемом функция  $S_1$  заменяется на введенную в [7] функцию  $S_z$ , описывающую распределение по  $x$  примеси на заданном уровне  $z$ . При  $x > px_m$  распределение концентрации в приземном слое воздуха с достаточной для практики точностью можно считать однородным по высоте.

Способ определения  $S_z$  при  $x \leq px_m$  изложен в [7]. Полученная в этой работе формула описывает, в частности, вертикальное распределение концентрации на наветренной стене здания, при размещении источника в наветренной тени. Тем же способом легко получить формулу для распределения концентрации на крыше здания и его подветренной стене при размещении источника с наветренной стороны от здания (при этом принимается, что на подветренной стене концентрация между приземным значением и значением на крыше изменяется линейно).

**Совокупность зданий и источников.** Изложенная расчетная схема распространяется также на случай произвольной совокупности зданий и источников. Если рассматривать группу зданий и один источник, то центральным является вопрос о построении зон ветровых теней для этой группы. Указанная задача до настоящего времени не получила общего решения. Как известно [25], зоны ветровых теней отдельных зданий, достаточно близко расположенных друг к другу, взаимодействуют нелинейным образом, так как имеют место «предвливание» и «последствие» препятствий.

В отдельных особо ответственных случаях результирующие зоны ветровых теней можно находить методами физического моделирования. Однако в обычной практике необходим единый расчетный подход, который должен быть универсальным и достаточно простым, чтобы допускать эффективную реализацию на ЭВМ. Анализ эмпирического материала показывает, что с достаточной для практики точностью можно для зон ветровых теней также принять «принцип суперпозиции», который сводится к теоретико-множественному объединению зон ветровых теней зданий. Естественно, что при этом для каждого источника учитываются только те ветровые тени, в которые попал этот источник или которые удалены от него на расстояние не более  $x_m$ . Переход к случаю нескольких источников осуществляется на основе принципа

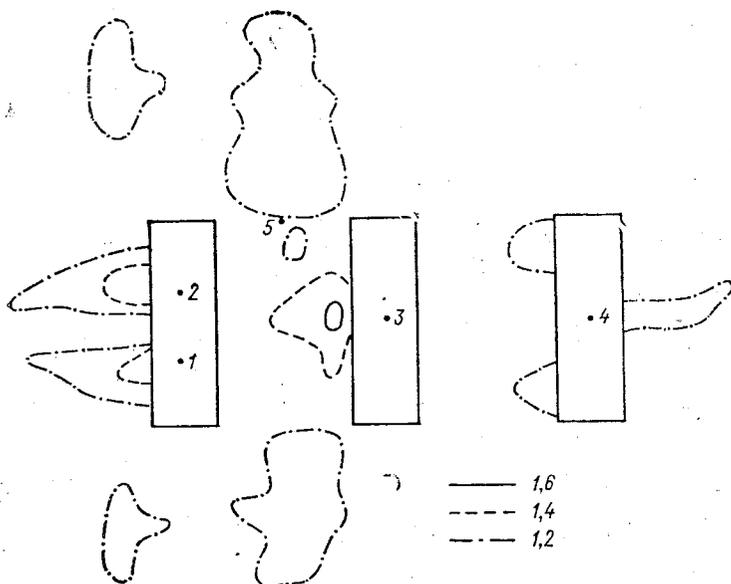


Рис. 3. Изолинии коэффициента увеличения приземных концентраций за счет влияния застройки.

Точки с номерами — источники, прямоугольники — здания.

Параметры источников:

Источник	1	2	3	4	5
$H$ м	25	25	25	25	50
$D$ м	0,5	0,5	0,5	0,5	2
$w_0$ м/с	3	3	3	3	5
$\Delta T$ °С	0	0	0	0	100

суперпозиции, т. е. методом, изложенным, например, в [7]. Учет (в случае необходимости) начального разбавления примеси в источниках также осуществляется с помощью формул, приведенных в [7].

На рис. 3 приведен пример расчета влияния застройки на

поле максимальных приземных концентраций для случая трех зданий высотой 25 м, длиной 150 м и шириной 50 м, размещенных на расстоянии 100 м друг от друга, и пяти точечных источников одинаковой мощности. Источники 1—4 располагались на крышах зданий, а источник 5 имел в 2 раза большую высоту (высоты  $H$ , диаметры  $D$ , скорости  $w_0$  и перегревы  $\Delta T$  дымовых газов для всех источников указаны в подписи к рисунку). На рис. 3 проведены изолинии отношения максимальных приземных концентраций, рассчитанных с учетом влияния застройки, к концентрациям от тех же источников, определенным для случая плоской подстилающей поверхности, т. е. в отсутствие застройки. Как видно, за счет влияния плохо обтекаемых препятствий (зданий) максимальные концентрации в данном примере увеличиваются не более чем в 1,6 раза. По мере удаления от застройки ее влияние, как и следовало ожидать, нивелируется.

В расчетную схему включается также учет гравитационного оседания примесей, орографических эффектов и т. д. Существенным достоинством схемы является единство используемых при этом посылок и взаимная согласованность получающихся расчетных формул. Таким образом, модель позволяет детально описать влияние застройки при расчетах загрязнения воздуха. Она может быть эффективно использована как при малом, так и при большом количестве источников выброса. Однако на практике учет застройки в случае большого количества источников выполнять нецелесообразно, поскольку результирующая концентрация мало отличается от полученной по формулам, не предусматривающим такого учета. Это позволяет проводить работы по установлению предельно допустимых выбросов (ПДВ) в городах для основных примесей ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ , пыль, окислы азота), как правило, без рассмотрения влияния застройки. Поскольку, как было отмечено выше, застройка вносит только локальные искажения (сосредоточенные вблизи источников выброса) в суммарное поле концентраций, с целью экономии затрачиваемого времени ЭВМ имеет смысл рассчитывать поле концентрации в городах без учета влияния застройки, а затем уже в случае необходимости уточнять это поле в окрестности отдельных источников и зданий и на основе полученных результатов устанавливать ПДВ. Этот же прием может быть использован в проектных расчетах для крупных промплощадок с большим числом источников выбросов.

**Заключение.** Вопросы экспериментальной проверки полученных расчетных формул рассмотрены в [10]. В данной статье укажем только, что такая проверка проводилась на обширном материале экспедиционных наблюдений ГГО на промплощадках предприятий алюминиевой промышленности. Использовались также материалы выполнявшихся в Японии модельных экспериментов на натуре, данные лабораторных экспериментов, проводившихся в аэродинамических трубах в СССР (ЛИСИ) и в США (ЕРА) и др. Проведенные сравнения показали хорошую сходимость расчетов и экспериментов. В то же время рассчитанные по

схеме, изложенной в [18, 19], концентрации с упомянутыми экспериментальными данными резко расходятся (как в сторону занижения в несколько раз, так и в сторону завышения в несколько десятков раз).

В заключение отметим, что с применением изложенных в [7] результатов предлагаемая модель может быть использована для учета влияния застройки при расчетах распространения примеси, выбрасываемой из источников различного типа (высотных и наземных, точечных, линейных и площадных).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абрамович Г. Н. Теория турбулентных струй. — М.: Физматгиз, 1960.
2. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1975, 448 с.
3. Берлянд М. Е. Состояние и пути совершенствования нормирования, контроля и прогноза загрязнения атмосферы (Семинар «Атмосфера—океан—космос») М., ОВМ АН СССР, 1983, 50 с.
4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г., Оникул Р. И. Особенности распространения примесей в пересеченной местности. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 19—35.
5. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г. Влияние термически неоднородной пересеченной местности на структуру воздушного потока и закономерности распространения примесей. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 32.
6. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Зашихин М. Н. и др. О моделировании загрязнения атмосферы в городах. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 3—16.
7. Берлянд М. Е. и др. Об усовершенствовании методов расчета загрязнения атмосферы. — См. настоящий сборник.
8. Временная методика нормирования промышленных выбросов (Расчет и порядок разработки нормативов ПДВ). — М., 1981, 58 с.
9. Генихович Е. Л. Турбулентные течения и диффузия в области с криволинейной границей. Автореф. дис. канд. физ.-мат. наук, 1970.
10. Генихович Е. Л., Кулик А. С., Филатова Е. Н., Царев А. М. Экспериментальное обоснование методики расчета загрязнения воздуха на промышленной площадке. — См. настоящий сборник.
11. Горлин С. М. Некоторые вопросы аэродинамики городских застроек. — Научные труды института механики МГУ им. М. В. Ломоносова. — М.: Изд-во МГУ, 1977, 78 с.
12. Горлин С. М., Зражевский И. М. Изучение обтекания моделей рельефа и городской застройки в аэродинамической трубе. — Труды ГГО, 1968, вып. 234, с. 49—59.
13. Гусев А. А., Яблонский К. В., Дацюк Т. А. О рассеивании выбросов низких источников в зоне аэродинамической тени. — В кн.: Исследования в области теплоснабжения и вентиляции. Л., 1981, с. 56—62.
14. Марчук Г. И. Методы вычислительной математики. — М.: Наука, 1977, 456 с.
15. Метеорология и атомная энергия. — Л.: Гидрометеоздат, 1971, 648 с.
16. Найфэ А. Методы возмущений. — М.: Мир, 1976, 456 с.
17. Никитин В. С. Определение уровня загрязненности воздуха при естественном проветривании траншей и съездов в карьерах. — Научные работы Института охраны труда ВЦСПС. М., 1969, с. 13—19.
18. Никитин В. С., Максимкина Н. Г., Самсонов В. Г., Плот-

никова Л. В. Проветривание промышленных площадок и прилегающих к ним территорий.— М.: Стройиздат, 1980, 200 с.

19. Никитин В. С., Максимкина Н. Г., Плотникова Л. В. Унифицированный метод расчета загрязнения атмосферы низкими источниками.— Водоснабжение и санитарная техника, 1980, № 4, с. 16—19.

20. Турбулентность. М.: Мир, 1982.

21. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369—74.— М.: Стройиздат, 1975, 44 с.

22. Fortak H. Numerical simulation of the temporal and spatial distributions of urban air pollution concentration. Proceedings of symposium on multiple-source urban diffusion models. USEPA, 1970, p. 9.1—9.34.

23. Hanna S. R. Review of atmospheric diffusion models for regulatory applications.— WMO Tech. Note N 177, 1982. 42 p.

24. Hanna S. R., Briggs G., Hosker R. F. Handbook on atmospheric diffusion.— US Dep. Energy, 1982. 102 p.

25. Hosker R. F. Methods for estimating wake flow and effluent dispersion near simple block-like buildings.— NOAA Tech. Mem. ERL ARL-108, 1981. 138 p.

26. Puttock J. S., Hunt J. C. R. Turbulent diffusion from sources near obstacles with separated wakes. Part I. An eddy diffusivity model.— Atmos. Env., 1979, v. 13, p. 1—13.

27. Turner D. B. Workbook of atmospheric dispersion estimates.— NAPCA, 1969. 84 p.

*Р. И. Оникул, Я. С. Канчан, Г. А. Панфилова*

## ОБ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЙ ПРОВЕРКЕ МЕТОДИКИ РАСЧЕТА РАССЕИВАНИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ

Разработка нормативных методик расчета загрязнения атмосферы промышленными выбросами [16] включает в себя как важнейшую составную часть всестороннюю экспериментальную проверку расчетных схем. При проверке в первую очередь используются материалы комплексных экспедиций, регулярно проводимых Главной геофизической обсерваторией совместно с организациями Минздрава СССР, промышленных министерств и других ведомств. Эти экспедиции организуются в разных климатических зонах в районе крупных предприятий различных отраслей промышленности, а также тепловых электростанций (ТЭС). Программа экспедиций, условия их проведения и результаты проверки нормативных расчетных схем на данных более 20 экспедиций за период 1961—1974 гг. (к моменту разработки СН 369—74 [16]) описаны в [2]. В этих экспедициях, состоявшихся на северо-западе Европейской территории СССР, в Поволжье, Молдавии, на Украине, в Сибири и Средней Азии, было отобрано около 90 тысяч проб для определения концентраций таких ингредиентов, как сернистый газ, пыль, оксиды азота, сероводород, сероуглерод, фтористый водород, твердые фториды

и др. Высота дымовых труб на обследованных ТЭС изменялась в широком диапазоне — от 100 до 250 м.

В последнее десятилетие одновременно с развитием теоретических расчетных схем [6] осуществлялась их экспериментальная проверка на материалах экспедиций ГГО, Всесоюзного научно-исследовательского и проектного института алюминиевой, магниевой и электродной промышленности, Московского научно-исследовательского института гигиены им. Ф. Ф. Эрисмана, Московского энергетического института [1, 3, 4, 7, 9—11, 14]. Следует отметить 9 крупных экспедиций в районе предприятий алюминиевой подотрасли цветной металлургии [10, 11], расположенных на северо-западе ЕТС, Украине, в Сибири и субтропической зоне Средней Азии. Большая часть этих экспедиций состоялась в районе предприятий по производству алюминия, где выброс фтористых соединений из высоких труб при нормальных условиях эксплуатации невелик, так как производится после двухступенчатой высокоэффективной газоочистки. Выбросы осуществляются из линейных источников средней высоты [6] типа аэрационных фонарей длиной 600—700 м. Обработка материалов экспедиций основывалась на анализе функций распределения отношений измеренных и рассчитанных концентраций.

Таблица 1

Расстояние $r$ от центра промплощадки (под факелом), км	1	2	3	4	5	6	7	8
Повторяемость $P_1$ , %								
Газообразные фториды	1	2	2	4	3	2	2	1
Твердые фториды	0	0	0	1	2	0	—	—

В соответствии с [11] для примера в табл. 1, построенной по результатам анализа примерно 40 тысяч проб, отобранных в девяти экспедициях, охарактеризована повторяемость (%) концентраций  $q$ , превышающих  $1,25C$ , где  $C$  — максимальная разовая концентрация веществ от всех источников предприятия, рассчитанная по формулам СН 369—74 [16] с помощью Унифицированной программы расчета загрязнения атмосферы (УПРЗА) [15];  $r$  — расстояние от центра промплощадки.

По материалам предшествующих работ относительная погрешность расчетных формул оценена в 25 %. Данные таблицы экспериментально подтверждают расчетную схему [16] и выполненные ранее оценки ее относительной погрешности. В ряде экспедиций на алюминиевых заводах проводились стационарные и подфакельные наблюдения, а также наблюдения на промплощадке. Данные стационарных наблюдений легли в основу проверки схемы расчета загрязнения атмосферы на промплощадке с учетом влияния аэродинамических теней [13].

В табл. 2 для 8 предприятий алюминиевой подотрасли по газообразным соединениям фтора дано сопоставление расчетных максимальных концентраций  $C$  (без учета застройки) на промплощадках с данными подфакельных наблюдений, при которых

Таблица 2

Экспедиция	Год наблюдений	Количество проб	Повторяемость (%) концентраций при грациях $q$					
			<0,25 С	(0,25...0,5)С	(0,5...0,75)С	(0,75...1)С	(1...1,25)С	>1,25 С
1	1970	378	86	11	3			
2	1971	1447	39	22	13	6	13	7
3	1972	204	31	25	21	12	10	1
4	1973	291	100					
5	1974	655	96	3	1			
6	1975	165	97	2	1			
7	1977	121	100					
8	1980	1173	90	9	1			

отбор проб осуществлялся преимущественно на открытых (продуваемых) участках промплощадки. Из табл. 2 следует, что на открытых участках промплощадок (так же, как и за их пределами [11] расчеты в основном удовлетворительно согласуются с экспериментом (с учетом указанной 25%-ной погрешности расчетных методов).

Расчетная схема удовлетворительно подтверждается и на материалах многолетних комплексных экспериментов ГГО и других организаций в районе крупной ТЭС на Украине с высотами дымовых труб 320 м [1, 7, 9], а также комплексных совместных экспериментов стран — членов СЭВ в районах ТЭЦ Варна (НРБ) [14] и ТЭС Тисова (ЧССР) [8] с дымовыми трубами 100—150 м, а также на материалах крупных экспериментов в районах ТЭС Кейстоун и Хамер Сити (США) с высотой дымовых труб 244 м [5].

В табл. 3 представлена повторяемость  $P_2$  (%) концентраций  $q$  в различных грациях относительно расчетной концентрации  $C$  для ТЭС Кейстоун (при работе обоих энергетических блоков).

Таблица 3

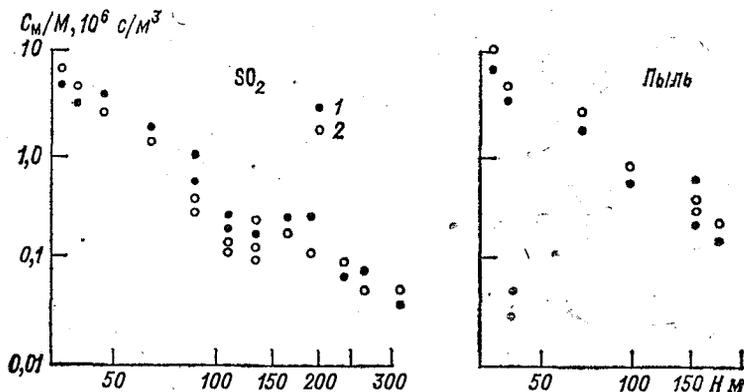
$r$ км	Грация $q$				
	<0,5С	(0,5...1)С	(1...1,25)С	(1,25...1,5)С	(1,5...2)С
4—6	84	16	0	0	0
7—8	94	6	0	0	0
9—11	89	10	1	0	0
12—13	71	20	3	3	3
14—16	69	28	2	1	0

Значения коэффициента температурной стратификации  $A$  [6, 16] для ТЭС, расположенных за рубежом, были установлены с учетом сходства климатических условий рассеивания примесей с

отдельными регионами нашей страны: ТЭС Тисова — с западом Украины, а остальные ТЭС — с южными районами ЕТС.

Как видно, концентрации более 1,25 С встречаются менее чем в 1 % случаев (на отдельных дистанциях повторяемость несколько выше, что может быть вызвано влиянием мелких неучтенных источников домашнего отопления и т. д.).

Зависимости максимальных концентраций  $C_m$ , нормированных на значение выброса  $M$ , от высоты труб  $H$  представлены на рисунке. Они указывают на хорошее согласование данных расчета и измерений. Более подробно принципы их построения изложены в [2—4].



Зависимость расчетных (1) и экспериментальных (2) концентраций сернистого газа и пыли, нормированных на выброс, вблизи ТЭС с различной высотой труб.

Начиная с 1980 г., в СССР развернуты широкие работы по нормированию промышленных выбросов в атмосферу. Эти работы выполняются республиканскими и территориальными УГКС под методическим руководством ГГО с широким участием городских и отраслевых организаций, а также предприятий. В 1980—1985 гг. установлены нормативы выбросов примерно для 250 городов. Методические основы нормирования изложены в разработанной ГГО нормативной методике. Эта методика предусматривает проведение двух видов работ, дающих ценную информацию для проверки расчетной схемы в случае многих источников: определение максимальных концентраций путем статистической обработки данных регулярных наблюдений за загрязнением атмосферы на постах общегосударственной службы наблюдения и контроля за загрязнением атмосферы (ОГСНК) за последние несколько лет и расчет с помощью УПРЗА [15] загрязнения атмосферы от совокупности источников с использованием фактической информации о выбросах по данным их инвентаризации. Работы по сопоставительному анализу рассчитанных и измеренных концентраций при большом числе источников по данным

сводных томов начаты недавно. Однако уже сейчас можно говорить об удовлетворительном согласовании результатов расчетов и измерений по таким наиболее распространенным ингредиентам, как сернистый газ, сероводород, сероуглерод и некоторые другие, методики инвентаризации выбросов и изменения концентраций которых относятся к числу наиболее достоверных.

Приведем результаты сопоставления по семи примесям (сернистый газ, пыль, сероводород, аммиак, фенол, сероуглерод, фтористый водород), проводившегося для ряда городов Советского Союза (Архангельск, Кемерово, Кириши, Красноярск, Минск, Норильск, Череповец). Отмечено удовлетворительное согласование расчетных и экспериментальных значений отношения максимальной концентрации  $C_m$  к суммарной мощности выброса в городе  $M_c$ . Это отношение, выраженное в  $10^6 \text{ с/м}^3$ , для  $\text{SO}_2$  по расчету и по измерениям составляет соответственно: Архангельск 0,6 и 0,7; Минск 0,8 и 0,5; Кириши и Норильск: 0,2 и 0,2. Следует отметить, что при прочих равных условиях указанное отношение уменьшается с ростом относительного вклада в городе высоких выбросов и рассредоточенности источников.

Для пыли аналогичные отношения ( $10^6 \text{ с/м}^3$ ) составили: Архангельск соответственно 2,1 и 1,4, Кемерово 4,6 и 4,0; Красноярск для сероуглерода 2,8 и 2,8, для фтористого водорода 0,7 и 0,7 и т. д. В среднем в рассмотренных городах рассчитанные значения  $C_m/M_c$  для сернистого газа, пыли, сероводорода и аммиака составляют соответственно 0,9, 2,6, 2,6 и 28, а измеренные — 0,6, 2,0, 2,0 и 23 ( $10^6 \text{ с/м}^3$ ).

Таблица 4

Ингредиент	Число городов	$(C_m/M_c) \cdot 10^6 \text{ с/м}^3$	
		рассчитанная	измеренная
Диоксид серы	7	0,9	0,6
Пыль	3	2,6	2,0
Сероводород	3	2,6	2,0
Аммиак	2	28	23

В табл. 4 сопоставлялись также рассчитанные и измеренные максимальные концентрации, осредненные сначала по всем рассматриваемым постам ОГСНК отдельных городов, а затем по всей совокупности городов, в которых исследовался указанный ингредиент. Согласование также представляется удовлетворительным.

Проведенные исследования подтвердили также правильность расчетных оценок других важных характеристик поля концентраций, таких, как форма распределения концентраций вдоль оси факела и поперек ее, положение области максимальных концентраций, значения опасной скорости ветра и др.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андреев В. С., Буренин Н. С., Горошко Б. Б., Панфилова Г. А. Результаты сравнения экспериментальных и расчетных концентраций в районе тепловой электростанции с высотой выброса 320 м. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 74—78.
2. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеониздат, 1975, 448 с.
3. Берлянд М. Е. Состояние и пути совершенствования нормирования, контроля и прогноза загрязнения атмосферы. М., 1983, 50 с.
4. Берлянд М. Е. Актуальные вопросы загрязнения атмосферы выбросами электростанций. — Метеорология и гидрология, 1984, № 5.
5. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. К проверке и сопоставлению методов расчета рассеивания примесей. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 13—22.
6. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г. и др. Об усовершенствовании методов расчета загрязнения атмосферы. — См. настоящий сборник.
7. Буренин Н. С., Горошко Б. Б., Панфилова Г. А. Основные результаты исследований распространения примесей в районе тепловой электростанции с высотой труб 320 м и сопоставление их с расчетами. — Труды ГГО, 1982, вып. 450, с. 61—68.
8. Буренин Н. С., Вейводова И., Оникул Р. И., Панфилова Г. А. Проверка методики расчета загрязнения атмосферы на материалах наблюдений в районе ТЭС «Тисова». — В кн. Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы, Л., 1981, с. 45—51.
9. Буренин Н. С., Горошко Б. Б., Панфилова Г. А. Сопоставление расчетных и экспериментальных данных, полученных под факелом ГРЭС с высотой выброса 320 м. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 49—54.
10. Вдовин Б. И. и др. Экспериментальные исследования закономерностей рассеивания фтористых соединений от предприятий алюминиевой промышленности. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 38—48.
11. Величко Г. Г., Оникул Р. И., Панфилова Г. А. Проверка методики расчета загрязнения атмосферы на материалах экспериментальных исследований в районе предприятий алюминиевой промышленности. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 48—56.
12. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосферу (расчет и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). — М., Госкомгидромет, 1981, 53 с.
13. Генихович Е. Л., Кулик А. С., Филатова Е. Н., Царев А. М. Об экспериментальном обосновании методики расчета загрязнения воздуха на промышленной площадке. — См. настоящий сборник.
14. Гильденскнольд Р. С., Захариев В. И., Горошко Б. Б. Постановка эксперимента по изучению распространения примесей в атмосфере в условиях сложного рельефа. — Труды ГГО, 1976, вып. 373, с. 16—25.
15. Оникул Р. И., Канчан Я. С. О расчете загрязнения атмосферы от многих источников с применением унифицированных программ. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 41—49.
16. Указания по расчету рассеивания вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369—74/Под ред. М. Е. Берлянда, А. М. Кошкина, Р. И. Оникула. — М.: Стройиздат, 1975, 44 с.

## **ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ОБОСНОВАНИЕ МЕТОДИКИ РАСЧЕТА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА НА ПРОМЫШЛЕННОЙ ПЛОЩАДКЕ**

Основная часть публикаций, посвященных анализу экспериментальных данных о структуре ветрового потока и закономерностях распространения примесей вблизи зданий, основана на материалах лабораторных измерений в аэродинамических трубах или гидрототках. Обзор полученных при этом результатов дан в [2, 10]. Однако в [2] отмечено, что указанные результаты не могут быть непосредственно использованы для описания распространения примесей в реальной застройке. Это, в частности, объясняется невозможностью моделировать в лабораторных условиях низкочастотную часть спектра турбулентных пульсаций поперечной составляющей скорости потока. В данной статье обобщены материалы натурных исследований структуры ветрового потока и распределения концентрации примеси в промышленной застройке, проводившихся в экспедициях ГГО на промплощадках предприятий цветной металлургии. Экспедиции обозначаются в статье номерами от 1 до 6. Каждая из них продолжалась примерно один месяц. При этом экспедиции 3 и 5 проводились в районе алюминиевого завода в Средней Азии в мае — июне 1980 г. и в июне — июле 1982 г., экспедиции 1 и 2 в районе алюминиевых заводов в Восточной Сибири и Карелии, экспедиция 6 — в районе криолитового завода на Южном Урале, а экспедиция 4 — в районе предприятия цветной металлургии в Восточном Казахстане. В ходе экспедиций на промплощадках зафиксировано свыше 11 000 значений средних двадцатиминутных концентраций, суммарная продолжительность периодов непрерывной регистрации значений метеопараметров составила около 2400 ч. Данные, полученные в указанных экспедициях, частично обсуждались в работах [3, 4, 9].

### **Характеристика ветрового потока в застройке**

Под влиянием зданий воздушный поток существенно трансформируется, причем изменяются как его средние, так и пульсационные характеристики. Исследование соответствующих эффектов проводилось в экспедициях ГГО на основе регистрации скоростей и направлений ветра с помощью анеморумбографов М-12 и М-63МР. Приборы устанавливались на мачте, располагавшейся на промплощадке на расстоянии, равном примерно половине высоты ближайшего здания (от стены этого здания).

Одновременно аналогичные синхронные измерения проводились на метеостанции, располагавшейся вблизи промплощадки в невозмущенном воздушном потоке. Массив исходной информа-

ции включал непрерывно регистрировавшиеся в период ряда экспедиций значения мгновенных (осредненных за 24 с) и средних (осредненных за 20 мин) скоростей и направлений ветра. При обработке данные, как правило, разбивались на три группы в зависимости от ориентации набегающего потока относительно стены корпуса, вблизи которой устанавливалась мачта: I — при ветре, параллельном стене корпуса, II — при ветре, направленном под углом 45°, и III — при ветре, перпендикулярном стене корпуса.

Влияние застройки проще всего обнаружить при сопоставлении режимных (точнее, осредненных за период экспедиции) характеристик средних скоростей и направлений ветра на промплощадке с соответствующими характеристиками для метеостанции. Для примера в табл. 1 приведены по материалам трех экспедиций осредненные значения отношения модуля средней скорости ветра вблизи зданий  $v(z)$  и скорости ветра  $v_{10}$  на уровне 10 м в набегающем потоке для различных безразмерных высот  $z/H_3$ , где  $H_3$  — высота здания. Осреднение проведено отдельно для случаев, когда набегающий поток направлен вдоль корпуса рассматриваемого здания (I), под углом 45° (II) и перпендикулярно корпусу (III). В столбцах табл. 1, обозначенных «м» и «п», приведены значения  $v(z)/v_{10}$  соответственно для метеостанции и промплощадки. Поскольку значения  $H_3$  в экспедициях 3, 5 и 6 несколько различались, осредненные отношения  $v(z)/v_{10}$  для фиксированных  $z/H_3$  в отдельных случаях определены с помощью интерполяции.

Таблица 1

Осредненные за периоды экспедиций 3, 5, 6 безразмерные профили модуля скорости ветра  $10^2 v(z)/v_{10}$  при направлениях ветра I, II, III на метеостанции (м) и промплощадке (п)

$z/H_3$	3						5						6					
	I		II		III		I		II		III		I		II		III	
	м	п	м	п	м	п	м	п	м	п	м	п	м	п	м	п	м	п
0,01	—	—	—	—	—	—	31	41	42	53	51	57	45	68	47	75	49	86
0,02	—	—	—	—	—	—	41	47	52	65	60	64	55	72	59	78	58	94
0,05	—	—	—	—	—	—	51	55	59	70	68	70	73	76	74	81	71	98
0,08	80	79	72	59	72	60	57	61	63	73	71	71	82	76	83	82	79	95
0,10	81	76	73	56	73	58	60	62	66	74	73	71	87	73	86	82	83	93
0,15	84	71	78	49	78	51	68	62	72	74	78	69	91	72	90	82	88	90
0,20	85	66	84	45	84	47	75	62	79	70	82	60	94	69	94	80	92	87
0,25	92	62	88	44	88	46	85	61	85	64	88	54	97	67	97	79	97	84
0,30	95	58	93	42	93	44	91	61	91	58	93	46	100	65	100	78	100	82
0,37	100	40	100	40	100	43	100	60	100	56	100	36	—	—	—	—	—	—

Как видно из таблицы, профили отношения  $v(z)/v_{10}$  на промплощадке и на метеостанции существенно различаются. На ме-

теостанции в исследованном диапазоне высот  $v(z)/v_{10}$  монотонно возрастает, на промплощадке указанное отношение изменяется с высотой немонотонно: сначала возрастает, достигая максимума при  $z/H_3 \approx 0,1$ , а затем убывает. Хотя измерения выше уровня  $z/H_3 \approx 0,4$  не проводились, понятно, что в области  $0,4 \leq z/H_3 < 1$  на промплощадке должно отмечаться минимальное значение отношения  $v(z)/v_{10}$ , поскольку при дальнейшем увеличении  $z/H_3$  это отношение должно вести себя так же, как и в набегающем потоке, т. е. расти.

Сравнение столбцов «м» и «п» в табл. 1 показывает, что до высот  $z/H_3 \leq 0,08 \dots 0,10$  модуль скорости ветра на промплощадке больше, чем в набегающем потоке, а при  $z/H_3 > 0,10$  на промплощадке отмечается заметное торможение потока. Степень этого торможения зависит от характера застройки промплощадки. Так, в случае близко расположенных друг к другу сильно вытянутых корпусов с отношением длины к ширине  $\sim 22:1$  (экспедиции 3 и 5) средний модуль скорости ветра в застройке может уменьшаться в 2,5—3 раза. Для сравнительно удаленных друг от друга зданий, имеющих в плане форму, близкую к квадрату, степень торможения может достигать 1,5. Характер торможения потока зависит также от ориентации зданий относительно направления ветра, хотя эта зависимость выражена нечетко.

При интерпретации представленных в табл. 1 результатов, полученных для диапазона высот  $z/H_3 < 0,1$ , следует учитывать, что в потоке с высокой степенью турбулентности при использовании чашечных анемометров получаются завышенные значения средней скорости [8]. Таким образом, большие значения отношения  $v(z)/v_{10}$ , полученные на промплощадке для низких уровней измерений, по-видимому, характеризуют именно высокие значения интенсивности турбулентности. Следовательно, необходимо экспериментальное исследование пульсационных характеристик воздушного потока на промплощадке. С этой целью была проведена обработка синхронно регистрировавшихся на метеостанциях и на промплощадках данных о пульсациях направления ветра.

В соответствии с материалами отечественных и зарубежных публикаций [5, 11], а также данными натурных экспериментов горизонтальные пульсации направления ветра подчиняются нормальному закону распределения, т. е. двухпараметрическому распределению, полностью заданному первыми двумя моментами случайной величины. Поэтому за каждый двадцатиминутный период измерений вычислялось стандартное отклонение  $\varphi_0$  пульсаций направления ветра, а затем строились функции распределения  $\varphi_0$  за период экспедиции отдельно для метеостанции и для промплощадки.

Диапазон измеренных значений  $\varphi_0$  для метеостанции по полученным данным составляет от 3 до 20°, а для промплощадки до 40° и более. Если в условиях невозмущенного потока более чем в 80 % отмечались значения  $\varphi_0 < 10^\circ$ , то на промплощадках повторяемость таких значений снижается в 1,5—2 раза. Заметим, что

с учетом соотношения  $\varphi_0 \approx \sqrt{v'^2}/v$ , где  $v'^2$  — средний квадрат поперечных пульсаций скорости ветра, значение  $\varphi_0 = 40^\circ$  соответствует степени турбулентности 70 % только для поперечных пульсаций. Среднее значение отношения величин  $\varphi_0$  на промплощадке и метеостанции в экспедициях изменялось от 1,1 до 5,9.

Записи колебаний направления ветра использовались также для характеристики изменения временного масштаба турбулентности под влиянием застройки. При этом для каждого двадцатиминутного периода наблюдений определялись суммарное время  $T$  совпадения (с точностью до  $\pm 10^\circ$ ) мгновенных (осредненных за 24 с) направлений ветра со средним направлением за 20 мин и максимальная продолжительность  $\tau$  непрерывного совпадения (с той же точностью) мгновенных направлений ветра со средним. Максимальные значения характеристик  $T$  и  $\tau$  для метеостанции (м) и промплощадки (п), полученные по синхронным измерениям в период экспедиций 3 и 4, систематизированы в табл. 2 в зависимости от направления набегающего потока.

Таблица 2

Суммарное время совпадения  $T$  (мин) и максимальная продолжительность непрерывного совпадения  $\tau$  (мин) мгновенных направлений ветра со средним на метеостанции (м) и промплощадке (п) в экспедициях 3 и 4

Направление ветра	3				4			
	$T$ мин		$\tau$ мин		$T$ мин		$\tau$ мин	
	м	п	м	п	м	п	м	п
I	18,2	18,6	15,5	13,4	7,0	7,7	3,0	2,1
II	13,6	11,3	7,6	4,0	9,2	3,3	4,0	0,9
III	13,9	8,2	7,2	2,0	8,5	6,8	3,0	1,5

Как видно из таблицы, на промплощадке мгновенные направления ветра, параллельные стене здания, оказываются столь же (или даже несколько более) устойчивыми, как и в набегающем потоке. В то же время перпендикулярные или ориентированные под углом к зданию мгновенные направления ветра в течение двадцатиминутного периода наблюдений встречаются в 2—3 раза реже, чем в набегающем потоке. Это свидетельствует о нестабильности во времени воздушного потока в зоне ветровой тени промышленного корпуса при перпендикулярных корпусу или ориентированных под углом к нему направлениях ветра. В частности, из табл. 2 следует, что при перпендикулярном стене корпуса среднем направлении ветра мгновенные направления ветра в указанных экспедициях были перпендикулярны этой стене в течение примерно 35—40 % периода осреднения.

Приведенные в табл. 2 данные можно рассматривать как косвенное подтверждение уменьшения временного масштаба турбу-

лентности на промплощадке при перпендикулярных или направленных под углом к корпусу направлениях ветра. Физический механизм, приводящий в такому результату, по-видимому, заключается в следующем: в случае отклонения мгновенного направления набегающего потока от нормали к зданию вблизи стены здания возникает параллельное этой стене течение, что приводит к увеличению угла отклонения от нормали (поток «разворачивается» параллельно зданию). Поскольку данный механизм действует систематически, он должен проявляться при анализе не только пульсационных, но и средних за период экспедиции характеристик. Это обстоятельство иллюстрируется табл. 3, в которой приведены рассчитанные по материалам экспедиции 3 повторяемости различных средних (за 20 мин) направлений ветра на промплощадке при заданных типах среднего направления ветра на метеостанции (для уровней 2 м и 10 м над подстилающей поверхностью). Как видно из табл. 3, повторяемость перпендикулярных корпусу средних направлений ветра на промплощадке также существенно уменьшена, причем этот эффект наиболее выражен на некотором удалении от земли.

Таблица 3

**Повторяемость (%) типов среднего направления ветра (I, II, III) на промплощадке в зависимости от направления ветра на метеостанции при измерении на высотах 2 и 10 м**

из- с-ти			10 м		
	II	III	I	II	III
I	50	18	97	0	3
II	58	36	33	66	1
III	55	44	10	90	0

### **Пространственная структура поля ветра на промплощадке**

В трех экспедициях ГГО на промплощадках промышленных предприятий было организовано детальное изучение поля ветра, проводившееся по специальной программе. При этом примерно на десяти пунктах, расположенных в зоне возможного возмущения воздушного потока промышленным зданием, каждую минуту синхронно регистрировались средняя скорость и направление ветра. Наблюдения выполнялись сериями, каждая из которых продолжалась несколько часов и состояла из последовательных десятиминутных групп измерений направления и скорости ветра с помощью вымпела и анемометра МС-13, установленных на высоте 2 м над поверхностью земли.

Обследование проводилось при направлениях ветра, исключавших возможность искажения характеристик ветровой тени изучаемого здания или группы зданий за счет влияния не учитываемых при анализе строений. Так, например, в экспериментах на пром-

площадке алюминиевого завода (экспедиция 5) пункты обычно располагались за последним зданием завода по потоку на ровной открытой местности. В направлении, перпендикулярном оси здания, в качестве характерного масштаба расстояния между пунктами использовалась высота здания  $H_z$ , причем ближайший к зданию пункт находился на расстоянии  $0,5 H_z$  от стены здания. В направлении, параллельном оси здания, характерный масштаб определялся протяженностью здания. В ряде серий часть пунктов наблюдения размещалась также вблизи торцевой части здания. Количество пунктов и их взаимное расположение от серии к серии могли незначительно варьироваться, однако пункт, соответствующий метеостанции, использовался во всех сериях. Общее количество проведенных серий измерений превысило 550.

Анализ срочных данных показывает, что при ветре, перпендикулярном зданию, на ближайших к этому зданию пунктах может отмечаться направление ветра, противоположное направлению набегающего потока. Этот результат можно интерпретировать как свидетельствующий о существовании вблизи здания циркуляционного течения. Однако время существования противотока для каждой серии наблюдений было сравнительно невелико. Чтобы более точно оценить это время и охарактеризовать основные типы воздушных течений на промплощадке, материалы были обработаны методом разложения по естественным ортогональным функциям (е. о. ф.) [7]. При этом с каждым измеренным на пункте наблюдений вектором скорости ветра сопоставлялась пара чисел — проекции этого вектора на ортогональные оси координат (параллельную и перпендикулярную стене корпуса). Далее на каждом пункте по каждой серии измерений отдельно вычислялись средние значения и стандартные отклонения составляющих вектора скорости ветра, а затем рассчитывалась матрица коэффициентов корреляции  $R$  (корреляционная матрица использовалась вместо ковариационной для того, чтобы исключить различия в изменчивости направлений ветра на пунктах). Эта матрица, состоящая из  $n \times n$  блоков ( $n$  — число пунктов наблюдения), является симметричной, а каждый блок, в свою очередь, представляет собой матрицу  $2 \times 2$ , элементами которой являются коэффициенты корреляции между составляющими вектора на двух пунктах. Собственные векторы этой матрицы характеризуют основные типы воздушных течений на промплощадке, а отношение соответствующих собственных чисел  $\lambda$  к следу матрицы  $R$  — часть общей связности процесса (времени измерений), которая приходится на этот тип течения.

Для примера на рис. 1 приведены поля средних значений и трех первых (при упорядочивании по убыванию собственных чисел) собственных векторов для одной из серий измерений в экспедиции 5. В этой серии анемосъемка проводилась вблизи электролизного корпуса с отношением высоты к ширине и к длине примерно 1:1:22. Изображенные на рис. 1 «линии тока» должны

рассматриваться только как способ наглядного представления полученных результатов, поскольку реальное течение удовлетворяет не двумерному, а трехмерному уравнению неразрывности.

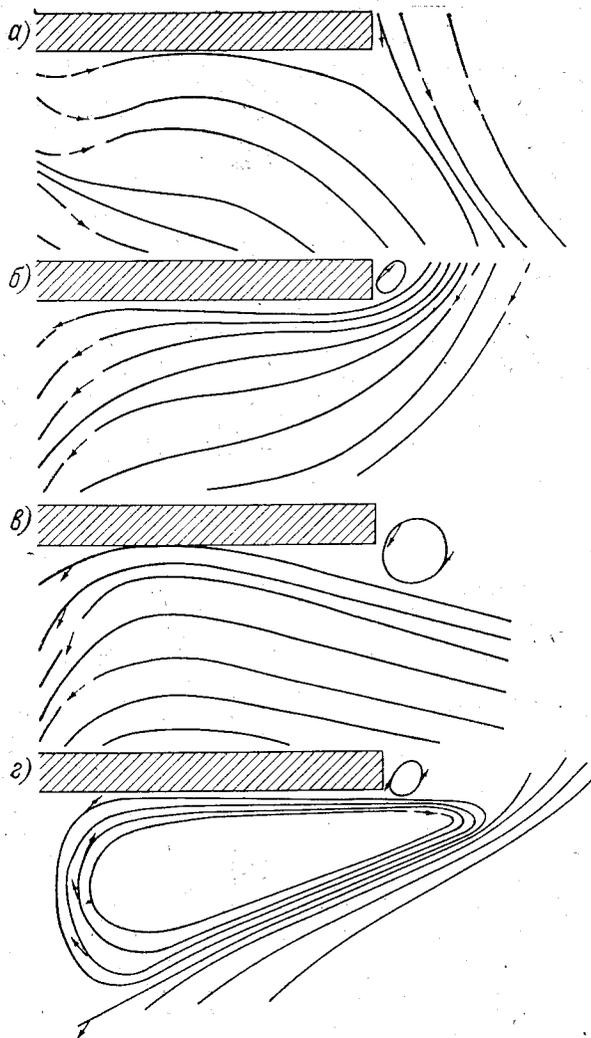


Рис. 1. Поля средних значений (а) и трех первых (б, в, г) естественных ортогональных функций в случае вытянутого здания.

Как видно из рис. 1, возвратные течения отсутствуют как в поле средних, так и в поле двух первых естественных функций, которым соответствует 21 % и 15 % общей связности (за исключением небольшой области в торцевой части корпуса), а проявляются только в поле третьей е. о. ф., на которую приходится 12 %.

Поскольку реальная картина течения представляется в виде линейной комбинации поля средних и е. о. ф., ясно, что в рассматриваемой серии на циркуляционное течение большого масштаба пришлось примерно 30 % времени измерений (е. о. ф. с большими номерами соответствуют мелкомасштабным циркуляциям, размер которых не превышает характерный масштаб горизонтальных турбулентных пульсаций [1]).

