

Государственный комитет СССР по гидрометеорологии  
и контролю природной среды

Труды  
Ордена Трудового Красного Знамени  
Главной геофизической обсерватории им. А.И. Воейкова

Выпуск  
479

Атмосферная диффузия  
и загрязнение воздуха

Под редакцией  
д-ра физ.-мат. наук,  
М.Е. Берлянда

Ленинград  
Гидрометеоиздат  
1984

В сборнике рассматриваются вопросы теоретических и экспериментальных исследований турбулентной диффузии и загрязнения воздуха. Приводятся сведения о закономерностях распространения вредных веществ в атмосфере, о методах определения поля среднегодовых концентраций и оценки фоновое загрязнения воздуха в городах. Представлены результаты сравнения расчета загрязнения воздуха с экспериментальными данными, а также характеристик метеорологического режима на промплощадках алюминиевых заводов по материалам экспедиционных исследований.

Рассматриваются методы анализа содержания различных примесей в атмосферном воздухе и осадках.

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

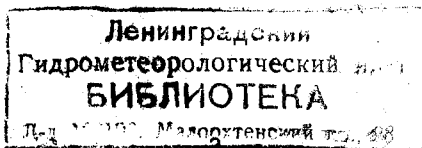
Problems of theoretical and experimental investigations of turbulent diffusion and air pollution are considered. Information on regularities of noxious pollutants transport in the atmosphere, on methods for determination of mean-year concentration field and estimation of urban background air pollution is presented. Comparison results for calculated and experimental data on air pollution are presented together with meteorological regime parameters at industrial sites of aluminium enterprises from expedition materials.

Analysis technique for various pollutant content in the atmosphere and in precipitation is considered.

This volume may be of value for specialists in the field of meteorology, atmospheric air hygiene, ventilation and gas-cleaning, physics and chemistry of aerosols.

А 1908040000 - 144  
069(02) - 84 42-82(2)

© Главная геофизическая  
обсерватория им. А. Е. Воей-  
кова (ГГО), 1984.



М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, С.С.Чичерин

### Теоретические основы и методы расчета поля среднегодовых концентраций примесей от промышленных источников

В целях нормирования вредных выбросов в атмосферу, оценки загрязнения воздуха и его воздействия на окружающую среду требуется развитие методов расчета осредненных за различные интервалы времени полей концентраций примесей от их источников. Прежде всего это относится к разовым (в основном 20-30-минутным) и среднегодовым концентрациям, для которых по наиболее распространенным примесям имеются критерии качества воздуха, в частности предельно допустимые концентрации (ПДК).

К настоящему времени более подробно разработаны теория и методы расчета полей разовых концентраций / 1, 3, 14 /, что связано по крайней мере с двумя главными причинами. Одна из них состоит в том, что основное гигиеническое требование, согласно которому концентрации не должны превышать ПДК, для разовых значений является более жестким. Действительно, при выполнении этого требования что обеспечивается одновременное его соблюдение и для среднегодовых концентраций в силу существующих соотношений между ПДК разового и длительного действия. Другая причина заключается в том, что для определения поля среднегодовых концентраций необходима большая объема и более детальная информация о параметрах атмосферной диффузии, в особенности о таких, как коэффициент турбулентного обмена, а также о внутригодовом режиме выбросов от источника.

Именно поэтому в большей части работ по расчету среднегодовых концентраций ограничиваются их грубой оценкой или учетом только отдельных метеорологических факторов. Вместе с тем для решения ряда практических задач такие оценки могут оказаться недостаточными, особенно, если исследуется загрязнение воздуха от многих источников, рассредоточенных по территории, от источников, расположенных в сравнительно узких долинах с характерной для них вытянутой розой ветров и др. Детальный учет среднегодовых концентраций нужен и в

задачах, связанных с интерпретацией данных наблюдений на сети пунктов контроля загрязнения атмосферы, с оценкой среднегодового уровня загрязнения воздушного бассейна городов и т.п.

В зарубежных работах расчет среднегодовых концентраций осуществляется, как правило, путем осреднения по ансамблю метеоусловий поля разовых концентраций, полученного с применением формул гауссовского типа / 15 /. Дефекты такого подхода связаны не только с ограниченными возможностями использования эмпирической гауссовской модели диффузии, но и с недостаточным учетом турбулентного режима атмосферы, а в наиболее полных схемах и с необходимостью использования при расчетах многомерных выборочных функций распределения, которые по данным метеонаблюдений определяются с малой обеспеченностью.

Иной подход к определению полей среднегодовых концентраций, основанный на решении уравнения атмосферной диффузии с учетом возможных особенностей изменения в течение года турбулентных характеристик и ветрового режима пограничного слоя атмосферы, развивается в работах / 1, 5, 6 /. Настоящая статья посвящена дальнейшему развитию этого направления исследований. В ней ставится задача усовершенствования схемы расчета среднегодовых концентраций, обобщенного анализа требуемой климатологической информации и в конечном итоге разработки методов вычисления среднегодовых концентраций, пригодных в инженерных расчетах.

1. Исходные положения. В соответствии с / 5 / поле среднегодовых концентраций  $\bar{q}(r, \varphi)$ , создаваемое одиночным источником, при достаточно общих предположениях относительно характера ветрового и турбулентного режима в пограничном слое атмосферы определяется с помощью формулы

$$\bar{q}(r, \varphi) = \frac{P_1(\varphi)}{r} \iint q'(r, k_1, u_2) P_2(k_1, u_2) dk_1 du_2, \quad (1)$$

где  $r$  и  $\varphi$  - расстояние от источника и полярный угол в полярной системе координат с центром, совпадающим с основанием источника;  $P_1(\varphi)$  - плотность распределения направлений оси дымового факела, полученная из розы ветров перенормировкой и заменой аргумента на  $\pi - \varphi$ ;  $P_2(k_1, u_2)$  - плотность совместного распределения коэффициента турбулентности на некотором уровне  $z_1$  и скорости ветра на уровне  $z_2$ ;  $q'$  - концентрация от линейного источника бесконечной длины, имеющего мощность и высоту, численно равные мощности и эффективной высоте рассматриваемого точечного источника.