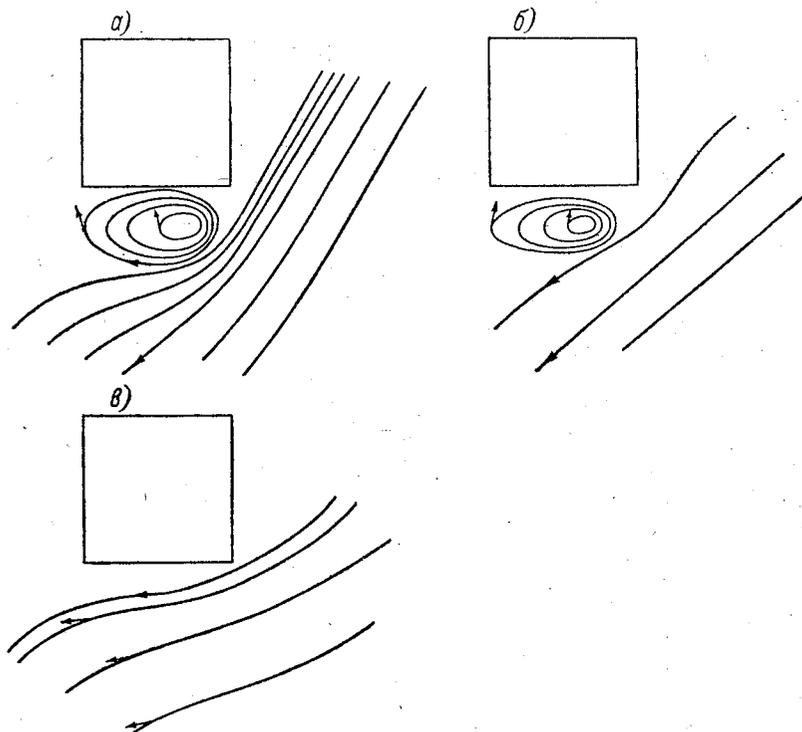


Рис. 2. Поля средних значений (а) и двух первых (б, в) естественных ортогональных функций в случае здания, имеющего в плане форму квадрата.

Приведенные на рис. 2 поля средних значений и первой е. о. ф. получены по материалам одной из серий измерений (экспедиция 6), в которой измерения проводились вблизи здания, имеющего в плане форму, близкую к квадрату. В этом случае возвратные течения обнаруживаются как в поле средних, так и в поле первой е. о. ф., на которую приходится около 35 % общей связности. Аналогичные результаты, свидетельствующие о большей устойчивости циркуляционного течения вблизи здания с близким к единице отношением боковых сторон, получены и в других сериях измерений.

С целью изучения особенностей воздушного потока внутри застройки обследование проводилось также в межкорпусных дво-

рах. Не останавливаясь на подробном изложении полученных результатов, отметим, что они также подтверждают вывод о сравнительно малой стабильности циркуляционных течений в застойке.

### Особенности загрязнения воздуха на промплощадке

С целью изучения закономерностей загрязнения воздуха на промплощадках были проанализированы значения концентрации примесей, измерявшиеся на стационарных пунктах вблизи промышленных корпусов. При этом регистрировались такие примеси, выбросы которых характерны для рассматриваемых источников и практически не осуществляются вне обследуемой промплощадки (так, например, в экспедициях, проводившихся на площадках алюминиевых заводов, фиксировались концентрации фтористого водорода и твердых фторидов). Значения параметров выброса источников (мощность, температура, объем газовой смеси и др.) устанавливались по материалам обследования предприятий, проводившегося специализированными организациями. Более подробно вопрос установления параметров источников освещен в [3, 4].

Концентрации  $C$ , измеренные на каждом пункте, систематизировались в зависимости от значений направления ветра на метеостанции. Это позволяло выделить случаи, когда пункт измерений находился под факелом от источников одного или нескольких промышленных корпусов. Такой анализ особенно эффективен при обработке данных экспериментов на промплощадках алюминиевых заводов, где преобладающими являются линейные источники, расположенные относительно друг друга регулярным образом [3, 4]. Для выделенных направлений ветра все значения измеренных на пункте концентраций, нормированные на мощность выброса из одного источника, наносились на график в зависимости от значения скорости ветра на метеостанции. На этом же графике строилась зависимость от скорости ветра отношения  $C/M$ , рассчитанная по формулам, приведенным в [2]. Некоторые результаты экспериментов, сопоставленные с расчетными данными, приведены в табл. 4 и 5.

Таблица 4

Сравнение измеренных и рассчитанных максимальных нормированных концентраций фтористого водорода ( $C/M$ ,  $10^{-3}$  с/м<sup>3</sup>) для промплощадок

Номер экспедиции	Количество источников (корпусов)	Эксперимент	Расчет
1	7	0,16	0,17
2	1	0,13	0,11
2	4	0,26	0,30
3	1	0,05	0,05
3	3	0,10	0,08

В табл. 4 приведены максимальные значения концентрации на пунктах наблюдений при выделенных направлениях ветра, нормированные на мощность выброса из одного корпуса. Как видно, в случае, когда пункт наблюдений находится под факелом выбросов одного корпуса, максимальные значения отношения  $C/M$  колеблются для различных промплощадок от  $5 \cdot 10^{-5}$   $с/м^3$  до  $1,3 \cdot 10^4$   $с/м^3$ .

При увеличении количества корпусов, выбросы от которых переносятся на пункт наблюдений, загрязнение воздуха увеличивается. Однако в связи с рассредоточенностью источников рост концентрации отстает от увеличения суммарной мощности выбросов. Так, например, в экспедиции 2 уровень загрязнения воздуха выбросами четырех корпусов превышал аналогичный уровень для случая одного корпуса не в 4, а в 2—3 раза; в экспедиции 3 увеличение числа корпусов в 3 раза привело к росту загрязнения воздуха всего в 1,5—2 раза.

Как следует из приведенных в табл. 4 материалов, расчет, выполненный по формулам [2], приводит к значениям максимальных концентраций, хорошо согласующимся с данными измерений. Действительно, среднее значение отношений расчетных концентраций к измеренным практически совпадает с единицей, а стандартное отклонение этих отношений равно 0,13. При этом расчетная схема правильно воспроизводит все отмеченные выше особенности загрязнения воздуха на промплощадке. Хорошее согласие расчета с экспериментом получено также для концентрации тяжелой примеси (твердых фторидов).

Таблица 5

Сравнение измеренных (и) на промплощадках и рассчитанных (р) нормированных концентраций фтористого водорода ( $C/M$ ,  $10^{-3}$   $с/м^3$ ) для различных градаций скорости ветра

Номер экспедиции	Количество источников (корпусов)	Градация скорости ветра, м/с							
		1—2		2—3		3—4		4—5	
		и	р	и	р	и	р	и	р
1	7	0,16	0,17	0,12	0,17	0,10	0,16	0,07	0,15
2	1	0,07	0,11	0,13	0,10	0,11	0,08	0,09	0,07
2	4	0,07	0,30	0,20	0,24	0,26	0,19	0,22	0,16
3	1	0,04	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,03	0,04
3	3	0,04	0,08	0,10	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06

Характер зависимости максимальных концентраций от скорости ветра иллюстрируется табл. 5, в которой приведены нормированные максимальные (измеренные и расчетные) концентрации для различных диапазонов скорости ветра. Как видно, и в этом случае отмечается удовлетворительное согласие расчета с экспериментом. Некоторое занижение экспериментальных значений по отношению к расчетным для градации малых скоростей

ветра (1—2 м/с) в экспедиции 2 можно, по-видимому, объяснить сравнительно малой повторяемостью слабых ветров, что привело к меньшей статистической обеспеченности экспериментально определявшихся максимальных концентраций в указанной градации.

**Заключение.** Приведенные материалы могут быть использованы в первую очередь для обоснования развитой в [2] теории распространения примесей на промышленной площадке, а также для проверки применимости выполненных в рамках этой теории расчетов. Справедливость предложенных в [2] расчетных формул подтверждается. Другое возможное применение материалов настоящей статьи связано с оценкой адекватности различных физических моделей загрязнения воздуха на промплощадках, в том числе основанных на моделировании в аэродинамических трубах. Представляется, что приведенные в статье числовые значения можно рассматривать как тестовые характеристики, согласие с которыми должно обеспечиваться при обработке физических моделей. Когда такое согласие отсутствует, прямой перенос результатов физического моделирования на натурные условия следует считать необоснованным. В таких случаях данные моделирования целесообразно «пересчитывать» на натурные условия с использованием модели формирования загрязнения воздуха на промплощадке под влиянием низкочастотных колебаний направления ветра, развитой в [2].

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примесей. — Л.: Гидрометеоздат, 1985, 352 с.
2. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г. и др. Учет влияния застройки при расчетах загрязнения воздуха. — См. настоящий сборник.
3. Вдовин Б. И., Величко Г. Г., Кузьмина Т. А. и др. Экспериментальные исследования закономерностей рассеивания фтористых соединений от предприятий алюминиевой промышленности. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 38—48.
4. Величко Г. Г., Оникул Р. И., Панфилова Г. А. Проверка методики расчета загрязнения атмосферы на материалах экспериментальных исследований в районе предприятий алюминиевой промышленности. Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 48—56.
5. Генихович Е. Л., Грачева В. П. Анализ дисперсии горизонтальных колебаний направления ветра. — Труды ГГО, 1965, вып. 172, с. 42—47.
6. Метеорология и атомная энергия. — Л.: Гидрометеоздат, 1971, 648 с.
7. Обухов А. М. О статистически ортогональных разложениях эмпирических функций. — Изв. АН СССР. Серия геофиз., 1960, № 3, с. 432—439.
8. Пшондка З. Погрешности измерений средней скорости ветра чашечными анемометрами в турбулентном потоке. — В кн.: Международный эксперимент по сравнению приборов МЭСП-81. Цимлянск. Берлин, 1984, с. 39—44.
9. Царев А. М. Влияние ветра на распределение примеси на промплощадках алюминиевых заводов. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 70—74.
10. Hosker R. F. Methods for estimating wake flow and effluent dispersion near simple block-like buildings. NOAA Techn. Mem. ERL ARL-108, 1981, 138 p.
11. Smith F. B. The effect of sampling and averaging on the spectrum of turbulence. — Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 1962, № 376, p. 177.

## ОБ УЧЕТЕ ЭФФЕКТОВ НЕСТАЦИОНАРНОСТИ В ЗАДАЧАХ АТМОСФЕРНОЙ ДИФФУЗИИ ОТ ТОЧЕЧНОГО ИСТОЧНИКА

Существующие схемы расчета загрязнения воздуха ориентированы главным образом на определение поля концентрации примеси от непрерывно действующего источника в предположении стационарности внешних условий. Такое предположение оказывается не слишком ограничительным в большинстве метеорологических ситуаций при изучении переноса примеси на расстояние до нескольких десятков километров. Вместе с тем совершенно очевидно, что в ряде случаев (застойные явления, мезо- и макромасштабный перенос и др.) эффекты нестационарности могут играть значительную роль.

К настоящему времени только гауссовская модель диффузии позволяет включать в расчетную схему меняющиеся во времени значения метеоэлементов. К сожалению, физические представления, на которых основана эта модель, недостаточно обоснованы. Фигурирующие в расчетных формулах дисперсии дымового облака, определяемые путем систематизации эмпирических данных, плохо известны даже в стационарном случае. Кроме того, нестационарная гауссовская модель предназначена для описания диффузии от мгновенного источника. Ее применение к непрерывному источнику, действующему в нестационарных внешних условиях, связано с представлением дымового факела в виде суперпозиции отдельных клубов и, следовательно, с большими по объему вычислениями. Предпринятая в [20] попытка систематизировать результаты таких вычислений, по существу, не привела к упрощению расчетов.

Развитие расчетных схем, основанных на применении нестационарного уравнения турбулентной диффузии, затруднено из-за отсутствия простых аналитических решений, полученных при достаточно реалистичных моделях для коэффициентов уравнения. Технические трудности, возникающие при численном решении трехмерной нестационарной задачи, привели к появлению работ, в которых используются различные методы упрощения, например, метод моментов [12, 14]. Однако и в таких работах не удалось получить пригодные для широкого практического использования расчетные схемы.

Принципиально иной подход развивался в [5, 6], где была поставлена задача параметризации расчетов, соответствующих нестационарным условиям, и выделения климатологических параметров, необходимых для описания результирующего поля концентрации. Настоящая работа, выполненная в развитие этих исследований, имеет целью получение расчетных формул, описы-

вающих поле концентрации примеси, выбрасываемой из непрерывно действующего источника в условиях различного типа нестационарности. Особое внимание обращено на выделение климатологических характеристик, фигурирующих в расчетных схемах, и разработку методов их определения по эмпирическим данным.

### Включение нестационарности в микрометеорологические схемы расчета атмосферной диффузии

Как отмечено в [6], при расчетах загрязнения воздуха на расстояниях до нескольких десятков километров от источника в большинстве случаев время стационарирования поля концентрации сравнительно мало, так что эффекты нестационарности могут учитываться параметрически путем подстановки в решение стационарной задачи соответствующих значений метеопараметров. Ситуация изменяется при ослаблении скорости ветра и турбулентного обмена, поскольку при этом велико время переноса примеси от источника до точки наблюдения. Анализ результатов численного [6] и аналитического [1] решения уравнения турбулентной диффузии позволяет предложить для таких случаев приближенную схему расчета загрязнения воздуха, основанную на использовании представления о диффузионном фронте, распространяющемся от источника с момента его «включения» со скоростью, равной скорости воздушного потока. В точках, до которых диффузионный фронт не дошел, концентрация примеси мала и в практических расчетах может приниматься равной нулю. За диффузионным фронтом концентрация быстро возрастает, достигая стационарного значения. Соответствующее выражение для концентрации примеси в случае постоянного направления ветра может быть записано в виде

$$q(x, y, z, t) = \begin{cases} 0 & \text{при } x > ut, \\ q_{\infty}(x, y, z) & \text{при } x \leq ut, \end{cases} \quad (1)$$

где  $u$  — скорость ветра,  $t$  — время от момента включения источника;  $x, y, z$  — координаты точки наблюдения (ось  $x$  направлена по ветру),  $q_{\infty}(x, y, z)$  — решение стационарного уравнения диффузии.

Заметим, что мелкомасштабные пульсации мгновенного направления ветра относительно его среднего значения учтены в  $q_{\infty}$  выбором модели для коэффициента турбулентности  $K_y$  в поперечном ветру направлении. Согласно [2, 4],

$$K_y \approx \varphi_0 x u, \quad (2)$$

где  $\varphi_0$  — стандартное отклонение пульсаций направления ветра. При резких изменениях направления ветра на угол, больший  $2-3 \varphi_0$ , значение концентрации в точке можно рассматривать как результат нового «включения» источника выбросов (но уже для другого направления дымового факела), пренебрегая при

этом малой добавкой, возникающей за счет переноса в новом направлении остатков «старого» дымового факела.

В задачах нормирования мощности источников выбросов, когда расчетная схема должна обеспечить получение максимальных значений приземной концентрации, в (1) вместо  $t$  следует использовать максимальное время  $T$  сохранения тех или иных метеоусловий (например, значения скорости  $u$ ) при неизменном направлении ветра. При практических расчетах удобнее, однако, использовать эквивалентную характеристику  $\tilde{u}(x)$  — минимальную скорость ветра, обеспечивающую за время  $T$  перенос примеси от источника до точки наблюдения. Способ определения этой характеристики по данным метеонаблюдений и способ ее включения в расчетную схему будет продемонстрирован на примере наиболее важного случая распространения примеси от наземного источника. При этом используем без уменьшения общности для описания стационарного поля приземной концентрации аналитическое выражение [2], полученное при степенных моделях для скорости ветра  $u = u_1 (z/z_1)^m$ , коэффициентов турбулентности  $K_z = K_1 z_1 (z/z_1)^m$  и  $K_y$  (формула 2)). Тогда в частном случае  $m=1$ , например, с учетом (1) можно в целях нормирования определять осевые значения приземной концентрации по формулам

$$q(x, y, z)|_{y=z=0} = \begin{cases} \frac{M}{\sqrt{2\pi} (1+n) \varphi_0 \lambda u_1 x^2} & \text{при } u_1 \geq \tilde{u}(x), \\ 0 & \text{при } u_1 < \tilde{u}(x), \end{cases} \quad (3)$$

где

$$\tilde{u}(x) = \frac{x}{T}, \quad \lambda = \frac{K_1}{u_1}. \quad (4)$$

При определении  $\tilde{u}(x)$  будем исходить из сформулированного в [3] положения, что значения максимальных приземных концентраций при нормальных неблагоприятных метеоусловиях соответствуют вероятности превышения не более чем  $\epsilon$  (обычно 0,01—0,02). Если на основе климатологической обработки метеоинформации для каждой скорости (градации скоростей)  $u_1$  получено время  $T(u_1)$  сохранения скорости ветра и направления ветра в заданных градациях, определяемое условием, что вероятность превышения  $T(u_1)$  составляет  $\epsilon$ , то  $\tilde{u}(x)$  может быть найдено как решение уравнения

$$u_1 T(u_1) = x. \quad (5)$$

В частности, для приближенных оценок можно воспользоваться аппроксимацией

$$T(u_1) = \begin{cases} \frac{u_\infty - u_1}{au_1^2 + bu_1 + c} & \text{при } 0 \leq u_1 < u_\infty, \\ 0 & \text{при } u_1 > u_\infty, \end{cases} \quad (6)$$

где параметры  $a$ ,  $b$  и  $c$  выражаются через значение  $T_0$  функции  $T(u_1)$  при  $u_1=0$  и максимальное значение  $T_m$  функции  $T(u_1)$  в точке экстремума  $u_1=u_m$  по формулам:

$$a = -\frac{u_\infty}{u_m^2} \left( \frac{1}{T_0} - \frac{1}{T_m} \right),$$

$$b = -\frac{1}{u_m} \left( \frac{2u_\infty}{T_0} - \frac{2u_\infty - u_m}{T_m} \right),$$

$$c = \frac{u_\infty}{T_0}. \quad (7)$$

Вводя безразмерные переменные

$$\mu = \frac{T_m}{T_0}; \quad \nu = \frac{u_m}{u_\infty}; \quad s = \frac{u}{u_m}; \quad \xi = \frac{x}{u_m T_m} \quad (8)$$

легко получить выражение для безразмерного решения  $\tilde{s} = \tilde{u}(x)/u_m$  системы (5) — (6)

$$\tilde{s}(\xi) = \frac{(2\mu + \nu - 2)\xi + 1 - \sqrt{[\nu^2 + 4(1-\nu)(\mu-1)]\xi^2 + [4(1-\nu)(\mu-1) - 2\nu]\xi + 1}}{2[(\mu-1)\xi + \nu]}, \quad (9)$$

применимое для таких  $\xi$ , при которых подкоренное выражение в (9) неотрицательно (большие расстояния в рамках рассматриваемой модели недостижимы). Для малых  $x$  из (9) следует приближенное соотношение

$$\tilde{u}(x) \approx \frac{x}{T_0}. \quad (10)$$

Заметим, что в (3) максимальное значение концентрации достигается при  $u_1 = \tilde{u}(x)$ . Таким образом, (10) соответствует сделанному в [6] выводу о линейном росте опасной скорости ветра по мере удаления от источника, а подстановка (10) в (3) дает для поля концентрации мажоранту вида  $\max q \leq \frac{CM}{x^3}$ , что также согласуется с результатами [6].

Прежде чем перейти к описанию способа анализа информации о термической структуре воздушного потока, покажем, что величина  $\varphi_0$  определяется параметром  $\lambda$ . Для этого воспользуемся очевидным соотношением

$$\varphi_0 = \frac{\sigma_v}{u_\Phi}, \quad (11)$$

где  $\sigma_v = \sqrt{v'^2}$  — стандартное отклонение пульсаций скорости в поперечном среднему ветру направлении, отнесенное, как и скорость ветра  $u_\Phi$ , к уровню флюгера  $z = z_\Phi$ . Положим в (11)

$$\sigma_v = \alpha_1 b^{1/2}, \quad (12)$$

где  $b$  — полная энергия турбулентности, а  $a_1 = 0,8$  [11], и воспользуемся известными соотношениями полуэмпирической теории турбулентности в приземном слое воздуха [2, 11]:

$$K = K_p \left(1 - \frac{Ri}{Ri_{кр}}\right)^{1/2}, \quad (13)$$

$$l = l_p \left(1 - \frac{Ri}{Ri_{кр}}\right)^{1/4}. \quad (14)$$

Здесь  $K$  и  $l$  — коэффициент обмена и масштаб турбулентности (индексом  $p$  обозначены их значения при безразличной стратификации);  $Ri$  — число Ричардсона, характеризующее стратификацию потока;  $Ri_{кр}$  — его критическое значение, соответствующее вырождению турбулентности. С учетом соотношения Колмогорова  $K = l\sqrt{b}$  из (11) — (14) легко получить

$$\varphi_0 = 1,7 \frac{(\ln z_1/z_0)^{1/2}}{\ln z_\phi/z_0} \left(\frac{K_1}{u_1}\right)^{1/2}. \quad (15)$$

Как видно, зависимость  $\varphi_0$  от параметра шероховатости  $z_0$  сравнительно слаба. Поэтому при практических расчетах можно пользоваться соотношением, получающимся из (15) при  $z_1 = 1$  м;  $z_\phi = 10$  м;  $z_0 = 0,01$  м:

$$\varphi_0 = 0,53 \left(\frac{K_1}{u_1}\right)^{1/2}. \quad (16)$$

Соотношения (15), (16) хорошо согласуются с экспериментальными данными, приведенными в [2]. При неустойчивой температурной стратификации и  $u_1 \rightarrow 0$  из (15) — (16) следует асимптотика для  $\varphi_0$  аналогичная полученной в (2).

Таким образом, кроме скорости ветра в (3) фактически фигурирует еще только один определяющий метеопараметр  $\lambda$  (зависимость от  $n$  несущественная), причем  $q \sim \lambda^{-3/2}$ . Аналогичным образом легко показать, что для высотного источника  $\lambda$  наряду со скоростью ветра является важнейшей характеристикой. В частности, фигурирующая в выражении для максимальной приземной концентрации при опасной скорости ветра комбинация  $K = \frac{K_1}{u_1 \varphi_0}$  [2] с учетом (16) представима в виде

$$K = 2,0 \left(\frac{K_1}{u_1}\right)^{1/2}. \quad (17)$$

Выбор «опасных» минимальных значений  $\lambda$ , которые и должны использоваться при нормировании промышленных выбросов от наземных источников на основе соотношения (3), может проводиться, например, следующим образом: регулярный ряд измерений параметра  $\lambda$  обрабатывается способом, аналогичным описанному выше способу обработки для скорости ветра  $u$ , и для каждого значения (градации)  $\lambda$  устанавливается максимальное время

$T'(\lambda)$  сохранения с доверительной вероятностью  $\varepsilon'$  направления ветра и этого  $\lambda$ . Далее строится обратная к ней функция  $\lambda_m(T)$ , которая в силу наличия у функции  $T'(\lambda)$  экстремумов, будет неоднозначной. Ветвь этой функции  $\lambda_m^{(1)}(T)$ , соответствующая минимальным значениям  $\lambda_m$ , и используется при расчетах загрязнения воздуха от наземных источников (нормирование выбросов от высотных источников следует осуществлять с использованием ветви  $\lambda_m^{(2)}(T)$ , соответствующей максимальным значениям  $\lambda_m$ ). При этом концентрации вычисляются по формуле

$$q(x, y, z)|_{y=z=0} = \begin{cases} \frac{M}{\sqrt{2\pi}(1+n)\varphi_0\lambda u_1 x^2} & \text{при } u_1 \geq \tilde{u}(x); \lambda \geq \tilde{\lambda}(x), \\ 0 & \text{в противном случае,} \end{cases} \quad (18)$$

где

$$\tilde{\lambda}(x) = \lambda_m^{(1)}\left(\frac{x}{\tilde{u}(x)}\right) \quad (19)$$

и  $\varphi_0$  определяется из (15) или (16). Следует подчеркнуть, что описанный способ обработки может привести к некоторому занижению значений  $\tilde{\lambda}(x)$ , т. е. к завышению максимальных расчетных концентраций, поскольку при определении  $\lambda_m^{(1)}(T)$  не принималась во внимание возможность таких одновременных изменений скорости ветра и градиента температуры (при сохранении направления ветра), при которых отношение  $K_1/u_1$  оставалось бы неизменным (точнее, не выходило бы из заданной градации). Однако более строгий подход, связанный с изучением времени одновременного сохранения направления ветра, скорости ветра и значения  $\lambda$ , требует использования значительно более длительных рядов наблюдений и довольно трудоемкой обработки, что на данном этапе не представляется целесообразным. Выполненный анализ показал, что вместо этого можно ограничиться подбором соответствующего соотношения  $\varepsilon$  и  $\varepsilon'$ , обеспечивающего примерное равенство максимальных продолжительностей сохранения  $u$  и  $\lambda$ .

Предварительная обработка метеорологической информации с целью получения определенных выше климатологических характеристик условий рассеивания примесей была выполнена с использованием материалов ежечасных метеорологических наблюдений в Петрозаводске (1971—1973 гг.) и Одессе (1973 г.), включавших измерения скорости и направления ветра на уровне флюгера, температуры воздуха на уровне метеобудки и температуры почвы. Параметр  $\lambda$  рассчитывался по методике, предложенной в [10]. Градации направления ветра соответствовали шестнадцатирумбовой розе ветров, ширина градаций скорости ветра и параметра  $\lambda$  составляла 1 м/с и 0,02 соответственно.

Результирующие выборочные зависимости  $T(u_1)$  и  $T'(\lambda)$  при  $\varepsilon=0,01$  и  $\varepsilon'=0,2$  для Одессы показаны на рис. 1. Поскольку в исходной выборке характеристики изменчивости с периодами ме-

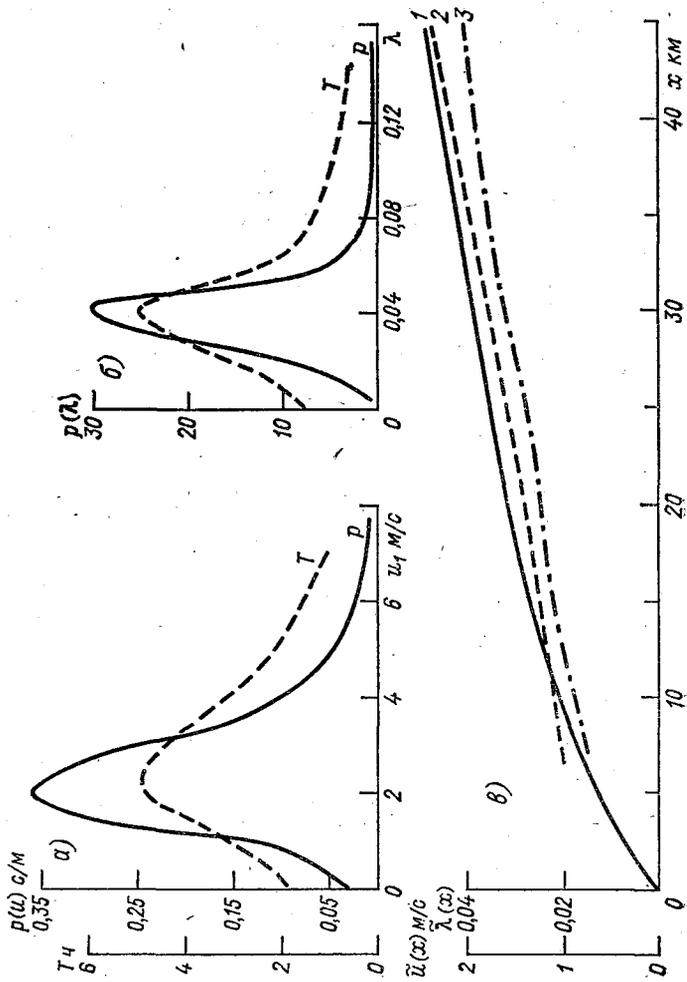


Рис. 1. Климатологическая характеристика условий рассеивания при-  
месей от наземных источников для  
Одессы.

$a$  — время сохранения  $T$  и плотность ве-  
роятности  $p$  скорости ветра;  $b$  — время  
сохранения  $T$  и плотность вероятности  $p$   
параметра  $\lambda$ ;  $c$  — зависимость от расстоя-  
ния до наземного источника опасной ско-  
рости ветра  $u(x)$  (1 и 2) и «опасных»  
значений параметра  $\lambda$  (3).

нее 1 ч отфильтрованы, в области малых значений  $T$  (т. е. малых расстояний  $x$  от источника) приведенные зависимости не являются достоверными. Вне этой области функции  $T(u_1)$  и  $T'(\lambda)$  меняются сравнительно гладко, достигая экстремума при скорости ветра  $u_1=2,5$  м/с и  $\lambda=0,04$ . Сходным образом ведут себя плотности вероятности  $p(u)$  и  $p'(\lambda)$  (см. рис. 1), характеризующие, по сути дела, суммарную продолжительность в течение года периодов, в которые фиксировались рассматриваемые значения  $u$  или  $\lambda$ .

В соответствии с приведенными результатами при использовании аппроксимации (6) для Одессы можно принять следующие значения параметров:  $u_\infty=10$  м/с;  $u_m=2,5$  м/с;  $T_0=5400$  с;  $T_m=18\,000$  с. Рассчитанные при этом по формулам (8) и (9) значения функции  $\tilde{u}(x)$  (кривая 1), графическое решение уравнения (5) (кривая 2) и соответствующие значения  $\tilde{\lambda}(x)$  (кривая 3) показаны на рис. 1 в.

### Особенности учета нестационарности в задаче определения среднегодовых концентраций примеси

Характерным примером задачи, в которой, вообще говоря, учет эффектов нестационарности обязателен, является задача описания распространения примеси в мезо- и макромасштабе (на расстоянии от источников 100—1000 км). К настоящему времени опубликован ряд исследований, в которых такой учет осуществляется с использованием траекторных [15] или сеточных [8, 10] численных моделей. В ряде работ (например, [13, 17, 18]) эти же модели применяются для расчета средних за длительный период (сезон, год) полей концентрации примеси от совокупности источников.

Реализация указанного подхода связана с созданием обширных банков данных и проведением большого объема вычисления, т. е. с использованием мощных ЭВМ. Применительно к расстояниям до нескольких десятков километров в [5] предложен другой способ расчета среднегодовых концентраций примеси, основанный на параметрическом учете нестационарности и позволяющий при расчете поля среднегодовых приземных концентраций от одиночного источника  $\bar{q}(r, \varphi)$  использовать сравнительно простую информацию о климатическом режиме метеоэлементов, определяющих перенос и рассеивание примеси:

$$\tilde{q}(r, \varphi) = p_1(\varphi) \tilde{q}(r), \quad (20)$$

$$\tilde{q}(r) = \frac{1}{r} \int p_2(u_1, K_1) q'(r, u_1, K_1) du_1 dK_1, \quad (21)$$

где  $r, \varphi$  — полярные координаты точки измерений относительно источника;  $p_1(\varphi)$  — плотность вероятностей направлений оси дымового факела, получающаяся из розы ветров нормировкой и за-

меной аргумента  $\varphi$  на  $\pi - \varphi$ ;  $p_2(u_1, K_1)$  — совместная плотность вероятности скоростей ветра  $u_1$  и коэффициентов обмена  $K_1$ ;  $q'(r, u_1, K_1)$  — концентрация от линейного источника, соответствующего рассматриваемому точечному источнику (может быть получена, например, интегрированием концентрации от точечного источника в направлении, перпендикулярном оси факела).

Представляет интерес обобщение указанной схемы расчета средних за длительный период времени концентраций на случай пространственных масштабов диффузии порядка нескольких сотен километров. С целью обоснования возможности такого обобщения была разработана математическая модель мезомасштабного переноса примеси от точечного источника в нестационарном поле ветра. Как и в ряде зарубежных моделей [17, 18], в ней использовано представление о возможности при расчете средних значений концентраций «расщепить» горизонтальный перенос примеси и ее вертикальную диффузию. При этом в соответствии с изложенными в предыдущем разделе принципами для расчета поля концентрации в отдельные моменты времени использовано приближение «искривленного дымового факела», ось которого совпадает с траекторией «клуба-пилота», выпускаемого из источника через регулярные промежутки времени. Концентрация в искривленном факеле задается формулами для стационарного источника (в зависимости от расстояния вдоль оси факела) и считается неизменной в течение промежутка времени, равного интервалу между двумя выпусками клуба-пилота.

Полученное указанным способом поле концентрации интегрируется по ячейкам ортогональной сетки, построенной в полярных координатах (т. е. образованной концентрическими окружностями и лучами, проходящими через источник). Это интегрирование, выполняемое аналитически, позволяет при достаточно больших угловых размерах ячеек исключить из рассмотрения характеристики поперечного расширения факела, т. е. по-прежнему ограничиваться рассмотрением не точечного, а соответствующего ему линейного источника. Далее средние по ячейкам концентрации интегрируются по времени.

При наличии синхронных регулярных измерений вектора скорости ветра и градиента температуры на достаточно густой сети станций указанный алгоритм может быть использован для детального анализа закономерностей мезомасштабного переноса в неоднородном нестационарном потоке. Однако в связи с отсутствием соответствующей информационной базы на первом этапе была рассмотрена задача о распространении примеси в пространственно однородном нестационарном поле ветра; влияние осадков не учитывалось (вопрос о включении в расчетную схему соответствующей информации обсуждается в [7, 9]).

Расчеты проводились для районов Москвы (по данным восьмисрочных регулярных метеонаблюдений за первую половину 1974 г.) и Одессы (на основе ежечасной метеоинформации за 1973 г.). Дискретность выпуска клубов-пилотов соответствовала

дискретности метеонаблюдений, а интегрирование уравнения для их траектории осуществлялось методом Рунге—Кутта с шагом по времени 45 с (до расстояния 27 км от источника) или 450 с (для больших дистанций). Ячейки, по которым выполнялось пространственное осреднение, имели угловой размер  $45^\circ$  и ограничивались концентрическими окружностями, радиус которых изменялся с шагом 1 км в диапазоне 4—27 км и с шагом 9 км в диапазоне 27—216 км. Ситуации, при которых факел, вышедший из области интегрирования, снова возвращался в эту область, из рассмотрения исключались. В целях обеспечения сопоставимости результатов численных экспериментов и расчетов по формуле (20), в обоих случаях использовались одинаковые аппроксимации для функции  $q'$  и начального подъема дымового факела  $\Delta H/5$ .

Анализ полученных материалов осуществлялся в два этапа. Прежде всего были рассчитаны средние значения концентрации по концентрическим кольцам (т. е. выполнено осреднение по  $\varphi$ ) и проведено сопоставление их с радиальной частью  $\bar{q}(r)$  функции  $\bar{q}(r, \varphi)$ , определяемой формулами (20), (21). Оказалось, что указанные характеристики согласуются удовлетворительно (разница в среднем составляет 17 %). Далее была найдена «угловая часть» распределения концентрации, рассчитываемая как отношение концентрации в точке к среднему значению по кольцу.

Полученные розы концентраций показаны на рис. 2 (сплошные кривые) для различных дистанций. Как видно, на расстояниях 50—70 км от источника отмечается существенная трансформация углового распределения поля концентрации, а для расстояний более 100—150 км такая трансформация практически прекращается. Этот эффект, по-видимому, связан с тем, что перенос на большие расстояния фактически осуществляется результирующим ветром (соответствующим времени переноса от источника до точки наблюдений), который получается сглаживанием исходного векторного поля ветра, и, следовательно, имеет меньшую высокочастотную изменчивость.

Для проверки указанного предположения были построены розы результирующего ветра при времени суммации, равном среднему времени переноса до соответствующего кольца (точнее говоря, радиусы кольцевых зон были выбраны таким образом, чтобы время переноса до них со средней скоростью ветра соответствовало одному, двум, трем и т. д. временным интервалам между метеонаблюдениями). Приведенные на рис. 2 (пунктирные кривые) эти розы ветров хорошо согласуются с розами концентраций. В частности, на рис. 2 а построена обычная роза ветров, так что этот рисунок можно рассматривать как подтверждение применимости развитой в [5] методики расчета среднегодовых концентраций до расстояний 40—50 км.

На основании полученных результатов можно предложить для расчета поля среднегодовых концентраций до расстояний от источника, равных нескольким сотням километров, использовать соот-

ношения (20), (21). При этом расчет радиальной части  $\tilde{q}(r)$  выполняется в соответствии с /5/, но функция  $p_1(\varphi)$  должна быть заменена на  $p_1(\varphi, r)$  — характеристику повторяемости направлений результирующего ветра, соответствующего среднему времени переноса примеси от источника до кольца радиусом  $r$ . Функции  $p_1(\varphi, r)$  или, что эквивалентно,  $p_1(\varphi, T)$  (здесь  $T$  — интервал времени, за который определяется результирующий ветер) могут быть получены из анализа имеющейся метеоинформации.

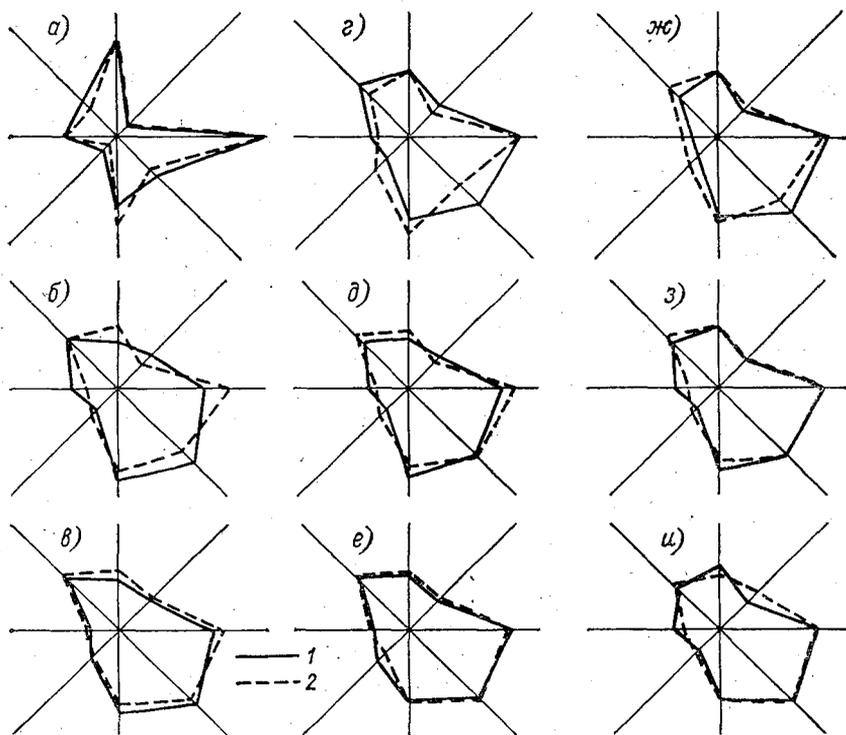


Рис. 2. Розы концентрации (1) и розы результирующего ветра (2) для расстояний 3,5 км (а); 49,5 км (б); 67,5 км (в); 94,5 км (г); 112,5 км (д); 130,5 км (е); 140,5 км (ж); 166,5 км (з); 202,1 км (и).

Систематические проработки такого рода в литературе до настоящего времени отсутствуют. Однако имеется некоторое, хотя и ограниченное, количество публикаций (см. например, [19, 21]), в которых для характеристики устойчивости направления ветра за период  $T$  используется параметр  $S_T$ , равный отношению модуля среднего за этот период  $T$  вектора скорости ветра к среднему модулю скорости ветра. В случае если в течение периода  $T$  было проведено  $N$  измерений ортогональных компонент скорости ветра ( $u_{xi}, u_{yi}$ ) ( $i=1, 2, \dots, N$ ),  $S_T$  определяется формулами

$$S_T = \frac{u_v}{u_s}, \quad (22)$$

где

$$u_v = \frac{1}{N} \sqrt{\left(\sum_{i=1}^N u_{xi}\right)^2 + \left(\sum_{i=1}^N u_{yi}\right)^2}; \quad (23)$$

$$u_s = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sqrt{u_{xi}^2 + u_{yi}^2}. \quad (24)$$

Очевидно,  $0 \leq u_v \leq u_s$ , так что  $S_T$  меняется от 0 до 1. При этом значение  $S_T = 1$  соответствует постоянству направления ветра в течение всего периода  $T$ , а  $S_T = 0$  — равенству повторяемостей каждого встречающегося направления ветра и противоположного ему при условии сохранения модуля скорости ветра или, в более общем случае, при независимости распределений за период  $T$  модулей скорости и направлений ветра.

При наличии регулярного ряда метеонаблюдений общей длиной  $\tau \gg T$  параметр  $S_T$  можно рассматривать как случайную величину, а совокупность  $\{S_T\}$  характеризовать выборочной функцией распределения или набором первых моментов. Следует под-

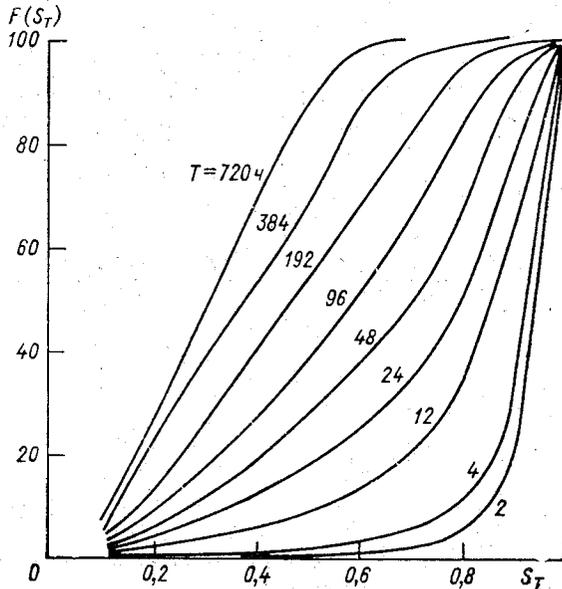


Рис. 3. Выборочные функции распределения  $S_T$  для Одессы.

черкнуть, что для достаточно больших  $\tau$  (сезон, полугодие, год) условие независимости скоростей и направлений ветра обычно выполняется [5]. Поэтому среднее значение  $\bar{S}_T$  можно рассматри-

вать как показатель вытянутости розы ветров в данном пункте, а изменение среднего значения и, более подробно, всей функции распределения  $F(S_T)$  при вариации времени осреднения  $T$  — как характеристику трансформации розы ветров для результирующего ветра при различных временах осреднения.

Для иллюстрации на рис. 3 представлены выборочные функции распределения  $S_T$  для Одессы (по материалам наблюдений за 1973 г.), соответствующие вариации времени  $T$  от 2 до 720 час. Как видно, с увеличением  $T$  повторяемость малых  $S_T$  резко возрастает, т. е. вытянутость розы ветров уменьшается. Аналогичный вывод можно сделать и на основе анализа результатов, приведенных в таблице, где  $\sigma$ ,  $A$ ,  $\rho$ ,  $C_u$ ,  $m_1$  и  $m_2$  соответственно стандартное отклонение, асимметрия, эксцесс, коэффициент вариации, мода и медиана распределения  $S_T$ . Интересно отметить, что в диапазоне  $T$  12—720 ч приближенно  $\bar{S}_T \sim T^{-0,2}$ .

Статистические характеристики распределения  $S_T$  для Одессы, 1973 г.