При интегрировании в (1) в общем годовом периоде целесообразно выделить три важнейших интервала времени. Первый из них (основной) охватывает сравнительно часто наблюдаемые нормальные / 1, 3 /

метеорологические условия распространения примесей при отсутствии существенных осадков; второй – относится к периодам с осадками, которые практически вымывают из атмосферы выбрасываемую источником примесь; третий (весьма непродолжительный) – к аномальным метеорологическим условиям, при которых резко возрастают разовые приземные концентрации (приподнятые слои инверсии непосредственно над источником, штиль в приземном слое воздуха и т.п.). Однако, следует иметь в виду, что при нормировании выбросов и планировании мероприятий капитального характера по охране воздушного бассейна от загрязнения аномальные условия практически не учитываются. При этом предусматривается, что такие условия, в силу их непродолжительности, должны прогнозироваться, и при их наступлении экономически более целесообразно осуществлять технические мероприятия по временному снижению выбросов / I /. Поэтому для определения  $\bar{q}(z, \varphi)$  в (I) достаточно ограничиваться нормальными метеорологическими условиями, включая так называемые опасные условия / I /, при которых достигаются максимальные значения концентраций. Для определения концентрации растворимых примесей в предположении, что они полностью вымываются осадками, в выражении (I) следует использовать функции  $P_1$  и  $P_2$ , соответствующие только первому, основному интервалу времени, при котором отмечаются нормальные метеорологические условия. При этом уменьшение среднегодовой концентрации за счет вымывания учитывается умножением полученного значения  $\bar{q}(z, \varphi)$  на суммарную относительную продолжительность в течение года периодов без существенных осадков.

Вводя в выражение (I) с помощью соотношения

$$P_2(k_1, u_2) = \frac{1}{z_1 u_2} P'_2\left(\frac{k_1}{z_1 u_2}, u_2\right) \quad (2)$$

плотность совместного распределения скорости ветра и безразмерного показателя стратификации

$$\lambda = \frac{k_1}{z_1 u_2}, \quad (3)$$

получим

$$\bar{q}(z, \varphi) = \frac{P_1 \varphi}{z} \iint q'(z, \lambda z_1 u_2, u_2) P'_2(\lambda, u_2) d\lambda du_2 \quad (4)$$

2. Особенности ветрового и турбулентного режима в приземном слое воздуха. Из анализа (I)–(4) следует, что для расчета среднегодовых концентраций примесей требуются сведения о розе ветров, связанной с функцией  $P_1(\varphi)$ . Они содержатся в климатологической справочной литературе.

Значительно более сложным является вопрос определения функций  $P_2(k_1, u_2)$  или  $P_2(\lambda, u_2)$ . Необходимые климатологические проработки в этой связи были начаты с использованием данных градиентных наблюдений на сети теплобалансовых станций / 5, 12, 13 /. Разработанная с этой целью схема обработки первичных данных основана на использовании предложенного в / 1, 2 / метода расчета коэффициента турбулентности  $k_1$  в приземном слое. В ней предусмотрен учет нерегулярности сроков наблюдений, проводимых на теплобалансовых станциях (летом в 1, 7, 10, 13, 16 и 19 ч., а зимой в 1 и 13 ч местного времени). Для этого рассчитываются функции  $P_2$  или  $P_2'$  отдельно для каждого срока наблюдений, а затем их осредняют с весами, соответствующими интервалам времени между сроками наблюдений. Менее трудоемкий способ связан с учетом "веса" каждого срока наблюдений непосредственно при вычислении общей годовой плотности вероятности  $P_2$  или  $P_2'$  (на практике, конечно, определяется выборочная частота попадания отдельных измеренных пар значений  $k_1$  и  $u_2$  или  $\lambda$  и  $u_2$  в соответствующие градации). При этом вес срока выбирается пропорциональным интервалу времени, характеризующему этим сроком.

По изложенной методике были обработаны материалы наблюдений по восьми теплобалансовым станциям за 1974 г. и по одной за 1979 г. Станции расположены в различных регионах Советского Союза (Север, Северо-Запад и Центр ЕТС, Украина, Казахстан, Средняя Азия, Сибирь и Дальний Восток). В табл. I указаны названия станций и приводятся выборочные оценки первых двух моментов совместного распределения  $k_1$  и  $u_2$  для этих станций. При этом использованы обозначения

Таблица I  
Параметры совместных распределений  $P_2(k_1, u_2)$   
и  $P_2(\lambda, u_2)$

| Станция               | $\bar{u}_2$<br>м/с | $\bar{k}_2 \cdot 10^3$<br>м <sup>2</sup> /с | $\bar{\lambda} \cdot 10^3$ | $\bar{G}_u$<br>м/с | $\bar{G}_{k \cdot 10^3}$<br>м/с | $\bar{G}_{\lambda \cdot 10^3}$ | $\rho_{ku}$ |
|-----------------------|--------------------|---------------------------------------------|----------------------------|--------------------|---------------------------------|--------------------------------|-------------|
| Аскания-Нова          | 2,71               | 121                                         | 44                         | 1,09               | 70                              | 25                             | 0,76        |
| Борисполь             | 2,50               | 124                                         | 58                         | 1,37               | 66                              | 36                             | 0,73        |
| Воейково              | 2,73               | 76                                          | 29                         | 1,29               | 48                              | 16                             | 0,70        |
| Константиновка        | 1,76               | 69                                          | 47                         | 1,20               | 50                              | 31                             | 0,76        |
| Коткино               | 2,49               | 93                                          | 44                         | 1,78               | 73                              | 27                             | 0,77        |
| Назарово              | 2,06               | 94                                          | 53                         | 1,34               | 62                              | 31                             | 0,74        |
| Имени С.И. Небольсина | 2,09               | 80                                          | 43                         | 1,34               | 54                              | 25                             | 0,82        |
| Рудный                | 2,76               | 135                                         | 55                         | 1,71               | 81                              | 30                             | 0,88        |
| Фрунзе                | 1,22               | 62                                          | 54                         | 0,78               | 45                              | 28                             | 0,76        |

$\bar{k}_1$ ,  $\bar{u}_2$ ,  $\bar{\lambda}$ ,  $\sigma_k$ ,  $\sigma_u$  и  $\sigma_\lambda$  для средних значений и стандартных отклонений соответствующих величин и  $\rho_{ki}$  для коэффициентов корреляции между скоростью ветра  $u_2$  на уровне  $z_2 = 2$  м и коэффициентом турбулентности  $k_1$  на уровне  $z_1 = 1$  м. Из табл. I видно, что средние  $\bar{k}_1$ ,  $\bar{u}_2$  и  $\bar{\lambda}$  от станции к станции изменяются в 2 раза и более. Также значительна изменчивость стандартных отклонений  $\sigma_k$ ,  $\sigma_u$  и  $\sigma_\lambda$ . Поскольку в целом увеличение стандартных отклонений происходит при увеличении средних значений рассматриваемых параметров, существенно меньшей оказывается изменчивость коэффициентов вариации. Минимальные значения  $\bar{\lambda}$  наблюдаются на Северо-Западе ЕТС, а максимальные - на территории Казахстана и Украины. Аналогичное распределение имеют средние значения  $\bar{k}_1$ . Как и следовало ожидать, коэффициенты корреляции между величинами  $k_1$  и  $u_2$  весьма высокие (0,7-0,9) для всех станций.