$T$ ч	$\bar{S}_T$	$\sigma$	$A$	$\rho$	$C_u$	$m_1$	$m_2$
2	0,95	0,07	-5,3	38,2	0,07	1,0	0,94
4	0,92	0,10	-4,0	20,4	0,11	1,0	0,92
12	0,84	0,18	-2,0	4,0	0,22	1,0	0,86
24	0,77	0,25	-1,35	2,5	0,32	0,9	0,80
48	0,69	0,25	-0,97	1,33	0,37	0,9	0,71
96	0,60	0,26	-0,61	0,76	0,42	0,8	0,59
192	0,51	0,22	-0,13	-0,42	0,43	0,6	0,46
384	0,42	0,20	-0,44	0,79	0,49	0,5	0,37
720	0,37	0,15	0,02	-0,81	0,41	0,3	0,31

Аналогичная зависимость от времени осреднения получена по экспериментальным данным для максимумов средних концентраций (см., например, [2]). С учетом взаимосвязи между вытянутостью розы ветров и величиной  $\bar{S}_T$  совпадение функциональной зависимости от  $T$  величин  $\bar{S}_T$  и  $q$  представляется закономерным следствием формул (20), (21).

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Предсказание и регулирование теплового режима атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1956, 436 с.
2. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975, 448 с.
3. Берлянд М. Е., Безуглая Э. Ю., Генихович Е. Л. и др. О методах определения фонового загрязнения атмосферы в городах. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 17—30.
4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Демьянович В. К. Некоторые актуальные вопросы исследований атмосферной диффузии. — Труды ГГО, 1965, вып. 172, с. 3—22.
5. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Канчан Я. С. и др. О расчете среднегодовых концентраций примеси в атмосфере от промышленных источников. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 3—18.

6. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Оникул Р. И. К нормированию выбросов от наземных источников. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 3—12.
7. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Чичерин С. С. Теоретические основы и методы расчета поля среднегодовых концентраций примесей от промышленных источников. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 3—17.
8. Вельтищева Н. С. Численное решение уравнения турбулентной диффузии в поле переменного ветра. — В кн.: Метеорологические аспекты радиоактивного загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеоиздат, 1975, с. 15—24.
9. Генихович Е. Л. Оценка количества примеси, вымываемой осадками из дымового факела. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 30—38.
10. Генихович Е. Л., Осипова Г. И. Определение коэффициента турбулентности по данным стандартных метеорологических наблюдений. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 62—69.
11. Монин А. С., Яглом А. М. Статистическая гидромеханика. Т. 1. — М.: Наука, 1965, 638 с.
12. Новицкий М. А. Влияние поглощающих свойств поверхности на диффузию примеси в пограничном слое атмосферы. — Метеорология и гидрология, 1980, № 4, с. 60—65.
13. Bolin B., Persson C. Regional dispersion and deposition of atmospheric pollutants with particular application to sulfur pollution over Western Europe. — Tellus, 1975, v. 24, p. 281—310.
14. Csany G. Turbulent diffusion in the environment. — D. Reidel Publ., Amst., 205 p.
15. Durst C. S., Crossley A. F., Davies N. E. Horizontal diffusion in the atmosphere as determined by geostrophic trajectories. — J. Fluid Mech., 1959, v. 6, p. 401—422.
16. Rao K. S., Ingersoll C. S., Egan B. A. A numerical model for transport of sulfur pollutants in the atmosphere. — Proc. Summer Comput. Simulst. Conf., Washington, 1976. La Jolla, 1976, p. 420—425.
17. Shannon J. D. A model of regional long-term average sulfur atmospheric pollution, surface removal and net horizontal flux. — Atmos. Env., 1981, v. 15, N 5, p. 689—701.
18. Sheih S. M. Application of a statistical trajectory model to the simulation of sulfur pollution over northeastern United States. — Atmos. Env., 1977, v. 11, N 2, p. 173—178.
19. Shirvaikar V. V. Persistence of wind direction. — Atmos. Env., 1972, v. 6, N 12, p. 889—898.
20. Shirvaikar V. V., Kapoor Ramesh K., Sharma L. N. A finite plume model based on wind persistence for use in environmental dose evaluation. — Atmos. Env., 1969, v. 3, N 2, p. 135—144.
21. Singer I. A. Steadness of the wind. — J. Appl. Meteorol., 1967, v. 6, p. 1033—1038.

*Э. Ю. Безуглая, Е. К. Завадская, Г. П. Расторгуева*

## ПРИНЦИПЫ ВЫБОРА ВРЕДНЫХ ВЕЩЕСТВ ДЛЯ КОНТРОЛЯ ИХ СОДЕРЖАНИЯ В АТМОСФЕРЕ

При организации сети общегосударственной службы наблюдений и контроля за загрязнением природной среды первоначально ставилась задача измерения концентраций таких вредных веществ, как пыль, сернистый газ, оксид углерода, диоксид азота, выбрасываемых в атмосферу почти всеми источниками загрязнения. Затем дополнительно к ним стали контролировать содержание в атмосфере наиболее характерных для выбросов предприятий

города специфических вредных веществ, например сероводорода в городах с предприятиями целлюлозно-бумажной промышленности, металлов в городах с предприятиями металлургии и т. п. Выбор веществ, за которыми необходимо было наблюдать, основывался на знании технологии производства и качественного состава выбросов.

Инвентаризация промышленных выбросов, проведенная в 1980 г., показала, что в атмосферный воздух городов поступают различные вредные вещества, количество наименований которых значительно превышает количество наименований контролируемых веществ. Возникла необходимость разработки основных принципов выбора специфических вредных веществ, содержание которых необходимо систематически контролировать. Эти принципы изложены в данной статье и основаны на использовании двух комплексных показателей состояния загрязнения атмосферы. Одним из них является параметр РПВ (реальное потребление воздуха), показывающий объем воздуха, который обеспечивает разбавление выбросов ( $M$ )  $i$ -го вещества до уровня концентрации  $q_i$

$$\text{РПВ}_i = M_i/q_i. \quad (1)$$

Другой параметр — ТПВ (требуемое потребление воздуха), показывающий объем воздуха, необходимый для разбавления выбросов  $M_i$  до концентрации, равной ПДК  $i$ -го вещества

$$\text{ТПВ}_i = \frac{M_i}{\text{ПДК}_i}. \quad (2)$$

Если  $\text{ТПВ}_i \geq \text{РПВ}_i$ , т. е. оцениваемый уровень концентрации примеси равен или выше ПДК, то  $i$ -ю примесь следует контролировать. Необходимость измерения концентрации вредного вещества оценивается по соотношениям ТПВ и РПВ отдельно для средних ( $\text{ТПВ}_c$  и  $\text{РПВ}_c$ ) и максимальных ( $\text{ТПВ}_m$  и  $\text{РПВ}_m$ ) концентраций примесей. Для определения  $\text{ТПВ}_c$  и  $\text{ТПВ}_m$  используются данные о суммарных выбросах  $i$ -го вредного вещества.

Как было показано в [2], значения  $\text{РПВ}_c$  и  $\text{РПВ}_m$  зависят от рассеивающей способности атмосферы в рассматриваемом районе, а также от размера города ( $L$ ) и параметров источников выбросов.

Средние значения  $\text{РПВ}_c/L$  для сернистого газа, полученные по данным наблюдений в 120 городах, расположенных в сходных климатических условиях, приведены в табл. 1.

Таблица 1

Средние значения $\text{РПВ}_c/L$ для групп городов с разной численностью населения				
Население, тыс. чел. . . . .	<100	100—250	250—500	>500
$\text{РПВ}_c/L$ , м <sup>2</sup> /с . . . . .	1409	1646	1457	2115

Средние значения  $\text{РПВ}_c/L$  для городов ЕТС с населением менее 500 тыс. жителей примерно одинаковы. В более крупных горо-

дах  $РПВ_c/L$  на 40 % выше, что обусловлено более интенсивным рассеиванием выбросов из ряда высоких труб.

Характерный размер города  $L$  определяет площадь территории города, на которую от предприятий поступает в атмосферу основная часть выбросов вредных веществ. С некоторым приближением (при условии, что площадь города имеет форму круга, и при равномерном расположении промышленных источников) можно принять

$$L = \sqrt{\frac{S}{\pi}}, \quad (3)$$

где  $L$  — характерный размер города;  $S$  — площадь городской застройки.

При расположении крупных промышленных источников за городом с подветренной стороны от жилых районов фактический уровень загрязнения воздуха оказывается более низким, чем следовало ожидать при данном количестве выбросов, поскольку выбросы попадают в город редко. В этих случаях величина  $L$  должна рассчитываться с некоторой поправкой. В соответствии с данными табл. 1 для всех городов ЕТС с населением менее 500 тыс. жителей коэффициент  $K$ , определяющий условия рассеивания, можно приближенно принять равным  $1500 \text{ м}^2/\text{с}$ , для более крупных городов —  $2000 \text{ м}^2/\text{с}$ . Для городов, расположенных в зоне с низкой рассеивающей способностью атмосферы [2], он равен  $700 \text{ м}^2/\text{с}$ .

Совместный анализ данных о суммарных выбросах и средних концентрациях вредных примесей показывает, что в пределах группы городов с известной численностью значения  $РПВ_c/L$  может варьировать. Вариации обусловлены высотой, на которой осуществляется выброс вредных веществ.

Определение средней высоты источников выбросов примеси в конкретном городе является довольно сложной задачей. Средняя высота источников выбросов в городе может быть определена с учетом количества выбросов вредных веществ от каждой трубы по формуле:

$$\bar{h}^* = \frac{h_1 M_1 + h_2 M_2 + \dots + h_n M_n}{M_1 + M_2 + \dots + M_n}, \quad (4)$$

где  $h_1, h_2, \dots, h_n$  — высоты источников примесей;  $M_1, M_2, \dots, M_n$  — количество выбросов вещества из трубы соответствующей высоты.

Расчет средней высоты источников можно производить также без учета количества выбросов, т. е. ограничиться средним арифметическим значением:

$$\bar{h} = \frac{h_1 + h_2 + \dots + h_n}{n}. \quad (5)$$

Расчет средней высоты выбросов сернистого газа двумя указанными способами по формулам (4) и (5) был проведен для не-

которых городов. Средняя высота, рассчитанная по формуле (5), изменяется в пределах 20—40 м, а по формуле (4) — в пределах 80—150 м, причем в 70 % случаев она превышает 100 м.

Анализ зависимости  $РПВ_c/L$  от высоты трубы, значение которой рассчитывалось двумя способами, показан на рис. 1. Зависимость оказалась хорошо выраженной только при использовании значения средней высоты трубы в городе  $\bar{h}$ , рассчитанной без учета количества выбросов. Это обусловлено тем, что на формирование уровня загрязнения воздуха выбросы из высоких труб влияют значительно слабее, чем из низких источников, а основное количество выбросов сосредоточено в высоких трубах.

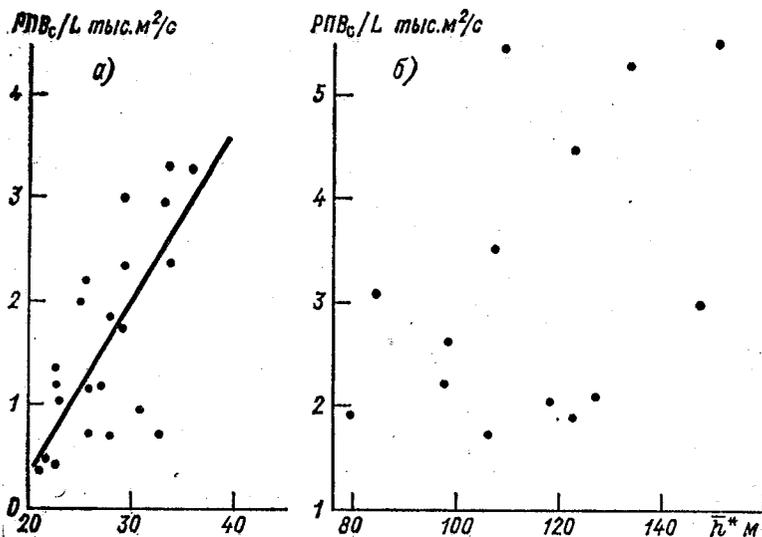


Рис. 1. Зависимость величины  $РПВ_c/L$  для сернистого газа от средней высоты источников выбросов в городе.

а — для  $\bar{h}$ , рассчитанной по формуле (5), б — для  $\bar{h}^*$ , рассчитанной по формуле (4).

Оптимальное решение задачи определения  $РПВ_c$  по данным о характерном размере города и средней высоте труб следует искать в дифференцированном подходе к учету источников и к расчету их средней высоты для городов по крайней мере двух видов: с преобладанием низких и с преобладанием высоких источников выбросов вредной примеси.

Таким образом, в зависимости от локальных условий рассеивания в каждом конкретном городе значения  $РПВ_c/L$  будут несколько различаться. Однако в среднем этим различием можно пренебречь. Тогда для городов, расположенных в зоне низкого и умеренного потенциала загрязнения атмосферы ( $ПЗА \leq 3$ ) (ЕТС, Урал, часть Западной Сибири, Дальний Восток), выражение (1) с учетом данных табл. 1 можно записать в виде

$$M_i = 50\bar{q}_i L, \quad (6)$$

а для городов, расположенных в зоне высокого потенциала загрязнения ( $\text{ПЗА} > 3$ ) (Восточная Сибирь, Средняя Азия), в виде:

$$M_i = 25\bar{q}_i L. \quad (7)$$

Здесь  $M_i$  даны в тыс. т/год,  $L$  — в км.

Если построить семейство прямых по выражению (6) или (7), то прямая зависимости  $M_i$  от  $L$  при  $\bar{q}_i = \text{ПДК}_i$  будет являться границей, выше которой по заданным значениям  $M_i$  и  $L$  средняя концентрация  $\bar{q}_i$  будет больше  $\text{ПДК}_i$ , а ниже которой  $\bar{q}_i < \text{ПДК}_i$  (рис. 2). Если по известным значениям  $M_i$  и  $L$  нанести точку на рис. 2 и она попадет в область выше прямой  $\bar{q}_i = \text{ПДК}_i$ , то это означает, что средняя концентрация  $i$ -й примеси при таких выбросах в городе радиусом  $L$  будет превышать  $\text{ПДК}_i$  (точка 1 на рис. 2), и наоборот, если точка на рисунке попадет в область ниже этой прямой (точка 2 на рис. 2), то средняя концентрация  $i$ -й примеси будет ниже  $\text{ПДК}_i$ .

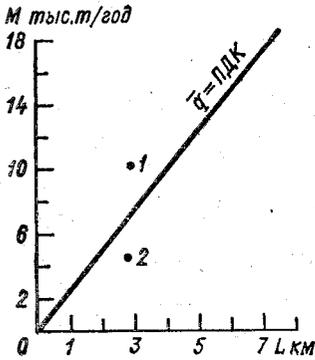


Рис. 2. Зависимость средней концентрации  $\bar{q}$  сернистого газа от значения выброса  $M$  и характерного размера города  $L$  для городов ЕТС ( $\text{ПЗА}$  в пределах 2,4—3,0).

Проведенный анализ показывает, что должна реально существовать связь между значением выброса, размером города и ПДК. Это положение проверялось нами на экспериментальном материале для 80 городов. По известным значениям  $M$  для сернистого газа и диоксида азота и соответствующим значениям радиуса площади города на графики, аналогичные рис. 2, наносились точки отдельно для городов, расположенных в районах со значениями  $\text{ПЗА}$  в пределах 2,1—3,0 и 3,1—4,2. Если точка, соответствующая  $M_{ij}$  для  $j$ -го города, попадала в область выше (ниже) прямой или на прямую, а значения  $\bar{q}_{ji}$  было больше  $\text{ПДК}_i$  (или  $\bar{q}_{ij} < \text{ПДК}_i$ ), то такой случай подтверждал данное положение. И наоборот, если точка попадала ниже (выше) прямой и  $q_{ij} > \text{ПДК}$  ( $q_{ij} < \text{ПДК}$ ), то такой случай считался противоречащим ему. Количество городов, данные которых использованы для проверки ( $N$ ), и число случаев ( $n\%$ ), подтвердивших правильность метода, приведены в табл. 2.

Таблица 2

## Результаты проверки методики

Примесь	ПЗА			
	2,4-3,0		3,1-4,2	
	<i>N</i>	<i>n</i> %	<i>N</i>	<i>n</i> %
Сернистый газ	59	86	15	87
Сероводород	16	81	—	—
Диоксид азота	56	77	14	86

Результаты проверки показали, что в 77—87 % случаев наблюдалось подтверждение правильности предложенного метода. Нами были проанализированы случаи, когда правильность метода не подтверждалась, т. е. при  $q_{ij} > \text{ПДК}$  точка, соответствующая  $M_{ij} = KL_j$ , оказалась ниже прямой и, наоборот, при  $q_{ij} < \text{ПДК}$  — выше прямой. В одних случаях это было связано с определением характерного размера города без учета распространения примесей за пределы административной границы города, в других — с ошибками в определении суммарных выбросов главным образом в сторону их занижения. В целом предложенный метод может быть использован для выбора веществ, содержание которых необходимо контролировать, особенно если эти вещества выбрасываются многими предприятиями в городе, где такой контроль еще не осуществлялся.

Выше был рассмотрен случай с равномерным размещением источников выбросов по территории города. Но нередко в городах специфические вредные вещества выбрасываются одним промышленным предприятием. Максимум наземной концентрации примеси при этом обнаруживается на расстоянии 2—4 км от источника загрязнения [3]. Рассчитанное в соответствии с [2] поле средних концентраций примеси, создаваемое таким источником (с учетом розы ветров и других климатических параметров рассеивания примесей), будет иметь вид, аналогичный приведенному на рис. 3. Если такое промышленное предприятие расположено на окраине города, то территория города будет находиться под воздействием выбросов предприятия лишь некоторую часть времени. Можно принять, что на территорию города будет попадать примерно 50 % суммарного количества выбросов, а наибольшая средняя концентрация выбросов будет формироваться на расстоянии 2—4 км от источника загрязнения. Поэтому для одиночного источника можно принять, что

$$\text{РПВ}'_c \cong \frac{0,5M_i}{q_i}, \quad (8)$$

где  $\overline{q_i}$  — средняя концентрация  $i$ -й примеси, создаваемая в зоне 2—4 км от предприятия.

Рассмотрим теперь принцип выбора специфических примесей для контроля их содержания в атмосферном воздухе по максимальной концентрации  $q_m$  и соответствующей максимальной разовой ПДК<sub>м.р.</sub> Для этого можно сравнить комплексные показатели, аналогичные РПВ<sub>с</sub> и ТПВ<sub>с</sub>, т. е. РПВ<sub>м</sub> и ТПВ<sub>м</sub>, в которых вместо  $q$  берется  $q_m$ , а вместо ПДК<sub>с.с</sub> — ПДК<sub>м.р.</sub> Как и в случае средних значений, устанавливается, будет ли максимальная концентрация  $i$ -й примеси превышать соответствующую ПДК<sub>м</sub> при заданных выбросах  $M_i$ . Если ТПВ<sub>м</sub> > РПВ<sub>м</sub>, то содержание  $i$ -й примеси в атмосфере следует контролировать.

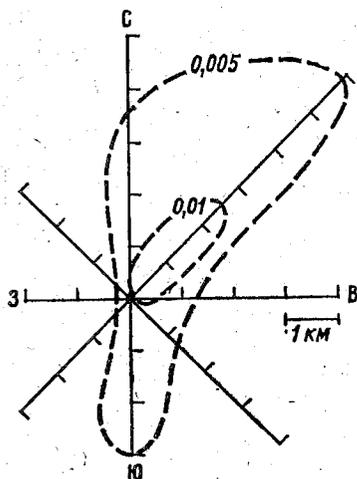


Рис. 3. Поле средней концентрации сернистого газа в районе лесопромышленного комплекса.

Значения РПВ<sub>м</sub> могут быть получены из расчета отношения  $M/q_m$  для заданных условий выбросов или из обработки серий данных наблюдений под факелами предприятий в данном городе. Расчет можно выполнить, используя формулу максимальной наземной концентрации  $C_m$ , создаваемой выбросами от одиночного источника [3]:

$$C_m = \frac{AMFmn}{H^2 \sqrt{V_1 \Delta T}}, \quad (9)$$

где  $A$  — коэффициент, определяющий условия турбулентного обмена в атмосферном воздухе ( $c^{2/3} \cdot \text{мг} \cdot ^\circ\text{C}^{1/3}/2$ );  $M$  — количество вредного вещества, поступающего в атмосферу от источника выброса (г/с);  $F$ ,  $m$  и  $n$  — безразмерные коэффициенты ( $F$  зависит от скорости оседания вредного вещества в атмосфере,  $m$  и  $n$  учитывают условия выхода газовоздушной смеси из устья источника выбросов);  $H$  — высота источника выброса (м);  $V_1$  — объем газовоздушной смеси, ( $\text{м}^3/\text{с}$ );  $\Delta T$  — разность между температурой газовоздушной смеси и температурой окружающего воздуха, ( $^\circ\text{C}$ ).

Из (9) имеем

$$РПВ_M = \frac{M}{C_M} = \frac{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}{AFmn} \quad (10)$$

С целью установления диапазона изменения соотношений  $M/C_M$  при заданных параметрах выбросов был проведен расчет по формуле (10) для различных параметров источников выбросов вредного вещества, расположенных в географической зоне с наименее развитым турбулентным обменом, т. е. для  $A=120$ . Расчет  $РПВ_M$  проводился для двух типов источников: для  $H$ , равных 20, 50 и 100 м, при  $\Delta T$ , равном 5 и 10 °С, а также для  $H$ , равных 50, 100 и 250 м, при  $\Delta T$ , равном 50 и 200 °С.

Обычно выбросы с параметрами первого типа характеризуют маломощные источники, например вентиляционные трубы; второй тип выбросов относится к более мощным источникам, таким, как ТЭЦ, ТЭС, крупные заводы и др.

Значения  $V_1$  для первого типа выбросов приняты нами равными 1 и 10 м<sup>3</sup>/с, для второго типа — 50 и 1200 м<sup>3</sup>/с; значение безразмерного коэффициента  $F$  — равным 1, что характерно для газообразных веществ, а также для легкой пыли со скоростью оседания не более 2—3 м/с; для низких холодных выбросов приняты значения  $F=50$ ;  $n=1,7$ ;  $m=0,4$ , что соответствует опасной скорости ветра, равной 1—2 м/с, а для высоких горячих выбросов приняты значения  $F=0,5$ ;  $n=2,7$ ;  $m=1,5$ , соответствующие опасной скорости 5 м/с.

Результаты расчетов  $РПВ_M$  с учетом указанных выше значений безразмерных коэффициентов  $F$ ,  $m$ ,  $n$  и значений выбросов  $M$  разной мощности представлены в табл. 3. Данные табл. 3 показывают, что значение  $РПВ_M$  в зависимости от высоты, мощности и температуры выбросов изменяется почти в 1000 раз. При температуре газовой смеси, равной температуре окружающего воздуха ( $\Delta T=0$ ), диапазон изменения  $РПВ_M$  оказывается еще шире.

Таблица 3

Значения  $РПВ_M$  (10<sup>12</sup> м<sup>3</sup>/год) для выбросов разной мощности ( $A = 120$ )

$H$ м	$V_1=1$		$V_1=10$		$V_1=50$		$V_1=1200$	
	$\Delta T=5$	$\Delta T=10$	$\Delta T=5$	$\Delta T=10$	$\Delta T=50$	$\Delta T=1200$	$\Delta T=50$	$\Delta T=1200$
20	0,25	0,47	0,57	0,73	1,17	—	—	—
50	1,65	2,09	3,55	4,53	2,19	3,52	6,34	10,1
100	6,65	8,36	14,26	18,0	8,80	14,08	25,36	40,5
250	—	—	—	—	55,5	88,05	158,5	264,1

Таким образом, при наличии в городе одного источника выброса  $i$ -го вредного вещества значения  $РПВ_M$  могут быть получены либо по формуле (10), либо из табл. 3 по параметрам, аналогичным параметрам этого источника. Если вредное вещество

выбрасывается несколькими близко расположенными друг к другу источниками, можно приближенно оценить  $РПВ_m$ , если принять эти источники за один, выброс которого равен суммарному выбросу вредного вещества от всех этих источников, а параметры выбросов принять соответствующими минимальному значению  $РПВ_m$ , т. е. случаю наибольшего уровня загрязнения воздуха  $i$ -м веществом. Так, например, если рассматривать вредное вещество, поступающее в атмосферу от многих низких источников, в том числе от автотранспорта, то оценка  $РПВ_m$  делается для  $H=20$  м и  $V_1=1$ . Если же рассматриваются примеси, поступающие от многих источников с нагретыми выбросами, то  $РПВ_m$  определяется для условий  $H=50$  м, поскольку выбросы, осуществляемые на больших высотах, вносят менее значительный вклад в общий уровень загрязнения атмосферы.

Сравнение данных  $РПВ_m$ , представленных в табл. 3, со значениями  $РПВ_m$ , рассчитанными на основании имеющихся сведений о выбросах и максимальных концентрациях различных вредных веществ, было выполнено для 14 городов СССР. Для пяти городов ЕТС с предприятиями искусственного волокна (холодные выбросы на высоте около 100 м) значение  $РПВ_m$  ( $10^{12}$  м<sup>3</sup>/год) сероуглерода изменялись в пределах 3—19; для 7 городов ЕТС с предприятиями черной металлургии (нагретые выбросы на высоте около 100 м) значения  $РПВ_m$  сернистого газа изменялись в пределах 14—82; для двух крупных ГРЭС, расположенных на ЕТС,  $РПВ_m$  сернистого газа и диоксида азота изменялись в пределах 172—222.

Таким образом, полученные значения  $РПВ_m$  по конкретным данным городов находятся в хорошем соответствии с данными табл. 3, что позволяет рекомендовать применение предложенного подхода для определения целесообразности контроля содержания в воздухе  $i$ -го вредного вещества [4].

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю., Завадская Е. К., Зашихин М. Н., Зильберштейн И. А. Статистический метод расчета среднего поля концентрации примеси в городском воздухе.— Труды ГГО, 1982, вып. 450, с. 85—89.

2. Безуглая Э. Ю., Завадская Е. К., Зражевский И. М., Нестерова М. Ю. К оценке метеорологических условий загрязнения атмосферы.— Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 87—98.

3. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу.— Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 3—38.

4. Временные рекомендации для составления приоритетного списка вредных примесей, подлежащих контролю в атмосфере. Л., 1983, 13 с.

## ОЦЕНКА ПОГРЕШНОСТИ ИЗМЕРЕНИЯ С ПОМОЩЬЮ СТАТИСТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ВРЕМЕННОГО РЯДА

В некоторых случаях вследствие недостаточно корректного проведения отбора проб атмосферного воздуха и химического анализа этих проб, а также вследствие особенностей используемых приборов - определение концентраций примесей в атмосфере проводится с некоторой погрешностью [7]. Различают систематические и случайные ошибки. Систематические ошибки искажают результаты наблюдений в одну какую-либо сторону, завышая или занижая среднее значение концентрации примеси. Случайные ошибки наблюдений в большинстве случаев распределены по нормальному закону.

Для оценки качества работы химлаборатории проводится внешний периодический контроль [4] путем сравнения результатов определения концентрации примеси в заданном контрольном растворе с истинным содержанием примеси в растворе. Проведение периодического контроля в значительной степени способствует повышению качества работ, выполняемых в химлабораториях УГКС. Однако он не является достаточным, поскольку не позволяет проверить правильность проведения отбора проб воздуха и не учитывает ошибки, возникающие при ежедневном химическом анализе проб воздуха.

Для оценки качества определения концентраций примесей в атмосферном воздухе городов рекомендуется проводить [6] критический просмотр исходных данных, который позволяет выявить грубые ошибки, значительно искажающие средние значения концентрации. В настоящей статье рассматривается способ оценки ошибок наблюдения с помощью статистического анализа временного ряда данных измерений. Средняя квадратическая погрешность измерения  $\sigma$  может быть определена по структурной или корреляционной функции, если погрешности измерения являются случайными и не коррелируют с истинным значением величины и между собой при экстраполяции значения функции в нулевую точку (по пространству или по времени). Выбор функции (временной или пространственной) для определения погрешности зависит от наличия данных в точках отсчета, близких к нулевым значениям. Погрешность измерения по структурной функции определялась для Днепропетровска в работе [1], а по корреляционной — для Ленинграда и Запорожья в работе [3]. Она оказалась равной (0,5...0,6)  $q_{\text{ср}}$  для концентрации сернистого газа и (0,2...0,4)  $q_{\text{ср}}$  для концентрации диоксида азота. По данным автоматического газоанализатора ГКП-1 значение средней квадратической погрешности измерения равно 0,2  $q_{\text{ср}}$ .

При проведении регулярного критического просмотра резуль-

татов наблюдений за загрязнением воздуха, выполняемых в различных городах, отмечено, что для отдельного поста связь между значениями средней концентрации примеси  $q_{\text{ср}}$  и ее средним квадратическим отклонением  $\sigma$  обычно оказывается линейной (рис. 1) и ее можно выразить уравнением регрессии

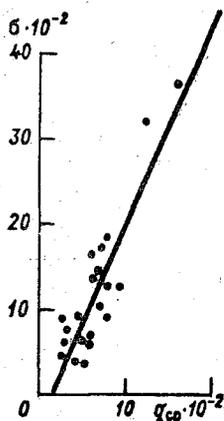


Рис. 1. Связь между  $q_{\text{ср}}$  и  $\sigma$  по данным наблюдений в одном городе.

$$\sigma_i = a + bq_{\text{ср}i}. \quad (1)$$

Коэффициенты  $a$  и  $b$  определяются по формулам

$$a = \frac{\sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i}^2 \sum_{i=1}^n \sigma_i - \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i} \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i} \sigma_i}{n \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i}^2 - \left( \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i} \right)^2}, \quad (2)$$

$$b = \frac{n \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i} \sigma_i - \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i} \sum_{i=1}^n \sigma_i}{n \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i}^2 - \left( \sum_{i=1}^n q_{\text{ср}i} \right)^2}, \quad (3)$$

где  $n$  — количество средних за месяц характеристик.

Как известно, если между двумя параметрами имеет место линейная связь типа (1), то коэффициент  $a$  представляет собой среднюю квадратическую погрешность измерения  $\sigma$ . [2]. На этом основании в работе Цира [8] предложено определять среднюю квадратическую погрешность измерения концентрации примеси, используя уравнение регрессии. Погрешность измерения концентрации сернистого газа, рассчитанная для 18 станций ГДР, в среднем оказалась равной 2,3 мкг/м<sup>3</sup> [8]. Таким образом, в результате статистической обработки информации могут быть определены средняя абсолютная погрешность и среднее квадратическое отклонение погрешности измерения.

Коэффициент  $b$  уравнения (1) при отсутствии погрешностей измерений, т. е. при  $a=0$ , представляет собой коэффициент ва-

риации концентрации примеси  $\sigma/q_{\text{ср}}$  и является важным показателем достоверности данных.

Другим важным показателем корректности измерений является коэффициент корреляции между  $\sigma_i$  и  $q_{\text{ср}i}$ . Он обычно рассчитывается следующим образом:

$$r = \frac{\overline{q_{\text{ср}i}\sigma_i} - \overline{q_{\text{ср}i}}\overline{\sigma_i}}{\sqrt{\overline{q_{\text{ср}i}^2} - (\overline{q_{\text{ср}i}})^2} \cdot \sqrt{\overline{\sigma_i^2} - (\overline{\sigma_i})^2}} \quad (4)$$

При линейном изменении  $q_{\text{ср}i}$  и  $\sigma_i$  коэффициент корреляции должен быть довольно высоким.

Для проверки возможности контроля результатов наблюдений и оценки погрешности измерения уровня загрязнения атмосферы по уравнению регрессии были использованы данные наблюдений за концентрациями сернистого газа, диоксида азота и некоторых других примесей в 40 городах СССР за четыре года (1979—1982 гг.). Рассчитывались коэффициенты уравнения регрессии  $a$  и  $b$ , коэффициенты корреляции  $r$ , а также  $\overline{q_{\text{ср}i}}$ ,  $\sigma$ ,  $a/\sigma$  и  $|\varepsilon|$ .

Анализ полученных параметров показывает, что они позволяют всесторонне оценить достоверность средних характеристик загрязнения атмосферы. Коэффициенты корреляции между  $q_{\text{ср}i}$  и  $\sigma_i$  в большинстве случаев оказались высокими (рис. 2 а): в 72 % случаев для диоксида азота и в 83 % случаев для сернистого газа значения  $r$  превышают 0,5, а примерно в 50 % случаев — 0,7. Почти во всех случаях при низких значениях  $r$  ( $<0,4$ ) относительная средняя квадратическая погрешность  $a/\sigma > 0,5$ .

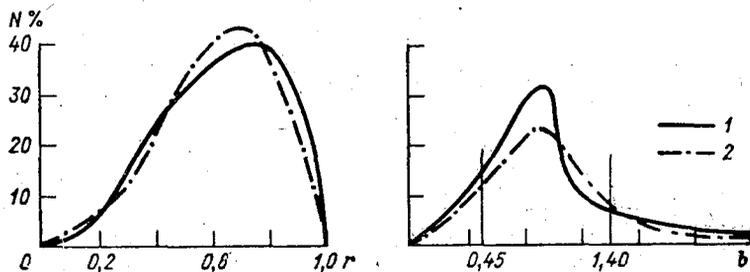


Рис. 2. Распределение коэффициентов корреляции  $r$  (а) и коэффициентов  $b$  (б) уравнения регрессии по данным 40 городов.

1 — сернистый газ, 2 — диоксид азота.

Значения коэффициента  $b$  в рассматриваемых городах изменялись в широком диапазоне (рис. 2 б). Они были в 75 % городов для диоксида азота и для сернистого газа в пределах 0,5—1,5. Заметим, что значения  $b > 1$  при высоких значениях  $r$  указывают на большую изменчивость концентрации примеси и, следовательно, на возможность появления в отдельных периоды значительных концентраций. К таким случаям можно, например, отнести результаты наблюдений за концентрацией сернистого газа

на станции Зима ( $r=0,97$ ,  $b=1,38$ ). Низкие значения  $b$  ( $<0,4$ ) указывают на слабую изменчивость концентрации примеси, что сомнительно.

При низких значениях  $r$  ( $0,26—0,42$  для сернистого газа и  $0,13—0,48$  для диоксида азота) отмечены минимальные значения коэффициента  $b$  ( $0,09—0,38$  для сернистого газа и  $0,07—0,42$  для диоксида азота), что свидетельствует о слабой изменчивости изучаемого элемента. Низкие значения  $r$  и  $b$ , очевидно, связаны с большой систематической погрешностью результатов наблюдений. В этом случае добавление постоянной погрешности  $\varepsilon$  к значению измеренной концентрации увеличивает  $q_{срi}$ , но не изменяет  $\sigma_i$ . Это обстоятельство и обуславливает низкие значения  $\sigma_i/q_{срi}$ , т. е.  $b$ . Коэффициент корреляции в этом случае также оказывается заниженным.

Распределение относительных погрешностей измерения и средних квадратических погрешностей измерения  $\sigma_\varepsilon/\sigma$  (или  $a/\sigma$ ) в рассматриваемых городах показано на рис. 3. Средняя квадратиче-

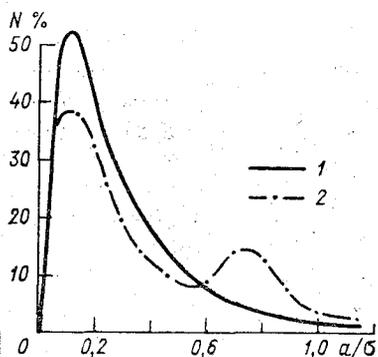


Рис. 3. Распределение по градациям ошибок измерений  $a/\sigma$ .  
1 — сернистый газ, 2 — диоксид азота.

ская погрешность измерения концентрации диоксида азота и сернистого газа меньше  $0,3 \sigma$  отмечена соответственно в 63 и 68 % городов, а больше  $0,5 \sigma$  — в 27 и 13 % городов.

Заметим, что выборка городов, используемых для оценки погрешностей наблюдения, не совсем правильно отражает действительное распределение погрешностей измерения на постах сети Госкомгидромета СССР. Это обусловлено тем, что при отборе данных для проведения статистического анализа и оценки погрешностей измерения в первую очередь были взяты данные наблюдений по городам, которые при предварительном контроле в соответствии с [6] вызывали сомнение. Поэтому полученные оценки существенно завышают количество городов, в которых имелась большая погрешность наблюдения.

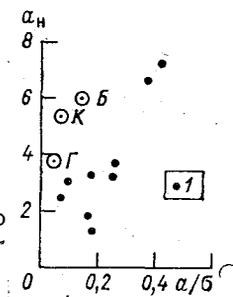
Известно, что если погрешности распределены нормально, то  $|\bar{\varepsilon}| = 0,8 \sigma_\varepsilon$ , а средняя погрешность измерений  $\bar{\varepsilon} = 0$ . Из уравнения регрессии следует, что  $|\bar{\varepsilon}| = \frac{a}{b}$ , где  $a$  соответствует  $\sigma_\varepsilon$ . По-

этому, если значения коэффициента  $b$  находятся в диапазоне 0,8—1,5, то  $\varepsilon=0$  или близко к нулю, и случайные погрешности практически не влияют на значение средней концентрации примеси. Из результатов статистической обработки следует, что в таких пределах коэффициент  $b$  находится в 50 % наблюдений, т. е. в 50 % наблюдений имели место систематические погрешности измерений или случайные погрешности с одним знаком. Вероятно, они были положительными и завышали значения концентрации. Особенно большие погрешности, достигающие 100 % и более от средней концентрации примеси, отмечались при значениях  $b$ , равных 0,07—0,52 для диоксида азота и 0,05—0,38 для сернистого газа.

Чтобы проверить достоверность изложенных выводов о погрешности и уточнить зависимость вида погрешности от значений  $r$  и  $b$ , был выполнен совместный анализ погрешностей измерения  $a/\sigma$ , полученных в данной работе, с результатами проведения в соответствии с [4] периодического контроля качества работ сетевых химических лабораторий в 10 городах за 1982 г. Для оценки качества работы были взяты значения коэффициентов регрессии  $a_n$ , характеризующие систематическую погрешность наблюдений и  $b_n$  — характеризующее случайную и систематическую погрешности наблюдения, полученные по данным внешнего контроля. Результаты сравнения  $a/\sigma$  и  $a_n$  показаны на рис. 4. В 9 случаях из 12 по-

Рис. 4. Связь между коэффициентом  $a_n$ , получаемым по результатам внешнего периодического контроля, и погрешностями измерений  $a/\sigma$ .

Б — Баку, К — Куйбышев, Г — Горький, 1 — другие города.



грешности наблюдений  $a/\sigma$  имели четкую связь со значениями  $a_n$ , полученными при внешнем контроле; это дает основание говорить, что в 9 городах, которые были использованы для сравнения, имела место погрешность измерений от 0,1 до 0,5  $\sigma$ . В Куйбышеве для концентрации сернистого газа  $b=0,93$ ;  $r=0,68$ ;  $a/\sigma=0,17$ , а значение  $a_n=5,4$ ; в Горьком для концентрации сернистого газа  $b=1,34$ ;  $r=0,74$ ;  $a/\sigma=0,03$ . Химические лаборатории в этих городах в целом работают хорошо и высокое значение  $a_n$ , полученное по результатам внешнего контроля, возможно, является случайным. В Баку при периодическом контроле  $a_n$  было большим, а  $a/\sigma$ , полученное из статистического анализа, — малым. В этом случае можно предположить, что погрешность измерения имела место при определении концентрации сернистого газа только с 1982 г.

Связь между  $b_n$  по результатам внешнего контроля и  $a/\sigma$  оказалась менее четко выраженной; для выявления причины этого требуется дополнительный анализ. Выявление зависимости между коэффициентами  $a_n$  и  $b_n$  и погрешностью измерения могли бы уточнить критерии внешнего периодического контроля. Например, значениям  $a_n > 4$  соответствует средняя квадратическая погрешность измерения  $a > 0,3 \sigma$ . В дальнейшем по большей выборке могут быть получены уравнения связи между  $a_n$  и  $a/\sigma$ , которые позволили бы определять значение систематической погрешности наблюдений.

Анализ зависимости погрешности измерения от уровня загрязнения атмосферы показывает, что в ряде случаев высокая погрешность (0,9—1,7  $q_{cp}$ ) в определении концентрации сернистого газа отмечается при низких уровнях загрязнения (0,01—0,05 мг/м<sup>3</sup>).

В соответствии с [6] для концентрации сернистого газа нижний предел диапазона измерений  $q_{н.п}$  равен 0,08 мг/м<sup>3</sup>. Обработка результатов наблюдений обычно предусматривает для получения  $q_{cp}$  суммирование всех измеренных значений концентрации, в том числе и меньших предельного значения. Это может быть одной из основных причин погрешностей наблюдений. Для проверки такого предположения были рассчитаны средние значения концентрации сернистого газа за 1983 г. в двух городах двумя способами. Первый предусматривал вычисление  $q_{cp}$  из всех результатов измерений, второй — расчет среднего, принимая все значения концентрации примеси ниже предельного равными нулю. Средние концентрации примеси, вычисленные двумя способами, существенно различались. При этом в городе, где  $q_{н.п} < 0,1$  мг/м<sup>3</sup>, различия составляли 25—373 %, а в городе с большим уровнем загрязнения — 2—50 % (табл. 1). Из этого можно сделать вывод,

Таблица 1

Отношение средних концентраций сернистого газа, вычисленных с учетом всех данных измерений ниже нижнего предела диапазона концентраций ( $q_{н.п}$ ) и с заменой этих значений нулями

Средний уровень в городе	Месяц											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
$q_{cp} < q_{н.п}$	2,53	1,53	1,24	1,48	4,73	4,38	1,43	4,44	1,25	1,10	1,23	2,14
$q_{cp} > q_{н.п}$	1,10	1,02	1,03	1,05	1,06	1,08	1,06	1,06	1,04	1,03	1,05	1,12

что измерения концентраций примеси в диапазоне  $0 - q_{н.п}$  производятся с наибольшей погрешностью, причем концентрации обычно завышаются.

Заметим, что в 4 случаях из 40 для концентрации сернистого газа и в 4 случаях из 36 для диоксида азота средняя квадратическая погрешность измерения оказалась отрицательной в пределах

$0,01 \sigma - 0,21 \sigma$ , что вызывает сомнение. Возможно, это объясняется некоторыми неточностями в расчетах, а реальная погрешность близка к нулю.

Приведенный выше статистический анализ результатов наблюдений позволил разработать методику оценки погрешностей измерения и рекомендации по определению характера погрешностей (случайные или систематические) [5]. В зависимости от значений  $r$  и  $b$ , а также их сочетаний устанавливается надежность характеристик рассматриваемого временного ряда и соответственно однородность ряда. В целом могут быть сделаны некоторые общие рекомендации.

1. При  $r > 0,7$  и  $0,8 < b < 1,5$  погрешность  $a/\sigma \leq 0,2$ ; результаты измерения концентраций примеси следует считать достоверными с малой погрешностью измерения, которая не сказывается на средних характеристиках. Если они получены по большому ряду наблюдений (за 3—5 лет) при  $n \geq 36$ , то весь ряд наблюдений можно считать однородным.

2. При  $0,5 < r < 0,7$  и  $b < 0,5$  возможна погрешность  $a/\sigma > 0,4$ . Это может иметь место при некотором завышении концентраций примесей и случайных погрешностях.

3. При  $0,5 < r < 0,7$  и  $0,8 > b > 0,5$  погрешность  $a/\sigma$  может принимать большие значения из-за случайной и систематической погрешностей.

4. При  $r < 0,5$ ,  $b < 0,5$  погрешность  $a/\sigma > 0,4$ . Низкий коэффициент корреляции в большинстве случаев обусловлен наличием случайных погрешностей в наблюдениях, в результате которых  $\sigma_i$  оказывается значительно большей, чем  $q_{срi}$ . Таким образом, при  $r < 0,5$ ;  $b < 0,5$  и  $a/\sigma > 0,4$  данные наблюдений вызывают сомнение. В таких рядах наблюдений, вероятно, имеется период, в течение которого наблюдения проводились с большой систематической погрешностью, а остальное время данные наблюдений достоверны. Это можно обнаружить при просмотре годового хода  $q_{срi}$  и  $\sigma_i$ . Если такой период обнаружен, то все статистические характеристики следует повторно рассчитать, используя данные за вычетом периода с недостоверными данными измерений. Если такой период не обнаружен, то весь ряд наблюдений недостоверен и его следует забраковать.

5. При  $r > 0,5$  и  $b \geq 1$  результаты измерений содержат случайные погрешности, которые приводят к погрешности в определении концентрации примеси и других характеристик загрязнения атмосферы. Средняя квадратическая погрешность измерения  $a$  составляет  $(0,2...0,4) q_{ср}$ . Ряд наблюдений является однородным. Причина пониженной корреляции может быть установлена при просмотре годового хода  $q_{срi}$  и  $\sigma_i$ . Коэффициент корреляции  $r$  может быть занижен из-за различий в годовом ходе значений  $q_{срi}$  и  $\sigma_i$ .

Коэффициент вариации  $V$ , полученный по значениям  $q_{срi}$  и  $\sigma_i$ , несколько отличается от коэффициента  $b$ , и эти различия обусловлены погрешностями измерения, которые, завышая  $\sigma_i$ , приводят к

завышению истинного значения коэффициента вариации. В табл. 2 приведены повторяемости различных градаций коэффициента вариации, определенного по отношению  $\sigma_i/q_{срi}$  и по  $b$ . При этом исключены все случаи, когда  $a/\sigma > 0,5$ . Как видно из табл. 2, ко-

Таблица 2

**Распределение повторяемости (%) коэффициентов вариации  $V$  (числитель) и  $b$  (знаменатель) для концентраций сернистого газа и диоксида азота (по данным наблюдений в 40 городах за период 1979—1982 гг.)**

Вещество	Градация коэффициентов вариации			
	0,1—0,5	0,51—1,00	1,01—2,00	>2,0
Сернистый газ	0	24,2	60,6	15,2
	<u>3,0</u>	<u>60,6</u>	<u>30,3</u>	<u>6,1</u>
Диоксид азота	0	32,0	56,0	12,0
	<u>0</u>	<u>52,0</u>	<u>44,0</u>	<u>4,0</u>

эффициенты вариации в основном находятся в пределах 0,5—2,0. Лишь в 4—6 % случаев истинные значения этого коэффициента превышают 2,0. Они не были ниже 0,5, если данные наблюдений не имели погрешностей.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеониздат, 1980, 184 с.
2. Гутер Р. С., Овчинский Б. В. Элементы численного анализа и математической обработки результатов опыта. — М.: Наука, 1970, с. 343—367.
3. Горшенев А. М., Коньков С. А., Полищук А. И. Некоторые результаты анализа пространственной и временной статистической структуры поля концентрации сернистого газа в атмосфере промышленных городов. — Труды ГГО, 1975, вып. 352, с. 93—112.
4. Полищук А. И., Стрельчя С. В., Шайкова Е. А. Величина погрешности измерения при определении содержания примесей в атмосфере городов. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 75—79.
5. Рекомендации по оценке достоверности данных наблюдений за загрязнением атмосферы. — Л., ГГО, 1984, 15 с.
6. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеониздат, 1979. 448 с.
7. Шайкова Е. А., Янковский И. А. К вопросу о достоверности данных наблюдений загрязнения атмосферы. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 105—109.
8. Zieg M. Die Bestimmung des zufälligen Fehlers von Luftverunreinigungsmessmethoden. — Z. des Hyg., 1982, N 28, H. 1, S. 16—18.

## ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ РАСSEИВАНИЯ ПРИМЕСЕЙ НА ФОРМИРОВАНИЕ СРЕДНЕГО И МАКСИМАЛЬНОГО УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА

Уровень загрязнения атмосферы, создаваемого выбросами промышленных предприятий, характеризуется приземной концентрацией  $C_m$  [3], которая отмечается на некотором расстоянии от источника выбросов при сравнительно часто встречающихся неблагоприятных метеорологических условиях. В отдельные короткие периоды времени могут создаваться более неблагоприятные условия для рассеивания примесей, при которых концентрация примесей в атмосфере резко возрастает. Эти условия обычно называются аномальными [3]. К ним относятся застой воздуха в нижней части атмосферы, низкие приподнятые инверсии над дымовыми трубами, ослабление ветра до штиля в слое от земли до высоты трубы. По значениям повторяемости метеорологических условий, относящихся к аномальным, а также некоторых неблагоприятных условий можно судить о вероятности превышения рассчитанного значения  $C_m$ .

1. Как показали исследования пространственно-временного распределения повторяемости низких приподнятых инверсий (с нижней границей в слое до 0,25 км) и штилевых слоев [4], эти условия в сумме создаются в 5—20 % случаев. Случаи формирования совместно приподнятой инверсии и слабого ветра в слое до 200 м составляют 1—3 %. Итак, используя климатические данные [3], можно показать, что повторяемость превышения  $C_m$  составляет на ЕТС 4—6 %, а в Сибири и Средней Азии 8—12 %. Надо сказать, что значение  $C_m$  является максимальной концентрацией для любой точки, расположенной на окружности на заданном расстоянии от источника загрязнения. В фиксированной точке окружности вероятность превышения  $C_m$  уменьшается по крайней мере в 8 раз (по числу румбов направлений ветра) и составляет от нескольких десятых процента до 1—2 %. Только в долинах рек с резко вытянутой розой ветров вероятность превышения  $C_m$  для господствующего ветра может быть в 2—3 раза больше и составлять 3—6 %. Для конкретных мест эту вероятность  $P_i$  можно рассчитать с учетом повторяемости направления ветра со стороны источника на эту точку

$$P_i = (P_{ин} + P_{сл}) P_j \frac{N}{2\pi}, \quad (1)$$

где  $P_{ин}$  — повторяемость низких приподнятых инверсий,  $P_{сл}$  — повторяемость возникновения слоев со скоростью ветра 0—1 м/с,  $P_j$  — повторяемость направления ветра от источника на жилые

районы,  $N$  — число румбов, для которых рассчитана повторяемость.

2. Известно, что  $C_m$  достигается при определенной для данного источника, так называемой опасной скорости ветра  $u_m$ . В зависимости от повторяемости этой скорости, а также повторяемости  $P_{ин}$  и  $P_{сл}$  будет изменяться значение средней концентрации примеси  $q_{ср}$ , создаваемой в районе источника загрязнения, а также значение максимальной концентрации  $q_m$  с заданной вероятностью превышения. Если провести расчеты рассеивания вредного вещества от одного источника загрязнения и определить параметры источника такими, чтобы  $C_m = ПДК$ , то в различных районах страны  $q_{ср}$  ( $q_m$ ) будут различными, причем эти различия будут тем больше, чем больше повторяемости аномальных метеорологических условий. Как показано в [1], среднее значение концентрации примеси может быть оценено, если предположить, что распределение концентрации в приземном слое находится в соответствии с логарифмически нормальным законом (что справедливо в 75—80 % случаев [1]):

$$q_{срi, j} = C_m \Pi_i P_j \frac{N}{2\pi}, \quad (2)$$

$$\Pi_i = 0,5 \exp \left[ \frac{0,12}{(Z_2 - Z_1)^2} - \frac{0,69Z_1}{Z_2 - Z_1} \right], \quad (3)$$

где  $P_j$  — повторяемость направления ветра от источника выбросов,  $N$  — число направлений ветра,  $Z_1$  и  $Z_2$  — аргументы интеграла вероятности  $\Phi(Z)$ , при которых  $\Phi(Z)$  находится из соотношений  $\Phi(Z_1) = 1 - 2P_1$ ,  $\Phi(Z_2) = 1 - 2P_2$ . В соответствии с [1]  $P_1$  и  $P_2$  находим из выражений

$$P_1 \left\{ q > \frac{C_m}{2} \right\} = P_{ин} + P_{сл} + \frac{P_u}{2}, \quad (4)$$

$$P_2 \{ q > C_m \} = P_{ин} + P_{сл}, \quad (5)$$

$P_u$  — повторяемость опасной скорости ветра.

Если принять  $C_m$  и  $u_m$  одинаковыми для двух источников, расположенных в различных районах СССР, то по формулам (2) и (3) можно рассчитать отношение средних концентраций в этих двух районах. Если же задать  $P_1$  и  $P_2$  условно для одного района, то можно получить распределение по территории СССР превышений  $q_{срi}$  над значением  $q_{ср0}$  в условном районе, где  $P_1 = 0,20$  и  $P_2 = 0,05$ .

$$\frac{q_{срi}}{q_{ср0}} = 1,47 \exp \left[ \frac{0,12}{(Z_{2i} - Z_{1i})^2} - \frac{0,69Z_{1i}}{Z_{2i} - Z_{1i}} \right]. \quad (6)$$

При этом оценивается роль крупномасштабных климатических факторов, определяющих рассеивающую способность атмосферы.

но не учитываются локальные различия, вызванные различными повторяемостями направлений ветра.

Для определения значения  $q_{ср1}/q_{ср0}$  необходимо знать реальные для данной местности значения  $P_1$  и  $P_2$ . При этом следует иметь в виду, что для различных источников загрязнения  $u_m$  могут быть различными. Повторяемость значений  $u_m$  для каждого источника будет также различной. Для упрощения выделяются две градации опасной скорости ветра: 0—3 м/с и 4—7 м/с, и для этих двух градаций определяется  $P_u$ . В этом случае для одной местности могут быть получены два значения отношения  $q_{ср1}/q_{ср0}$  для двух градаций  $u_m$ . Как показал анализ рассчитанных отношений  $q_{ср1}/q_{ср0}$  для различных районов в пределах территории СССР, они изменяются в основном от 1 до 2. Наиболее часто для источников двух типов и опасной скорости ветра 0—3 м/с и 4—7 м/с  $q_{ср1}$  более чем в 1,5 раза выше  $q_{ср0}$  над большей частью Украины и центра ЕТС, в Восточной Сибири и южной части Средней Азии, где наиболее высока повторяемость низких приподнятых инверсий [4]. В других районах территории СССР отношение  $q_{ср1}/q_{ср0}$  составляет 1,0—1,3.

Таким образом, при одинаковых значениях  $C_m$  средние значения концентраций будут различаться на территории СССР более чем в 2 раза. Аналогичные выводы получены при расчете потенциала загрязнения атмосферы ПЗА [1].

3. В результате различной повторяемости  $P_{ин}$ ,  $P_{сл}$  и  $P_u$ , при которых возможно различное превышение значения  $C_m$  в районе промышленного объекта, максимальные концентрации примеси  $q_m$  с заданной вероятностью превышения при одинаковых значениях  $C_m$  будут также различными. Величина  $q_m/C_m$  может быть определена из известных соотношений для  $q_m$ , если задана вероятность его превышения.

В целом для точек, расположенных по окружности на заданном расстоянии от предприятия, можно принять  $P(q > q_m) = 0,08$  (с учетом восьми румбов) для случая, когда в заданной точке  $q_m$  превышает в 1 % случаев. Тогда

$$\frac{q_m}{C_m} = 0,5 \exp \left[ \frac{0,69(1 - Z_1)}{Z_2 - Z_1} \right]. \quad (7)$$

Это соответствует среднему значению вероятности превышения  $C_m$  в любой точке окружности на заданном расстоянии от источника загрязнения. При круговой розе ветров отношение  $q_m/C_m$  в заданной точке будет примерно таким же, как и в любой другой точке, расположенной на заданной окружности на расстоянии  $\rho$  от источника загрязнения, но оно будет превышено в среднем не в 8 % случаев, а менее чем в 1 % случаев (в зависимости от климатических условий в 0,5—2 % случаев).

В настоящее время во многих городах страны осуществляется прогнозирование уровней загрязнения воздуха. При получении предупреждения о возможности возникновения неблагоприятных метеорологических условий на промышленных предприятиях осу-

шествляется регулирование (снижение) выбросов. Однако в большинстве случаев неизвестно, как часто могут наблюдаться ситуации для регулирования выбросов. Предложенный выше подход позволяет для каждого конкретного места определить вероятность превышения  $C_m$  как в заданной точке, так и по окружности в районе промышленного предприятия.

Значения  $q_m/C_m$  по реальным значениям  $P_1$  и  $P_2$  для двух градаций  $u_m$  определены по данным 94 метеорологических и аэрологических станций. Полученные значения  $q_m/C_m$  хорошо согласуются со значениями  $q_{срi}/q_{ср0}$  (рис. 1). На большей части террито-

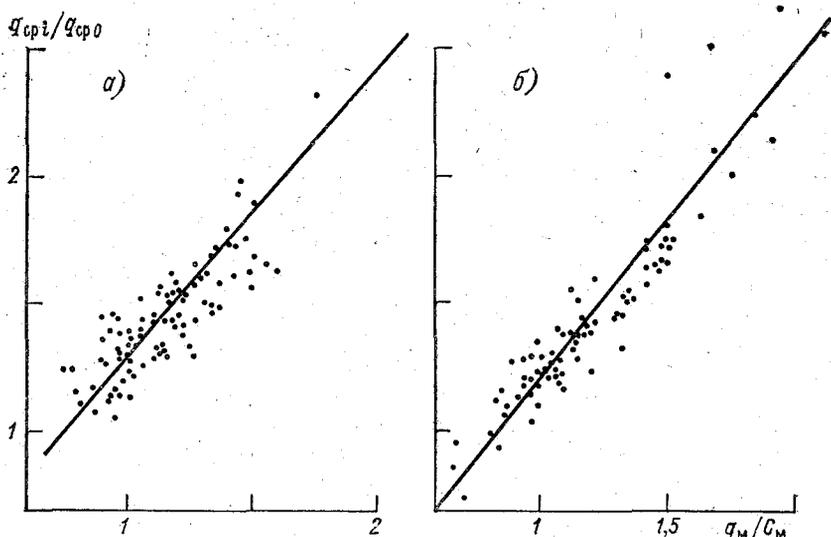


Рис. 1. Связь между  $q_{срi}/q_{ср0}$  и  $q_m/C_m$  при скорости ветра 0—3 м/с (а) и 4—7 м/с (б) и  $P(q > q_m) = 0,08$ .

рии СССР, где  $q_{срi}$  составляет  $(1,0...1,5)q_{ср0}$ ,  $q_m$  для 92 % квантиля ( $P(q > q_m) = 0,08$ ) соответствует значениям  $0,8—1,25 C_m$  при обеих градациях  $u_m$ . Районы, где при заданном  $C_m$  ожидаются наибольшие средние уровни загрязнения ( $q_{срi} \geq 1,5 q_{ср0}$ ), полностью совпадают с районами, где  $q_m$  является наибольшим.

Учитывая сказанное, можно выбрать такие параметры выбросов, при которых от разных источников могут быть обеспечены равные средние уровни загрязнения или  $q_m$  с одинаковой вероятностью превышения в различных климатических районах.

Знание отношений  $q_m/C_m$  при заданной вероятности превышения  $C_m$  и  $q_m$  позволяет выполнить оценки значений максимальной концентрации примеси заданного квантиля, которая может быть зафиксирована в районе источника загрязнения. Как показано выше, вероятность превышения  $C_m$  по окружности на заданном расстоянии от источника загрязнения составляет 4—12 %, а в конкретной точке — около 1 %. При этих вероятностях  $q_m$  мо-

жет оказаться выше  $C_M$  в 2—5 раза в зависимости от значения  $P(q > C_M)$  (см. таблицу). Вероятность появления таких концентраций по окружности менее 1 %, а в конкретной точке — около 0,1 % при круговой розе ветров и менее 0,4 % при очень сильно вытянутой.

Значения  $q_M/C_M$  при  $P(q > q_M) = 0,01$  и различной вероятности превышения  $C_M$  в любой точке на окружности

$P(q > C_M)$	Скорость ветра, м/с	
	0—3	4—7
$\leq 0,05$	1,1—1,5	1,2—2,5
0,05—0,10	1,4—5,0	1,8—5,0

Таким образом, можно сделать вывод, что при предупреждении о возникновении неблагоприятных метеорологических условий промышленное предприятие должно обеспечить снижение выбросов по сравнению с расчетными по крайней мере на 50—70 % (в зависимости от климатических условий района). В настоящее время при разработке проектов на строительство или реконструкцию промышленного предприятия предусматривается регулирование выбросов, однако не оговаривается, сколь заметным должно быть снижение выбросов в периоды неблагоприятных условий. Выполненные расчеты показывают, что это снижение должно составлять не менее 50 %.

4. Диапазоны изменения рассматриваемых выше соотношений  $q_{срi}/q_{срo}$  и  $q_M/C_M$  различаются:  $q_{срi}/q_{срo}$  изменяются от 1,0 до 2,5, а  $q_M/C_M$  при  $u_M$ , равном 0—3 м/с, от 0,8 до 1,6 и при  $u_M$ , равном 4—7 м/с, от 0,7 до 2,0, т. е. в 2,0 и 2,9 раза соответственно. Следовательно, в различных физико-географических районах будут разными отношения  $q_{Mi}/q_{срi}$ . В связи с этим определенным интерес представляет исследование изменчивости отношений  $q_M/q_{ср}$ . Значения отношений важны для установления правильного соотношения между максимальными разовыми ПДК и ПДК с более длительным периодом осреднения.

Значения  $q_M/q_{ср}$  в точках по окружности от источника при условии  $P(q > q_M) = 0,01$  для  $u_M = 0—3$  м/с и  $u_M = 4,7$  м/с были рассчитаны по тем же значениям  $P_1$  и  $P_2$ , что и другие соотношения, по формуле

$$\frac{q_{Mi}}{q_{срi}} = \exp \left[ \frac{1,14}{Z_{2i} - Z_{1i}} - \frac{0,12}{(Z_{2i} - Z_{1i})^2} \right]. \quad (8)$$

Результаты расчета  $q_M/q_{ср}$  показали, что это отношение зависит от опасной скорости ветра  $u_M$  и существенно различается по территории СССР.

Для источников с  $u_M$ , равным 0—3 м/с, наименьшие значения  $q_M/q_{ср}$  характерны для районов Восточной Сибири и Средней

Азии. В Восточной Сибири  $q_m$  больше  $q_{ср}$  всего в 3,5—4,5 раза, а в Средней Азии — в 3,5—5,0 раз. Для этих же источников на побережье морей отношение  $q_m/q_{ср}$  находится в пределах 6,0—13,0 из-за низких значений  $q_{ср}$ , а на остальной части территории СССР — в пределах 4,0—7,5.

Для источников с  $u_m$ , равным 4—7 м/с, картина распределения отношений  $q_m/q_{ср}$  иная. В Восточной Сибири и Средней Азии возможны наибольшие отношения: 10—15 и 5—15 соответственно. Это определяется тем, что для высотных источников с  $u_m$ , равным 4—7 м/с, в указанных районах могут создаваться, хотя и с невысокой вероятностью, аномально опасные метеорологические условия, при которых  $q_m$  резко возрастает. Кроме того, здесь средние уровни более низкие, чем в других местах. Для этих же источников на ЕТС, на Урале, в Западной Сибири и на побережье морей  $q_m$  больше  $q_{ср}$  всего в 4—9 раз.

Следует сказать, что по (8) получены не реальные отношения  $q_m/q_{ср}$  в заданной точке, а отношения радиальных значений на заданном расстоянии по окружности в районе источника загрязнения. В конкретной точке реальные отношения  $q_m/q_{ср}$  зависят от расстояния до источника, но еще в большей степени от розы ветров. Для ЕТС, где роза ветров почти круговая, реальные отношения  $q_m/q_{ср}$  для источников с  $u_m$  в пределах 0—3 м/с составляют 30—70, а в Восточной Сибири при резко вытянутой розе ветров — 8—18, если направление ветра от источника совпадает с преобладающим направлением ветра, и 80—150, если повторяемость направления ветра от источника на рассматриваемую точку мала и составляет всего 3—5 %. Эти выводы хорошо согласуются со значениями средних и максимальных концентраций вредных веществ в атмосферном воздухе городов и их отношениями, полученными по данным наблюдений [2].

Распределение по территории СССР возможных значений  $q_m/q_{ср}$  при  $P(q > q_m) = 0,05$  от одинаковых источников загрязнения характеризуется несколько большей однородностью. Наименьшее  $q_m/q_{ср} = 1,9$ , наибольшее  $q_m/q_{ср} = 3,8$ . На большей части территории СССР они находятся в пределах 2—3.

5. Справедливость полученных выводов была проверена по данным наблюдений за загрязнением атмосферы. Для этой цели были выбраны 19 городов, в которых промышленные предприятия выбрасывают специфические примеси, характерные в данном городе только для данного промышленного объекта. По данным наблюдений за 1982 г. на стационарных постах, расположенных на расстоянии 2—5 км от этого промышленного объекта, определялись средние ( $q_{срi}$ ) и максимальные ( $q_{mi}$ ) концентрации данного специфического вещества и определялись соотношения  $q_m/q_{ср}$  по формуле:

$$\frac{q_m}{q_{ср}} = \frac{q_{mi}}{q_{срi}} \frac{P_i}{P}, \quad (9)$$

где  $P_i$  — повторяемость направления ветра со стороны источника

загрязнения, определялась осреднением повторяемости трех ближайших направлений ветра со стороны источника загрязнения на рассматриваемый стационарный пост. Направление со стороны источника на пост определялось по карте-схеме города, а повторяемость направления ветра на пост взята из [5].

На рис. 2 показана связь между отношениями  $q_m/q_{cp}$ , рассчитанным по формуле (9) с учетом данных наблюдений за загрязнением воздуха и климатических данных о повторяемости неблаго-

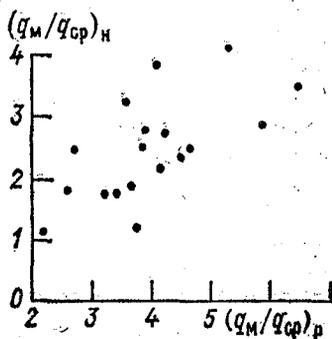


Рис. 2. Зависимость рассчитанных и наблюдаемых отношений  $q_m/q_{cp}$ .

приятных условий для рассеивания примесей. Как видно из рис. 2, связь между двумя параметрами довольно хорошая, коэффициент корреляции равен 0,47. Это позволяет говорить о надежности полученных выше выводов.

Для двух городов имелись данные о параметрах выбросов, позволяющие рассчитать  $C_m$ , по данным наблюдений определить  $q_m$  и соответственно  $q_m/C_m$ , а затем сравнить полученные значения наблюдаемых  $(q_m/C_m)_n$  с рассчитанными  $(q_m/C_m)_p$  по климатологическим данным  $P_1$  и  $P_2$ . Результаты сравнения следующие:

	Братск	Комсомольск-на-Амуре
$(q_m/C_m)_n$ . . . . .	2,0	2,1
$(q_m/C_m)_p$ . . . . .	2,2	2,3

Рассчитанные и реальные отношения близки между собой, и это может служить дополнительным доказательством справедливости полученных выводов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеиздат, 1980, 184 с.
2. Безуглая Э. Ю., Ковалевский А. Г., Расторгуева Г. П. Особенности распределения промышленных примесей в атмосфере городов различных типов. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 81—87.
3. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975, 448 с.
4. Климатические характеристики условий распространения примесей в атмосфере. Справочное пособие/Под ред. Э. Ю. Безуглой, М. Е. Берлянда. — Л.: Гидрометеиздат, 1983, 327 с.
5. Справочник по климату СССР. Ч. 3. Л.: Гидрометеиздат, 1966—1970, вып. 1—34.

**ОТРАСЛЕВАЯ КЛАССИФИКАЦИЯ  
ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ  
И ЕЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ  
ПРИ НОРМИРОВАНИИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ**

С 1980 г. в Советском Союзе в широком масштабе ведутся предусмотренные Законом СССР об охране атмосферного воздуха работы по нормированию промышленных выбросов вредных веществ в атмосферу. За период до 1985 г. нормативы предельно допустимых выбросов (ПДВ) и временно согласованных выбросов (ВСВ) разработаны для предприятий и их основных источников примерно 250 городов страны, в которых проживает около 70 % городского населения. В период 1986—1990 гг. работы будут распространены на большее число городов и населенных пунктов. К 1990 г. намечено охватить разработкой нормативов ПДВ и ВСВ города и другие населенные пункты, в которых проживает примерно 90 % городского населения.

Главная геофизическая обсерватория им. А. И. Воейкова Госкомгидромета СССР совместно с рядом организаций других министерств и ведомств разработала общесоюзную нормативную базу для этих работ [5, 6, 8, 12 и др]. Общие научные основы работы по нормированию выбросов изложены в [1—4, 13]. При нормировании выбросов в широком масштабе с применением ЭВМ выполнялись расчеты загрязнения атмосферы [14] по общесоюзным нормативным указаниям [16], взамен которых с 1987 г. введен общесоюзный документ [11]. Эти расчетные методики базируются на широком комплексе теоретических и экспериментальных исследований закономерностей рассеивания вредных примесей в атмосфере [1—4]. Наряду с общими теоретическими и организационными принципами, проблемы нормирования промышленных выбросов в атмосферу, контроля за выбросами и выполнением нормативов ПДВ (ВСВ) имеют отраслевые особенности, требующие, в частности, проведения различных классификационных работ с учетом конкретных условий и специфики промышленных отраслей.

К 1980 г., когда были начаты широкие общесоюзные работы по нормированию промышленных выбросов, как в нашей стране, так и за рубежом классификационные работы по атмосферноохранному аспектам были развиты крайне недостаточно и имели весьма общий характер. В нашей стране среди указанных работ следует отметить санитарную классификацию промышленных предприятий [15] и классификацию промышленных выбросов по составу [7], а также одну из первых работ в этой области [10]. Из зарубежных работ можно отметить принятую в США в 1962 г. на конференции по проблемам загрязнения воздуха упрощенную классификацию отраслей промышленности по видам выбрасываемых

вредных веществ. Однако разнообразие этих веществ, обусловленное производственной спецификой, затрудняет отнесение отраслей к одному из установленных классов. Несколько более углублена классификация Европейского объединенного совета по загрязнению воздуха [9].

Для изучения и учета отраслевых особенностей выброса с 1981 г. в нашей стране выполняется специальная комплексная программа НИР Государственного комитета СССР по науке и технике (ГКНТ) (головная организация — ГГО). По одному из заданий этой программы в 1981—1985 гг. 50 организаций шестнадцати отраслей провели широкие разработки отраслевой классификации источников выброса вредных веществ в атмосферу.

В 1981 г. в ГГО были разработаны (М. Е. Берлянд, Р. И. Оникул, Н. С. Буренин и др.) и выданы исполнителям детальные рекомендации по целям, задачам и принципам классификации отраслей, подотраслей и производств, исходной информации, выбору объектов и вредных веществ (с учетом годовых и максимальных выбросов, а также токсичности), учету вклада неорганизованных выбросов, стационарности (нестабильности во времени) вредных выбросов, вероятности залповых выбросов и др. Были охарактеризованы также принципы классификации научно-технического уровня атмосфероохранных мероприятий, показателей технологии, оборудования, сырья, продукции, а также намечены направления классификации по уровню эксплуатации приборов для контроля за выделениями и выбросами вредных веществ, условиям контроля на объектах, организации их выпуска и т. п.

Исходной информацией для проведения классификационных работ в отраслях являются данные инвентаризации выбросов вредных веществ, статистической отчетности предприятий о выбросах, технологические регламенты, проектные проработки, удельные выбросы для разных производств и технологий, показатели эффективности технологического, газоочистного и контрольного оборудования, результаты обследований различных производств и ряд других материалов.

Для получения более полной информации при классификации должны рассматриваться не только источники выброса (трубы, аэрационные фонари и др.), но и источники выделения (образования) вредных веществ, т. е. технологическое оборудование. Ранее им не уделялось достаточного внимания. Проводились работы только по источникам выброса, в связи с чем было трудно раздельно оценить эффективность газоочистки и обезвреживания выброса, а также технологических атмосфероохранных мероприятий.

Организациям-разработчикам была дана возможность выбрать направления для классификации в соответствии с их актуальностью для отрасли (подотрасли) и спецификой организации.

В результате работ были получены весьма интересные результаты, уже нашедшие широкое применение при отраслевых разработках нормативов ПДВ (ВСВ), проектировании новых и реконструкции существующих промышленных предприятий.

разработках по очистке и утилизации выбросов, выборе приоритетных вредных веществ для развития сети наблюдений за загрязнением атмосферы, организации контроля за выбросом и ряде других работ.

Важное значение имеет классификация характерных для каждой отрасли, подотрасли и производства вредных веществ, разрабатываемая в целях установления приоритетности их учета при нормировании. Работы в этом направлении выполнены, по существу, во всех отраслях. В результате проведенных работ получены перечни вредных веществ и комбинаций вредных веществ с суммирующимся вредным действием, характерных для действующих и проектируемых предприятий, составлены приоритетные списки и характеристики относительного вклада выбросов вредных веществ с учетом различий их токсичности в суммарные выбросы производств, подотрасли и отрасли, а также приоритетные списки вредных веществ по валовым выбросам и вкладу в них неорганизованных и низких организованных выбросов.

Классификации источников выделения вредных веществ по различным аспектам выполнены практически во всех отраслях. В 12 отраслях разработана классификация источников выделения по абсолютным значениям их мощности. Среди классификационных проработок, касающихся источников выбросов, кроме перечней источников выбросов и выбрасываемых веществ, составленных во всех отраслях, большое внимание уделено классификациям источников выброса по параметрам газовой смеси (10 отраслей). Классификации установленных показателей технологии, оборудования, сырья, продукции, приборов по научно-техническому уровню (с точки зрения охраны атмосферы от загрязнения) выполнены в 20 организациях восьми отраслей. Классификации газоочистных установок наиболее обоснованно и полно представлены девятью отраслями. Классификации, касающиеся приборов и методов контроля, разработаны пятью отраслями.

Для примера остановимся на классификации технологии, оборудования, приборов по научно-техническому уровню в части охраны атмосферы от загрязнения, необходимой при установлении нормативов ПДВ (ВСВ) и проектировании. Согласно ГОСТ 17.2.3.02—78 [8], в тех случаях, когда нельзя в ближайшие годы обеспечить достижение нормативов ПДВ, устанавливаются поэтапно снижаемые нормативы ВСВ на передовом уровне научно-технических достижений.

В ГГО предложена (табл. 1) классификационная таблица для оценки научно-технического уровня технологии, оборудования и др.

Важнейшей характеристикой степени соответствия технологии и технологического оборудования передовому уровню являются удельные выделения вредных веществ (на единицу продукции, сырья и др.). Использование значений удельных выделений вредных веществ имеет преимущество по сравнению с использованием

## Классификация научно-технического уровня технологии, оборудования и др.

Категория	Научно-технический уровень
0	Недопустимо низкий
1	Ниже среднего в отрасли (подотрасли)
2	Средний в отрасли (подотрасли)
3	Передовой в отрасли (подотрасли)
4	Выше передового в отрасли (подотрасли) (устанавливается для проектируемых объектов)
5	Передовой в стране (устанавливается для производств общетехнического назначения, имеющих в разных отраслях)
6	Выше передового в стране (устанавливается для проектируемых объектов)
7	Передовой в мире
8	Выше передового в мире (устанавливается для проектируемых объектов)

значений удельных выбросов, так как удельные выделения определяются до установок санитарной очистки отходящих газов и позволяют оценить степень малоотходности самой технологии. Проработки по данному аспекту с необходимыми обоснованиями были выполнены в ряде различных отраслей: в производстве серы (табл. 2), пластмасс (табл. 3), нефтепродуктов и др.

Таблица 2

## Категория научно-технического уровня производства исходного сырья на двух основных предприятиях серной подотрасли

Предприятие	Вещество	Приоритет вещества по вредности	Удельный выброс		Категория научно-технического уровня (по табл. 1) в подотрасли
			в данном производстве	в среднем по подотрасли	
А	Сероводород	1	0,76	0,3	1
	Пыль серная	4	0,005	0,1	3
Б	Сероводород	1	0,011	0,3	3
	Предельные углеводороды	2	0,60	0,56	2
	Пыль неорганическая	5	20,0	1,0	1

В третьем столбце табл. 2 характеризуется приоритет вещества по вредности для рассматриваемых производств. Указанные вещества ранжировались в рассматриваемом случае по величине  $r_1 = M_r / ПДК_p$ , где  $M_r$  — годовой выброс по подотрасли,  $ПДК_p$  ( $мг/м^3$ ) — максимальная разовая предельно допустимая концентрация для населенных мест.

Категория научно-технического уровня различных производств трех предприятий подотрасли пластмасс по удельным выделениям и выбросам

Предприятие	Производство	Вредное вещество	Категория научно-технического уровня в подотрасли	
			по удельным выделениям	по удельным выбросам
А	Полиэтилен низкого давления	Углеводороды	1	1
		Сернистый газ	1	1
		Изопропиловый спирт	1	1
		Аммиак	1	1
Б	Суспензионный полистирол	Пыль	2	2
		Стирол	2	2
В	Фенолформальдегидные пресспорошки	Метанол	1	1
		Пыль	1	3*
		Фенол	1	1
		Формальдегид	2	2

\* Высокоэффективная пылеочистка.

В промышленности по производству серы к категории 2 относятся технология и агрегаты, у которых удельные выделения рассматриваемого вредного вещества соответствовали среднему уровню в подотрасли. Из табл. 2 и 3 следует, что к малоотходным нельзя отнести ни одно из рассмотренных предприятий.

Разработка и внедрение отраслевых классификаций источников загрязнения атмосферы будет способствовать улучшению качества работ по установлению ПДВ (ВСВ), унификации подходов разных отраслей к решению задач, стоящих на действующих, реконструируемых и проектируемых предприятиях, а также учету передового отечественного и зарубежного научно-технического опыта.

Эффективность работ по классификации источников выброса была оценена отраслями весьма высоко. Уже с XI пятилетки указанная классификация разрабатывается не только по программе НИР ГКНТ, но и по отраслевым программам.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975, 448 с.
2. Берлянд М. Е. Основные принципы инвентаризации и определения предельно допустимых выбросов в атмосферу. — В кн.: Нормирование и контроль промышленных выбросов в атмосферу. Л.: Гидрометеиздат, 1977, с. 3—10.
3. Берлянд М. Е. Состояние и пути совершенствования контроля и прогноза загрязнения атмосферы (Семинар «Атмосфера—океан—космос»). — М., ОВМ АН СССР, 1983, 50 с.

4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г., Оникул Р. И., Чичерин С. С. Физические и метеорологические принципы установления предельно допустимых выбросов в атмосферу. — Труды ГГО, вып. 495, 1985, с. 3—23.

5. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосферу (расчет и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). — М., 1981, 59 с.

6. Временные указания по определению фоновых концентраций вредных веществ в атмосферном воздухе для нормирования выбросов и установления предельно допустимых выбросов. — М.: Гидрометеоздат, 1981, 37 с.

7. ГОСТ 17.2.1.01—76. Охрана природы. Атмосфера. Классификация выбросов по составу. — 1976, 5 с.

8. ГОСТ 17.2.3.02—78. Охрана природы. Атмосфера. Правила установления допустимых выбросов вредных веществ промышленными предприятиями. — 1979, 14 с.

9. Детри Ж. Атмосфера должна быть чистой. М.: Прогресс, 1973, 378 с.

10. Конычев А. А. Классификация вредных примесей. — Военно-медицинский журнал. 1973, № 1, с. 62—66.

11. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (ОНД—86), Л.: Гидрометеоздат, 1987, 93 с.

12. Методические указания по внедрению ГОСТ 17.2.3.02—78. Охрана природы. Атмосфера. Правила установления допустимых выбросов вредных веществ промышленными предприятиями (РД-50-210—80), М.: Изд-во стандартов, 1981, 10 с.

13. Оникул Р. И. К методике нормирования выбросов в атмосферу. — В кн.: Нормирование и контроль промышленных выбросов в атмосферу. Л.: Гидрометеоздат, 1976, с. 11—18.

14. Оникул Р. И., Канчан Я. С. О расчетах загрязнения атмосферы от многих источников на ЭВМ с применением унифицированных программ. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 41—49.

15. Санитарные нормы проектирования промышленных предприятий (СН 245—71). — М.: Стройиздат, 1972.

16. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369—74. — М.: Стройиздат, 1975, 42 с.

*Б. Б. Горошко, О. Ю. Феофанова, А. М. Царев*

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ АНИОНОВ В СНЕГЕ НА ТЕРРИТОРИИ ПРОМЫШЛЕННОГО РАЙОНА

Промышленные предприятия выбрасывают в атмосферу большое количество вредных веществ, которые воздушным потоком могут переноситься на значительные расстояния. Дальность распространения зависит от физических и химических свойств конкретного вещества и метеорологических условий. Одним из важных факторов самоочищения атмосферы являются осадки в жидком и твердом виде.

В настоящей работе рассматривается содержание  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  и рН в снеге, выпадающем на территории

Донецка и за его пределами, а также накопление вышеуказанных элементов в снежном покрове.

Отбор проб снега проводился в зимний период 1982-83 г. после установления устойчивого снежного покрова при полном покрытии поверхности почвы снегом. Это исключает возможность переноса исследуемых ингредиентов, осевших ранее на почву. Значение концентраций в пробах снега в этих случаях определяется захватом соответствующих ингредиентов снежинками или непосредственным оседанием на поверхность снега. Таким образом, содержание вредных веществ в снеге является надежным индикатором распространения примесей.

Отбор проб снега проводился в г. Донецке и на шести заранее выбранных маршрутах, радиально уходящих от города с учетом преобладающих направлений ветра в зимний период. Длина маршрутов составляла более ста километров.

Нами использовались результаты выполненных ранее работ [1]. Предполагалось, что основное количество предприятий сосредоточено в черте города Донецка, следовательно, загрязнение снежного покрова здесь будет максимальным. В связи с этим начальной точкой всех маршрутов являлся Донецк. На каждом из маршрутов заранее были выбраны пункты для отбора проб снега на достаточном удалении от автомагистралей и поселков, чтобы исключить их влияние. В соответствии с программой отбора проб в этих пунктах в дальнейшем брались пробы снега. Методика наблюдений заключалась в следующем.

После выпадения снега автомашина с лаборантом выезжала по одному из маршрутов, направление которого совпадало с направлением ветра по данным аэрологических наблюдений в период выпадения снега. Этот день указывался в журнале наблюдений как первый день. При сохранении направления ветра и отсутствии выпадений свежего снега пробы отбирались в тех же точках на второй, третий и четвертый дни. В случаях выпадения свежего снега даже при сохранении направления ветра день наблюдений снова отмечался как первый.

Таблица 1

Количество проб снега, проанализированных на различных маршрутах (1982-83 г.)

Номер маршрута	$SO_4^{2-}$	$Cl^-$	$NO_3^-$	$HCO_3^-$	$NH_4^+$
1	45	35	29	45	45
2	45	35	45	38	45
3	18	18	18	18	18
4	30	30	21	26	30
5	8	8	8	8	8
6	21	21	21	20	21
Город	23	27	27	25	23
Всего проб	190	174	169	180	190

Отобранные пробы в полиэтиленовых пакетах доставлялись в лабораторию, где на следующий день проводился химический анализ [2]. Количество отобранных и проанализированных проб снега за два года приведено в табл. 1. Из нее следует, что собран значительный статистический материал о содержании в снеге ряда веществ.

Имеющийся экспериментальный материал дает возможность проследить изменения содержания примесей в снежном покрове с удалением от города. Для анализа использовались данные наблюдений за первый день отбора проб.

Таблица 2

Концентрация (мг/л) ионов и рН в пробах снега по маршрутам 2 (числитель) и 6 (знаменатель)

Расстояние, км	$SO_4^{2-}$	$Cl^-$	$NO_3^-$	$HCO_3^-$	$NH_4^+$	рН
0	40,25	4,36	4,94	16,28	4,58	6,90
12—14	18,71	5,85	5,05	8,10	2,20	6,80
	12,26	2,80	1,70	12,00	1,52	7,20
32	33,6	6,40	10,9	13,90	4,90	6,90
	21,38	3,60	5,67	5,37	2,17	6,55
55	18,47	3,40	5,05	7,20	1,80	6,70
	18,01	4,95	4,67	1,10	2,03	5,12
79	21,13	3,20	12,95	6,30	2,20	6,60
	29,32	8,0	5,14	7,81	2,36	5,50
111	—	—	—	—	—	—
	21,95	5,20	4,28	4,63	2,59	5,34

В табл. 2 приведены средние концентрации ионов для ряда ингредиентов по маршрутам 2 и 6. Маршрут 2 направлен на восток от Донецка, 6 — на западо-северо-запад. Из данных, приведенных в таблице, видно, что концентрации ионов уже на расстоянии 12—14 км уменьшаются в 2—3 раза по сравнению с городским уровнем. На отдельных расстояниях наблюдается довольно резкое увеличение концентраций, что связано с влиянием местных локальных источников загрязнения атмосферы промышленными примесями. Высокие значения рН, которые мало меняются с удалением от города, дают возможность предположить, что большая часть соединений серы попадает в осадки за счет аэрозольного, а не газового загрязнения. Если бы они попадали за счет растворения  $SO_2$ , то избыток анионов водорода был нейтрализован переходом в раствор атомов водорода, что приводило бы к уменьшению значений рН.

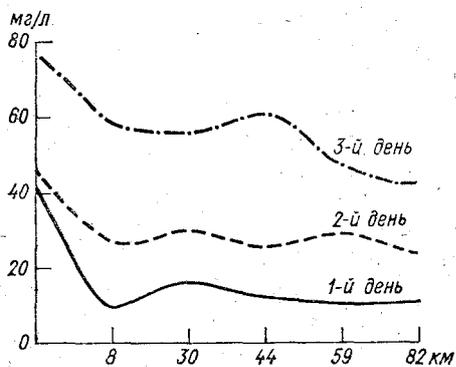
Как уже отмечалось, отбор проб в ряде пунктов производился в течение нескольких дней, что позволило проследить накопление примесей в снежном покрове (табл. 3). Из данных табл. 3 видно, что наиболее четко возрастают концентрации ионов  $SO_4^{2-}$ , содержание которых от первого к четвертому дню увеличивается в два

Концентрация ионов (мг/л) и pH в пробах снега в Донецке

День взятия пробы	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	pH
1-й	40,25	4,36	4,94	16,28	4,58	6,88
2-й	40,53	3,72	4,91	14,58	3,54	7,20
3-й	76,24	4,03	6,11	11,25	3,68	7,35
4-й	87,72	5,15	6,39	7,44	11,31	7,19

раза. Концентрации ионов  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  и  $\text{NH}_4^+$  во второй день оказались несколько ниже, чем в первый, а затем возросли. Содержание этих ионов на четвертый день значительно превышало уровень, наблюдавшийся в свежеснегавпавшем снеге. Концентрация ионов  $\text{HCO}_3^-$  падала в течение всех дней наблюдения, и их содержание в снеге в четвертый день оказалось в два раза меньше, чем в первый.