Изолинии равных значений функций  $p_2(k_1, u_2)$  на плоскости  $(k_1, u_2)$  приближенно представляют собой эллипсы, вытянутые вдоль прямой, проходящей через начало координат, причем от станции к станции наклон прямой изменяется. Это позволяет предположить, что плотность совместного распределения  $p_2(k_1, u_2)$  можно аппроксимировать функцией небольшого числа параметров. Для проверки этого были построены безразмерные совместные плотности распределения  $p_{2n}$ , зависящие от безразмерных аргументов  $\xi = k_1/k_1^{(e)}$  и  $\eta = u_2/u_2^{(e)}$  и определяемые соотношением

$$p_{2n}(\xi, \eta) = k_1^{(e)} u_2^{(e)} p_2(k_1, u_2), \quad (5)$$

где  $k_1^{(e)}$  и  $u_2^{(e)}$  - значения  $k_1$  и  $u_2$ , соответствующие глобальному максимуму функции  $p_2(k_1, u_2)$  (отметим, что  $k_1^{(e)}$  и  $u_2^{(e)}$  не совпадают, вообще говоря, с модальными значениями одномерных распределений  $k_1$  и  $u_2$ ). Оказалось, что для отдельных станций функции  $p_{2n}$  различаются слабо. Это позволяет осреднить их по рассматриваемым станциям. Соответствующая средняя функция, представленная на рис. 1<sup>a</sup>, может быть использована для восстановления совместной плотности распределения  $p_2(k_1, u_2)$  по известным значениям  $k_1^{(e)}$  и  $u_2^{(e)}$ .

Аналогичным образом систематизированы функции  $p_2(\lambda, u_2)$ . При этом в качестве масштабов  $\lambda^{(1)}$  и  $u_2^{(2)}$ , используемых при переходе к безразмерным переменным, были также выбраны модальные значения совместных функций распределения для  $\lambda$  и  $u_2$ , а безразмерная функция  $p'_{2n}$  определялась соотношением

$$p'_{2n}(\xi', \eta') = \lambda^{(1)} u_2^{(2)} p_2(\lambda, u_2), \quad (6)$$

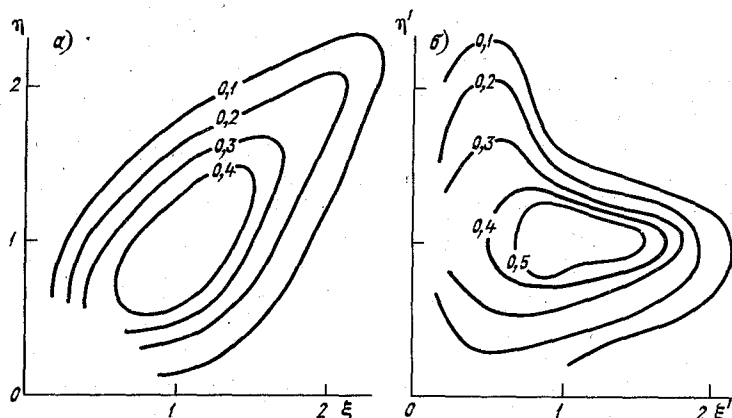


Рис. 1. Осредненные безразмерные совместные плотности вероятности  $P_{2n}(a)$ ,  $P_{2n}'(b)$ .

где  $\xi' = \lambda / \lambda^{(1)}$ ,  $\eta' = u_2 / u_2^{(1)}$ . Результирующая средняя по станциям функция распределения представлена на рис. 1б и может быть использована для приближенного восстановления  $p_2'(\lambda, u_2)$  по известным параметрам  $\lambda^{(1)}$  и  $u_2^{(1)}$ .

Как следует из рис. 1, величины  $\lambda$  и  $u_2$  коррелированы мало. Поэтому можно предположить, что они статистически зависимы слабо, т.е. приближенно выполняется соотношение / 5 /

$$p_2'(\lambda, u_2) = p'(u_2) \cdot p''(\lambda), \quad (7)$$

где  $p'(u_2)$  и  $p''(\lambda)$  — одномерные плотности вероятностей скорости  $u_2$  ветра и параметра устойчивости  $\lambda$ . Анализ данных показал, что соотношение (7) дает удовлетворительное описание функции  $p_2'$  в области переменных  $\lambda$  и  $u_2$ , соответствующей основной части совместной повторяемости рассматриваемых случайных величин (несколько хуже аппроксимируется  $p_2'(\lambda, u_2)$  при  $u_2 < 1$  м/с и очень малых или больших  $\lambda$ ).

Определению плотности вероятности скорости ветра  $p'$  посвящена обширная литература (см. библиографию в / II /), но главным образом для больших скоростей ветра. Применительно к задачам атмосферной диффузии использование полученных результатов несколько затруднено в связи с недостаточностью информации о распределении слабых скоростей ветра. Используемое в / 5 / для расчетов среднегодовой концентрации распределение Вейбулла не позволяет надежно выровнять функцию распределения в области малых скоростей, что ограничивает диапазон применимости результатов / 5 / сравнительно мощными источниками с опасной скоростью ветра более 2 м/с.

Выполненный анализ показывает, что для описания более широкого диапазона скоростей (с учетом требования простоты аналитической аппроксимации) можно воспользоваться для  $p'(u_2)$  кусочной аппроксимацией для двух интервалов скоростей ветра. При этом в области слабых скоростей ветра, где в силу недостаточной чувствительности используемых на сети измерительных приборов распределение  $p'(u_2)$  недостоверно, аппроксимация получается в предположении, что вектор скорости ветра распределен по круговому нормальному закону с нулевым средним (тогда модуль скорости описывается распределением Рэлея / II /). Тогда аппроксимация для функции распределения  $F'(u) = \int_0^u p'(u_2) du_2$  имеет вид

$$F'(u) = \begin{cases} 1 - e^{-(u/s_1)^2} & \text{при } u \leq \tilde{u}, \\ 1 - e^{-[\tilde{u}/s_1 + (u - \tilde{u})/s_2]^2} & \text{при } u > \tilde{u}, \end{cases} \quad (8)$$

в котором значение  $\tilde{u}$  выбирается равным 1-1,5 м/с. Параметры распределения  $s_1$  и  $s_2$  определяются по двум значениям  $F'(u)$  или находятся методом наименьших квадратов. Функция  $F'(u)$  вычисляется проще, чем известное обобщенное распределение Рэлея-Райса / II / и, как видно из рис. 2а, удовлетворительно описывает среднегодовое распределение скоростей ветра на рассмотренных станциях.