Накопление ионов  $\text{SO}_4^{2-}$  в снежном покрове довольно отчетливо прослеживается также на маршрутных пунктах. На рисунке представлен ход концентрации ионов  $\text{SO}_4^{2-}$  по маршруту на юго-юго-запад от Донецка. Уже на вторые сутки наблюдений содержание ионов  $\text{SO}_4^{2-}$  практически на всех пунктах возросло в 2—3 раза, а к третьим суткам в 5 и более раз.



Ход концентрации  $\text{SO}_4^{2-}$  в снеге по мере удаления от Донецка.

Кроме этого, на рисунке хорошо прослеживается влияние локальных источников на увеличение концентраций на пунктах измерения, расположенных за пределами г. Донецка.

По данным наблюдений в г. Донецке исследовалась зависимость концентраций в снеге от продолжительности осадков (табл. 4) и их количества (табл. 5). Сведения о количестве и продолжительности осадков взяты по данным наблюдений городской метеостанции. Как видно из данных, приведенных в табл. 4, концентрация ряда ионов в снеге уменьшается почти в 2 раза уже

Таблица 4

**Концентрация (мг/л) ионов в снеге в зависимости от продолжительности осадков**

Ион	Продолжительность осадков, ч				
	5	10	15	20	24
$\text{SO}_4^{2-}$	34,9	28,8	17,5	14,58	15,61
$\text{Cl}^-$	5,03	2,7	2,1	2,52	1,6
$\text{NO}_3^-$	5,8	3,7	2,22	3,52	2,86
$\text{HCO}_3^-$	8,7	7,1	5,4	4,4	2,2
$\text{NH}_4^+$	3,7	3,2	2,9	1,9	2,04

при осадках длительностью более 10 ч. В дальнейшем тенденция к уменьшению концентрации сохраняется, но уровень концентрации падает менее значительно, чем в первые 10 ч. Вероятно, в первые часы примеси интенсивно вымываются осадками, затем, вследствие их непрерывного поступления в атмосферу от предприятий, концентрация ионов стабилизируется. Таким образом, очищающее действие снегопада наиболее эффективно проявляется в первые часы выпадения, а в дальнейшем способствует сохранению возникшего уровня и препятствует накоплению примеси в воздухе.

Таблица 5

**Концентрация (мг/л) ионов в снеге в зависимости от количества осадков**

Ион	Количество осадков, мм		
	5	10	15
$\text{SO}_4^{2-}$	26,51	15,40	2,88
$\text{Cl}^-$	3,36	2,50	1,77
$\text{NO}_3^-$	4,72	1,02	0,62
$\text{HCO}_3^-$	6,49	6,38	2,68
$\text{NH}_4^+$	3,39	1,93	0,35

В табл. 5 представлены данные о концентрации ионов в зависимости от количества выпавших осадков. Из нее следует, что чем больше осадков выпадает, тем меньше концентрации всех ингредиентов. Это объясняется тем, что до начала выпадения осадков устанавливается определенный уровень загрязнения атмосферы, который определяется в основном количеством выбрасываемых вредных веществ в атмосферу, высотой выброса и метеорологическими параметрами, способствующими переносу и

рассеиванию примесей. Осадки жидкие или твердые способствуют самоочищению атмосферы путем захвата различных примесей. Естественно, что чем выше концентрация примесей в атмосфере, тем больше ионов будет поглощаться осадками и выпадать на землю. В результате этого концентрация ионов с увеличением количества выпавших осадков быстро уменьшается.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андрианов А. М., Дроздова В. М. Исследование химического состава снега вокруг Ленинграда. — Труды ГГО, 1975, вып. 352, с. 208—212.
2. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979, с. 447.

*Б. И. Вдовин, А. М. Царев*

### ИССЛЕДОВАНИЕ ОСТРОВА ТЕПЛА НАД АЛЮМИНИЕВЫМ ЗАВОДОМ

Локальное увеличение температуры воздуха в городах по сравнению с температурой окружающей местности получило в литературе название острова тепла. На территории крупных промышленных предприятий, площадь которых может достигать нескольких квадратных километров, потоки тепла от различных производств могут существенно превышать потоки тепла, характерные для территории городской застройки. По грубым оценкам, от алюминиевого завода средней мощности поток тепла составляет 300—500 Вт/(м<sup>2</sup>·мин), что в несколько раз превышает количества тепла, выделяемое средним городом.

Повышение температуры над территорией таких предприятий может приводить к изменению характера стратификации температуры над заводом, усилению конвекции и вследствие этого к изменению скорости и направления ветра у земли и в слое толщиной до нескольких сотен метров.

С точки зрения изучения условий рассеяния примеси значительный интерес представляют экспериментальные исследования таких изменений непосредственно над заводом, а также на различных расстояниях от него с подветренной стороны.

Одной из первых попыток решить эту задачу было обследование, выполненное в июне 1982 г. в районе одного из алюминиевых заводов Средней Азии. На промышленной площадке завода, имеющей площадь около 3 км<sup>2</sup>, было установлено семь суточных термографов на высоте 2 м от подстилающей поверхности и еще пять термографов на одной из вытяжных башен на высотах 17, 39, 64, 87 и 110 м. Для предохранения от атмосферных осадков и солнечной радиации датчики термографов обеспечивались защитой. Приборы, установленные во дворах завода, располагались примерно на одинаковом расстоянии от электролизных корпусов. Часть при-

боров была установлена вблизи торцов корпусов, а часть в глубине дворов. Длина электролизных корпусов составляла 670 м, высота 27 м, расстояние между ними 40 м.

Одновременно выполнялось самолетное зондирование с наветренной стороны и на различном удалении с подветренной стороны от завода. Наблюдения проводились в течение 10 сут. Контрольные измерения температуры воздуха на высоте 2 м производились на метеоплощадке примерно на расстоянии 1 км от завода. Поскольку крайние пункты располагались не более чем на расстоянии 2,5—3 км друг от друга, то при анализе изменений температуры влияние адвекции можно не принимать во внимание.

Рассмотрим в первую очередь наземные измерения температуры воздуха. В качестве показателя перепада температур воздуха между пунктами промплощадки и метеостанцией возьмем синхронную разность температур  $\Delta T$ .

Таблица 1

Средний суточный ход  $\Delta T$  (°)

Пункт	Время суток, ч											
	1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	23
1	5,5	5,7	5,6	4,4	-0,6	-2,1	-1,2	-0,2	0,6	1,6	4,5	5,5
2	5,8	6,4	6,1	4,8	0,8	-0,7	-0,1	0,0	0,8	0,8	4,0	5,1
3	6,1	6,4	6,2	5,0	-0,2	-1,5	-0,7	0,2	0,6	0,8	4,0	6,0
4	6,2	6,5	6,6	5,1	2,1	1,5	0,7	0,6	1,0	1,8	4,7	6,0
5	7,3	7,5	7,3	6,1	1,6	0,7	0,6	0,7	1,4	2,2	5,6	7,0
10	4,4	5,1	5,1	4,1	-0,2	-1,9	-1,7	-0,3	0,1	0,3	2,3	4,7
12	3,5	3,9	4,0	3,0	-1,1	-0,4	1,2	1,5	1,3	1,8	3,8	4,0

В табл. 1 приводятся средние значения  $\Delta T$ . Эти значения заметно различаются в разных пунктах, однако имеются некоторые закономерности в распределении  $\Delta T$ . Положительный перепад температур максимален в ночное время и на большинстве пунктов наблюдался в 3 ч ночи. Наибольший перепад отмечен в пункте 5, расположенном в центральной части промплощадки (средняя разность температур достигала +7,6 °С, максимальная +10,2 °С). Начиная с 9 ч утра на ряде пунктов наблюдалось обратное явление, когда температура воздуха на промплощадке оказалась ниже, чем на метеостанции. Продолжительность такого периода колеблется от 3 (пункт 2) до 7 ч (пункт 10). В центральной части промплощадки отрицательные  $\Delta T$  не наблюдались вообще (пункты 4 и 5).

В табл. 2 приведены некоторые характеристики суточного хода температуры для метеостанции и пунктов завода, где выполнялись измерения с помощью термографов. Из таблицы видно, что средняя суточная температура на промплощадке на несколько градусов выше, чем на метеостанции, а средняя суточная амплитуда

Некоторые характеристики суточного хода температуры воздуха

Пункт	Высота над поверхностью земли, м	Средняя суточная температура, °С	Средняя суточная амплитуда, °С	Время наступления, ч	
				минимума	максимума
Метеостанция	2	26,0	14,4	6	16
2	2	28,8	9,4	7	17
3	2	28,7	9,4	7	16
4	2	29,6	9,4	7	16
5	2	30,0	8,7	7	17
10	2	27,8	9,6	7	16
12	2	27,8	9,6	7	16
1	2	28,5	9,7	7	16
6	17	28,7	10,5	7	14
7	39	27,4	11,2	7	15
8	64	26,5	10,6	7	17
9	87	26,1	8,3	7	18
11	110	26,9	8,6	6	15—16

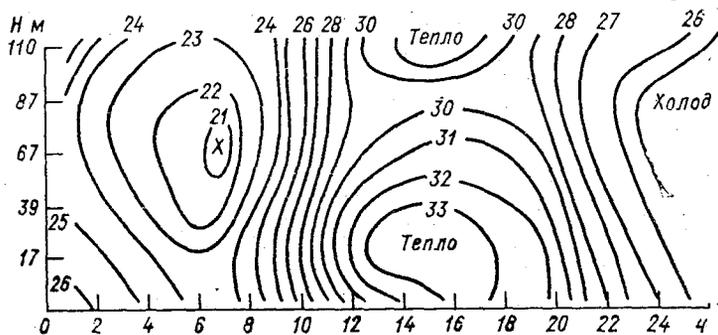
наоборот ниже. Обращает на себя внимание, что минимум температуры на промплощадке наступает на 1 ч позже, чем на метеостанции. Максимальные температуры наблюдаются в послеполуденные часы, но на разных пунктах в разное время. Таким образом, можно сказать, что промплощадка обследуемого алюминиевого завода представляет собой область тепла, которая в течение суток значительно изменяется, достигая максимального развития в ночное время.

В этой же табл. 2 приведены аналогичные характеристики суточного хода температуры воздуха для различных уровней над поверхностью земли. Как видно из табл. 2, по средним суточным температурам воздуха прослеживается два слоя инверсии: приземная с верхней границей на высоте около 17 м и приподнятая — с нижней границей около 80—90 м.

На рисунке приведен температурно-временной разрез, построенный по экспериментальным данным, осредненным за весь период наблюдений. На метеостанции около 20 ч вечера возникла приземная инверсия, которая в дальнейшем развивалась. В 21 ч над заводом, как видно из рисунка, наблюдается приподнятая инверсия, нижняя граница которой расположена на высоте 80—90 м. В слое от 0 до 80—90 м за счет отдачи тепла зданиями, непрерывного поступления тепла от промышленных установок, а также аэрозольного загрязнения, препятствующего выхолаживанию подстилающей поверхности, наблюдается неустойчивое состояние атмосферы.

В ночные часы приподнятая инверсия над промплощадкой усиливается, и нижняя граница опускается до 67 м. После восхода солнца приподнятая инверсия над заводом быстро разрушается, в то время как по данным самолетного зондирования в набегающем

потоке она сохраняется до 10 ч. Однако несколько раньше, между 7 и 8 ч утра, в межкорпусных дворах возникает приземная инверсия с верхней границей на высоте около 20 м, которая сохраняется до 16 ч дня, а затем переходит в изотермию.



Температурно-временной разрез по данным наблюдений в районе алюминиевого завода в июне 1982 г.

Разности температур воздуха на промплощадке на уровнях 2 м и 17 м следующие:

Время, ч . . .	7	8	9	10	11	12
$\Delta T$ °С . . .	0,4	-0,5	-1,1	-1,2	-2,1	-2,0
Время, ч . . .	13	14	15	16	17	18
$\Delta T$ °С . . .	-2,0	-1,7	-0,8	-0,1	0,0	0,0

Они показывают, как развивалась дневная приземная инверсия. Максимальная разность температур наблюдалась в 11 ч. После 13 ч инверсия начинает разрушаться и в 17 ч переходит в изотермию. Одновременно с приземной инверсией днем с 12 до 18 ч над промплощадкой существовала приподнятая инверсия с нижней границей на высоте 87 м, которая, по-видимому, обусловлена переносом тепла от высоких источников, расположенных на промплощадке.

Для получения данных о распределении температуры по высоте в набегающем потоке и на подветренной стороне завода был использован метод самолетного зондирования с применением самолета АН-2 оборудованного метеорографом А-10. Зондирование проводилось набором высоты по спирали над выбранной точкой со средней скоростью подъема 1—2 м/с. Зондирования производились непосредственно над заводом, с наветренной стороны и на расстоянии 1 и 6—8 км с подветренной стороны от завода. Всего было выполнено 98 зондирований, из них 38 с наветренной стороны, 22 — непосредственно над заводом, 22 на расстоянии 1 км и 16 — на расстоянии 6—8 км от завода. Полеты производились в светлое время суток в период с 8 до 18 ч.

При анализе сравнивались значения температуры над заводом и с подветренной стороны с измерениями, выполненными в набегающем потоке для уровней 50, 100, 200, 300, 400, 500, 750 и

1000 м. Для анализа использовались данные, временной интервал между которыми не превышал 20 мин. Анализ результатов сводился к расчету средних значений разностей температур на каждом уровне; по дисперсии с использованием критерия Стьюдента определялась значимость полученных средних. При рассмотрении распределений разностей температур по данным зондирований на расстоянии 8 км с подветренной стороны завода и в набегающем потоке не выявлено сколько-нибудь существенных различий в температуре ни на одном из уровней.

Однако при сравнении данных, полученных на расстоянии 1 км от завода с его подветренной стороны, на некоторых уровнях были обнаружены значимые различия. Средние разности температур на стандартных уровнях по данным зондирований с наветренной и подветренной стороны завода на расстоянии 1 км от него следующие:

$H$ м . . . . .	50	100	200	300
$\Delta T \pm \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ . . . . .	$0,60 \pm 0,13$	$0,38 \pm 0,12$	$0,09 \pm 0,13$	$-0,2 \pm 0,14$
$n$ . . . . .	44	51	51	51
$H$ м . . . . .	400	500	750	
$\Delta T \pm \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ . . . . .	$-0,39 \pm 0,14$	$-0,45 \pm 0,13$	$-0,19 \pm 0,10$	
$n$ . . . . .	51	51	51	

В нижнем 100-метровом слое на подветренной стороне в среднем наблюдаются более высокие температуры по сравнению с температурами в набегающем потоке. Значимость полученных средних по Стьюденту не хуже 0,01. Необходимо отметить, что аналогичные результаты были получены при подобных исследованиях в районе алюминиевого завода Алькоа в Поэтри-Генри (Австралия) в 1980 г. [1].

Средние разности температур по измерениям на заводе и по данным самолетного зондирования на этих же высотах с наветренной стороны следующие:

$H$ м . . . . .	17	39	64	87
$\Delta T \pm \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ . . . . .	$3,3 \pm 0,4$	$3,2 \pm 0,3$	$2,4 \pm 0,8$	$4,4 \pm 0,6$
$n$ . . . . .	26	27	26	19

В этом случае разница температур более существенна (достигает нескольких градусов). Прослеживается влияние двух типов источников тепла: выбросов от фонарей и непосредственно от труб, высота которых составляла 120 м.

Результаты выполненных исследований показывают, что алюминиевый завод средних размеров существенно влияет на распределение температуры по вертикали. До уровня 100 м над заводом благодаря большому притоку тепла от промышленных установок наблюдается значительное повышение температуры. Оно способствует разрушению инверсии у земли в ночное время. Днем вслед-

ствие затенения в межкорпусных дворах прогрев у земли меньше, чем на открытых площадках. Поступление тепла из фонарей, а также интенсивное нагревание крыш зданий приводит к относительному перегреву на уровне примерно 20 м. Вследствие этого в приземном слое на промплощадке возникает приземная инверсия.

В целях выяснения влияния таких приземных инверсий на условия распространения примесей в межкорпусных дворах целесообразно провести эксперимент, в котором наряду с измерениями вертикального профиля температуры воздуха необходимо проводить наблюдения за вертикальным распределением примеси.

Влияние теплового загрязнения завода уменьшается с удалением от промплощадки и на расстоянии 7—8 км практически не обнаруживается.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Pigg J. G. Measurement of the heat island above an aluminium smelter. — *Boundary-Layer Meteorol.*, 1982, v. 23, N 3, 317—322.

*Б. И. Вдовин*

### ИССЛЕДОВАНИЕ ОСТРОВА ТЕПЛА В ЛЕНИНГРАДЕ В ЗИМНИЙ ПЕРИОД

Интенсивность так называемого острова тепла определяется разностью температур в городе и окрестностях. В больших городах при соответствующих погодных условиях разность может достигать 12—14 °С [4].

Положительные разности температур город — окрестности в больших городах довольно часто могут наблюдаться до высоты 200—300 м, а в некоторых случаях до 500 м и более [2, 3, 10, 14]. Далее часто располагается слой, в котором температура воздуха над городом ниже, чем на той же высоте в окрестностях [2—4, 10, 14]. Такое распределение температуры по вертикали приводит к разрушению приземных инверсий и росту неустойчивости стратификации температуры в городском пограничном слое. Контрасты температур между городом и его окрестностями способствуют возникновению и развитию местной циркуляции. Все это должно приводить к существенному изменению условий рассеяния примеси. Весьма важным обстоятельством при этом является то, что разности температур город — окрестности ( $\Delta T_{г-о}$ ) возрастают практически при тех же погодных условиях, которые наиболее неблагоприятны с точки зрения загрязнения атмосферы (штиль, приземные инверсии температуры, а также их сочетания).

Разрушение инверсий и развитие местной циркуляции могут привести к резкому изменению условий рассеяния примеси, с кото-

рыми, очевидно, связано неожиданное снижение уровня загрязнения воздуха при неизменной синоптической ситуации, выявленное при анализе фактических данных Сонькиным Л. Р. [8]. Это необходимо иметь в виду при прогнозе особо неблагоприятных условий загрязнения воздуха. Поэтому необходимо, с одной стороны, развитие исследований в области городской метеорологии, а с другой — изучение связи между  $\Delta T_{г-о}$  и уровнем загрязнения воздуха.

Особенный интерес при этом представляет изучение развития аномалий температуры в городах в зимнее время, когда особенно высоки антропогенные потоки тепла и увеличивается валовый выброс вредных веществ в атмосферу.

В целях изучения условий развития городского острова тепла были обобщены материалы наблюдений в Ленинграде и его окрестностях, проводившихся эпизодически в холодное полугодие в период с 1970 по 1980 гг. Обработке и анализу были подвергнуты результаты наблюдений на 33 метеостанциях и временных постах. Эти материалы были дополнены данными наблюдений на мачте Ленинградского телецентра, а также результатами радиозондирования в пос. Воейково, расположенного в окрестностях города. Результаты этих наблюдений за основные сроки 3, 9, 15 и 21 ч были нанесены на специальные бланки, по которым потом определялась разность температур город — окрестности. При этом сравнивались значения температуры воздуха на станциях, расположенных в центральных районах города и на станциях, находившихся с наветренной стороны. Обычно значения температуры воздуха в центральных районах города были близки между собой, а самые большие горизонтальные градиенты наблюдались на окраинах города.

Всего анализу были подвергнуты материалы 14,5 тыс. измерений температуры, около 7,9 тыс измерений скорости ветра, 7,5 тыс. наблюдений за облачностью, а также результаты 560 подъемов радиозонда в пос. Воейково в течение 180 сут.

Средние и максимальные значения  $\Delta T_{г-о}$  по срокам и в среднем за сутки следующие:

Срок наблюдения	3	9	15	21	Среднее за сутки
$\overline{\Delta T_{г-о}}$ °C	1,93±0,09	2,20±0,10	1,88±0,08	2,30±0,11	2,07±0,05
$\Delta T_{г-о}^{\text{макс}}$ °C	6,2	8,1	6,9	9,2	9,2

Приведенные данные показывают, что остров тепла в Ленинграде зимой наблюдается круглосуточно и имеет сравнительно слабый суточный ход с максимумом в начале ночи и минимумом днем. Эти результаты в целом хорошо согласуются с данными, полученными Л. Т. Матвеевым [7] по значительно более длинному ряду сравнительных наблюдений за температурой в Ленинграде и на некоторых метеорологических станциях в окрестностях, а также с результатами модельных расчетов для условного города, расположенного на широте 60°, приведенными в работе [1].

Дисперсия  $\Delta T_{г-о}$  за каждый срок наблюдений определяется главным образом изменениями погодных условий. Поэтому представляет интерес проследить связь этой величины с различными типами погоды.

В таблице приведены средние значения  $\Delta T_{г-о}$  °С в основные сроки при различных типах погоды. Для описания условий погоды нами были использованы данные об облачности нижнего яруса и скорости ветра по наблюдениям на метеостанциях, расположенных с наветренной стороны города. В индексах типов погоды первые буквы характеризуют состояние облачности нижнего яруса: Я — ясно (0—2 балла), ПЯ — полуясно (3—7 баллов), П — пасмурно (8—10 баллов); последние буквы являются характеристикой скорости ветра: Т — тихо (0—2 м/с), С — слабый ветер (3—5 м/с) и В — ветрено (5 м/с).

Среднее значение  $\Delta T_{г-о}$  (°С) при разных типах погоды

Тип погоды	Срок наблюдения			
	3	9	15	21
ЯТ	4,7	5,4	2,6	4,8
ЯС	3,3	3,0	2,4	3,6
ЯВ	2,5	1,5	1,7	1,9
ПЯТ	2,6	—	3,2	3,2
ПЯС	2,1	1,8	2,5	3,4
ПЯВ	0,9	1,8	0,9	1,8
ПТ	2,7	3,8	1,9	2,4
ПС	1,9	2,0	1,6	1,9
ПВ	1,3	1,4	1,4	1,4

Из таблицы видно, что при любой облачности интенсивность городского острова тепла уменьшается с усилением ветра. Увеличение скорости ветра способствует выравниванию температуры воздуха в городе и окрестностях. Чем больше скорость ветра, тем лучше вентилируется воздушный бассейн города, тем быстрее рассеивается и выносится за его пределы избыточное тепло. Суточный ход  $\Delta T_{г-о}$  наиболее выражен в ясную маловетреную погоду. При пасмурной ветреной погоде суточные изменения практически исчезают. Связь интенсивности городского острова тепла с облачностью нижнего яруса имеет более сложный характер, чем связь  $\Delta T_{г-о}$  со скоростью ветра, хотя и здесь в целом прослеживается тенденция к уменьшению значения  $\Delta T_{г-о}$  с увеличением облачности.

Причиной возникновения аномалий температуры в городах являются изменения теплового баланса на территории городской застройки. Наиболее существенную роль в этих изменениях играют дополнительные притоки тепла, обусловленные работой промышленных предприятий, системы тепло- и энергоснабжения, транспорта и т. д. При понижении температуры наружного воздуха эти

потоки возрастают в результате роста потребления топлива для отопления и вследствие увеличения разности температуры в помещениях и на улице [9]. Таким образом, в течение отопительного сезона интенсивность городского острова тепла должна быть связана и с температурой наружного воздуха.

Как известно [10, 14, 15], составляющие радиационного баланса также заметно изменяются под влиянием города. В светлое время суток эти изменения обусловлены главным образом ослаблением приходящей солнечной радиации в загрязненной атмосфере города и уменьшением альbedo подстилающей поверхности, а ночью — уменьшением эффективного излучения в результате экранирующего влияния городской «дымовой шапки». Эти изменения составляющих радиационного баланса в городе по сравнению с окружающими районами наиболее выражены в ясную погоду. Таким образом, связь интенсивности острова тепла с количеством облачности нижнего яруса, по сути, является отражением влияния изменения радиационного баланса в городе по сравнению с окрестностями. Характер этого влияния должен изменяться в зависимости от времени суток.

Многие исследователи отмечают довольно тесную связь  $\Delta T_{г-о}$  с вертикальным градиентом температуры в нижнем 100—200-метровом слое. Коэффициенты корреляции между этими величинами, по данным различных авторов, колеблются от  $-0,6$  до  $-0,95$  [10, 12, 14]. Для Ленинграда, по данным за холодное полугодие, полученным автором, соответствующие коэффициенты корреляции для различных сроков наблюдений были в пределах  $-0,6...0,7$ .

Интенсивность городского острова тепла в значительной мере связана с такими метеорологическими параметрами, как температура воздуха, облачность, устойчивость стратификации атмосферы, скорость ветра. Анализ связи этих параметров с величиной  $\Delta T_{г-о}$  может позволить получить более ясное представление о механизме образования и развития городского острова тепла.

Для выявления физической основы процессов формирования и развития городского острова тепла необходимо иметь количественные оценки вклада основных метеорологических факторов в изменчивость его интенсивности в зависимости от времени суток. Такую возможность может дать метод регрессионного анализа, получившего довольно широкое применение в работах по климату городов [см., например, 11, 13]. С этой целью по данным упомянутых уже наблюдений в Ленинграде за основные сроки 3, 9, 15 и 21 ч, были рассчитаны коэффициенты уравнений множественной регрессии вида

$$\Delta T_{г-о} = a + b_1 v + b_2 \gamma + b_3 N + b_4 T.$$

Здесь  $v$  — скорость ветра по флюгеру (м/с);  $T$  — температура воздуха ( $^{\circ}\text{C}$ );  $N$  — количество облачности нижнего яруса (баллы) по наблюдениям на метеостанциях, расположенных с наветренной стороны в окрестностях города;  $\gamma$  — градиент температуры в ниж-

нем 100-метровом слое атмосферы по данным радиозондирования в пос. Воейково.

Для каждого из уравнений были рассчитаны также частные и множественные коэффициенты корреляции:

Срок наблюдения, ч	3	9	15	21
$a$	2,419	2,290	2,221	3,024
$b_1$	-0,108	-0,145	-0,096	-0,210
$R_v$	-0,29±0,08	-0,34±0,10	-0,24±0,08	-0,49±0,08
$b_2$	-0,288	-0,298	-0,203	-0,040
$R_T$	-0,24±0,08	-0,22±0,11	-0,19±0,08	0,00±0,11
$b_3$	-0,050	-0,001	-0,023	-0,075
$R_N$	-0,23±0,08	-0,01±0,11	-0,11±0,09	-0,40±0,09
$b_4$	-0,043	-0,047	-0,051	-0,068
$R_T$	-0,28±0,08	-0,25±0,10	-0,31±0,08	-0,42±0,09
$R_{mn}$	0,77±0,04	0,73±0,05	0,68±0,04	0,82±0,04

Здесь  $a$ ,  $b_1$ ,  $b_2$ ,  $b_3$ ,  $b_4$  — коэффициенты уравнений множественной регрессии;  $R_T$ ,  $R_v$ ,  $R_T$ ,  $R_N$  — частные коэффициенты корреляции между  $\Delta T_{T-0}$  и соответственно температурой наружного воздуха, скоростью ветра, градиентом температуры в нижнем 100-метровом слое и облачностью нижнего яруса;  $R_{mn}$  — коэффициенты множественной корреляции соответствующих уравнений.

Из представленных данных видно, что коэффициенты множественной корреляции довольно велики, а полученные уравнения описывают 45—65% дисперсии разностей температур город — окрестности. По предварительным оценкам, от 30 до 50% остаточной дисперсии разностей температуры город — окрестности обусловлен ошибками измерений. Остальная часть может быть отнесена за счет других неучтенных нами факторов, таких, как уровень аэрозольного загрязнения воздуха, направление ветра, влажность, характер адвекции, возможная нелинейность действительной связи и т. п. Определенную роль здесь, по-видимому, играет и инерционный фактор. Анализ автокорреляционной функции  $\Delta T_{T-0}$  показал, что значимые положительные значения коэффициентов автокорреляции сохраняются по крайней мере в течение двух суток.

Коэффициенты множественной корреляции от срока к сроку меняются незначительно. Однако для дневных часов заметно некоторое ослабление связи интенсивности острова тепла с используемыми метеорологическими параметрами. Такое ослабление связано, по-видимому, с влиянием роста потоков антропогенного тепла в это время, обусловленного режимом работы промышленных предприятий и транспорта.

Частные коэффициенты корреляции испытывают более существенные изменения от срока к сроку, за исключением  $R_T$ , значение которого практически не меняется в течение суток и сохраняется примерно на уровне 0,3. Анализ изменения частных коэффициентов корреляции  $R_N$  от срока к сроку показывает, что заметная отрицательная корреляция между этими величинами наблюдается лишь в темное время суток, особенно в начале ночи. Днем связь

практически отсутствует. Это обусловлено, на наш взгляд, прежде всего малыми часовыми и суточными суммами приходящей радиации в зимнее время на широте Ленинграда [6].

В начале ночи связь  $\Delta T_{r-o}$  с облачностью резко возрастает. Это вызвано различиями в скорости выхолаживания подстилающей поверхности в городе и за его пределами, которое объясняется уменьшением эффективного излучения в городе. Различия сильнее всего проявляются в ясную погоду и практически исчезают в пасмурную. Как отмечалось выше, многие исследователи [10, 11, 14], анализируя данные наблюдений городского острова тепла, указывали на наличие тесной связи  $\Delta T_{r-o}$  с градиентами температуры вблизи земли. Анализ частных коэффициентов корреляции показывает, что в действительности эта связь гораздо слабее. Аналогичный вывод был сделан по результатам модельных расчетов М. Е. Берляндом и М. Н. Зашихиным [1]. Как правило, рост устойчивости стратификации происходит в ясную погоду и сопровождается ослаблением ветра у земли. Совместное влияние этих факторов и приводит к существенному завышению оценки роли стратификации в формировании и развитии городского острова тепла. Действительный вклад этого фактора в дисперсию величины  $\Delta T_{r-o}$  не превышает 4—5 %.

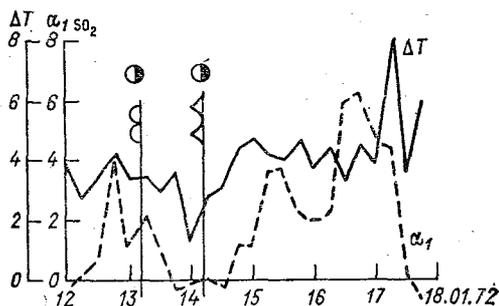
Влияние скорости ветра прослеживается в течение суток. При этом вклад скорости ветра в дисперсию  $\Delta T_{r-o}$  максимален в начале ночи и составляет 15—25 %, а в остальное время сохраняется на уровне 5—10 %. Такое довольно заметное усиление влияния ветра на развитие острова тепла в начале ночи во многом, видимо, объясняется сильной зависимостью процессов выхолаживания от скорости ветра. На это указывает также существенное увеличение связи между  $\Delta T_{r-o}$  и количеством облачности в вечерние часы.

В целях исследования связи между уровнем загрязнения воздуха и интенсивностью городского острова тепла были проанализированы результаты измерений концентраций  $SO_2$ , проводившихся в течение двух зимних месяцев на семи пунктах наблюдений в Ленинграде с помощью газоанализаторов ГКП-1. Для сравнения использовались результаты разложения по естественным ортогональным функциям (е. о. ф.) полей концентрации  $SO_2$  (данные Елекоевой Л. И. [5]).

По данным этих наблюдений были рассчитаны коэффициенты корреляции между  $\Delta T_{r-o}$  и первыми тремя естественными функциями. При этом была обнаружена довольно заметная положительная связь между первой ЕОФ и  $\Delta T_{r-o}$ . Коэффициент корреляции по наблюдениям за все сроки оказался равным 0,66. Связь второй и третьей е. о. ф. с  $\Delta T_{r-o}$  практически отсутствовала. Очевидно, что увеличение загрязнения в городе и рост интенсивности городского острова тепла в значительной мере обуславливаются одними и теми же причинами. Как уровень загрязнения, так и разность между температурами в городе и окрестностях возрастает

тают в условиях слабого ветра и устойчивой стратификации атмосферы.

Отсутствие заметной корреляции между  $\Delta T_{г-о}$  и вторым коэффициентом разложения на первый взгляд противоречит выводу, полученному в работе [5], о том, что поле второй е. о. ф. отражает влияние острова тепла на загрязнение сернистым газом. Это противоречие легко объяснимо. Характер поля второй е. о. ф. свидетельствует о влиянии переноса загрязняющих веществ от окраин к центру города, обусловленного циркуляцией, вызванной контрастом температур город — окрестности. Однако развитие этой циркуляции не всегда связано с наличием выраженного острова тепла у земли. Результаты измерений, выполненных в Сент-Луисе [16], показали, что городская циркуляция наиболее развита в дневные часы, когда разности между температурами в городе и его окрестностях сравнительно невелики.



Временной ход  $\Delta T_{г-о}$  и  $\alpha_1 SO_2$ .

На рисунке представлен пример временного хода  $\Delta T_{г-о}$  и первого коэффициента разложения  $\alpha_1$  концентрации  $SO_2$  в период с 12 по 18 января 1972 г. Ясная маловетренная погода, наблюдавшаяся в течение этого периода в районе Ленинграда, обуславливалась влиянием обширной области высокого давления. При этом с первой половины дня 13 до второй половины ночи 14 января погода обуславливалась влиянием западной периферии антициклона. При прохождении фронтов наблюдалось некоторое увеличение облачности. В остальное время погода была ясной.

После прохождения холодного фронта (размытого в области высокого давления) 14 января на район Ленинграда начал поступать холодный, устойчиво стратифицированный арктический воздух. Как видно из рисунка, перед прохождением фронтальных разделов наблюдается заметное уменьшение как уровня загрязнения, так и разности температур город — окрестности. Возможно, некоторый рост этих значений во время прохождения фронтов связан с конвергенцией на оси ложбины. За холодным фронтом по мере ослабления ветра уровень загрязнения начал возрастать.

В течение 15—17 января погода в Ленинграде обуславливалась влиянием центральной части высокого давления. И хотя синоптические условия в течение этого периода не менялись, уровень загрязнения в городе 17 января резко упал. При этом 15 и 16 января

разность температур город — окрестности практически не менялась. Однако в ночь с 16 на 17 января она резко возросла к утру (с 4 до 8 °С). Градиент температуры в нижнем 100-метровом слое атмосферы достиг —4 °С/100 м. Скорость ветра в окрестностях города не превышала 1—2 м/с. Очевидно, такое резкое уменьшение уровня загрязнения связано с влиянием города. Можно полагать, что увеличение контрастов температур город — окрестности привело к росту неустойчивости в городском пограничном слое и соответственно к увеличению слоя перемешивания. В конечном счете это содействовало очищению воздушного бассейна города.

Изучение механизмов, приводящих к самоочищению воздушного бассейна в городе, необходимо в целях разработки уточненных схем прогноза уровня загрязнения в городах. Поэтому нужны дальнейшие исследования подобных случаев неожиданных изменений уровня концентраций загрязняющих веществ в городах.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е., Зашихин М. Н. К теории антропогенного воздействия на локальные метеорологические процессы в городе. — Метеорология и гидрология, 1982, № 2, с. 5—16.
2. Вдовин Б. И. Об особенностях стратификации нижнего километрового слоя воздуха над Ленинградом по данным вертолетных наблюдений. — Труды ГГО, 1972, вып. 293, с. 201—208.
3. Вдовин Б. И. Экспериментальные исследования вертикальной структуры городского острова тепла в Ленинграде. — Труды ГГО, 1982, вып. 450, с. 76—81.
4. Воронцов П. А., Хайруллин К. Ш. Воздействие большого города на климат в разных масштабах. — Труды ГГО, 1977, вып. 391, с. 107—112.
5. Елекоева Л. И., Чувашина И. Е. Анализ поля концентраций сернистого газа методом разложения по естественным ортогональным функциям. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 72—78.
6. Климат Ленинграда. — Л.: Гидрометеоздат, 1982, с. 252.
7. Матвеев Л. Т. Особенности метеорологического режима большого города. — Метеорология и гидрология, 1979, № 5, с. 22—27.
8. Сонькин Л. Р. Вопросы прогнозирования фонового загрязнения воздуха в городах. — Труды ГГО, 1974, вып. 314, с. 42—51.
9. Atwater M. A. Thermal changes induced by urbanization and pollutants. — J. Appl. Meteorol., 1975, 14, p. 1061—1071.
10. Bennet M., Saab A. E. Modelling of the urban heat island and of its interactions with pollutant dispersal. — Atmos. Env., 1982, v. 16, № 8, p. 1797—1822.
11. Leduc R., Jacques G., Ferland M., Le Lievre C. Hot de chaleur á Quebec: cas d'hiver. — Boundary-Layer Meteorol., 1981, v. 21, N 3, p. 315—324.
12. Lee D. O. The influence of atmospheric stability and the urban heat island on urban-rural wind speed differences. — Atmos. Env., 1979, v. 13, N 8, p. 1175—1180.
13. Lewinska J., Zgud K. Wyspa ciepła na the zesplow urbanistycznych Krakowa. — Pez. geofizyczny, 1981, Rocznik XXV (XXXIII), zeszyt 3—4, p. 283—294.
14. Oke T. R. Reveiw of urban climatology 1973—1976. — WMO Tech. Note, N 169, WMO N 539, 1979, Genewa. 100 p.
15. Oke T. R. The energetic basis of the urban heat island. — Quart. j. Roy. Meteorol. Soc., 1982, v. 108, N 455, p. 1—24.
16. Vucovich P. M. A teoretical study of the St. Luis heat island. Some parameters variations. — J. Appl. Meteorol., 1978, v. 17, N 11.

*В. А. Ионин, М. И. Коновалов, А. М. Царев*

## ИССЛЕДОВАНИЕ АЭРОЗОЛЕЙ В РАЙОНЕ ЗАЛИВА КАРА-БОГАЗ-ГОЛ

После строительства плотины между заливом Кара-Богаз-Гол и Каспийским морем (1980 г.) началось интенсивное высыхание залива. В связи с этим встал вопрос о выносе солей с высохшей части залива и возможном их влиянии на сельскохозяйственные угодья данного района. С целью количественной оценки выносимых солей и ареала их распространения в августе 1982 г. и сентябре 1983 г. были проведены экспедиционные работы в районе залива.

В период эксперимента определялся ряд метеорологических параметров, характеризующих скорость переноса и рассеяния примесей, производился регулярный отбор проб аэрозолей на фильтры с помощью аспирационного устройства [4].

Взвешиванием фильтров с пробами определялась массовая концентрация аэрозолей. Определение химического состава аэрозолей производилось методами анализа, применяемыми для исследования химического состава осадков [3]. Фильтры с пробами аэрозолей замачивались в дистиллированной воде, а затем определялись концентрации ионов  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ . Одновременно с отбором проб аэрозолей на фильтры проводилось экспонирование кювет с дистиллированной водой для определения скорости выпадения аэрозолей. В 1983 г. дополнительно проводилось экспонирование планшетов с установленными на них фильтрами АФА-ВП-20. Фильтры с планшетов подвергались гравиметрическому анализу, после чего как в фильтрах, так и в экспонированной в кюветах воде также определялось содержание ионов.

В 1982 г. экспериментальные исследования проводились в трех пунктах в районе пролива, соединявшего залив Кара-Богаз-Гол с Каспийским морем. Первый пункт был расположен на территории метеостанции в 0,7 км от берега моря и 0,3 км от пролива. Вторым пункт находился на расстоянии 0,2 км от залива и третий — непосредственно на высохшей части залива, в 6 км от береговой черты.

На всех пунктах было проведено по три серии наблюдений за скоростью выпадения аэрозолей. В пробах определялось содержание ионов  $\text{Cl}^-$ . Результаты анализа показали, что скорости выпадения хлоридов близки по своим значениям на всех пунктах и составляют 9 мг/м<sup>2</sup> в сутки на первом и 7 мг/м<sup>2</sup> в сутки на втором и третьем пунктах. Отбор проб аэрозолей на фильтры производился только на первом и третьем пунктах. При этом выяснилось, что объем пропущенного через фильтры воздуха на третьем пункте оказался недостаточным для выполнения химического и гравиметрического анализа фильтров. Можно только констатиро-

вать, что концентрации исследуемых ионов в районе этого пункта оказались ниже чувствительности метода химического анализа. Полученные результаты приведены в табл. 1. Здесь же для сравнения даны значения концентраций аэрозолей, ранее полученные на побережье Каспийского моря на метеостанции Форт-Шевченко (0,4 км от берега моря).

Таблица 1

Химический состав аэрозолей (мкг/м<sup>3</sup>)

Пункт отбора	Высота отбора, м	Число проб	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>		Cl <sup>-</sup>		HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Na <sup>+</sup>		K <sup>+</sup>	
			$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$
Форт-Шевченко	1,5	27	5,6	—	4,5	—	20,2	—	2,1	—	0,7	—
		393	6,2	0,6	1,8	0,1	—	—	—	—	—	—
ГМС Кара-Богаз-Гол	1,5	11	3,7	0,6	5,3	0,9	7,9	1,6	0,9	0,3	0,0	—
Высохшая часть у пролива Кара-Богаз-Гол	1,5	6	<26	—	<8	—	0,0	—	<0,5	—	<0,5	—
Сартасский залив	1,5	7	10,5	1,4	2,9	0,5	1,8	0,7	3,7	0,3	0,3	0,1
	7,0	6	6,4	1,0	3,6	0,6	0,8	0,4	3,7	0,8	0,2	0,1
Озеро	1,5	15	207,4	63,4	4,2	0,3	26,7	6,2	99,9	28,2	5,4	2,7
	7,0	17	51,1	19,2	2,4	0,3	6,8	2,2	24,2	9,3	0,7	0,3

Пункт отбора	Высота отбора, м	Число проб	Ca <sup>2+</sup>		Mg <sup>2+</sup>		Сумма ионов		Пыль	
			$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$	$\bar{c}$	$\sigma$
Форт-Шевченко	1,5	27	3,1	—	—	—	36,2	—	—	—
		393	—	—	—	—	—	—	—	—
ГМС Кара-Богаз-Гол	1,5	11	5,3	1,8	1,9	0,5	27,6	2,6	69	26
Высохшая часть у пролива Кара-Богаз-Гол	1,5	6	<13	—	<0,5	—	<48	—	—	—
Сартасский залив	1,5	7	2,3	0,2	0,4	0,1	21,9	2,0	5,7	24
	7,0	6	1,4	0,4	0,2	0,1	16,2	2,2	32	8
Озеро	1,5	15	20,5	6,4	1,4	0,4	365,5	93,3	679	147
	7,0	17	3,6	1,0	0,1	0,1	88,9	30,8	190	42

Из данных таблицы видно, что концентрации аэрозолей во всех указанных пунктах имеют один порядок величины. Основную массу растворимой части аэрозолей составляла сумма ионов Ca<sup>2+</sup> и HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (64 % в Форт-Шевченко и 48 % на ГМС Кара-Богаз-Гол).

В 1983 г. работы проводились одновременно в двух пунктах, расположенных в районе поселка Бекдаш. Первый пункт нахо-

дился на высохшей части Кара-Богаз-Гола в Сартасском заливе на расстоянии 7 км от берега. Подстилающая поверхность представляла собой белую твердую ровную соляную корку, местами вздыбленную в виде торосов. Верхний слой в основном состоял из галита [2].

Второй пункт наблюдения располагался в 20 м от северного берега озера (площадью около 1 км<sup>2</sup>), в которое осенью заливают рассол из скважин. Летом по мере испарения соли с поверхности озера собираются и отправляются для промышленной переработки. Почва в окрестностях озера песчано-каменистая, покрытая редкой низкорослой растительностью. В северном и южном направлениях от озера на почве отмечались видимые следы выносимой соли. Указанное озеро было выбрано для сравнения как модель источника солей, поступающих в атмосферу. Так, летом даже при небольших скоростях ветра (2—3 м/с) над озером видно облако соли. Аналогичные процессы происходили ранее на берегах залива Кара-Богаз-Гол [1].

Отбор проб воздуха в эксперименте 1983 г. проводился одновременно на двух уровнях — 1,5 и 7,0 м над поверхностью земли. Наблюдения, как правило, проводились с 10 до 18 ч. Температура воздуха в период эксперимента колебалась от 14 до 24 °С, скорость ветра на уровне 2 м изменялась от 2,7 до 13,3 м/с. По данным градиентных наблюдений был вычислен коэффициент турбулентности  $K_1$  на высоте 1 м, изменяющийся в пределах 0,05—0,29 м<sup>2</sup>/с.

Результаты наблюдений показали, что на высоте 7 м от поверхности земли в Сартасском заливе массовая концентрация аэрозолей в 1,8 раза, а в районе озера в 3,5 раза меньше, чем на высоте 1,5 м. Массовая концентрация аэрозолей в районе озера оказалась в среднем в 12 раз больше, чем в районе Сартасского залива (на высоте 1,5 м). Максимальная массовая концентрация аэрозолей составила 64 мкг/м<sup>3</sup> в районе Сартасского залива и 18290 мкг/м<sup>3</sup> вблизи озера. Первая отмечалась 11 октября при резком усилении ветра южной четверти.

В районе озера в этот день на уровне флюгера неоднократно наблюдались порывы ветра более 35 м/с. Максимальная концентрация аэрозолей в районе второго пункта отмечалась на следующий день, когда скорости ветра значительно уменьшились, однако воздух был насыщен мельчайшими частицами пыли и соли, выносимой с озера. На фильтрах, отобранных на озере 11 октября видимых следов повреждения пылевого слоя не было обнаружено. Однако можно предположить, что отдельные крупные частицы песка могли ссыпаться с фильтров и не были учтены при взвешивании, т. е. массовая концентрация аэрозолей в районе озера 11 октября, вероятно, была выше зарегистрированной.

Результаты химического анализа проб аэрозолей, представленные в табл. 1, показывают, что основной вклад в растворимую часть аэрозолей вносит сумма ионов  $\text{Na}^+ + \text{SO}_4^{2-}$ , которая составляет от общей суммы ионов 85 % в районе озера и 65 % — в Сар-

тасском заливе. При этом их концентрация в районе залива в 20 раз меньше, чем в районе озера.

Скорость выпадения аэрозолей определялась в Сартасском заливе только при помощи кюветы, которая экспонировалась с 8 по 12 октября. В районе озера были проведены две серии наблюдений с планшетами с 30 сентября по 7 октября и с 7 по 12 октября и одна серия с кюветами с 8 по 12 октября. Планшеты и кюветы в районе озера экспонировались в трех пунктах: первый в 20 м, второй в 500 м и третий в 1000 м от берега озера. Третий пункт находился на расстоянии 100 м от другого озера, в которое осуществлялся слив рассолов из первого озера. Кюветы и планшеты экспонировались на уровне поверхности земли. Результаты определения скорости выпадения аэрозолей представлены в табл. 2.

Таблица 2

Скорость оседания аэрозолей (мг/(м<sup>2</sup> · сут))

Пункт отбора	Продолжительность экспозиции, сут	Расстояние от озера, м	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Сумма ионов	Пыль, мкг/м <sup>3</sup>
Озеро № 6 (планшеты)	7	20	72,8	0,7	16,6	39,3	2,8	10,6	1,4	144,2	1120
		500	27,4	4,1	29,5	6,0	0,2	13,0	0,3	80,3	590
	5	1000	51,4	0,7	29,8	25,8	2,8	13,1	0,4	132,2	640
		500	767,7	63,9	48,6	262,5	0,0	152,8	5,1	1300,6	9440
Озеро № 6 (кюветы)	4	1000	189,6	16,5	58,8	92,7	0,0	26,7	1,6	385,9	1030
		20	3890,7	22,7	73,2	1829,0	3,0	127,7	10,0	5956,3	—
	4	500	514,0	35,0	36,3	228,4	1,3	77,1	3,0	905,1	—
		1000	46,7	1,9	11,4	21,8	0,2	7,3	0,3	89,6	—
Сартасский залив (кюветы)	4	—	0,2	0,4	1,6	0,2	0,02	0,3	0,05	2,8	—

Некоторые расхождения в значениях скорости выпадения аэрозолей из атмосферы, полученных с помощью кювет и планшетов, объясняются различием структуры поверхностей, на которых происходит оседание и захват аэрозолей. С помощью планшетов можно определить массовую скорость выпадений (табл. 2). Результаты табл. 2 показывают, что скорость выпадения аэрозолей на всех пунктах в районе озера существенно выше, чем в Сартасском заливе.

Естественно, что полученных данных недостаточно для решения вопроса о выносе солей с высохшей части залива Кара-Богаз-Гол и возможном их влиянии на сельскохозяйственные угодья данного района. Однако можно сказать, что концентрация солевых частиц в воздухе вблизи сухих озер существенно выше, чем в районе высохшей части залива Кара-Богаз-Гол.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Дзенс-Литовский А. И. Кара-Богаз-Гол. — Л.: Недра, 1967, 97 с.
2. Лепешков И. Н. и др. Перспективы использования солевых богатств Кара-Богаз-Гола. — М.: Наука, 1981, 275 с.
3. Методические указания по определению химического состава осадков. Л., 1980, 52 с.
4. Методические указания по постановке наблюдений за содержанием хлоридов и сульфатов на прибрежных метеостанциях. Л., 1980, 24 с.

*Л. И. Елекоева, Т. П. Ивлева, В. Б. Киселев, Л. Р. Сонькин*

### ОБЪЕКТИВНАЯ СТАТИСТИЧЕСКАЯ СХЕМА ПРОГНОЗА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА В ГОРОДАХ

Успешность статистического прогноза загрязнения воздуха связана в первую очередь с учетом в прогностических схемах физических закономерностей распространения примесей в атмосфере и реального вида связей между концентрациями примесей и метеорологическими параметрами по материалам наблюдений в конкретных городах. Это в наибольшей степени удалось реализовать при использовании метода последовательной графической регрессии [8]. При составлении предварительных графиков, на которых характеристики загрязнения воздуха представляются как функции от двух предикторов, зависимости проявляются в таком виде, в каком они реально имеют место в конкретном городе. Успешность данного метода показана как в процессе его испытаний [7], так и при его использовании в оперативной работе [3]. Наиболее существенным результатом явилась хорошая оправдываемость случаев относительно высокого содержания примесей в воздухе в городах. Следует заметить, что статистические схемы прогноза загрязнения атмосферы, разработанные зарубежными авторами [10, 11 и др.] без учета реального вида связей с использованием методов линейной и логарифмической регрессии, не позволяют успешно прогнозировать экстремально высокие концентрации.

К недостаткам метода последовательной графической регрессии следует отнести определенную субъективность на стадии разработки схемы (при проведении изолиний загрязнения воздуха на графиках) в случае, если незначительно количество точек в некоторых частях графика. Поскольку прогноз составляется графическим способом, возникают ограничения использования схемы в автоматизированных системах контроля атмосферы.

Задача усовершенствования статистических схем прогноза загрязнения воздуха заключается на данном этапе в том, чтобы при сохранении преимуществ метода последовательной графической регрессии разработать количественные и объективные на всех стадиях схемы прогноза. Главным здесь является сохранение учета

реального вида связей между концентрациями и метеорологическими параметрами.

Необходимость таких разработок увеличилась в последнее время. Прогноз загрязнения воздуха и регулирование выбросов в периоды неблагоприятных метеоусловий стали составной частью работ по установлению предельно допустимых выбросов в основных промышленных городах СССР [4]. Это потребовало более точной, чем ранее, количественной оценки необходимого снижения концентраций и выбросов в указанные периоды.

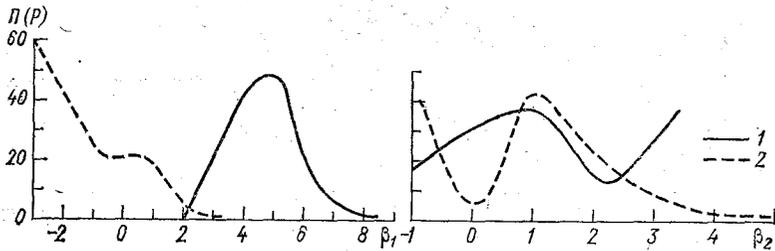


Рис. 1. Повторяемость значений параметра  $P > 0,30$  в зависимости от комплексных предикторов  $\beta_1$  и  $\beta_2$  в Чите (1) и Донецке (2).

В данной статье для разработки численной статистической схемы прогноза загрязнения воздуха в городе используется метод множественной линейной регрессии с предварительным исключением нелинейности в связях между характеристикой загрязнения и метеорологическими параметрами. В применении к нашей задаче он заключается в следующем. По материалам фактических наблюдений изучаются связи между предикторами и характеристикой загрязнения воздуха (предиктантом). Результаты представляются

в виде графиков (рис. 1, 2). Далее с помощью полученных кривых каждое значение предиктора заменяется на соответствующее ему значение показателя загрязнения. Связь преобразованных предикторов с предиктантом должна быть близка к линейной. Более подробно данный вопрос рассматривается в [5].

Схема разрабатывалась с использованием материалов наблюдений в зимний сезон в Ленин-

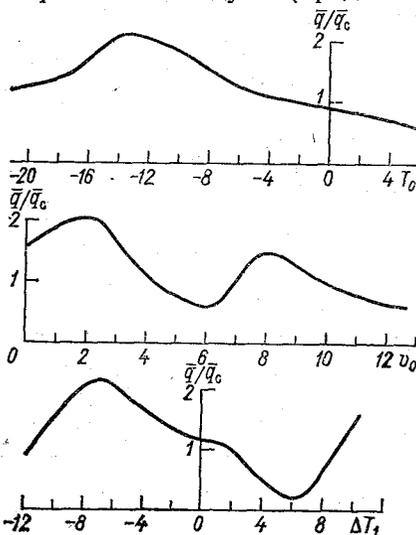


Рис. 2. Нормированная средняя за день концентрация сернистого газа в Донецке в зависимости от температуры и скорости ветра у земли, градиента температуры в слое 0—850 гПа.

граде и Чите за четырехлетний период, в Донецке за трехлетний период. Исходными метеорологическими параметрами (предикторами) явились: в Ленинграде и Чите — скорость ветра на высоте флюгера ( $v_0$ ), температура воздуха у земли ( $T_0$ ), разность температур между уровнями земли и 500 м ( $\Delta T$ ), мощность приземной инверсии ( $H_1$ ) (при отсутствии приземной инверсии  $H_1=0$ ), нижняя граница приподнятой инверсии ( $H_2$ ); в Донецке —  $v_0$ ,  $T_0$ , разность температур на уровне земли и на изобарической поверхности  $AT_{850}$  ( $\Delta T_1$ ), градиент геопотенциала на уровне  $AT_{850}$  ( $\Delta H/\Delta n$ ).

При разработке схем по методу, изложенному в [6], использовались наиболее информативные (с точки зрения влияния метеословий на формирование высоких уровней загрязнения воздуха) линейные сочетания предикторов. Для Читы, например, получены следующие сочетания:

$$\beta_1 = 0,99v_0 - 0,10T_0 - 0,10\Delta T + 0,0002H_1,$$

$$\beta_2 = -0,04v_0 + 0,81T_0 - 0,59\Delta T + 0,0156H_1.$$

Аналогичные выражения получены для Донецка и Ленинграда.

На первом этапе, как в ранее выполненных работах [7, 8 и др.] в качестве предиктанта принимался параметр  $P = \frac{m}{n}$ , где  $m$  — количество измеренных в течение дня значений концентраций, существенно повышенных относительно среднесезонного значения;  $n$  — общее число измеренных в течение данного дня концентраций. Для исключения нелинейности связей использовались полученные по материалам наблюдений зависимости параметра  $P$  от предикторов  $\beta_1$  и  $\beta_2$ . При этом удобным оказалось рассматривать повторяемость ( $\Pi$ ) повышенных значений  $P$  ( $P > 0,30$ ) при различных градациях  $\beta_1$  и  $\beta_2$ . Зависимости  $P$  от  $\beta_1$  и  $\beta_2$  в Чите и в Донецке показаны на рис. 1. По кривым на рис. 1 каждое значение  $\beta_1$  и  $\beta_2$  заменяется на соответствующие значения  $\Pi: \Pi(\beta_1)$  и  $\Pi(\beta_2)$ , — которые и являются предикторами в схеме множественной линейной регрессии.

В качестве третьего предиктора принимается  $P'$  — исходное значение параметра  $P$ . Ранее было установлено [7], что между  $P$  и  $P'$  существует достаточно тесная линейная связь. В табл. 1 приводятся коэффициенты линейной корреляции ( $r$ ) между параметром  $P$  и отдельными предикторами.

Таблица 1

Коэффициенты линейной корреляции между параметром  $P$  и предикторами

Город	Предикторы		
	$\Pi(\beta_1)$	$\Pi(\beta_2)$	$P'$
Чита	0,35	0,01	0,78
Донецк	0,29	0,29	0,66

Уравнение регрессии имеет следующий вид:

$$P = a_0 + a_1 P' + a_2 \Pi(\beta_1) + a_3 \Pi(\beta_2).$$

Весовые коэффициенты (табл. 2) были вычислены методом наименьших квадратов. Полученные уравнения регрессии являются прогностическими. Успешность разработанной схемы была проверена на зависимом, а в Чите и на независимом материале.

Таблица 2

Весовые коэффициенты уравнений регрессии

Город	$a_0$	$a_1$	$a_2$	$a_3$
Чита	0,07	0,74	0,13	0,004
Донецк	0,01	0,64	0,10	0,19
Ленинград	0,06	0,64	0,14	0,12

Наибольший интерес, естественно, представляет оправдываемость прогнозов случаев наиболее высокого загрязнения воздуха ( $P > 0,35$ ). По материалам Донецка и Читы оправдались все 22 таких прогноза. Предсказуемость случаев с  $P > 0,35$  составила в Чите 75 %, в Донецке — 44 %.

Было составлено 34 прогноза на независимом материале наблюдений в Чите, из которых оправдалось 24 (71 %). Из трех прогнозов высокого загрязнения воздуха оправдалось 2. Коэффициенты линейной корреляции между прогностическими и фактическими значениями параметра  $P$  в рассмотренных городах колеблются в пределах 0,65—0,80.

По материалам наблюдений в Донецке разрабатывались варианты прогностических схем, где в качестве предиктантов брались средние за сутки значения концентраций сернистого газа и диоксида азота ( $\bar{q}$ ), нормированные на среднесезонное значение ( $\bar{q}_c$ ). Рассчитывались прогностические уравнения для случая с использованием исходных метеопараметров и комплексных информативных предикторов  $\beta_1$  и  $\beta_2$ .

Зависимости средних по городу концентраций сернистого газа в воздухе от ряда метеорологических параметров представлены на рис. 2. Аналогичные графики были построены и для диоксида азота. Следует заметить, что характер зависимостей в целом соответствует имеющимся представлениям и ранее полученным результатам [1, 2, 9].

Так, выявлены два максимума концентраций в зависимости от скорости ветра. Второй максимум в условиях Донецка отмечается при более сильном ветре, чем в других городах ( $v_0 = 8$  м/с). Это может быть связано с расположением большого количества промышленных объектов на значительной территории и соответственно с влиянием на формирование концентраций множества отдаленных источников. Известно, что с удалением от источника выбросов возрастает опасная скорость ветра [2]. Физически объ-

ясными также максимумы и минимумы загрязнения воздуха в зависимости от  $T_0$  и  $\Delta T_1$  [8, 9].

Уравнения регрессий имеют следующий вид:

$$\bar{q} = a_0 + a_1 \bar{q}' + a_2 \bar{q}(T_0) + a_3 \bar{q}(\Delta T_1) + a_4 \bar{q}(v_0) + a_5 \bar{q}(\Delta H/\Delta n),$$

$$\bar{q} = a_0 + a_1 \bar{q}' + a_2 \bar{q}(\beta_1) + a_3 \bar{q}(\beta_2),$$

где  $\bar{q}'$  — исходное среднее значение концентраций примесей,  $\bar{q}(T_0)$ ,  $\bar{q}(\Delta T_1)$ ,  $\bar{q}(v_0)$ ,  $\bar{q}(\Delta H/\Delta n)$  — преобразованные по графикам предикторы  $T_0$ ,  $\Delta T_1$ ,  $v_0$ ,  $\Delta H/\Delta n$ .

Весовые коэффициенты, полученные методом наименьших квадратов представлены в табл. 3. Коэффициент линейной корреля-

Таблица 3

Весовые коэффициенты уравнений регрессии

Коэффициент	Вариант схемы с использованием в качестве предикторов			
	$T_0, \Delta T_1, v_0, \Delta H/\Delta n, \bar{q}'$		$\beta_1, \beta_2, \bar{q}'$	
	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>
$a_0$	-0,22	-0,04	-0,15	-0,04
$a_1$	0,70	0,84	0,77	0,88
$a_2$	0,27	0,19	0,41	0,11
$a_3$	0,44	0,36	0,44	-0,18
$a_4$	0,52	0,18		
$a_5$	-0,004	0,19		

ции между прогностическими нормированными средними значениями концентраций и их фактическими значениями представлены в табл. 4.

Таблица 4

Коэффициенты линейной корреляции ( $r$ ) между прогностическими и фактическими значениями  $q$  в Донецке

Примесь	С использованием предикторов	
	исходных	комплексных
Сернистый газ	0,68	0,69
Диоксид азота	0,86	0,85

Связи между фактическими и прогностическими значениями для диоксида азота получились теснее, чем для сернистого газа. В случае  $\bar{q} > 1,4$  оправдались все 11 прогнозов высокого загрязнения воздуха диоксидом азота; для сернистого газа оправдываемость таких прогнозов в варианте с использованием комплекс-

ных предикторов составила 78 %, а в варианте с исходными метеопараметрами — 84 %. Предсказуемость случаев с высоким загрязнением воздуха сернистым газом и диоксидом азота колебалась в пределах 71—86 %.

В заключение следует заметить, что использованный в данной статье способ исключения нелинейности связей между загрязнением воздуха и метеорологическими параметрами позволяет в определенной степени учесть в схемах прогноза реальный вид зависимостей. По-видимому, это и определило достаточную эффективность разработанных прогностических схем.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975, 448 с.
2. Берлянд М. Е. и др. К оценке опасных скоростей ветра для высоких источников. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 13—22.
3. Горошко Б. Б., Пьянцев Б. Н., Сонькин Л. Р. Оперативный прогноз загрязнения атмосферы и регулирования выбросов при неблагоприятных метеоусловиях. — В кн.: Вопросы контроля загрязнения природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, с. 81—88.
4. ГОСТ 17.2.3.02—78. Охрана природы. Атмосфера. Правила установления допустимых выбросов вредных веществ промышленными предприятиями. М.: Изд-во стандартов, 1979, 14 с.
5. Елекоева Л. И. Прогноз загрязнения атмосферы с использованием преобразованных предикторов. — См. настоящей сборник.
6. Киселев В. Б., Ивлева Т. П., Сонькин Л. Р. Выделение наиболее информативных комплексов предикторов для прогноза загрязнения воздуха. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 60—66.
7. Методические указания по прогнозу загрязнения воздуха в городах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979, с. 80.
8. Сонькин Л. Р. Вопросы прогнозирования фонового загрязнения воздуха в городах. — Труды ГГО, 1974, вып. 314, с. 42—50.
9. Сонькин Л. Р. Некоторые возможности прогноза содержания примесей в городском воздухе. — Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 121—131.
10. Bringfeld B. Impotent factors for the sulphur dioxide concentration in central Stockholm. — Atmos. Env., 1971, v. 5, N 11, p. 949—972.
11. Chandler T. Y., Elsom D. M. Meteorological controls upon ground level concentration of smoke and sulphur dioxide in two urban areas of the United Kingdom. — Atmos. Env., 1978, v. 12, N 6—7, P. 1543—1554.

*Л. И. Елекоева*

### ПРОГНОЗ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПРЕОБРАЗОВАННЫХ ПРЕДИКТОРОВ

Из теоретических исследований и на основе анализа фактического материала [1, 7—11] известно, что уровень загрязнения воздуха в городе определяется влиянием ряда факторов. Статистические связи между параметрами загрязнения воздуха и метеорологическими факторами в некоторых случаях носят линейный характер [11]. В этом случае для одновременного учета воз-

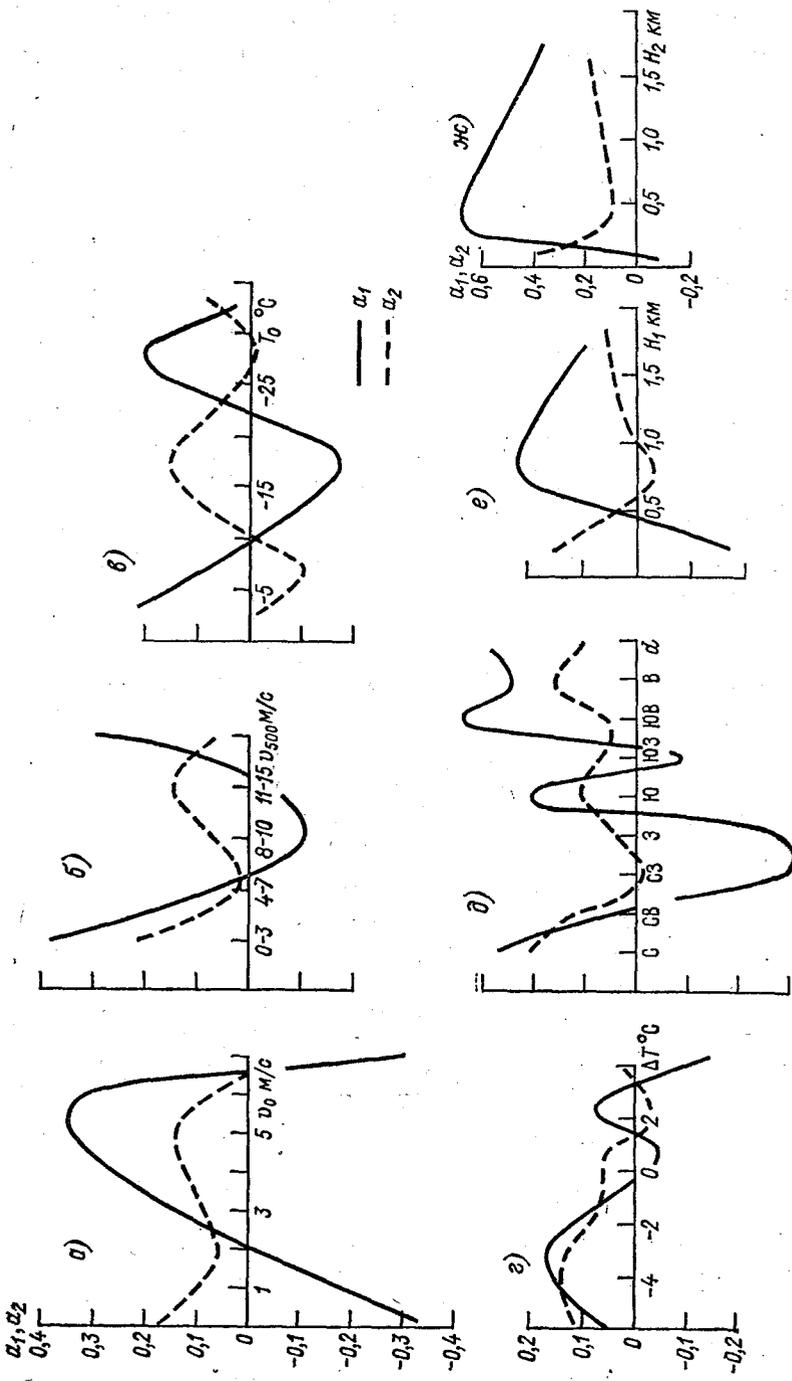


Рис. 1. Зависимость  $\alpha_1$  и  $\alpha_2$  от метеорологических параметров.  $\alpha$  — скорость ветра на уровне флюгера ( $v_0$ ),  $\phi$  — скорость ветра на высоте 500 м ( $v_{500}$ ),  $e$  — температура воздуха у земли ( $T_0$ ),  $z$  — разность температур в слое 0–500 м ( $\Delta T$ ),  $\phi$  — направление ветра ( $\alpha$ ),  $e$  — высота верхней границы приземной инверсии ( $H_1$ ),  $ж$  — высота нижней границы приподнятой инверсии ( $H_2$ ).

действия нескольких факторов обычно используется метод множественной линейной регрессии. Однако если уровень загрязнения воздуха определяется совместным влиянием факторов, связанных с загрязнением воздуха как линейно, так и нелинейно, то исследование такого влияния методом множественной линейной регрессии оказывается неэффективным, поскольку приходится нелинейную зависимость аппроксимировать линейной, что неизбежно ухудшает связи.

В данной работе выявлялась зависимость не с предикторами, непосредственно влияющими на уровень загрязнения воздуха (линейно или нелинейно), а с так называемыми преобразованными предикторами, которые линейно связаны с уровнем загрязнения воздуха. Для получения преобразованных предикторов строились эмпирические графические зависимости между параметрами загрязнения воздуха и метеорологическими предикторами вида  $q=f(x)$ . Здесь  $q$  — концентрация примеси,  $x$  — метеопредиктор. В качестве метеопредиктора использовались:  $T_0$  — температура воздуха у земли;  $v_{500}$  и  $v_0$  — скорость ветра на высоте 500 м и у земли;  $\Delta T$  — разность температур в слое 0—500 м;  $\Delta T_{2n}$  — изменение температуры воздуха за предшествующие два дня;  $H_1$  — высота верхней границы приземной инверсии;  $H_2$  — высота нижней границы приподнятой инверсии;  $d$  — направление ветра. Далее по значению метеоэлемента определялось значение, соответствующее характеристике загрязнения атмосферы, т. е. значение преобразованного предиктора. Например, на рис. 1 а представлена связь между показателем загрязнения воздуха ( $a_1$ ) и скоростью ветра ( $v_0$ ). При  $v_0=1$  м/с значение преобразованного предиктора  $a_1^{v_0} = 0,18$ ; при  $v_0=4$  м/с,  $a_1^{v_0} = 0,24$ . Аналогично по рис. 1 б — ж определялись ряды преобразованных предикторов  $a^{T_0}$ ,  $a^{v_{500}}$ ,  $a^{\Delta T}$ ,  $a^{H_1}$ ,  $a^{H_2}$ ,  $a^d$ . Расчеты показали, что при использовании преобразованных метеопредикторов корреляционные статистические связи значительно улучшаются. Так, если коэффициент корреляции  $r$  между  $a_1$  и  $v_0$  составил 0,05, то между  $a_1$  и  $a_1^{v_0}$   $r=0,46$ .

Временная изменчивость каждого из полученных преобразованных предикторов, определяя одну из сторон многофакторного воздействия метеопараметров на атмосферное загрязнение, с некоторым приближением отражает временную изменчивость фактического уровня загрязнения атмосферы, т. е. линейно с ним связана. Для учета суммарного эффекта такого комплексного влияния «преобразованных» метеоэлементов на уровень загрязнения воздуха строилась множественная линейная регрессия между изменениями во времени параметра загрязнения воздуха с одной стороны и соответствующими временными рядами преобразованных предикторов — с другой.

В данной работе параметрами загрязнения воздуха являются коэффициенты  $a_1$  и  $a_2$  при первом и втором членах разложения по естественным ортогональным функциям (е. о. ф.) [3—5] концентраций сернистого газа ( $SO_2$ ) на восьми стационарных пунктах

Омска в течение зимних периодов 1969—1979 гг. В качестве метеопредикторов, как уже упоминалось, использовались  $T_0$ ,  $v_0$ ,  $v_{500}$ ,  $\Delta T$ ,  $\Delta T_{2n}$ ,  $H_1$ ,  $H_2$ ,  $d$ , а также  $a'_1$  и  $a'_2$  — исходные значения коэффициентов  $a_1$  и  $a_2$ .

С целью исключения суточного хода анализ проводился отдельно для первой ( $N_I=360$  случаев) и второй половины дня ( $N_{II}=312$  случаев). Устанавливались зависимости зависимости коэффициентами  $a_1$  ( $a_2$ ) и указанными метеопредикторами (см. рис. 1). Предварительно значения метеозагрязнения разбивались на градации, для которых рассчитывались средние значения коэффициентов  $a_1$  и  $a_2$ . Коэффициент  $a_1$ , как и параметр  $P$ , который ранее использовался при разработке схем прогноза загрязнения воздуха [7], характеризует средний уровень загрязнения воздуха в городе [3—6]. Следует отметить, что полученные зависимости между  $a_1$  и метеопараметрами аналогичны тем, которые установлены при рассмотрении связей параметра  $P$  с метеозагрязнением [8—12]. Так, наибольший уровень загрязнения воздуха отмечается при скорости ветра  $v_0$ , равной 4—6 м/с (рис. 1 а), что характерно для высоких источников, преобладающих в данном городе.

Наблюдаются два максимума концентраций в зависимости от скорости ветра на высоте 500 м: при  $v_{500}=0-3$  м/с и  $v_{500}>15$  м/с (рис. 1 б). Увеличение концентраций происходит при повышении температуры до 0 °С в период зимних оттепелей, связанных с адвекцией тепла, вторичный максимум образуется при низких температурах (-25...-30 °С), когда увеличен расход топлива и следовательно выбросов  $SO_2$  (рис. 1 в). Зависимости, приведенные на рис. 1 г—ж, также соответствуют имеющимся представлениям о загрязнении воздуха в городе. Так, например, из рис. 1 г видно, что отмечаются два максимума значений  $a_1$ : при устойчивой стратификации ( $\Delta T < 0$ ) за счет вклада низких выбросов и при неустойчивой стратификации ( $\Delta T > 0$ ), когда накладывается влияние высоких источников. Увеличение концентраций загрязняющих веществ происходит также в случае, когда высота нижней границы приподнятой инверсии находится над источником, т. е.  $H_2$  составляет 0,2—0,5 км (рис. 1 ж).

Рассмотрим зависимости между метеозагрязнением и коэффициентом  $a_2$ . Из [3] известно, что коэффициент  $a_2$  характеризует основные отклонения от среднего уровня загрязнения воздуха (например, за счет направленного переноса примеси ветром). Иначе говоря, если применить разложение на естественные ортогональные функции для концентрации, являющейся функцией пространства и времени —  $q(x, t)$ , — то отклонение от среднего уровня концентраций  $\bar{q}(x)$  можно представить в виде:

$$q(x, t) - \bar{q}(x) = \sum_{i=1}^N a_k(t) \varphi_k(x), \quad (1)$$

где  $a_k(t)$  — коэффициенты при 1, 2, ...,  $k$ -м члене разложения, зависящие только от времени;  $\varphi_k(x)$  — естественные ортогональные

функции, зависящие только от пространственной переменной;  $k$  — количество пунктов в городе.

На рис. 2 представлено распределение  $\varphi_2$  по городу, из которого видно, что область положительных значений функций  $\varphi_2$  охватывает северную и южную части города, в которых расположены основные источники загрязнения воздуха. При тенденции роста коэффициента  $a_2$  в области положительных значений функции  $\varphi_2$  происходит увеличение концентраций, а в области отрицательных  $\varphi_2$  — уменьшение. При тенденции снижения значения  $a_2$  имеет место обратное соотношение, т. е. в области положительных значений  $\varphi_2$  происходит уменьшение концентраций. Таким образом, в северной и южной частях города при максимальных значениях  $a_2$  следует ожидать увеличения загрязнения воздуха, при минимальных значениях  $a_2$  — уменьшения. Следовательно, прогноз коэффициента  $a_2$  позволит предсказать, в какой части города будут наблюдаться наибольшие концентрации.

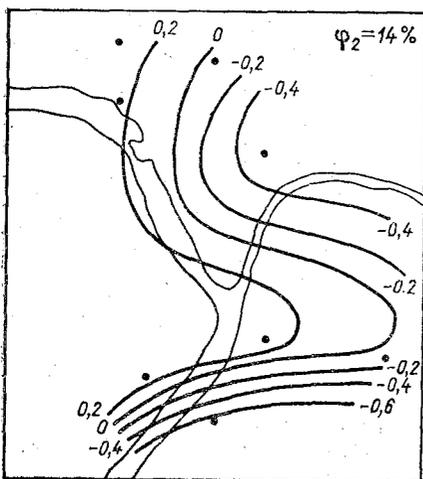


Рис. 2. Распределение изолиний в поле второй естественной ортогональной функции ( $\varphi_2$ ) концентрации  $\text{SO}_2$  (вклад в общую дисперсию поля — 14 %).

Рассмотрим более подробно связи между коэффициентом  $a_2$  и метеопараметрами, так как подобные зависимости ранее не анализировались. На рис. 1 а видны два максимума  $a_2$ : один — при скорости ветра у земли 0—1 м/с, второй — при  $v_0 = 3...5$  м/с. Увеличение коэффициента наблюдается при устойчивой стратификации ( $\Delta T = (-4...-6) \text{ }^\circ\text{C}/500 \text{ м}$ ), второй максимум отмечается при неустойчивой стратификации (рис. 1 б). По-видимому, на  $a_2$  сказывается влияние и высоких, и низких источников (и те и другие имеются в любом городе).

Как видно из рис. 1 б, выявляются два максимума  $a_2$  в зависимости от скорости ветра на высоте 500 м: при  $v_{500} = 0...3$  м/с и при  $v_{500} > 10$  м/с. Связь  $a_2$  с температурой воздуха показана на рис. 1 в. Наибольшие значения  $a_2$  отмечены при температурах —15...—20  $^\circ\text{C}$ , что связано с преобладанием в этом диапазоне температур южного и юго-западного направлений ветра, при ко-

торых, как представлено на рис. 1 д, наблюдается рост  $a_2$ . Из рис. 1 е видно, что увеличение значений  $a_2$  происходит при мощности ( $H_1$ ) приземной инверсии до 500 м, а также в случае, когда нижняя граница приподнятой инверсии находится в пределах 100—250 м (рис. 1 ж). Зависимость  $a_2$  от направления ветра приведена на рис. 1 д. Наибольшие значения  $a_2$  отмечены при северо-северо-западном, южном и восточном направлениях ветра.

Таким образом, анализ характера зависимостей между коэффициентом  $a_2$  и метеопараметрами (см. рис. 1) показал, что  $a_2$  свойственны два и более максимума в отличие от  $a_1$ , который имеет в основном один максимум. Такое различие обусловлено, по-видимому, тем, что  $a_1$ , характеризую уровень общего загрязнения в городе, связан с крупномасштабными атмосферными процессами, охватывающими город целиком [4, 11]. Масштаб процессов, под влиянием которых формируется  $a_2$ , значительно меньше — это локальная, внутригородская изменчивость, обусловленная в данном случае переносом примеси из одной части города в другую под влиянием ветра. Вследствие этого коэффициент  $a_2$  больше подвержен случайным колебаниям.

Как уже отмечалось, полученные путем эмпирического обобщения зависимости (см. рис. 1) использовались в дальнейшем для расчета преобразованных предикторов. Устанавливались синхронные статистические связи между рассмотренными выше преобразованными метеопараметрами и характеристиками загрязнения воздуха  $a_1$  и  $a_2$ . Находились различные комбинации зависимостей между коэффициентами разложения и преобразованными предикторами для получения наиболее высоких коэффициентов корреляции. Степень информативности каждого предиктора (фактора) определялась его вкладом в значение множественного коэффициента корреляции  $R$ .

Для улучшения корреляции был проведен анализ при различных направлениях ветра в слое 100 м (поскольку фоновое загрязнение воздуха формируется под влиянием сравнительно крупномасштабных процессов). В связи с тем что в Омске основные источники загрязнения воздуха расположены на северо-северо-западе и юго-юго-востоке, все значения  $a_1$  и сопутствующих метеоэлементов были разделены на четыре градации по направлению ветра: северо-северо-запад, востоко-северо-восток, юго-юго-восток, западо-юго-запад. Для каждого направления ветра были выявлены наиболее значимые предикторы, которые должны были удовлетворить требованию  $R \approx 3\epsilon r$  (где  $\epsilon r$  — средняя квадратическая погрешность). При  $R \geq 0,13$  корреляционная связь может считаться неслучайной. Для каждого направления ветра был получен определенный набор наиболее информативных предикторов, которые и вошли в уравнения множественной регрессии для расчета коэффициента (табл. 1). Весовые коэффициенты уравнений рассчитывались способом наименьших квадратов.

Как видно из табл. 1, коэффициент множественной корреляции  $R$  для каждого направления значительно превышает  $R$ , расчи-

Уравнения множественной линейной регрессии и коэффициент множественной корреляции  $R$  направлений ветра в I и II половине дня для расчета  $a_1$

$d$	I	II
ССЗ	$a_1 = 0,7a_1' + 2,3a_1^{T_0} + 0,3a_1^{T_0} + 0,8a_1^{T_{500}} - 0,23;$	$R = 0,80$ $a_1 = 0,62a_1' + 2,52a_1^{T_0} + a_1^{T_0} + 0,09\Delta T_{2n} - 0,55;$
ВСВ	$a_1 = 0,67a_1' + 1,78a_1^{T_0} + 0,22a_1^{T_0} - 0,8a_1^{T_0} - 0,15;$	$R = 0,89$ $a_1 = 0,38a_1' + 0,5a_1^{T_0} = 3,36a_1^{T_0} + 0,36;$
ЗЮЗ	$a_1 = 0,81a_1' + 0,46a_1^{T_{500}} - 0,06a_1^{T_0} - 0,40;$	$R = 0,84$ $a_1 = 0,82a_1' + 1,29a_1^{T_0} + 0,74a_1^{T_0} + 0,87a_1^{T_{500}} - 0,70;$
ЮЮЗ	$a_1 = 0,82a_1' + 1,2a_1^{T_0} + a_1^{T_0} + 0,4\Delta T_{2n} - 0,39;$	$R = 0,79$ $a_1 = 0,81a_1' + 0,85a_1^{T_0} + 0,03a_1^{T_0} - 0,02a_1^{T_{500}} + 0,13$
Без учета $d$	$a_1 = 0,72a_1' + 0,8a_1^{T_0} + 0,4a_1^{T_{500}} + 0,36a_1^{T_0} + 0,40;$	$R = 0,70$ $a_1 = 0,74a_1' + 1,39a_1^{T_0} + 0,03\Delta T_{2n} - 0,10;$

Уравнения множественной линейной регрессии и коэффициенты  $R$  различных направлений ветра в I и II половине дня для расчета  $a_2$

$d$	I	II
ССЗ	$a_2 = 0,14a_2' + 3,44a_2^{T_{500}} + 0,02\Delta T_{2n} - 0,20;$	$R = 0,64$ $a_2 = 0,29a_2' + 1,93a_2^{T_0} + 1,85a_2^{T_{500}} + 2,07a_2^{T_0} - 0,27;$
ВСВ	$a_2 = 0,25a_2' + 0,04a_1' + 2,92a_2^{T_0} - 0,22;$	$R = 0,85$ $a_2 = 1,55a_2' + 2,29a_2^{T_0} + 0,27a_2^{T_0} - 3,92\Delta T_{2n} - 0,19;$
ЗЮЗ	$a_2 = 0,28a_2' + 0,08a_1' - 0,16a_2^{T_{500}} + 0,10;$	$R = 0,54$ $a_2 = 0,12a_2' + 0,05a_1' + a_2^{T_0} + 0,02\Delta T_{2n} - 0,50;$
ЮЮВ	$a_2 = 0,25a_2' + 0,06a_1' + 1,5a_2^{T_0} + 1,57a_2^{T_0} - 0,28;$	$R = 0,65$ $a_2 = 0,12a_2' + 2,11a_2^{T_0} + 2,34a_2^{T_{500}} - 0,33\Delta T_{2n} - 0,09;$
Без учета $d$	$a_2 = 0,29a_2' + 0,06a_1' + 1,27a_2^{T_0} + 1,07a_2^{T_0} - 0,16;$	$R = 0,48$ $a_2 = 0,19a_2' + 1,11a_2^{T_0} + 0,14a_2^{T_{500}} + 1,07a_2^{T_0} - 0,70;$

тадный без учета направления ветра (исключение составляет востоко-северо-восточное направление ветра во II половину дня).

Аналогично определялись наиболее информативные и значимые предикторы для коэффициента  $a_2$ . Путем корреляционного анализа оценивалось влияние сначала отдельных, а затем совокупности метеоэлементов на коэффициент  $a_2$ . На основании полученных связей между  $a_2$  и выявленными наиболее значимыми предикторами ( $R \geq 0,16$ ) были составлены уравнения множественной регрессии для расчета  $a_2$ .

Как видно из табл. 2, при учете направления ветра коэффициенты множественной корреляции  $R$  значительно увеличились (в I половину дня на 0,17; во II — на 0,30). Следовательно, подтверждается качественный вывод о том, что поле второй составляющей по е. о. ф. концентрации  $SO_2$  в Омске формируется под влиянием направления ветра (см. рис. 2).

Таким образом, было получено 20 уравнений множественной регрессии для прогноза параметров загрязнения воздуха коэффициентов  $a_1$  и  $a_2$ . Для оценки эффективности прогностических схем рассчитывались  $r$  между фактическими и прогностическими значениями для  $a_1$  и  $a_2$ . Например, коэффициент корреляции  $r$  при северо-северо-западном направлении ветра составил  $0,88 \pm 0,15$ . Было получено уравнение множественной регрессии для определения средней концентрации  $SO_2$  по городу  $\bar{q}$  с использованием прогностических значений  $a_1$  и  $a_2$ :

$$\bar{q} = 0,06a_1 - 0,01a_2 + 0,14. \quad (2)$$

Коэффициент множественной корреляции  $R$  оказался равным 0,986. Полученное уравнение множественной регрессии позволяет рассчитать концентрацию  $SO_2$  в городе.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975, 450 с.
2. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеоиздат, 1984, 184 с.
3. Вавилова Н. Г., Генихович Е. Л., Сонькин Л. Р. Статистический анализ данных о загрязнении воздуха в городах с помощью естественных функций. — Труды ГГО, 1969, вып. 238, с. 27—32.
4. Елекоева Л. И., Чувашина И. Е. Анализ поля концентраций сернистого газа методом разложения по естественным ортогональным функциям. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 72—77.
5. Елекоева Л. И. Использование метода разложения полей по естественным ортогональным функциям для анализа и прогноза загрязнения атмосферы. — Труды ГГО, 1982, вып. 450, с. 101—107.
6. Елекоева Л. И., Сонькин Л. Р. Разработка схемы прогноза загрязнения воздуха с использованием метода разложения по естественным ортогональным функциям. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 93—98.
7. Методические указания по прогнозу загрязнения воздуха в городах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979, 78 с.
8. Сонькин Л. Р. Некоторые возможности прогноза содержания примесей в городском воздухе. — Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 121—132.