Плотности  $p''(\lambda)$  рассматривались в работе / 5 /, где было отмечено, что функции  $p''(\lambda)$  сосредоточены в узкой области вблизи своего модального значения  $\lambda^{(1)}$ , и что положения этой моды для разных станций различаются. Поэтому в / 5 / для приближенных оценок среднегодовой концентрации было предложено аппроксимировать  $p''(\lambda)$  дельта-функцией  $\delta(\lambda - \lambda^{(1)})$ . При необходимости более детального учета повторяемости различных значений параметра устойчивости  $\lambda$  для  $p''(\lambda)$  можно принять либо гамма-распределение, либо "обратное" распределение Вейбулла. В первом случае

$$p''(\lambda) = \frac{\alpha^{k-1} \lambda^{-k}}{\Gamma(k-1)} e^{-\alpha/\lambda}, \quad (9)$$

где  $\Gamma(k-1)$  - гамма-функция. Во втором случае функция распределения  $F''(\lambda)$ , соответствующая  $p''(\lambda)$ , имеет вид

$$F''(\lambda) = e^{-\left(\frac{\alpha}{\lambda}\right)^m} \quad (10)$$

Параметры  $\alpha$ ,  $k$ ,  $a$  и  $m$  распределений (9) и (10) могут быть определены методом моментов с использованием следующих соотношений:

$$\begin{aligned} \bar{\lambda} &= \alpha / (k-2) = a \Gamma(1-1/m); \\ V_{\lambda} &= 1 / (k-3)^{1/2} = [\Gamma(1-2/m) / \Gamma^2(1-1/m)]^{1/2}, \end{aligned}$$

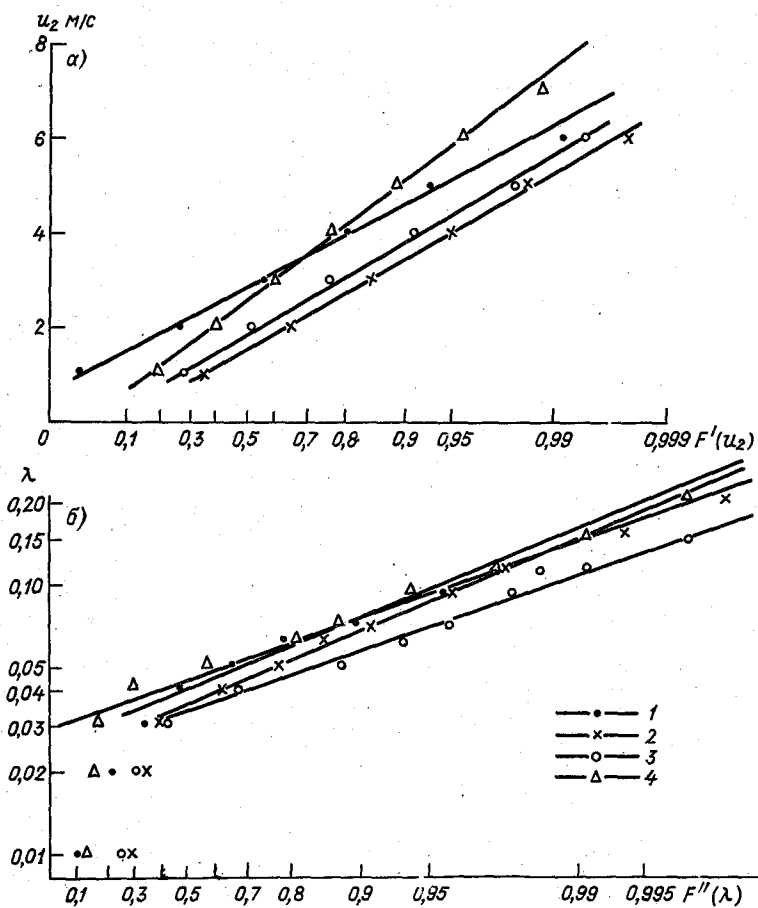


Рис. 2. Результаты проверки применимости аппроксимации функций распределения скорости ветра  $u_2(\alpha)$  и параметра устойчивости  $\lambda(\beta)$ , рассчитанных по (8) и (10).

1 - Аскания-Нова, 2 - Константиновка, 3 - Имени С.И. Небольсина, 4 - Рудный.

где  $\bar{\lambda}$  и  $V_{\lambda}$  - среднее значение и коэффициент вариации параметра  $\lambda$ . Эти же параметры могут быть получены путем аппроксимации (10) прямой линией на вероятностной бумаге.

Сопоставление (9) и (10) с фактическими распределениями (рис. 2б) показало, что в диапазоне значений  $\lambda \geq 0,02$  приближенно применимы обе указанные формулы. Поскольку меньшие значения  $\lambda$  определяются с большой относительной погрешностью, вид функции распределения  $\lambda$  в этой области требует дальнейшего изучения. Если, однако, исходить из того, что общий вид функции  $P_2(\lambda, u_2)$  представлен на рис. 1 достаточно надежно, то аппроксимацию (7) можно уточнить следующим образом:

$$P_2'(\lambda, u_2) = P'(u_2) \cdot P''\left(\frac{\lambda}{\lambda_0}, V_{\lambda}(u_2)\right), \quad (11)$$

где  $V_{\lambda}(u_2)$  - "условный" коэффициент вариации  $\lambda$  при заданной скорости ветра  $u_2$ . Соотношение (11) конкретизирует вид условного распределения  $\lambda$  при заданном  $u_2$ .

3. Упрощенные формулы для построения полей среднегодовых концентраций. Определение выборочных функций  $P_2$  и  $P_2'$  - это довольно трудоемкая работа, предъявляющая довольно жесткие требования к объему и качеству исходной информации. Для практических расчетов значительно проще использовать приближенный подход, основанный на применении типовых двумерных или одномерных функций распределения параметров  $k_1$  и  $u_2$  или  $\lambda$  и  $u_2$ . При этом масштабные множители, фигурирующие в формулах (6) и (7), можно определить для совместного распределения  $\lambda$  и  $u_2$ , поскольку в этом случае достаточно ограничиться построением одномерных плотностей распределения  $P'(u_2)$  и  $P''(\lambda)$  или воспользоваться связями между первыми двумя моментами распределения и их модами, вытекающими из соотношений (8)-(10). Следует подчеркнуть, что использование таких подходов, равно как и факторизации (7), связано с необходимостью предварительной обработки данных определения параметра  $\lambda$ .

Для разработки методики расчета среднегодовых концентраций целесообразно представить  $\bar{q}(r, \varphi)$  в виде

$$\bar{q}(r, \varphi) = 2\pi P_1(\varphi) q_M S(r/r_M), \quad (12)$$

где  $q_M$  - характеризует максимум поля среднегодовой концентрации (и совпадает с ним при круговой розе ветров), а функция  $S$  описывает зависимость этого поля от расстояния до источника  $r$ . На практике удобнее выразить эту функцию в зависимости от отношения  $r/r_M$ , где  $r_M$  - расстояние от источника до точки максимума приземной среднегодовой концентрации примесей. В работе / 5 / для величин  $q_M$  и  $r_M$  были приведены соотношения, полученные на основе соображений размерности с использованием для скорости ветра

распределения Вейбулла, а для параметра  $\lambda$  - распределения в виде  $\delta$  - функции. При этом величина  $z_M$  нормировалась на отношение геометрической высоты источника к модальному значению  $\lambda^{(1)}$  параметра  $\lambda$ , а для нормировки  $q_M$  использовалась комбинация определяющих параметров соответствующей размерности. При практических расчетах, однако, такую нормировку удобнее проводить с использованием фигурирующих в / I, 14 / значений  $c_M$  и  $x_M$  максимальной разовой приземной концентрации, соответствующей неблагоприятным метеорологическим условиям, и расстояния от источника до точки, в которой она достигается. Для определения зависимости отношения  $q_M/c_M$  и  $z_M/x_M$ , а также функции  $S(z/z_M)$  от параметров источника выброса при различных режиме метеословий были выполнены расчеты полей среднегодовой концентрации примеси для источников высотой 15-150 м. При этом использовались выборочные функции распределения для всех указанных в табл. I теплобалансовых станций. Кроме геометрической высоты источника, варьировались также другие его параметры, определяющие условия начального подъема примеси. Значения эффективной высоты источника в зависимости от скорости ветра рассчитывались по формулам из / I /. На основе систематизации результатов расчетов получены следующие приближенные соотношения:

$$q_M = \frac{A}{A_0} c_M \frac{a_1 + a_2 f}{1 + a_3 f} z \left( \frac{0,8 \bar{u}}{u_M} \right), \quad (13)$$

$$z_M = 1,3 x_M \cdot p \left( \frac{1 + b_1 f}{b_2 + b_3 f} \cdot \frac{\bar{u}}{u_M} \right), \quad (14)$$

где использованы те же обозначения, что и в / I, 15 /:  $u_M$  и  $f$  - опасная скорость ветра и параметр, характеризующий перегрев дымовых газов, выбрасываемых из источника;  $A$  - коэффициент, определяющий условия вертикального и горизонтального рассеивания вредных веществ в атмосферном воздухе,  $A_0 = 200 \text{ с}^{2/3} \cdot \text{мг} \cdot \text{с}^{1/3} / \text{г}$  - характерное значение этого коэффициента,  $z(u/u_M)$  и  $p(u/u_M)$  - безразмерные коэффициенты, предназначенные для определения значения и положения максимума приземной концентрации при отличных от  $u_M$  скоростях ветра, а  $\bar{u}$  - средняя скорость ветра на уровне флага для рассматриваемого пункта.

Результаты расчетов позволили получить следующие значения параметров в (13) и (14):  $a_1 = 0,035$ ;  $a_2 = 0,019$ ;  $a_3 = 0,44$ ;  $b_1 = 0,1$ ;  $b_2 = 0,8$ ;  $b_3 = 0,16$ .

Сравнение рассчитанных по полной схеме значений  $q_M$  и  $z_M$  с вычисленными по приближенным формулам (13) и (14) показало, что

средняя погрешность определения  $q_M$  не превышает 2%, а  $z_M$  - 20%.

Функциональная зависимость  $S$  от  $z/z_M$  различна для высоких и низких источников. При этом для низких источников функция  $S$  мало отличается от используемой в / I, I4 / функции  $S_1$ , описывающей изменение максимальных разовых концентраций с расстоянием от источника. Однако для высоких источников функция  $S$  убывает при больших значениях аргумента значительно слабее, чем  $S_1$ . Для характеристики влияния зависимости  $S$  от  $z/z_M$  удобно воспользоваться безразмерным параметром

$$\rho = \frac{10 \ell H}{(A/A_0)^2 u_M} \cdot \frac{1+f}{1+2f},$$

где  $H$  - высота источника,  $\ell$  - параметр Кориолиса. Тогда функция  $S$  примет вид

$$S\left(\frac{z}{z_M}\right) = \begin{cases} S_1(z/z_M) & \text{при } z/z_M \leq 1, \\ S_1\left[1 + \frac{(1+t(\rho))(z/z_M - 1)}{1+t(\rho)(1+t(\rho))(z/z_M - 1)^{1/2}}\right] & \text{при } z/z_M > 1, \end{cases} \quad (I5)$$

где  $t(\rho) = \frac{7 \rho^{1/2}}{6 + \rho^{1/2}}$ . Используемые в (I3)-(I5) функции  $z(x)$ ,  $\rho(x)$  и  $S_1(x)$  представляем, согласно / I4 /, в виде отношения двух полиномов  $\sum \beta_i x^i / \sum \delta_i x^i$ , причем коэффициенты  $\beta_i$  и  $\delta_i$  выбираются различными в разных диапазонах изменения аргумента  $x$  (так, например, при  $1 < x \leq 9$  принимается  $\beta_0 = 1, 13$ ;  $\delta_0 = 1$ ;  $\delta_1 = 0$ ;  $\delta_2 = 0, 13$ ;  $\beta_i|_{i \geq 1} = \delta_i|_{i \geq 3} = 0$ ).

Результаты сопоставления приближенного метода расчета среднегодовой концентрации по формулам (I2)-(I5) с более полным методом, основанным на численном интегрировании по формуле (I) с использованием выборочных двумерных плотностей вероятностей, представлены на рис.3 для ст.Рудный. Как видно из рисунка, эти способы расчета

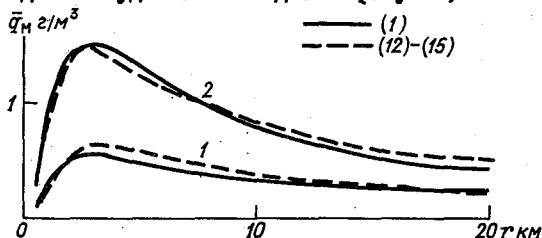


Рис.3. Среднегодовые концентрации при круговой розе ветров, рассчитанные для высокого источника ( $H = 150$  м,  $M = 1$  г/с) по формулам (I) и (I2) - (I5).

1 - нагретые выбросы ( $\Delta T = 100^\circ\text{C}$ ); 2 - холодные выбросы ( $\Delta T = 0^\circ\text{C}$ )

удовлетворительно согласуются друг с другом, что позволяет выбирать ту или иную схему определения среднегодовой концентрации в зависимости от требуемой точности, а также от наличия и качества используемой метеорологической информации.

4. Методические рекомендации по расчету среднегодовых концентраций. На основе полученных выше результатов могут рассчитываться довольно сложные по пространственной структуре поля среднегодовых концентраций, которые, в частности, имеют много экстремумов (количество экстремумов функции  $\bar{q}(r, \varphi)$  определяется прежде всего количеством экстремумов функции  $P_1(\psi)$ ). Расчетные формулы непосредственно обобщаются на случай совместного действия большого числа источников выброса / 5 /. Применяя упрощенную схему (12)-(15) такое обобщение можно производить, используя незначительно модифицированные программы расчета загрязнения атмосферы (УПРЗА) / 10 /. В рамках этой же схемы имеется принципиальная возможность учета влияния рельефа местности на среднегодовые концентрации примеси с использованием развитой в / 4 / методике определения поправок на рельеф.