9. Соцькин Л. Р., Ивлева Т. П. Вопросы прогнозирования загрязнения воздуха отдельными примесями. — Труды ГГО, 1982, вып. 450, с. 89—96.
10. Соцькин Л. Р. и др. О влиянии метеорологических условий на загрязнение воздуха в различных городах. — Труды ГГО, 1975, вып. 325, с. 52—60.
11. Соцькин Л. Р., Храпаченко В. А., Крицина Т. П. Уточнение схем прогнозирования загрязнения воздуха в городе с учетом новых результатов анализа информации. — Труды ГГО, 1975, вып. 352, с. 65—71.
12. Соцькин Л. Р. Статистические и синоптические методы прогноза загрязнения воздуха в городах. — В кн.: Прогнозирование загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1984, с. 142—146.

*А. И. Полищук, С. В. Стрельченя, Е. А. Шайкова*

## О МЕТОДИКЕ ПРОВЕДЕНИЯ ВНЕШНЕГО КОНТРОЛЯ ТОЧНОСТИ ИЗМЕРЕНИЙ СОДЕРЖАНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВОЗДУХ ВЕЩЕСТВ

Для оценки качества работы сети контроля загрязнения атмосферы (СКЗА) введен периодический контроль точности измерения показателей загрязненности в ходе химического анализа проб воздуха [3]. При этом предусмотрено два вида контроля — внутренний и внешний.

Внутренний контроль проводится силами сетевых подразделений республиканских и территориальных управлений по гидрометеорологии и контролю природной среды (УГКС). В этом случае средством контроля являются контрольные пробы — растворы, приготовленные аналогично градуировочным растворам, согласно используемой методике выполнения измерения [5]. Контрольные пробы готовят специалисты УГКС, ответственные за внутренний контроль.

При внешнем контроле контрольные пробы готовятся централизованно и рассылаются в сетевые подразделения. Предварительная проверка показала, что контрольные растворы для определения содержания диоксида азота и диоксида серы устойчивы в течение полутора месяцев. Для повышения точности концентрации контрольных растворов были увеличены навеска определяемого вещества, объемы стандартных и рабочих растворов; это привело к снижению погрешности взвешивания на аналитических весах и погрешности измерения объемов. В результате суммарная погрешность приготовления контрольных растворов для определения содержания диоксида азота была снижена почти в два раза по сравнению с погрешностью приготовления аналогичных градуировочных растворов и составила менее 1,5 %. Погрешность приготовления контрольных растворов для определения содержания диоксида серы оказались еще ниже. Приготовление таких растворов и их рассылка во все УГКС выполняется Украинским отрядом экспедиции ГГО начиная с 1980 г. Согласно [3], по получению растворов в лабораториях контроля загрязнения атмо-

сферы (ЛКЗА) для каждого из них проводится анализ пяти параллельных проб. Результаты измерения направляются в ГГО, где обработка и анализ материала выполняется с помощью специальной программы на ЭВМ ЕС.

Как и в случае внутреннего контроля [2], качество измерений оценивается с помощью числовых характеристик случайной и систематической составляющих погрешности измерений, что позволяет составить представление о сходимости и правильности измерений. Однако внешний контроль дает возможность получить более полную оценку качества результатов измерений. Это связано с тем, что большинство методик анализа атмосферного воздуха основано на предварительном построении градуировочных графиков и последующих сравнениях всех результатов измерений проб воздуха с этими графиками. Любая погрешность в построении градуировочного графика является источником систематической погрешности всех последующих результатов измерений проб, рассчитанных с его помощью. В ходе внутреннего периодического контроля, проводимого в ЛКЗА, выявить ошибку в построении графика сложно, так как контрольные растворы готовятся в тех же условиях, что и градуировочные растворы. Поэтому при проведении такого контроля прежде всего проверяется качество работы отдельных исполнителей, а оценка точности измерений, проводимых данной лабораторией, получается недостаточно полной. При внешнем контроле, когда контрольные пробы готовятся централизованно и с высокой точностью, появляется возможность выявить погрешности, обусловленные ошибками построения градуировочных графиков в отдельных лабораториях.

Обработка результатов измерений опирается на линейный регрессионный и однофакторный дисперсионный анализ [1, 4]. Изложим некоторые особенности применения известных методов к данной задаче.

Согласно принятой методике [3], в адрес каждого УГКС рассылается  $k$  контрольных растворов заданной концентрации  $x_i$ , где  $i=1, 2, \dots, k$ . В реальной практике  $k \leq 5$ . В ЛКЗА по получении растворов каждый из них измеряется  $n_i$  раз, т. е. количество измерений  $i$ -го раствора  $j=1, 2, \dots, n_i$ . Результат  $j$ -го измерения  $i$ -го контрольного раствора обозначим  $y_{ij}$ . Таким образом, для отдельной ЛКЗА мы имеем  $k$  групп измерений и в каждой из этих групп —  $n_i$  измерений ( $n_i \geq 3$ ). При этом суммарное количество измерений по всем растворам в отдельной ЛКЗА составит

$$N = \sum_{i=1}^k n_i, \quad (1)$$

а среднее значение результатов измерений по  $i$ -му контрольному раствору (групповое среднее)

$$\bar{y}_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} y_{ij}, \quad (2)$$

при этом

$$\bar{x} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^k n_i x_i. \quad (3)$$

Связь между заданными и измеренными концентрациями должна быть линейна, и поэтому ее можно описать уравнением прямой вида  $y = a + bx$ . Оценим параметры уравнения линейной регрессии:

$$b = \frac{\sum_{i=1}^k n_i x_i \bar{y}_i - \bar{x} \sum_{i=1}^k n_i \bar{y}_i}{\sum_{i=1}^k n_i x_i^2 - N(\bar{x})^2},$$

$$a = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^k n_i \bar{y}_i - b\bar{x}. \quad (4)$$

Разброс групповых средних относительно линии регрессии определяется как

$$S_2^2 = \frac{1}{k-2} \sum_{i=1}^k n_i (\bar{y} - \hat{y}_i)^2, \quad (5)$$

где  $\hat{y}_i$  — оценка, получаемая на основе уравнения регрессии  $\hat{y}_i = a + bx_i$ , а  $\bar{y} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^k n_i \bar{y}_i$ .

Учитывая (5), дисперсия вычисленных по (4) параметров уравнения регрессии оценивается по формулам

$$S_b^2 = S_2^2 \frac{N}{\sum_{i=1}^k n_i x_i^2 - N(\bar{x})^2},$$

$$S_a^2 = S_2^2 \frac{\sum_{i=1}^k n_i x_i}{\sum_{i=1}^k n_i x_i^2 - N(\bar{x})^2}. \quad (6)$$

Опираясь на оценки (6) и используя распределение параметра Стьюдента ( $t$ ) для доверительной вероятности 0,95, проверяем наличие или отсутствие систематической погрешности измерений (характеристика правильности).

Однако традиционно рекомендуемые при проведении линейного регрессионного анализа оценки по формулам (5) и (6) не учитывают дисперсию оценок внутри каждой группы измерений, которой, как показывает опыт, нельзя пренебречь при обработке результатов измерений. Известно [1], что внутригрупповая дисперсия (в нашем случае дисперсия измерений  $i$ -го контрольного раствора) оценивается как

$$S_i^2 = \frac{1}{n_i - 1} \sum_{j=1}^{n_i} (y_{ij} - \bar{y}_i)^2, \quad (7)$$

а суммарная дисперсия внутригрупповых средних (суммарная дисперсия измерений всех  $k$  растворов) — соответственно как

$$S_1^2 = \frac{1}{N - k} \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^{n_i} (y_{ij} - \bar{y}_i)^2. \quad (8)$$

Учтем оценку (8) при определении разброса групповых средних относительно линии регрессии, тогда вместо (5) следует записать

$$S_2^{2'} = \frac{1}{N - 2} [S_2^2(k - 2) + S_1^2(N - k)], \quad (9)$$

а вместо (6) соответственно

$$S_b^{2'} = S_2^{2'} \frac{N}{\sum_{i=1}^k n_i x_i^2 - N(\bar{x})^2},$$

$$S_a^{2'} = S_2^{2'} \frac{\sum_{i=1}^k n_i x_i^2}{\sum_{i=1}^k n_i x_i^2 - N(\bar{x})^2}. \quad (10)$$

При этом оценку доверительных интервалов по  $t$ -параметру Стьюдента для  $a$  и  $b$  следует выполнять с учетом (10); обозначим в этом случае его вычисленное значение  $t'$ . Заметим, что (9) и (10) справедливы только в том случае, если отклонение от предположения линейности связи между  $x$  и  $y$  незначительно. Для проверки гипотезы о линейности построим дисперсионное отношение

$$D = \begin{cases} \frac{S_1^2}{S_2^2} & \text{при } S_1^2 > S_2^2, \\ \frac{S_2^2}{S_1^2} & \text{при } S_2^2 > S_1^2 \end{cases} \quad (11)$$

и сравним его с  $F$ -критерием с соответствующими степенями свободы. Превышение  $F$ -критерия может быть обусловлено нелинейностью связи между  $x$  и  $y$ , что может быть следствием неправильного хода градуировочного графика. Отклонения от линейности могут не носить систематического характера в том случае, когда измерения лежат примерно одинаково далеко по обе стороны от прямой.

Располагая оценками  $S_i^2$  и  $S_1^2$ , мы можем оценить также случайную погрешность измерений в каждой ЛКЗА. При этом рассмотрим уровень расхождения между  $S_i^2$  при измерениях групп контрольных растворов в отдельной ЛКЗА. Для этих целей воспользуемся критерием Бартлетта [1], который позволяет проверить гипотезу об однородности дисперсий  $S_i^2$ . Учитывая, что  $n_i$

довольно часто не равны между собой, построим статистику Барлетта

$$B = \frac{1}{C} \left[ \sum_{i=1}^k (n_i - 1) \ln \left( \frac{S_i^2}{S_1^2} \right) \right], \quad (12)$$

где  $C$  — константа, зависящая только от количества измерений, вычисляется по формуле

$$C = 1 + \frac{1}{3(k-1)} \left[ \sum_{i=1}^k \left( \frac{1}{n_i - 1} \right) - \frac{1}{\sum_{i=1}^k (n_i - 1)} \right]. \quad (13)$$

При сравнении значения  $B$  с соответствующим критерием  $\chi^2$  при  $k-1$  степенях свободы определяется существенность расхождения между дисперсиями измерений в каждой лаборатории.

**Оценки результатов внешнего контроля точности измерений содержания диоксида азота (по измерениям в ЛКЗА Куйбышева)**

Номер раствора (i)	Заданное содержание (X мкг)	Измеренное содержание ( $y_{ij}$ мкг)					$\bar{y}_i$	$S_i^2 \cdot 10^{-4}$
		j=1	j=2	j=3	j=4	j=5		
1	0,10	0,06	0,06	0,07	0,09	0,08	0,07	1,7
2	0,15	0,16	0,13	0,13	0,11	0,12	0,13	3,5
3	0,35	0,24	0,24	0,27	0,27	0,28	0,26	3,5
4	0,65	0,44	0,45	0,45	0,43	0,42	0,44	1,7

Покажем эффективность применения предлагаемой методики на конкретном примере. В таблице приведены данные измерений, полученные в ходе внешнего контроля, и значения  $\bar{y}_i$  и  $S_i^2$ , вычисленные для каждого  $i$ -го контрольного раствора. Значение статистики  $B$  для данного примера составляет 0,9; так как оно меньше значения  $\chi^2_{k-1} = 7,81$ , то можно полагать, что случайная погрешность измерений находится в допустимых пределах. Правомочность применения линейной аппроксимации связи между  $x$  и  $y$  подтверждается оценкой отношения  $D$ , значение которого в данном примере составляет 4,68, что меньше табличного значения  $F_{(2,16)} = 4,70$ . Вычислим параметры уравнения регрессии  $a = 0,022$  и  $b = 0,648$  и соответствующие им при обычном методе значения  $t_a = 0,36$  и  $t_b = 2,16$ . Поскольку оба эти значения меньше табличного  $t_{k-2} = 2,92$ , то обычно делается вывод об отсутствии в измерениях систематической погрешности. Однако применяя предлагаемый метод, т. е. учитывая внутригрупповую дисперсию измерений, получим значения  $t_a = 0,67$  и  $t_b = 3,97$ . Табличное значение  $t_{k-2} = 1,73$ . Таким образом, предлагаемый «расширенный» способ позволяет выявить и те случаи наличия систематической погрешности, которые не обнаруживаются при использовании традици-

ционного способа обработки результатов измерений. В приведенном примере это относится к значению параметра  $b$ , существенно отличающемуся от единицы.

По результатам внешнего периодического контроля точности измерений содержания сернистого газа и диоксида азота, проводящегося в ГГО в течение трех последних лет, можно сказать, что расширенный способ позволил выявить в 3,8 раз больше ошибок, чем традиционный (40 случаев против 10 по  $\text{NO}_2$  и 18 против 5 по  $\text{SO}_2$ ). Наличие случайной погрешности измерений контрольных растворов для определения диоксида азота обнаружено в 20 % случаев, а для определения сернистого газа — в 7 % случаев. Чаще всего в выявленных случаях оказывалась очень большой дисперсия измерений одного-двух из четырех-пяти контрольных растворов.

Дальнейшее обобщение оценок  $S_i^2$  по результатам измерений во всех контролируемых ЛКЗА позволит установить норматив точности случайной составляющей погрешности измерений для растворов в рабочем диапазоне методик [5], а обобщение  $S_a^{2'}$  и  $S_b^{2'}$  — оценить нормативы точности для установления воспроизводимости измерений, необходимой при проведении межлабораторных сравнений качества измерений.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Браунли К. А. Статистическая теория и методология в науке и технике. — М.: Наука, 1977, 408 с.
2. Вольберг Г. Ш., Горяева Л. Н., Панева В. И., Полищук А. И., Чаговец И. А., Шайкова Е. А. О периодическом контроле точности определения содержания примесей в атмосферном воздухе городов. — Труды ГГО, 1983, вып. 467, с. 113—116.
3. Временные методические указания по проведению периодического контроля точности результатов измерений содержания загрязняющих воздух веществ. — Л.: ГГО, 1981, 19 с.
4. Кендалл М. Дж., Стьюарт А. Статистические выводы и связи. М.: Наука, 1973, 900 с.
5. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979, 448 с.

*В. В. Белобородов, А. И. Решетников, А. М. Царев*

### ОЦЕНКА ОШИБОК ПРИ ИЗМЕРЕНИИ ОБЩЕГО СОДЕРЖАНИЯ СЕРНИСТОГО ГАЗА В ФАКЕЛАХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ ДИСТАНЦИОННЫМИ КОРРЕЛЯЦИОННЫМИ ПРИБОРАМИ

В настоящее время время интенсивно развиваются дистанционные методы измерений параметров факелов промышленных предприятий с применением корреляционных приборов, в частности корреляционного радиометра Рамс и корреляционного спектрометра

Коспек. Принцип работы приборов этого типа подробно изложен в [4, 8].

В качестве источника излучения для вышеупомянутых приборов используется рассеянная атмосферой солнечная радиация в области спектра 295—315 нм (для  $\text{SO}_2$ ). Подразумевается, что источник излучения находится за пределами слоя исследуемого газа. Однако излучение такого специфического источника радиации, как рассеивающая атмосфера, формируется на достаточно протяженном участке визируемой трассы, который включает как участок  $L_1$  между удаленным рассеивающим объемом на этой трассе, когда  $L_1$  уже практически не вносит вклада в световой поток в направлении угла визирования до слоя исследуемого газа), так и участок  $L_2$  (от слоя исследуемого газа до входного окна прибора).

Очевидно, что только поток радиации, сформированный на участке  $L_1$  и прошедший слой исследуемого газа в направлении визирования прибора, несет полезную информацию. Поток рассеянной радиации, сформированный на участке  $L_2$ , не несет полезной информации, однако он регистрируется прибором и поэтому вносит так называемое разбавление в полезный сигнал, что в ряде случаев приводит к существенным ошибкам измерений в сторону занижения измеряемого значения [5, 7].

В настоящей работе ошибки измерений, связанные с процессами аэрозольного рассеяния в слое с исследуемым газом не будут рассматриваться. Как показано в [7] для случая отсутствия аэрозольного рассеяния на участке  $L_2$ , ошибки измерения общего содержания  $\text{SO}_2$  несущественны (не превосходят 10 % в сторону увеличения измеряемого значения). Поэтому вкладом в ошибку измерения процессов аэрозольного рассеяния в слое с исследуемым газом можно пренебречь.

Для корреляционных приборов типа Коспек сигнал на выходе прибора определяется выражением:

$$V \approx V_0 \left( 1 - \frac{P_1}{P_2} \right), \quad (1)$$

где  $P_1$  — световой поток, прошедший через слой исследуемого газа в спектральных интервалах, соответствующих максимумам поглощения электронной полосы исследуемого газа;  $P_2$  — поток излучения, прошедший слой исследуемого газа в спектральных интервалах, соответствующих минимумам поглощения электронной полосы исследуемого газа;  $V_0$  — постоянный уровень электрического сигнала, поддерживаемый системой автоматической регулировки усиления прибора.

Вклад дополнительных спектральных потоков, обусловленных аэрозольным и рэлеевским рассеянием в направлении визирования для слоя  $L_2$  —  $P_3$ , внесет приблизительно идентичные изменения в  $P_1$  и  $P_2$ , поскольку суммы спектральных потоков, обусловленных аэрозольным и рэлеевским рассеянием в спектральных интервалах, соответствующих максимумам поглощения электронной полосы исследуемого газа, приблизительно равны их сумме в

спектральных интервалах, соответствующих минимумам поглощения электронной полосы исследуемого газа.

Коэффициент, определяющий степень снижения полезного сигнала за счет аэрозольного и рэлеевского рассеяния на участке  $L_2$ , можно записать следующим образом:

$$A = \left(1 - \frac{P_1}{P_2}\right) / \left(1 - \frac{P_1 + P_3}{P_2 + P_3}\right). \quad (2)$$

С целью исследования влияния аэрозольного рассеяния на участке атмосферы между факелом и прибором выполнены модельные расчеты ошибок измерения содержания газа в факеле, обусловленных разбавлением полезного сигнала (рис. 1).

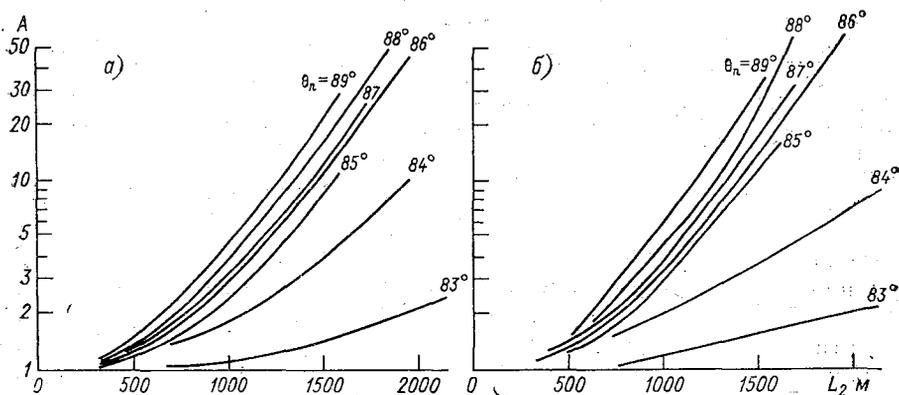


Рис. 1. Степень снижения полезного сигнала  $A$  для разных расстояний от факела до прибора.

Общее содержание  $\text{SO}_2$  в факеле: а)  $C_l = 500$  млн $^{-1}$  м, б)  $C_l = 1000$  млн $^{-1}$  м.

Согласно [1, 2], для промышленной зоны в интервале радиусов частиц от 0,2 до 20 мкм функция распределения имеет вид:  $n(r) \approx 2,49 r^{-4}$ . Для расчета диапазон радиусов частиц был взят от 0,04 до 10 мкм [3]. Частицы считались однородными, сферическими, мнимая часть коэффициента преломления вещества частицы полагалась равной нулю, концентрация изменялась с высотой пропорционально  $\exp(-Z/H_a)$ , где  $Z$  — высота,  $H_a$  — высота однородной атмосферы для аэрозоля.

Коэффициент аэрозольного рассеяния в факеле в  $b(\lambda)$  полагался равным нулю. Линия визирования прибора совпадала с плоскостью солнечного вертикала для среднего расстояния Солнца  $\theta_{\odot} = 30^\circ$ . Вклад рэлеевского рассеяния рассчитывался по общепринятой схеме. Результаты численного эксперимента, выполнены с помощью микроЭВМ. На рис. 1 показана степень снижения полезного сигнала  $A$  (общее содержание  $\text{SO}_2$ ) для разных углов визирования  $\theta_n$  (относительно зенита) в зависимости от расстояния до факела  $L_2$  для общего содержания  $\text{SO}_2$  в факеле

$Cl=500$  млн<sup>-1</sup>·м (рис. 1 а) и  $Cl=1000$  млн<sup>-1</sup>·м (рис. 1 б), где  $C$  — концентрация  $SO_2$  в частях на миллион;  $l$  — слой исследуемого газа в метрах.

При проведении экспериментальных исследований на одном из заводов в Средней Азии в октябре 1983 г. производились измерения общего содержания  $SO_2$  в факеле радиометром Рамс. Для района расположения завода наиболее характерными являлись горно-долинные ветры, что позволило выбрать севернее завода три точки на расстояниях 500, 1300 и 1900 м от оси факела. Измерения прибором Рамс выполнялись в каждой из указанных точек путем сканирования факела в плоскости ОАВ (рис. 2), от-

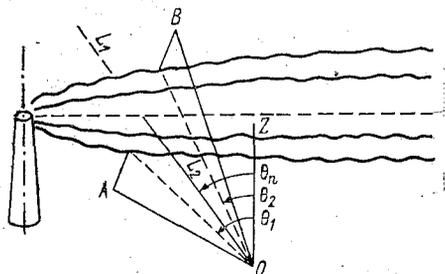


Рис. 2. Схема сканирования факела.

стоящей на 100 м от источника выброса. Прибор был установлен на платформе, которая с помощью механического устройства позволяла выполнить сканирование факела в вертикальной плоскости ОАВ. Зенитные углы  $\theta_1$  и  $\theta_2$  (максимальный и минимальный углы сканирования) выбирались из условия полного пересечения факела линией визирования прибора.

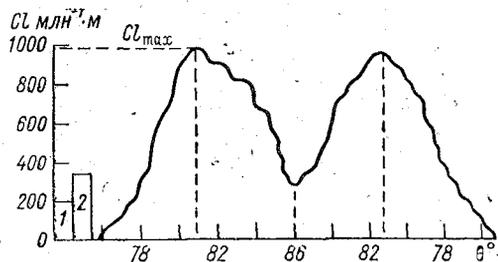


Рис. 3. Эпюра изменения сигнала при сканировании факела в плоскости ОАВ ( $L_2=500$  м).

На рис. 3 представлен результат одного сканирования факела вниз и вверх в плоскости ОАВ на расстоянии  $L_2=500$  м. По оси ординат отложено общее содержание  $SO_2$ , а по оси абсцисс — зенитный угол сканирования. Цифрами 1 и 2 обозначены уровни  $Cl$ , полученные в результате введения первой и второй калибровочных кювет прибора. Выполнить полное пересечение факела удалось только для расстояния от линии распространения факела до прибора 0,5 км, так как для расстояний 1,3 и 1,9 км угол  $\theta_1$  был велик и в поле зрения прибора попадали различные постройки и горный рельеф, что приводило к искажению результатов измерений. В большинстве случаев удавалось обнаружить максимум

общего содержания  $\text{SO}_2$  в факеле для расстояний 1,3 и 1,9 км. Как видно из рис. 3, на расстоянии 0,5 км имело место неравенство уровней сигнала для углов визирования  $\theta_1$  и  $\theta_2$ , что объясняется изменением положения базовой линии радиометра Рамс при сканировании неба в вертикальной плоскости (рис. 4).

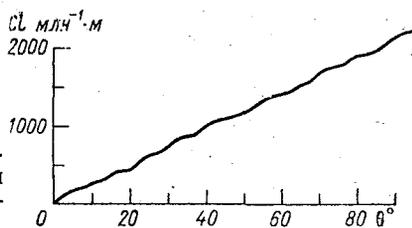


Рис. 4. Изменение положения базовой линии прибора «Рамс» при сканировании неба в вертикальной плоскости в диапазоне зенитных углов от 0 до  $90^\circ$ .

Результаты измерения общего содержания  $\text{SO}_2$  в факеле следующие (МДВ =  $9,4 \pm 0,5$  км):

$L_2 \text{ м}$ . . . . .	500	—1300	1900
$\overline{Cl}_{\text{max}} \text{ млн}^{-1} \cdot \text{м}$ . . . . .	916	375	305
$\theta_n$ . . . . .	80,8	86,5	87,6

Представленные данные ( $\overline{Cl}_{\text{max}}$ ) получены усреднением двадцати измерений в каждой из трех точек.

Результаты численного и натурного экспериментов показывают, что для обеспечения корректных измерений радиометром Рамс со стационарной платформы необходимо выбирать точку расположения прибора как можно ближе к факелу. Это соответственно уменьшит угол  $\theta_1$ , что даст возможность полностью пересечь факел при сканировании. С другой стороны, при приближении прибора к факелу увеличивается разница углов  $\theta_1 - \theta_2$ , что приводит к существенному изменению положения базовой линии прибора Рамс (см. рис. 4). Интерпретация результатов измерений для случая сканирования факела со стационарной платформы довольно сложна, так как ввиду зависимости положения базовой линии от распределения спектральной яркости неба в диапазоне изменения углов  $\theta_1 - \theta_2$  при сканировании в вертикальной плоскости трудно правильно определить границы факела.

Данные, полученные в [6], свидетельствуют о предпочтительности метода пересечения факела с подвижной платформы (автомашина, самолет), так как в этом случае практически отсутствуют ошибки, связанные с разбавлением полезного сигнала, поскольку подвижная платформа, пересекая факел, находится либо непосредственно в факеле, либо (в общем случае) на расстоянии, близком к факелу, в то время как  $\theta = \text{const} = 90^\circ$ .

Таким образом, метод измерения общего содержания газа со стационарной платформы менее предпочтителен, чем метод измерения с подвижной платформы.

1. Климатические характеристики условий распространения примесей в атмосфере. Справочное пособие/Под ред. Э. Ю. Безуглой, М. Е. Берлянда. — Л.: Гидрометеониздат, 1983, 328 с.
2. Clark W. E., Whitby K. T. Concentration and size distribution measurements of atmospheric aerosols and a test of the theory of selfpreserving size distributions. — J. Atmos. Sci., 1967, v. 24, p. 677—687.
3. Hidy G. M. (ed.). Aerosols and atmospheric chemistry. — Academic Press: New York, 1972.
4. Laurant J. Radiometre à modulation selective. Measures, regulation, automatisme. — 1977, Juillet, p. 39—46.
5. Van der Meulen A., Onderdelinder D. Optical path length of zenith skylight in passive remote sensing of air pollution. — Atmos. Env., v. 17, N 2, p. 417—428.
6. Millan M. M., Gallant A. J., Turner H. E. The application of the study of dispersion spectroscopy to the study of dispersion from tall stacks. — Atmos. Env., 1976, v. 10, p. 499—511.
7. Millan M. M. Remote sensing of air pollutants. A study of some atmospheric scattering effects. — Atmos. Env., 1980, v. 14, p. 1241—1253.
8. Newcomb G. S., Millan M. M. Theory, applications and results of the long-line correlation spectrometer. — IEEE Trans. geosci, Electronics, 1970, v. Ge-8, N 3, p. 149—157.

*Н. Ш. Вольберг, А. А. Павленко*

### ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ДИОКСИДА АЗОТА НА ФОНОВОМ УРОВНЕ

Программой фоновго мониторинга загрязнения природной среды ВМО предусмотрены наблюдения за содержанием целого ряда вредных примесей [3]. Среди газообразных составляющих на первом месте стоит контроль оксидов серы и азота. Из-за низкого уровня фоновых концентраций приоритетных загрязняющих веществ, включенных в программу, требуются специальные высокочувствительные методы определения этих ингредиентов.

В настоящее время для определения концентрации диоксида азота наибольшее применение из химических лабораторных методов нашли фотометрические, в основе которых лежит известная реакция Грисса — Зальцмана. И хотя эта реакция является высокочувствительной, для определения фоновых концентраций  $\text{NO}_2$ , обычно изменяющихся в пределах от 1 до 8  $\text{мкг/м}^3$ , необходимо концентрировать вещество из большого объема воздуха. Для этого обычно проводятся суточные отборы проб. Использование для этой цели жидкостных поглотительных приборов при 24-часовых отборах приводит к значительным погрешностям, обусловленным испарением поглотительного раствора и ухудшением в связи с этим эффективности улавливания  $\text{NO}_2$ . Кроме того, отобранные пробы сложно хранить и транспортировать. Поэтому при отборе средне-суточных проб предпочтительнее использовать твердые сорбенты.

Для определения концентрации диоксида азота в атмосферном воздухе населенных пунктов ранее нами был разработан твердый пленочный сорбент — стеклянные гранулы, покрытые пленкой 40 %-ного раствора иодистого калия с добавкой невымсыхающего растворителя — этиленгликоля или глицерина [1]. Исследования сорбционных характеристик сорбента по отношению к  $\text{NO}_2$  проводились при отборе проб сравнительно небольшого объема (20—30  $\text{дм}^3$ ) для анализа воздуха населенных пунктов.

Целью настоящей работы является проверка возможности использования данного сорбента при проведении отбора суточных проб воздуха объемом 200—300  $\text{дм}^3$  для определения фоновых концентраций. Исследования проводились в лаборатории с применением стабильного источника микропотока газа (СИМПа), представляющего собой стеклянную ампулу, заполненную жидкой  $\text{NO}_2$ , с пробкой из фторопласта 4МБ. Благодаря малому сечению и сравнительно большой толщине пробки СИМП обеспечивал получение смесей диоксида азота с воздухом на уровне фоновых концентраций.

Опыты с сорбционными трубками, содержащими слой сорбента объемом 1  $\text{см}^3$ , показали, что такой объем сорбента, достаточный для отбора разовых проб, не обеспечивает полного улавливания  $\text{NO}_2$  при суточных отборах. Проскок  $\text{NO}_2$  наблюдался уже при расходе воздуха 0,1  $\text{дм}^3/\text{мин}$ . Увеличение объема сорбента до 2  $\text{см}^3$  оказалось достаточным для практически полного улавливания  $\text{NO}_2$  при расходе 0,2—0,3  $\text{дм}^3/\text{мин}$  и объеме пробы 300—400  $\text{дм}^3$ . Проскок при этом, как правило, не превышал 5 % (табл. 1).

Таблица 1

Эффективность поглощения  $\text{NO}_2$  при 24-часовых отборах

Объем пробы, $\text{дм}^3$	Количество $\text{NO}_2$ , мкг		Проскок, %
	1-я сорбционная трубка	2-я сорбционная трубка	
278	11,44	0,38	3,3
281	7,19	0,31	4,3
323	18,1	0	0
345	9,80	0,03	0,34
492	8,40	0,07	0,8
496	14,67	0,15	1,0
622	14,69	1,18	8,0
773	9,55	0,33	3,45
867	16,63	0,71	4,3

Специально исследовалось влияние влажности анализируемого воздуха на полноту улавливания  $\text{NO}_2$ . С этой целью готовили газозодушные смеси с относительной влажностью 0,20; 76 % и 100 %. Было обнаружено, что во всем диапазоне влажность не влияет на эффективность работы сорбента (рис. 1).

Недостатком иодистого калия, используемого в качестве хемосорбента диоксида азота, является его способность реагировать с

окислителями с выделением иода. Поскольку это ухудшает устойчивость отобранных проб, в состав поглотительного раствора было введено соединение-восстановитель. Как указывалось ранее, при исследовании целого ряда восстановителей лучшие результаты были получены с арсенитом натрия. Поэтому в состав пропитываю-

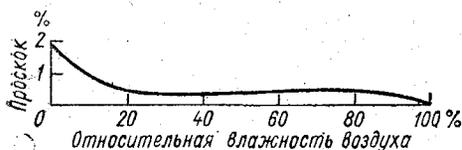


Рис. 1. Влияние влажности на эффективность работы сорбента.

щего раствора, используемого при отборе разовых проб, вводился арсенит в количестве 0,2 %. Однако при аспирации нескольких сотен литров воздуха этого оказалось недостаточно. Количество арсенита натрия, введенное в состав пропитывающего раствора, должно быть таково, чтобы уже в лобовом слое сорбента толщиной 1—2 мм его хватило для нейтрализации 30—40 мкг озона (или другого окислителя). Такое количество может содержаться в пробе воздуха 300—400 л при концентрации озона 0,1 мг/м<sup>3</sup>. Это условие выполнялось при концентрации арсенита, равной 2%.

Проверка устойчивости проб, отобранных на сорбент данного состава, показала, что добавка арсенита натрия заметно увеличивает устойчивость проб. В пробах, отобранных на сорбент без добавки арсенита натрия, уменьшение концентрации NO<sub>2</sub> наблюдалось уже в первые дни. Введение в состав пропитки восстановителя в количестве 0,2 % обеспечивало повышение устойчивости проб до 2—3 недель, а при увеличении количества арсенита натрия до 2% пробы могут храниться при комнатной температуре в темноте не менее месяца. При хранении отобранных проб важно исключить возможность их загрязнения диоксидом азота, содержащимся в воздухе помещения. Для проб, отобранных на твердые пленочные сорбенты, вопрос хранения является весьма важным. В отличие от жидких проб, которые обычно не подлежат долгому хранению, твердые в большинстве случаев пересылаются в централизованные лаборатории.

Актуальность поиска надежных условий хранения стала особенно очевидной после специально поставленных опытов. Было обнаружено, что в сорбционных трубках с нулевыми пробами, завернутых в фильтровальную бумагу и помещенных без заглушек в полиэтиленовый пакет, за 20 сут хранения в условиях лаборатории оптическая плотность увеличилась с 0,03 до 0,17; в принятых условиях анализа это эквивалентно концентрации NO<sub>2</sub> 0,00 мг/м<sup>3</sup>. С целью подбора наиболее подходящих материалов для заглушек сорбционные трубки с нулевыми пробами, по-разному упакованные, хранились в атмосфере с концентрацией NO<sub>2</sub> 23 мг/м<sup>3</sup> в течение недели. Из испытанных материалов лучшие результаты были получены с пластифицированным полихлорвинилом (табл. 2), обеспечившим практически полную защиту от проникновения NO<sub>2</sub>. Суще-

ственно снижает проникновение  $\text{NO}_2$  также фильтровальная бумага, обработанная пропитывающим раствором. Поэтому для упаковки трубок может быть рекомендован один из этих способов.

Таблица 2

Влияние материала заглушек на устойчивость нулевой пробы

Способ упаковки и материал заглушек	Значение оптической плотности нулевой пробы	
	сразу же после пропитки	через неделю при хранении в атмосфере с концентрацией $\text{NO}_2$ 23 мг/м <sup>3</sup>
Трубки из силиконовой резины	0,039	0,940 0,550
Заглушки из силиконовой резины со стеклянными пробками встык	0,039	0,328 0,342 0,350
Полиэтиленовая пленка с алюминиевой фольгой	0,039	1,940 1,440
ФУМ с алюминиевой фольгой	0,039	0,145 1,860
ФУМ, полиэтилен, фильтровальная бумага, обработанная пропитывающим раствором, полиэтиленовая пленка	0,039	0,269 0,058 0,560
Заглушки из поливинилхлорида	0,039	0,038 0,038 0,047

Ранее нами проверялось влияние наиболее часто встречающихся примесей на определение  $\text{NO}_2$  [1]. Было показано, что озон и оксид азота в концентрациях, соизмеримых с концентрацией  $\text{NO}_2$ , не мешают определению  $\text{NO}_2$ , тогда как присутствие диоксида серы в таком же соотношении занижает результаты. Для устранения влияния  $\text{SO}_2$  при определении  $\text{NO}_2$  предлагались хлорная ртуть [7], пероксид водорода [5], формальдегид [4], ацетон [6]. Применение первых двух реагентов в нашем случае невозможно из-за состава пропитывающего раствора. Поэтому были рассмотрены два других. Механизмы действия этих двух реагентов близки; они основаны на реакции взаимодействия сульфит-иона с карбонильной группой, в результате которой образуется прочное соединение [2].

Нами была рассмотрена возможность использования ацетона. Проверка показала, что в случае предложенного нами способа отбора проб воздуха для определения содержания диоксида азота добавка ацетона значительно уменьшает влияние  $\text{SO}_2$  и потому целесообразна (табл. 3). Поэтому при анализе вместе с колориметрическими реагентами к анализируемой пробе добавляли ацетон. Это позволило уменьшить погрешность определения диоксида азота в присутствии диоксида серы.

При определении разовых концентраций  $\text{NO}_2$  в качестве колориметрических реагентов в СССР наиболее широко используется

Влияние  $\text{SO}_2$  на результаты, полученные при измерении  $\text{NO}_2$ 

Концентрация, мг/м <sup>3</sup>		Количество в пробе, мкг		Найдено $\text{NO}_2$ , %	
$\text{NO}_2$	$\text{SO}_2$	$\text{NO}_2$	$\text{SO}_2$	без добавок	с добавлением ацетона
0,72	9,96	1,03	14,4	87,7	93,6
		1,24	17,4	85,5	90,6
0,72	7,84	1,03	9,8	82,05	92,2
		1,21	13,7	85,2	97,4
		1,16	11,76	88,2	94,5

реактив Грисса-Илосвая: 1-нафтиламин и сульфаниловая кислота. Однако для измерения очень низких концентраций целесообразно применять наиболее чувствительную колориметрическую реакцию. В связи с этим в качестве реагентов для диазотирования и сочетания были рассмотрены и два других колориметрических реагента, а именно: 1) N = (1-нафтил)этилендиаминдигидрохлорид (НЕДА) + сульфаниламид, 2) НЕДА + сульфаниловая кислота.

Градуировочные кривые для каждого из вариантов, построенные по стандартным растворам  $\text{NaNO}_2$ , показали, что использование сульфаниловой кислоты или сульфаниламида в качестве диазотирующего реагента не влияет на чувствительность колориметрического определения, реакции же сочетания с использованием НЕДА имеет более высокую чувствительность. Коэффициент молярной экстинкции в этом случае равен  $5 \cdot 10^4$ , тогда как с 1-нафтиламином он равен  $2,05 \cdot 10^4$ . Поэтому можно считать целесообразным использование НЕДА для определения фоновых концентраций  $\text{NO}_2$ .

С целью уточнения условий образования азокрасителя были сняты спектры этого соединения при разных значениях pH. Как видно из рис. 2, наибольшую интенсивность окраски краситель имеет при  $\text{pH} = 2$  и длине волны 550 нм. Для поддержания оптимальных условий анализа использовали буферный раствор с  $\text{pH} = 2$ . Применение буфера особенно важно, поскольку пропитывающий раствор имеет щелочную реакцию, а степень его нейтрализации в процессе отбора пробы может меняться в зависимости от содержания кислот в воздухе.

В связи с этим анализ проб выполняется в среде фосфатного буфера, приготовленного из фосфорной кислоты и двузамещенного фосфата аммония следующим образом: 125 г аммония фосфорнокислого двузамещенного растворяют в 500 см<sup>3</sup> воды, приливают 170 см<sup>3</sup> фосфорной кислоты, доводят водой до 1000 см<sup>3</sup>.

Таким образом, проведенные исследования для колориметрического определения позволили предложить следующий вариант приготовления реагентов: а) (НЕДА: 100 мг НЕДА растворяют в небольшом количестве воды, приливают 200 см<sup>3</sup> буферного раствора, доводят водой до 1000 см<sup>3</sup>; б) сульфаниловая кислота: 5 г сульфаниловой кислоты растворяют в 500 см<sup>3</sup> воды, приливают

100 см<sup>3</sup> ацетона и разводят водой до 1000 см<sup>3</sup>. Составной реактив: перед употреблением смешивают растворы сульфаниловой кислоты и НЕДА в отношении 1 : 1.

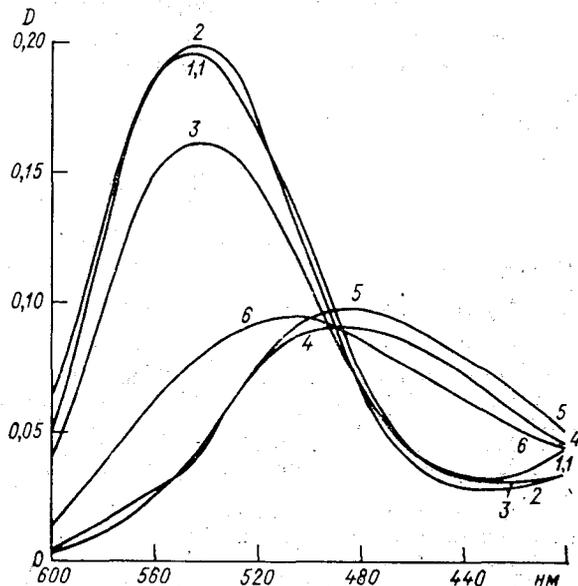


Рис. 2. Зависимость интенсивности окраски красителя  $D$  от длины волны. Цифры на кривых — значения pH.

Оценка правильности результатов определения концентрации данным методом проводилась путем отбора проб от абсолютного дозатора  $\text{NO}_2$  в диапазоне концентраций 30—60 мкг/м<sup>3</sup> в течение 2—3 ч. Полученные данные (табл. 4) показывают, что выход нитрит-иона по отношению к заданной концентрации  $\text{NO}_2$  близок к 100 % (среднее значение — 94,7 %; систематическая и случайная погрешности не превышают 6 %).

Таблица 4

Результаты определения диоксида азота при отборе от дозатора

Задано $\text{NO}_2$ , мкг	Найдено $\text{NO}_2$	
	мкг	% от заданного
0,749	0,724	99,7
0,972	0,94	96,7
0,73	0,679	93,0
0,92	0,89	96,7
0,736	0,734	99,7
0,80	0,765	95,6
1,08	0,97	89,8
0,59	0,50	84,7
1,00	0,895	89,4
2,14	2,12	99,1
1,55	1,47	94,8

Таким образом, в результате проведенных исследований для определения малых концентраций  $\text{NO}_2$  предложен твердый пленочный сорбент на основе пропитывающего раствора следующего состава: 40 г иодистого калия, 2 г арсенита натрия, 15 г этиленгликоля, до 100 г воды дистиллированной. Последующее колориметрическое определение производится при pH 2 с НЕДА и сульфаниловой кислотой. Метод обеспечивает возможность определения  $\text{NO}_2$  в диапазоне 0,3—7 мкг/м<sup>3</sup> с погрешностью  $\pm 14\%$ .