В случае применения выборочных совместных плотностей вероятности или их различных аппроксимаций, необходима предварительная обработка длительного ряда регулярных данных наблюдений на метеорологических или теплобалансовых станциях.

При расчете среднегодового поля концентрации растворимой примеси выборочные плотности вероятности  $P_1$  и  $P_2$  или  $P'_2$  следует определять для сухого периода года, а вычисленную по формуле (1) среднегодовую концентрацию необходимо умножить на относительную продолжительность указанного периода за год. Целесообразно ввести "пороговое" значение  $\omega_n$  интенсивности осадков  $\omega$  и к ситуациям с осадками относить случаи, когда  $\omega > \omega_n$  / 7 /. Значение  $\omega_n$  устанавливается в зависимости от коэффициента вымывания рассматриваемой примеси. При этом учитывают то, что в исходном уравнении атмосферной диффузии вымывание примеси описывается членом  $-d_q$ , где  $(\lambda)$  - коэффициент вымывания примеси / 1 /. Поток примеси, выпадающей на земную поверхность до расстояния  $z$  от источника, определяется интегралом

$$P_2 = \int_{-\pi/2}^{\pi/2} d\varphi \int_0^z r dr \int_0^{\infty} dq dz.$$

Учитывая, что

$$q = q|_{d=0} e^{-\frac{dr}{u}} \quad \text{и} \quad \int_{-\pi/2}^{\pi/2} r d\varphi \int_0^{\infty} q dz = \frac{M}{u},$$

где  $M$  - мощность источника, а  $u$  - скорость ветра на высоте источ-

ника / I /, нетрудно получить, что  $P_2 = M(1 - e^{-d^2/\omega})$ . Полагая здесь  $d = \alpha_0 (\frac{\omega}{\omega_0})^\gamma$ , где  $\omega$  - интенсивность осадков,  $\alpha_0$  - значение  $\alpha$  при  $\omega = \omega_0$ , и принимая, что  $\omega_0$  соответствует условию вымывания 50% примеси в радиусе до 10 км от источника, согласно / 8 /, получим

$$\omega_0 = \omega_c \left( \frac{0,69 \bar{u}}{\alpha_0 \gamma_c} \right)^{1/\gamma}, \quad (16)$$

где  $\gamma_c = 10^4$  м,  $\alpha_0$  - коэффициент вымывания примеси при интенсивности осадков  $\omega_c = 1$  мм/ч, показатель  $\gamma$  варьируется для разных примесей в диапазоне от 0,7 до 1. При значениях  $\alpha_0 \approx 3,5 \cdot 10^{-4} \text{ с}^{-1}$  и  $\gamma = 0,8$ , характерных для атмосферных сульфатов, из (16) при  $\bar{u} = 2$  м/с следует  $\omega_0 = 0,35$  мм/ч.

Как отмечалось выше, в отдельных регионах при расчете среднегодовых концентраций большое значение может иметь учет аномальных метеословий. В таких случаях целесообразно обобщить изложенную схему расчета. Например, при значительной повторяемости штилевых слоев, расположенных между поверхностью земли и уровнем источника выбросов, в первом приближении расчет средних концентраций можно производить, как и для нормальных метеорологических условий, если в (1) и (4) под  $u_2$  понимать скорость ветра на уровне источника и заменить эффективную высоту источника  $H_e$  на  $H_e - d$  / I /. Здесь  $d$  - средняя толщина штилевого слоя над источником, соответствующая заданной скорости ветра  $u_2$ .

Как было отмечено в / 5, 6 /, для источников, выброс которых не коррелирован или слабо коррелирован с метеословиями, при расчетах среднегодовых концентраций используется среднегодовое значение мощности выбросов. Однако существуют такие источники (котельные работающие по тепловому графику, пылящие отвалы, резервуарные поля и др.), выброс которых существенно изменяется с изменением метеословий (скорости и направления ветра, температуры воздуха).

В частности, если мощность выброса  $M$  однозначно зависит от скорости ветра, то в модификации метода обработки метеоинформации нет необходимости, но такая зависимость должна быть учтена при вычислении интегралов по  $u_2$  в (1) и (4).

При наличии регулярного суточного хода выбросов розу ветров и функции  $P_2(K_1, u_2)$  или  $P_2'(\lambda, u_2)$  следует определить, для каждого срока наблюдений / 6 /, а затем использовать полученные данные для расчета среднегодовых концентраций примеси за указанные сроки (с учетом различий мощности выброса для этих сроков). Сложение полученных средних с соответствующими весами и позволяет определить искомую среднегодовую концентрацию примеси. В более общих случаях следует определить требуемые плотности вероятности метеословий отдельно для различных градаций мощности выброса, а вычисление среднегодовых концентраций производить с учетом повторяемостей различ-

ных градаций мощности выброса в течение года.

#### Список литературы

1. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеоздат, 1975. -448 с.
2. Берлянд М.Е., Генихович Е.Л. Особенности турбулентной диффузии и загрязнения воздуха в условиях стратифицированной атмосферы. Международный симпозиум по стратифицированным течениям. Новосибирск. -Изд-во ВЦ СОАН СССР, 1972. -22 с.
3. Берлянд М.Е., Оникул Р.И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов. -Труды ГГО, 1968, вып.234, с.3-27.
4. Берлянд М.Е. и др. Особенности распространения примесей в пересеченной местности./М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, И.Г.Грачева, Р.И.Оникул/ - Труды ГГО, 1979, вып.417, с.19-44.
5. Берлянд М.Е. и др. О расчете среднегодовых концентраций примеси в атмосфере от промышленных источников/М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, Я.С.Канчан, Р.И.Оникул, С.С.Чичерин/. -Труды ГГО, 1979, вып.417, с.3-18.
6. Берлянд М.Е. и др. К теоретической оценке годового и суточного хода загрязнения атмосферы при различных климатических условиях. - Труды ГГО, 1982, вып.450, с.17-35.
7. Генихович Е.Л. Вымывание примеси осадками из дымового факела. -См.наст.сб.
8. Генихович Е.Л., Осипова Г.И. Об определении коэффициента турбулентности по данным стандартных метеорологических наблюдений. -См.наст.сб.
9. Генихович Е.Л., Чичерин С.С. Двухпараметрическая модель рассеивания примеси от линейного источника при нормальных метеорологических условиях. -Труды ГГО, 1979, вып.417, с.67-73.
10. Затихин М.Н., Канчан Я.С., Оникул Р.И. Об унификации расчетов загрязнения атмосферы от многих источников с помощью ЭВМ. -Труды ГГО, 1975, вып.325, с.161-174.
11. Кобышева Н.В., Наровлянский Г.Я. Климатологическая обработка метеорологической информации. -Л.:Гидрометеоздат, 1978. -296 с.
12. Руководство по теплобалансовым наблюдениям. -Л.:Гидрометеоздат, 1977. -152 с.
13. Справочник по климату СССР. Ч.III. Ветер. Вып.1-34. -Л.: Гидрометеоздат, 1965-1967.
14. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369-74. -М.:Стройиздат, 1975. -42 с.

15. Calder K.L. Multiple-source plume models of urban air pollution - their general structure. Atmos. Environ., 1977, v.11, N 5, p.403-413.

М.Е.Берлянд, Э.Д.Безуглая,  
Е.Л.Генихович, М.Н.Зашихин, Р.И.Оникул

### О методах определения фоновых загрязнений атмосферы в городах

В основу действующих в СССР нормативных документов положено требование, чтобы концентрация каждой примеси не превышала предельно допустимую концентрацию (ПДК). При этом необходимо учитывать вклад в загрязнение воздуха от всех существующих источников выброса рассматриваемого вещества.

Ожидаемое поле концентраций примеси в городе можно представить в виде суммы двух слагаемых, одно из которых ( $c$ ) описывает вклад рассматриваемого (действующего или проектируемого) источника (или источников), а другое  $c_{\phi}$  - суммарный эффект всех остальных источников, создающих фон, на который накладывается поле концентраций от рассматриваемого источника.

Согласно / 4 /, указанное выше требование формулируется таким образом, что при фиксированных метеорологических условиях в любой конкретной точке местности должно выполняться неравенство

$$C + C_{\phi} \leq \text{ПДК} . \quad (I)$$

В частности, под  $c$  может пониматься  $C_m$  - максимальная разовая (двадцатиминутная) концентрация от рассматриваемого источника, тогда и ПДК относится также к двадцатиминутному периоду осреднения. Аналогично в качестве  $c$ ,  $\bar{C}_{\phi}$  и ПДК могут приниматься среднегодовые значения.

В настоящей статье рассматриваются принципы определения фона по данным измерений уровня загрязнения воздуха на сети пунктов в городах или по данным инвентаризации выбросов. На этих принципах уже разработаны соответствующие методические указания / 7 /. Они позволяют получить информацию, необходимую при применении нормативных методик / 6, 16 / для расчетов загрязнения атмосферы.

#### 1. Теоретические основы определения фоновых концентраций.

(I) фон  $c_{\phi}$  определяется как концентрация примеси от совокупности источников выброса, исключая рассматриваемый. Такое определение

$C_p$  соответствует / 10 /. При этом  $C_p$  следует относить к тем же метеорологическим условиям, в частности к скорости и направлению ветра, для которых определяется  $c$  или  $c_m$ . Нужно иметь в виду, что при расчете  $C_m$  в соответствии с / 4 / рассматриваются неблагоприятные метеорологические условия нормального типа, т.е. встречающиеся относительно часто. Обычно при проектировании и осуществлении капитальных мероприятий по защите атмосферы от загрязнения расчеты  $C_m$  ведутся именно для таких условий / 6, 16/. Кроме того, выделяются редко встречающиеся аномальные опасные метеорологические условия, на периоды которых должно предусматриваться временное сокращение вредных выбросов в атмосферу / 4 /.

На практике  $C_p$  может определяться по данным длительных наблюдений за загрязнением воздуха или находиться расчетным путем. Алгоритм нахождения  $C_p$ , в особенности при использовании экспериментальных данных, должен учитывать, что уровень загрязнения воздуха в реальных условиях характеризуется определенной вероятностью его превышения. Последняя в свою очередь зависит от частоты появления в рассматриваемом городе неблагоприятных метеорологических условий и режима выбросов.

✓ Анализ распределения на территории СССР аномальных неблагоприятных метеорологических условий (приподнятых инверсий температуры над уровнем выброса, штилевых слоев и др.) показывает, что в среднем они совместно реализуются не более, чем в  $\delta_1 = 1, \dots, 2\%$  случаев от общего числа. Фон для выделенного источника или группы источников определяется как  $(1 - \delta)$  - квантиль распределения значений концентраций, обусловленных действием всех источников за вычетом рассматриваемого. Таким образом,  $C_p$  есть такое значение концентрации, вероятность превышения которого равна  $\delta$  (иначе  $\delta$  - максимум).

Величина повторяемости превышения  $\delta$  значения фона, естественно, не совпадает со значением  $\delta_1$ . Легко понять, что при достаточно большом числе источников  $\delta$  существенно больше  $\delta_1$ . Действительно; направление и скорость ветра, а также другие характеристики неблагоприятных условий, при которых устанавливается  $C_m$  для одного источника и для совокупности окружающих его источников, не совпадают между собой. В общем случае значение  $\delta$  зависит от многих факторов: характера пространственно-временного распределения выбросов от источника, особенностей метеорологического режима, степени детализации  $C_p$  по метеорологическим параметрам и др.

Можно, однако, получить некоторые средние значения  $\delta$  для ряда типовых условий. С этой целью производились расчеты максимальных концентраций от одного выделенного источника  $C_m$ , от совокупности  $n$  источников, включая выделенный ( $C_{m1}$ ), от совокупности  $(n - 1)$  источников за исключением выделенного ( $C_{m, n-1}$ ), а

также расчеты функций распределения концентрации для совокупности этих  $(n-1)$  источников. Как указывалось, имеет место неравенство

$$C_{мп} < C_{n,n-1} + C_M, \quad (2)$$

обусловленное различием в опасных метеоусловиях (направлениях и скоростях ветра и др.) для совокупности  $n$  и  $(n-1)$  источников и для одиночного источника. Из данного выше определения фона следует, что для совокупности  $(n-1)$  источников фон  $C_{ф,n-1}$  можно установить из соотношения:

$$C_{мп} = C_{ф,n-1} + C_M \quad (3)$$

(обозначение  $C_{ф,n-1}$  использовано для того, чтобы подчеркнуть исключение вклада рассматриваемого источника). Поскольку  $C_{ф,n-1} < C_{n,n-1}$ , то  $C_{ф,n-1}$  должна определяться как значение концентрации, соответствующее вероятности превышения  $\delta > \delta_1$ . Значение величины  $\delta$  находилось из расчетов функции распределения концентрации примеси от совокупности  $(n-1)$  источников модельного города, параметры и распределение которых по территории описаны в / 5 /. При этом учитывались все возможные направления ветра, обычно встречающееся распределение скоростей ветра, а поле концентрации от отдельных источников рассчитывалось на ЭВМ по формулам / 16 /. Из этих расчетов получено, что для  $\delta_1 = 0,01, \dots, 0,02$  в среднем  $\delta \approx 0,05$ . Это значение  $\delta$  и было положено в основу схемы расчета фона, изложенной во Временных указаниях / 7 /.