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Павленко А. А., Вольберг Н. Ш. Использование твердых сорбентов при определении окислов азота.—Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 105—112.
2. Губен-Вейль. Методы органической химии. Т. 2.—М.: Химия, 1967, с. 458.
3. International operations handbook for measurement of background atmospheric pollution.—WMO, N 491, Geneva, 1978, p. 85.
4. Lew R. B. Elimination of sulphite interference in the spectrophotometric determination of nitrite.—Analist, 1977, v. 102, N 1215, p. 476—479.
5. Merryman E. L., Spicer S. W., Leuy A. Evaluation of arsenite-modified Jacobs Hochheiser procedure.—Env. Sci. and Technol., 1973, v. 7, N 11, p. 1056—1059.
6. Saltzman B. E. Colorimetric microdetermination of nitrogen dioxide in the atmosphere.—Anal. Chem., N 26, p. 1949—1954.
7. Stratman H. B. Buck M. Messung, von Sticrstoffdioxid in der atmosphäre. Air and Water Pollut Int. J., 1966, N 10, p. 313.

*Т. С. Виноградова, Н. Ш. Вольберг*

### АТОМНО-АБСОРБЦИОННОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ПАРОВ РТУТИ В АТМОСФЕРЕ

В настоящее время почти полностью отсутствует сетевая информация о загрязнении атмосферы ртутью, одним из наиболее опасных токсичных веществ кумулятивного действия. В связи с этим актуально создание сетевого метода определения этого вещества с использованием атомно-абсорбционного анализатора (ААА) на базе имеющихся на сети Госкомгидромета средств проботора — поглотительных приборов барботажного типа.

В качестве поглотительного раствора при отборе проб многими авторами рекомендуется подкисленный раствор перманганата калия [1, 4, 5]. Однако в литературе почти отсутствуют данные об эффективности улавливания ртути, влиянии соотношения компонентов поглотительного раствора на процессы сорбции, допустимой продолжительности хранения растворов до и после отбора проб. Кроме того, для отбора проб обычно используют большие объемы поглотительного раствора (около 100 см<sup>3</sup> [6, 7]), что из-за высокого содержания ртути в обычных реактивах увели-

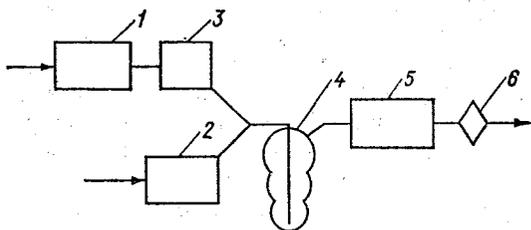
чивает погрешность определения. Нестойкость кислых растворов перманганата калия создает определенные трудности при отборе и хранении проб, отрицательно влияя на воспроизводимость результатов анализа [4].

Эффективность улавливания ртути при отборе зависит от ряда факторов и в первую очередь от концентрации и объема раствора, от соотношения компонентов, конструкции поглотительного устройства. Ввиду того что в настоящее время отсутствует единое мнение о составе поглотительного раствора на основе перманганата калия, нами была проверена эффективность поглощения паров ртути растворами с различным содержанием  $\text{KMnO}_4$  и  $\text{H}_2\text{SO}_4$ .

Проверка производилась на установке (рис. 1), включающей генератор паров ртути, поглотительный прибор Рыхтера с испытуемым раствором, микрокомпрессор и атомно-абсорбционный ана-

Рис. 1. Схема установки для проверки эффективности поглощения паров ртути растворами с различным содержанием  $\text{KMnO}_4$  и  $\text{H}_2\text{SO}_4$ .

1, 2 — микрокомпрессоры;  
3 — генератор паров ртути;  
4 — поглотительный прибор Рыхтера;  
5 — атомно-абсорбционный анализатор «Меркурий-003»;  
6 — патрон для поглощения паров ртути.



лизатор Меркурий-003 с проточной кюветой, имеющий предел обнаружения (по  $3\sigma$ -критерию)  $5,0 \text{ нг/дм}^3$ . В качестве генератора паров ртути использовался диффузионный динамический микродозатор, действие которого основано на диффузии паров через проницаемую пленку [2]. Для получения постоянной концентрации ртути в потоке газа-носителя микродозатор термостатировался с погрешностью не более  $\pm 0,1^\circ\text{C}$ . Ввиду того что ртуть обладает способностью растворять многие металлы с образованием амальгам, генератор выполнен из стекла.

Эффективность улавливания ртути оценивалась по ее концентрации в потоке воздуха, прошедшем через абсорбер Рыхтера, заполненный исследуемым поглотительным раствором. Условия испытаний: расход воздуха  $1 \text{ дм}^3/\text{мин}$ , концентрация ртути в воздухе до абсорбера  $200 \text{ нг/дм}^3$ .

В опытах было найдено, что при содержании перманганата калия от 0,5 до 5,0 % проскок паров ртути за абсорбер не превышает 2,5 %. Для определения минимального содержания  $\text{KMnO}_4$ , обеспечивающего достаточно полное улавливание паров ртути, было оценено значение проскока путем анализа проб, полученных при отборе из потока содержащего ртуть воздуха в течение 20 мин в два последовательно соединенные барботера (см. таблицу).

**Оценка эффективности абсорбции паров ртути растворами  
перманганата калия различной концентрации**

Состав раствора	Количество ртути, нг		Проскок, %
	I поглотитель	II поглотитель	
0,5 % $\text{KMnO}_4 + 5\% \text{H}_2\text{SO}_4$	261,50	5,85	2,18
	250,45	5,30	2,07
	240,45	0,98	2,40
1 % $\text{KMnO}_4 + 5\% \text{H}_2\text{SO}_4$	165,50	2,30	1,37
	183,60	3,30	1,76
	169,40	3,30	1,91

Как следует из приведенных данных, проскок ртути через поглотительный прибор невелик даже при концентрации  $\text{KMnO}_4$  0,5 %; при увеличении содержания перманганата калия в растворе вдвое проскок снижается примерно в 1,5 раза. В дальнейшем нами использовался 1 %-ный раствор  $\text{KMnO}_4$ , последующее увеличение содержания перманганата калия приводит к нежелательному возрастанию количества ртути в холостой пробе. Аналогичные результаты были получены при проверке эффективности поглощения паров ртути при расходе воздуха до 4  $\text{дм}^3/\text{мин}$ .

Исследование показало, что содержание серной кислоты не оказывает заметного влияния на эффективность абсорбции паров ртути в широком диапазоне концентраций (от 1 до 20 %) при содержании  $\text{KMnO}_4$  в количестве 0,5 и 1 % и расходе воздуха от 1 до 4  $\text{дм}^3/\text{мин}$ .

Проверка эффективности улавливания паров ртути 1%-ными растворами  $\text{KMnO}_4$  в серной кислоте различной концентрации, хранившимися в течение 3 сут, показала, что их сорбционные свойства практически не меняются после хранения, если содержание серной кислоты не превышает 5 %. Более кислые растворы при хранении быстро разлагаются, что ухудшает их поглотительные свойства. Концентрация серной кислоты 5 % представляется оптимальной.

Для исследования допустимого срока хранения нами были приготовлены и проанализированы растворы с заданным содержанием ртути (50, 100, 200 нг в 5  $\text{см}^3$ ). Пробы с тем же содержанием ртути были заложены на хранение на срок до 7 сут. Было выявлено, что по мере увеличения срока хранения количество ртути в растворе снижается (рис. 2). При этом на стенках абсорбера, заполненного раствором перманганата калия, появляется коричневый налет диоксида марганца, на котором, по-видимому, сорбируется ртуть из раствора. Этот налет не растворяется даже при добавлении десятикратного избытка дихлорида олова. В результате испытания ряда других восстановителей было обнаружено, что диоксид марганца легко перевести в раствор добавлением солянокислого гидроксилamina, который применяется рядом авторов для предварительного восстановления перманганата калия [6]. С другой стороны, повышение содержания  $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$  в растворе, согласно

литературным данным [7], приводит к уменьшению как высоты, так и площади пика на диаграммной ленте прибора.

Рассчитано, что для восстановления соединений марганца в пробе необходимо 0,03 г солянокислого гидроксилamina. Экспери-

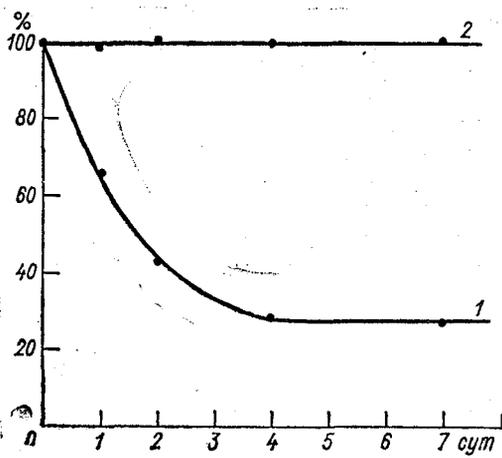


Рис. 2. Зависимость относительного содержания ртути в пробе от срока хранения при использовании восстановителей  $\text{SnCl}_2$  (1) и  $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl} + \text{SnCl}_2$  (2).

ментальная проверка показала, что добавление этого количества реактива в пробу практически не изменяет сигнала прибора. Наиболее целесообразно проводить анализ следующим образом: вначале добавлять к пробе раствор солянокислого гидроксилamina, затем после обесцвечивания раствора осторожно ополаскивать им внутренние поверхности поглотителя, пожелтевшие вследствие осаждения слоя  $\text{MnO}_2$ , после чего при барботировании пробы воздухом добавлять раствор двухлористого олова. Такая процедура обеспечивает отчетливые и хорошо воспроизводимые показания прибора даже после длительного хранения пробы.

Специально исследовалось влияние расхода воздуха на процесс выдувания ртути из пробы в кювету анализатора после добавления восстановителя. Кроме того, оценивалось влияние расхода воздуха при продувке пробы на максимальное значение сигнала анализатора ртути Меркурий-003. Пробы с заданным содержанием ртути (200 нг в пробе) анализировались при расходе газа от 0,3 до 3,3 дм<sup>3</sup>/мин и определялось время, необходимое для снижения величины сигнала прибора на 95 %. Полученные результаты представлены на рис. 3. Из графика видно, что при уменьшении расхода газа, проходящего через барботер, продолжительность выдувания ртути возрастает. Вместе с тем при увеличении расхода газа снижается чувствительность измерений.

Принимая во внимание, что одной из важных характеристик методики, предназначенной для проведения серийных определений, является высокая производительность труда, в качестве оптимального был принят расход воздуха 1 дм<sup>3</sup>/мин. При этом про-

должительность анализа после добавления восстановителей составляет 1 мин.

В то же время анализ причин, вызывающих разброс результатов, показал, что погрешность определения, обусловленная коле-

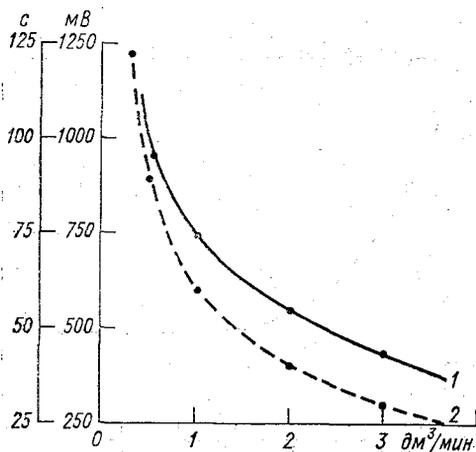


Рис. 3. Зависимость максимального значения сигнала (1) и времени выдувания ртути (2) от расхода воздуха.

баниями расхода воздуха, дает значительный вклад в результирующую погрешность измерений. Как показали исследования, уменьшить эту величину можно путем точной установки расхода воздуха при каждом анализе. Кроме того, было выявлено влияние формы абсорберов, особенно расстояния между внутренними элементами поглотительного прибора, на значение сигнала ААА. В связи с этим для снижения погрешности измерений оказалось необходимым проводить их предварительную отбраковку, в ходе которой должны отбираться для работы только экземпляры, размеры элементов которых находятся в пределах допустимых [3].

В ходе работы было оценено влияние погрешности выполнения каждой операции на результирующую погрешность измерения. Расчеты показали, что суммарная погрешность измерения паров ртути в атмосферном воздухе при отборе проб в поглотительный прибор Рыхтера находится в пределах 14,2—18,7 % в зависимости от погрешности средств отбора. Предел обнаружения ртути — 5 нг в пробе. Диапазон измеряемых концентраций ртути при отборе пробы воздуха объемом 0,06 м³ составляет 0,08—16,0 мкг/м³ при использовании анализатора, обеспечивающего определение в пробе от 5 до 1000 нг.

С учетом изложенного составлена методика определения паров ртути в воздухе, которая опробована при отборе проб от стабильного источника ее паров и из загрязненного воздуха. Результаты работы по этой методике показали, что благодаря простоте, экспрессности и широкому диапазону определяемых концентраций она может быть использована для проведения серийных анализов как атмосферы населенных пунктов, так и воздуха промышленных предприятий.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Отт Р. Э., Велленд Э. Р. В кн.: Тез. докл. междунар. конф. «Физ. аспекты загрязнения атмосферы». Вильнюс, 1974, с. 34—35.
2. Рейман Л. В. Техника микродозирования газов. — Л.: Химия, 1985.
3. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Л. Гидрометеоздат, 1979, с. 31.
4. Findlay W. J., Li K. C., Hilborn S. C. The collection and analysis of mercury from mercury cell chlor-alkali plant gaseous process streams. — Int. J. Environ. Anal. Chem., 1979, 7, N 1, p. 55—69.
5. Jardner D. A rapid method for the determination of mercury in air by flameless atomic absorption spectrometry. — Anal. Chim. Acta, 1976, v. 82, N 2, p. 321—327.
6. Kluckner P. D. Reproducibility in automated determination of mercury in mining industry discharges. — Anal. Chem., 1980, v. 52, N 6, p. 996—998.
7. Stuart D. C. Factors affecting peak shape in cold-vapour atomic absorption spectrometry for mercury. — Anal. Chim. Acta, 1979, v. 106, N 2, p. 411—415.

*Л. И. Короленко, В. В. Цибульский*

### ГРАДУИРОВКА ГАЗОВОГО ХРОМАТОГРАФА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СУММАРНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ УГЛЕВОДОРОДОВ В ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСАХ

В настоящее время все актуальнее встает вопрос о контроле промышленных выбросов в атмосферу. В связи с этим в рамках проблемы ГКНТ 0.85.04 «Создать и внедрить эффективные методы и средства контроля загрязнения окружающей среды» отраслевыми институтами разработаны методики анализа вредных веществ в промышленных выбросах. Эти методики предназначены также для контроля выбросов сетевыми подразделениями Госкомгидромета. В частности, для определения суммарной концентрации углеводородов в промышленных выбросах Дзержинским филиалом НИИОГаз разработана газохроматографическая методика, которая утверждена Госкомгидрометом.

Важным условием достижения высокой точности анализа является градуировка газохроматографического прибора. Однако промышленный выпуск требуемых при градуировке газового хроматографа стандартных газовых смесей для определения суммарной концентрации еще до сих пор не налажен.

Для приготовления поверочных газовых смесей непосредственно в лаборатории используются статические и динамические методы. Статические методы приготовления поверочных газовых смесей отличаются простотой и наиболее удобны для газообразных и легколетучих веществ. Суть их состоит в том, что в замкнутую емкость вводится рассчитанное количество исследуемого вещества, которое через определенное время равномерно распределяется по всему объему. Известны статические методы приготовления газовых смесей в стеклянных бутылках [2] и в баллонах под давлением.

Главным недостатком статических методов является адсорбция микрокомпонентов на стенках используемых емкостей. Однако концентрация загрязняющих веществ в промышленных выбросах достаточно велика, и поэтому потери за счет адсорбции незначительны.

Динамический метод приготовления поверочных газовых смесей основывается, как правило, на смешении потоков газов. Для динамического дозирования смесей с малыми концентрациями газов и паров рекомендуются дозаторы с капиллярными натекателями и дозаторы, действие которых основано на свободной диффузии паров через капилляр [3]. Наиболее подробно существующие методы динамического дозирования проанализированы в монографии [1] и обзоре [5].

С помощью диффузионных дозаторов получают микроконцентрации вещества в смесях на уровне десятков  $\text{мг/м}^3$ . В случае промышленных выбросов нижний предел концентрации вредного вещества должен находиться на уровне ПДК рабочей зоны. Верхний предел концентраций определяется исходя из реального содержания вещества в выбросах контролируемого источника.

В целях оказания помощи группам по отбору и анализу проб выбросов, занимающихся освоением методики определения суммарной концентрации углеводородов в промышленных выбросах, нами была проделана работа по сравнению статического и динамического методов получения поверочных газовых смесей толуола в диапазоне концентраций 300—5000  $\text{мг/м}^3$ .

Практическое применение статического метода и расчет получаемой концентрации вещества в смеси не вызывают затруднений. Однако для динамического метода строгое метрологическое обоснование в литературе отсутствует. Поэтому было необходимо на практике проверить условия образования насыщенных паров толуола при прохождении воздуха через систему барботеров. Для градуировки хроматографа, как правило, используется гексан или бензол. Мы рекомендуем применять толуол, так как он менее летуч, чем гексан, и имеет меньшее давление паров, чем бензол, и поэтому не так опасен для работы.

**Статический метод.** Градуировочные смеси готовят в предполагаемом диапазоне концентраций, используя стеклянную бутылку емкостью 20  $\text{дм}^3$ . Точный объем бутылки измеряют с погрешностью  $\pm 5$  мл заполнением ее дистиллированной водой с помощью мерного цилиндра 2-го класса точности. Бутылку герметично закрывают пробкой со стеклянным отводом диаметром 10 мм и длиной 20 мм. К отводу подсоединяют силиконовую трубку с заглушкой. Промежуток между концом отвода и заглушкой составляет 10 мм. Предварительно в бутылку помещают кусочки фторопласта или фольги для лучшего перемешивания газа при встряхивании бутылки.

Анализируемый компонент (толуол), с нашей точки зрения, удобнее вводить в бутылку не отградуированной капельной пипеткой, как в [1], а аттестованным микрошприцем (например, МШ-50 М производства Дзержинского ОКБА) через силиконовую

трубку. Количество толуола в смеси определяется произведением объема введенного толуола на его плотность. При отсутствии аттестованного микрошприца используют стеклянный медицинский шприц емкостью 1 мл, а количество толуола в смеси определяют по разности взвешивания шприца до и после ввода навески в бутылку с погрешностью до 0,1 мг. Отверстие иглы шприца при взвешивании необходимо закрывать заглушкой из силиконовой резины. Концентрация толуола в градуировочной смеси вычисляется исходя из навески толуола и объема бутылки. Бутылку оставляют на 2—3 ч, периодически встряхивая. Затем отбирают из нее пробы объемом 0,4 мл и хроматографируют их не менее 6 раз.

Аналогично готовят 5—6 градуировочных смесей толуола с воздухом в диапазоне концентраций 300—5000 мг/м<sup>3</sup>.

**Динамический метод.** Схема установки получения газовой смеси динамическим методом представлена на рис. 1. Принцип работы

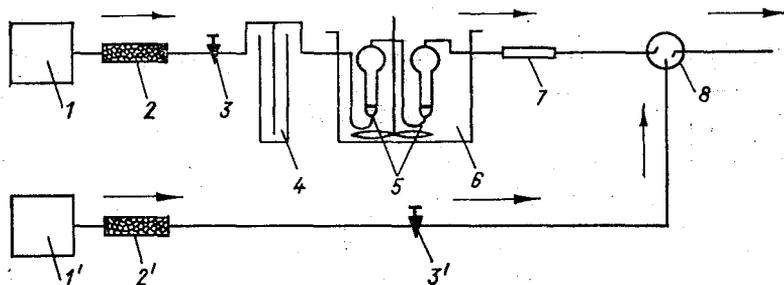


Рис. 1. Схема установки получения поверочных газовых смесей динамическим методом.

установки заключается в создании эталонных концентраций путем барботирования очищенного воздуха через толуол и разбавления образовавшегося потока насыщенными парами толуола воздухом.

Насыщенные пары толуола создаются путем пропускания сжатого воздуха от баллона или компрессора 1 через слой жидкости (толуола), находящейся в двух последовательно соединенных поглопителях Рыхтера или поглопителях с пористой пластиной 5, которые помещены в водяной термостат 6. На выходе из поглопителей помещается кусочек ваты для поглощения капель жидкости. Через капилляр-дозатор 7 насыщенные пары толуола поступают в смеситель 8 с заданной скоростью, которая регулируется вентилем 3 и измеряется с помощью мыльно-пленочного расходомера. Капилляр 7 и маностат 4 создают в системе необходимое давление для равномерного дозирования паров толуола. Для разбавления насыщенных паров в смеситель от компрессора или баллона 1 подается сжатый воздух, который проходит через систему очистки 2, маностат 4 и вентиль тонкой регулировки 3. Скорость воздуха измеряется также мыльно-пленочным расходомером.

Концентрацию толуола ( $C$  мг/м<sup>3</sup>) в градуировочной смеси определяют по формуле:

$$C = \frac{P_0 M \cdot 10^6}{P \cdot 22,4} \frac{v_1}{v},$$

где  $P_0$  — давление насыщенного пара толуола при температуре термостата, мм рт. ст. [4];  $P$  — давление в системе, мм рт. ст.;  $M$  — молекулярная масса толуола;  $v$  — скорость паров толуола через капилляр-дозатор,  $\text{дм}^3/\text{мин}$ ;  $v_1$  — скорость потока воздуха-разбавителя,  $\text{дм}^3/\text{мин}$ ; 22,4 — объем грамм-молекулы газа при нормальных условиях.

Изменяя скорость паров толуола ( $v$ ) через капилляр-дозатор, получают разные концентрации толуола в исследуемом диапазоне. По результатам анализа строят градуировочную зависимость; концентрация толуола  $C$  — высота хроматографического пика  $h$  в диапазоне концентраций 300—5000  $\text{мг}/\text{м}^3$  и рассчитывают методом наименьших квадратов уравнения аналитической прямой.

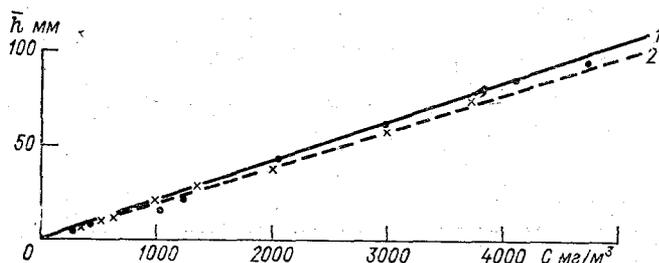


Рис. 2. Градуировочные зависимости высоты хроматографического пика от концентрации толуола в поверочных газовых смесях, полученных с помощью статического (1) и динамического (2) методов.

Как видно из рис. 2, градуировочная прямая 2, характеризующая динамический метод, имеет угол наклона несколько меньший, чем прямая 1, характеризующая статический метод. По-видимому, это можно объяснить недостаточным полным насыщением паров толуола в барботерах. Но так как разница между высотами пиков даже при концентрациях около 5000  $\text{мг}/\text{м}^3$  не превышает 5 %, то можно считать, что результаты градуировки хроматографа обоими методами практически совпадают.

Таким образом, оба метода могут одинаково успешно использоваться для градуировки газового хроматографа. Сравнение показывает, что предпочтительнее использовать для приготовления поверочной газовой смеси статический метод в связи с простотой и легкостью его применения, особенно при наличии в лаборатории нескольких бутылей емкостью 20—30  $\text{дм}^3$ . Однако если в лаборатории налажена динамическая установка для получения газовых смесей, рекомендуется использовать динамический метод, так как он позволяет легко и достаточно быстро изменять концентрацию анализируемого компонента в исследуемом диапазоне, не дожидаясь установления равновесия в смеси, как это делается в стати-

ческом методе. Кроме того, не возникает затруднений и потерь времени при переходе от одного анализируемого компонента к другому, что происходит довольно часто в практике лабораторий контроля промышленных выбросов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Коллеров Д. К. Метрологические основы газоаналитических измерений. — М.: Изд-во стандартов, 1967, с. 176—343.
2. Филянская Е. Д., Козляева Т. Н., Ворохобин И. Г. Линейно-колористический метод анализа вредных газов и паров в воздухе промышленных предприятий. — М.: Профиздат, 1958, с. 92.
3. Методы определения вредных веществ в воздухе. — Л.: 1968, с. 130—134.
4. Справочник химика, 2-е изд., т. 1. — М., Л.: Химия, 1966, с. 710.
5. Namiesnik J. Generation of standard gaseous mixtures. — J. Chromatography, 1984, v. 300, p. 79—108.

*В. С. Титов, Т. П. Струкова*

### ПОДГОТОВКА ПРОБ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ

Широкое внедрение на сети Госкомгидромета методик определения органических веществ в объектах окружающей среды относится к числу актуальных задач, решаемых в настоящее время [1]. Эффективным средством анализа сложных смесей углеводородов и их производных является хромато-масс-спектрометр. В то же время при массовых измерениях, выполняемых с целью контроля загрязнения природной среды, целесообразно применять менее сложную аппаратуру, а ее недостаточную селективность при детектировании определяемых компонентов попытаться возместить в процессе подготовки пробы к анализу.

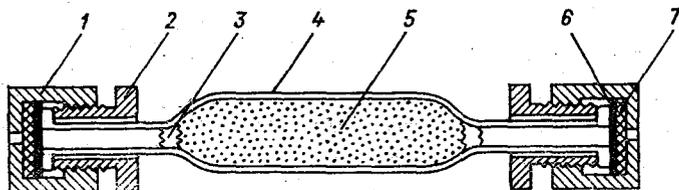


Рис. 1. Сорбционная трубка для отбора проб воздуха, содержащего углеводороды и их производные.

1 — накидная гайка, 2 — штуцер, 3 — стекловата, 4 — стеклянная трубка, 5 — адсорбент, 6 — прокладка из алюминиевой фольги, 7 — прокладка из силиконовой резины.

При решении этой задачи применительно к контролю загрязнения атмосферы органическими веществами был взят за основу

описанный в работах [2, 3] способ подготовки пробы к анализу, в соответствии с которым 1—10 л исследуемого воздуха пропускают через трубку с сорбентом (рис. 1), а десорбцию уловленных веществ осуществляют парами воды в герметичный приемник объемом 1—5 мл.

Десорбированные вещества распределяются в приемнике между газовой и жидкой фазой, образовавшейся при конденсации паров воды, что во многих случаях позволяет осуществить последующее разделение, идентификацию и количественное определение компонентов подготовленной таким способом пробы с применением распределенной аналитической аппаратуры. В частности, малополярные углеводороды при этом почти полностью оказываются в газовой фазе, а большинство низкомолекулярных кислородсодержащих веществ — в жидкой.

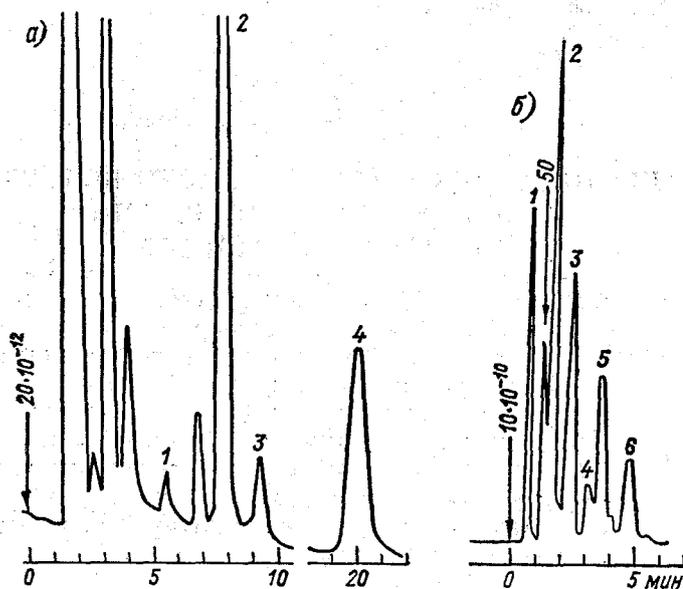


Рис. 2. Хроматограммы газовой фазы над водным раствором десорбированных с полисорба-10 веществ.

*а* — электронно-захватный детектор, колонка 600×0,3 см, 15 % ПМС-100 на хроматоне-NAW. 1 — хлороформ (0,0046 мг/м<sup>3</sup>); 2 — четыреххлористый углерод (0,0012 мг/м<sup>3</sup>); 3 — трихлорэтилен (0,00059 мг/м<sup>3</sup>); 4 — тетрахлорэтилен (0,00034 мг/м<sup>3</sup>). *б* — пламенно-ионизационный детектор, колонка 200×0,3 см, 15 % нитрилтрипропионитрила на хроматоне-NAW. 1 — сумма углеводородов C<sub>7</sub>—C<sub>10</sub> (0,25 мг/м<sup>3</sup>); 2 — бензол (0,049 мг/м<sup>3</sup>); 3 — толуол (0,045 мг/м<sup>3</sup>); 4 — этилбензол (0,008 мг/м<sup>3</sup>); 5 — м- + п-ксилолы (0,042 мг/м<sup>3</sup>); 6 — о-ксилол (0,028 мг/м<sup>3</sup>).

На рис. 2 приведены хроматограммы газовой фазы, полученной в результате десорбции в приемник пробы атмосферного воздуха объемом 5 л, отобранной в центральном районе Ленинграда. Анализ пробы выполнялся по известным методикам на хроматографе «Цвет-106», в термостат которого были установлены две колонки,

одна из которых соединялась с пламенно-ионизационным, а другая с электронно-захватным детектором. Как видно из рисунка, достигнутая степень концентрирования пробы оказалась достаточной для определения концентраций ароматических и хлорированных углеводородов на уровне значительно ниже ПДК.

Обогащенная кислородсодержащими веществами жидкая фаза, как и газовая, также может быть проанализирована по известным методикам, разработанным применительно к водным растворам этих веществ.

В зависимости от решаемой задачи схема анализа полученной двухфазной системы может быть модифицирована. Например, при контроле загрязнения атмосферы выбросами автотранспорта концентрация предельных углеводородов по сравнению с концентрацией ароматических иногда оказывается настолько велика, что эти вещества недостаточно эффективно разделяются даже на высокополярной колонке. Снижения погрешности определения ароматических углеводородов можно добиться путем продувки приемника чистым газом. В результате этого, как видно из рис. 3, концентрации указанных веществ, вследствие разницы в коэффициентах распределения, уменьшаются в неодинаковой степени, за счет чего улучшается их разделение. Содержание веществ в исходной пробе устанавливается по изменению пиков, соответствующих индивидуальным соединениям на хроматограмме анализируемой смеси.

Описанная методика концентрирования малополярных веществ, вытесняемых из сорбционной трубки в герметичный приемник парами полярного растворителя, была использована также для определения фреонов-11 и -12 на фоновом уровне. В качестве сорбента для улавливания этих веществ из проб воздуха объемом до 10 л (при температуре не выше 35 °С) использовался модифицированный пироуглеродом активированный уголь с удельной поверхностью около  $10^3$  м<sup>2</sup>/г. Поскольку срок хранения отобранных проб при герметизации сорбционных трубок прокладками из алюминиевой

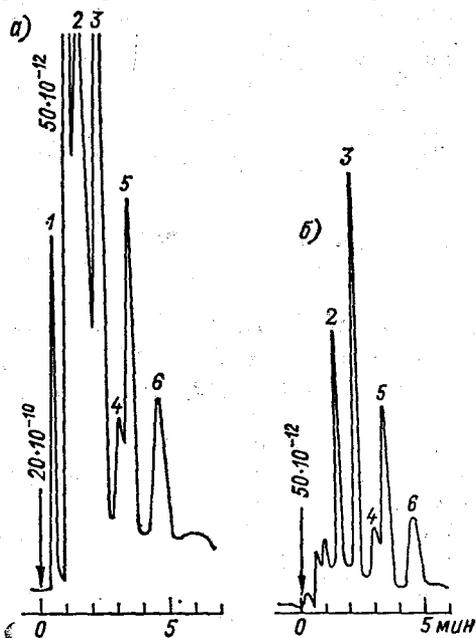


Рис. 3. Хроматограммы газовой фазы над водным раствором, полученным при подготовке к анализу пробы воздуха, отобранной вблизи автомагистрали (детектор, колонка и обозначения пиков указаны в пункте б рис. 2).

а — до продувки раствора, б — после продувки.

фольги (см. рис. 1) составляет не менее двух недель, данный способ отбора может быть использован при выполнении экспедиционных исследований по оценке фонового содержания фреонов в атмосфере и выявлению их источников.

Результаты, полученные на реальных объектах при испытаниях описанного способа подготовки проб к анализу, показали, что он может быть применен при контроле загрязнения не только атмосферного воздуха, но и водных объектов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гасилина Н. К., Сенявин М. М. О развитии методов анализа объектов окружающей среды. — В кн.: Тез. докл. Всесоюз. конф. «Методы анализа объектов окружающей среды». М.: Наука, 1983, с. 3—4.

2. Титов В. С., Струкова Т. П. Применение паров растворителей при термодесорбции органических веществ, сконцентрированных на твердых сорбентах. — В кн. Тез. докл. Всесоюз. конф. «Методы анализа объектов окружающей среды». М.: Наука, 1983, с. 202—203.

3. А. с. 1170317 (СССР). Способ подготовки пробы к анализу/Титов В. С., Струкова Т. П. — Оpubл. в Б. и. № 28, 1985.

*В. А. Исидоров, Л. М. Кузнецова, Г. А. Маевский,  
Т. П. Струкова, В. С. Титов*

### ГАЗОХРОМАТОГРАФИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ МИКРОПРИМЕСЕЙ АЦЕТАЛЬДЕГИДА, АКРОЛЕИНА И АЦЕТОНА В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ

Карбонильные соединения относятся к распространенным загрязняющим веществам атмосферы городов. Их источником являются автомобильный транспорт и тепловые электростанции, а также промышленные предприятия, вырабатывающие и использующие альдегиды и кетоны в различных производствах. В СССР установлены следующие значения предельно допустимых концентраций простейших карбонильных соединений в воздухе населенных пунктов: 0,01 мг/м<sup>3</sup> для ацетальдегида; 0,03 мг/м<sup>3</sup> для акролеина и 0,35 мг/м<sup>3</sup> для ацетона.

Современные газохроматографические приборы не обладают достаточной чувствительностью для прямого определения концентраций этих соединений на уровне ПДК, в связи с чем возникает необходимость их концентрирования. Одним из наиболее распространенных способов концентрирования органических компонентов воздуха является улавливание их в сорбционных трубках, заполненных различными материалами, и с последующей термической десорбцией в токе инертного газа. Однако такой подход встречает большие трудности при анализе карбонильных соединений в связи с тем, что наряду с ними из воздуха концентрируются и десорбируются углеводороды. Поскольку концентрация углеводородов гораздо выше и число их велико, они перекрывают и маскируют на хроматограммах пики карбонильных соединений.

С целью повышения селективности определения карбонильных соединений в сконцентрированной на сорбенте пробе атмосферного воздуха для ее подготовки к анализу был использован предложенный в работе [1] способ, в соответствии с которым десорбцию уловленных веществ осуществляют водяным паром с конденсацией его в герметичном приемнике. При этом происходит отделение водорастворимых карбонильных соединений от большей части углеводов, которые концентрируются в газовой фазе приемника.

В качестве наполнителей сорбционных трубок были испытаны молекулярные сита и поверхностно-модифицированный пироуглеродом активированный уголь СКТ-1 (ПСКТ). В результате испытаний было установлено, что при поступлении 20—40 л сухого воздуха со скоростью 1 л/мин в трубку, заполненную послойно молекулярными ситами 3А и NaX (1,2 г и 2,2 г соответственно), потери ацетальдегида за счет проскока не превышают 4 %. Однако при пропускании через такой сорбент воздуха с относительной влажностью 85—90 % потери возрастают до 23—26 %. Покрытый пироуглеродом сорбент ПСКТ менее гидрофилен, и его сорбционные характеристики практически не зависят от влажности анализируемого воздуха. Потери ацетальдегида и ацетона при аспирации через трубку с углеродным сорбентом влажного воздуха со скоростью 1—2 л/мин не превышали соответственно 2 и 0,2 %.

Эти опыты показывают, что в условиях низкой влажности анализируемого воздуха для концентрирования карбонильных соединений могут быть использованы молекулярные сита. При высокой влажности воздуха предпочтительным оказывается применение сорбционных трубок с углеродным сорбентом ПСКТ.

Отбор проб производится в сорбционные трубки, предварительно прогретые в токе инертного газа (20—30 мл/мин) в течение 30—40 мин при температуре 350—400 °С. Анализируемый воздух прокачивают через сорбционные трубки в течение 20 мин с расходом 1 л/мин. При использовании в качестве наполнителя трубки молекулярных сит воздух должен поступать с конца, заполненного молекулярными ситами 3А, которые служат поглотителем атмосферной влаги.

Для десорбции уловленных примесей сорбционная трубка, соединенная с предварительно взвешенным и вакуумированным до остаточного давления 30—50 мм рт. ст. приемником, помещается в печь. Через резиновую уплотнительную прокладку, герметизирующую другой конец трубки, в нее вводится с помощью шприца 1 мл дистиллированной воды. При нагревании печи до 150—180 °С анализируемые соединения вытесняются с поверхности сорбента парами воды в приемник, где происходит конденсация. Десорбция производится в течение 10 мин, после чего приемник отсоединяется от трубки, и полученный раствор подвергается газохроматографическому анализу.

Разделение карбонильных соединений осуществляется в стеклянной колонке (500×0,3 см), заполненной насадкой: 10 % твин-40 на силанизированном целите-545 (60—80 меш.). Объемный расход

азота через колонку составляет 30 мл/мин, температура термостата 60 °С, а испарителя 120 °С. Выбранные условия хроматографического анализа позволяют разделить все анализируемые карбонильные соединения и отделить их от низших спиртов.

Расчет количества карбонильных соединений в пробе производится с помощью градуировочной зависимости, построенной по результатам анализа в указанных условиях градуировочных растворов с концентрацией карбонильных соединений 150—0,5 мг/л.

Диапазон измеряемых концентраций карбонильных соединений по данной методике составляет 60—0,015 мг/м<sup>3</sup>. Нижний предел определения концентрации при объеме газовой пробы 20 л составляет 0,03 мг/м<sup>3</sup> для ацетальдегида; 0,015 мг/м<sup>3</sup> для акролеина и 0,02 мг/м<sup>3</sup> для ацетона.

Суммарная неисключенная систематическая погрешность метода, включая погрешность приготовления градуировочных растворов, калировки прибора, отбора пробы, измерений не превышает 16 %.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Титов В. С., Струкова Т. П. Применение растворителей при термодесорбции органических веществ, сконцентрированных на твердых сорбентах. — В кн.: Тез. докл. Всесоюз. конф. «Методы анализа объектов окружающей среды». М.: Наука, 1983, с. 202—203.

## СОДЕРЖАНИЕ

М. Е. Берлянд, Е. Л. Генихович, И. Г. Грачева, Р. И. Оникул, Е. Н. Филатова, Л. Г. Хуршудян. Об усовершенствовании методов расчета загрязнения атмосферы	3
М. Е. Берлянд, Е. Л. Генихович, И. Г. Грачева, М. Н. Зашихин, А. С. Кулик, С. С. Чичерин. Учет влияния застройки при расчетах загрязнения воздуха	24
Р. И. Оникул, Я. С. Канчан, Г. А. Панфилова. Об экспериментальной проверке методики расчета рассеивания промышленных выбросов	38
Е. Л. Генихович, А. С. Кулик, Е. Н. Филатова, А. М. Царев. Экспериментальное обоснование методики расчета загрязнения воздуха на промышленной площадке	44
Е. Л. Генихович, В. С. Елисеев, Н. М. Иванова, А. Г. Ковалевский. Об учете эффектов нестационарности в задачах атмосферной диффузии от точечного источника	55
Э. Ю. Безуглая, Е. К. Завадская, Г. П. Расторгуева. Принципы выбора вредных веществ для контроля их содержания в атмосфере	68
Э. Ю. Безуглая, И. В. Смирнова, Л. Г. Шадрин. Оценка погрешности измерения с помощью статистического анализа временного ряда	77
Э. Ю. Безуглая, И. В. Смирнова, Л. Г. Шадрин. Влияние климатических условий рассеивания примесей на формирование среднего и максимального уровня загрязнения воздуха	85
Н. С. Буренин, Т. С. Казарцева, Р. И. Оникул. Отраслевая классификация источников загрязнения атмосферы и ее использование при нормировании промышленных выбросов	92
Б. Б. Горошко, О. Ю. Феофанова, А. М. Царев. Результаты исследования содержания анионов в снеге на территории промышленного района	97
Б. И. Вдовин, А. М. Царев. Исследование острова тепла над алюминиевым заводом	102
Б. И. Вдовин. Исследование острова тепла в Ленинграде в зимний период	107
В. А. Ионин, М. И. Коновалов, А. М. Царев. Исследование аэрозолей в районе залива Кара-Богаз-Гол	115
Л. И. Елекоева, Т. П. Ивлева, В. Б. Киселев, Л. Р. Сонькин. Объективная статистическая схема прогноза загрязнения воздуха в городах	119
Л. И. Елекоева. Прогноз загрязнения атмосферы с использованием преобразованных предикторов	124
А. И. Полищук, С. В. Стрельченя, Е. А. Шайкова. О методике проведения внешнего контроля точности измерений содержания загрязняющих воздух веществ	132
В. В. Белобородов, А. И. Решетников, А. М. Царев. Оценка ошибок при измерении общего содержания сернистого газа в факелах промышленных предприятий дистанционными корреляционными приборами	137
Н. Ш. Вольберг, А. А. Павленко. Определение концентраций диоксида азота на фоновом уровне	142
Т. С. Виноградова, Н. Ш. Вольберг. Атомно-абсорбционное определение концентрации паров ртути в атмосфере	148
Л. И. Короленко, В. В. Цибульский. Градуировка газового хроматографа для определения суммарной концентрации углеводородов в промышленных выбросах	153
В. С. Титов, Т. П. Струкова. Подготовка проб атмосферного воздуха для определения содержания органических веществ	157
В. А. Исидоров, Л. М. Кузнецова, Г. А. Маевский, Т. П. Струкова, В. С. Титов. Газохроматографическое определение микропримесей ацетальдегида, акролеина и ацетона в атмосферном воздухе	160

Сборник научных трудов

Труды ГГО, вып. 511

Атмосферная диффузия  
и загрязнение воздуха

Редактор Л. И. Верес. Технический редактор Н. В. Морозова. Корректор Т. В. Алексеева

Н/К

Сдано в набор 20.08.87. Подписано в печать 20.11.87. М-20623. Формат 60×90<sup>1/16</sup>.  
Бумага типографская № 1. Гарнитура литературная. Печать высокая. Печ. л. 11,0.  
Кр.-отг. 11,25. Уч.-изд. л. 12,27. Тираж 840 экз. Индекс МОЛ-83. Заказ № 452. Цена 85 к.

Гидрометеиздат. 199226, Ленинград, Беринга, 38.

Типография им. Котлякова издательства «Финансы и статистика» Государственного комитета СССР по делам издательства, полиграфии и книжной торговли.  
195273, Ленинград, ул. Руставели, 13.