При определении  $C_{ф}$  по данным наблюдений выделяются отдельные градации скорости и секторы направления ветра. Анализ показывает, что для практических целей достаточно выбрать угловую ширину сектора  $\Delta\varphi = 90^\circ$ , как правило, соответственно четырем сторонам света (вопрос о выборе градаций скорости ветра  $\Delta u$  будет рассмотрен ниже). При этом для оценки требуемого значения уровня доверительной вероятности  $\delta$  можно провести следующие дополнительные рассуждения: пусть  $C_{ф}$  получается в результате обработки данных наблюдений за загрязнением воздуха, соответствующих диапазону направлений ветра от  $\varphi - \frac{\Delta\varphi}{2}$  до  $\varphi + \frac{\Delta\varphi}{2}$ . Если учесть, что угловая ширина приведенного факела концентраций  $C$  от одиночного источника составляет  $2\varphi_0$ , где  $\varphi_0$  - стандартное отклонение пульсаций направления ветра по горизонтали / 4 / , то, очевидно, что величины  $\delta$  и  $\delta_1$  связаны соотношением

$$\delta = \frac{\Delta\varphi}{2\varphi_0} \delta_1 \quad (4)$$

В частности, при  $\varphi_0$ , равных  $5-10^\circ$ ,  $\Delta\varphi = 90^\circ$  и  $\delta_1 = 0,01$ , получим, что фон должен определяться как значение концентрации, соответствующей вероятности превышения  $0,045-0,09$ . Для практических целей можно принять  $\delta = 0,05$ , что совпадает с приведенной выше оценкой  $\delta$  на основании численных экспериментов с учетом действия многих источников.

2. Определение фона по экспериментальным данным. Из (I) следует, что  $C_M$  и  $C_F$  должны рассматриваться в одних и тех же фиксированных точках местности. Отсюда вытекает необходимость раздельной обработки экспериментальных данных для каждого пункта наблюдений (поста). Кроме того, из (I) следует целесообразность определения фона в зависимости от скорости  $U$  и направления  $\varphi$  ветра. Исходной информацией при этом являются  $U$  и  $\varphi$ , определенные для момента измерения концентрации в одном наиболее репрезентативном для города месте (как правило, это городская метеостанция).

Необходимо подчеркнуть, что не следует группировать измерения для каждого поста концентрации с использованием значений скорости и направления ветра для того же самого поста. В условиях размещения постов внутри городской застройки скорость и направление ветра на разных постах в один и тот же момент времени могут существенно различаться. Поэтому при использовании таких данных для определения  $C_F$  на отдельных пунктах невозможно получить правильную картину распределения фона по городу.

Группировка измеренных значений концентрации производится в границах градаций  $U$  ( $0, U_1, U_2, \dots, U_n$ ) и  $\varphi$  ( $\varphi_1, \varphi_2, \dots, \varphi_m$ ) таким образом, что все значения концентрации, соответствующие диапазонам ( $U_i, U_{i+1}$ ) и ( $\varphi_{j-1}, \varphi_j$ ), объединяются в одну градацию  $G_{ij}$ . Возможность выбора конечной верхней границы  $U_n = U_x$  связана с определением фона как статистической характеристики, соответствующей достаточно частому событию (вероятность появления концентраций, больших  $C_F$ , равна  $\delta$ ). Поэтому при определении  $C_F$  следует исключить из рассмотрения концентрации, соответствующие очень редко встречающимся метеорологическим условиям (в частности, большим  $U$ ). Для этого достаточно задаться малой вероятностью  $\gamma$  и определить  $U_x$  как верхний  $(1-\gamma)$ -квантиль распределения  $U$ .

При указанном подходе учитываются физические закономерности процессов распространения примеси в атмосфере / 4 /, согласно которым при больших скоростях ветра загрязнение воздуха с ростом  $U$  уменьшается. Существенно также, что за счет деления данных на градации по  $U$  частота появления больших скоростей ветра для каждого отдельного сектора по отношению к полному объему выборки будет составлять  $\frac{\Delta\varphi}{360} \gamma$ . Поэтому при практических расчетах можно по-

ложить  $y \sim \delta$ .

Остановимся на определении фона  $C_{pij}$  для градации  $P_{ij}$  скорости и направления ветра, к которой относятся измеренные концентрации  $q_1, q_2, \dots, q_k, \dots, q_{Rij}$  ( $R_{ij}$  и  $k$  - число и номер концентраций в градации  $P_{ij}$ ). Наиболее просто  $C_{pij}$  находится после представления значений  $q_k$  в виде вариационного ряда путем расположения их в порядке убывания, а затем отбрасывания из выборки  $R_{ij}$  первых  $\delta \cdot R_{ij}$  наибольших значений. Самая большая из концентраций оставшихся в вариационном ряду, может рассматриваться как оценка искомой фоновой концентрации  $C_p$ .

Несмотря на внешнюю простоту, такой подход на практике может оказаться неприемлемым. Он дает удовлетворительные результаты в "идеальном" случае, когда измерения проводятся с малой погрешностью, а объем выборки  $R_{ij}$  очень велик. В реальных условиях этот объем и связанная с ним, в первую очередь, продолжительность используемого периода наблюдений должны быть ограничены снизу с тем, чтобы ряд  $q_1, q_2, \dots, q_{Rij}$ , включая результаты измерений при различных сочетаниях погодных условий, позволял учесть внутригодовую и межгодовую изменчивость загрязнения воздуха. Однако в некоторых случаях установление  $C_p$  по многолетним наблюдениям невозможно из-за нарушения статистической однородности ряда данных о выбросах вредных веществ за счет строительства новых и реконструкции существующих предприятий, увеличения количества и интенсивности движения автомашин и др., а также переноса пунктов наблюдений, изменения методики отбора и химического анализа проб, изменения характера застройки и условий выброса примеси вблизи пунктов и т.д. Не всегда имеется возможность проверить соблюдение условий однородности, в связи с чем для определения  $C_p$  на практике нецелесообразно использовать более чем пятилетние ряды наблюдений. Естественно, что эти данные должны пройти критический анализ, однако и после этого они могут содержать отдельные ошибочные измерения.

В связи с этим, актуальной задачей является разработка более "помехоустойчивых" методов определения  $C_p$ , для чего можно воспользоваться одним из двух путей. Первый из них основан на использовании графического метода сглаживания вариаций  $\delta$  - максимумов с учетом существующих представлений о закономерностях изменения концентраций примеси в зависимости от  $U$ . Он уже широко применяется при обработке результатов экспедиционных подфакельных измерений концентраций примесей, направленных на установление максимальных значений концентрации и соответствующих им опасных скоростей ветра / 4, 14, 15 /. Достоинствами метода являются простота, наглядность, отсутствие априорных предположений о законе распределения концентраций, а также фактическое исключение возможных грубых ошибок при об-

работке.

При использовании графического метода в градации  $\Gamma_{ij}$  измеренные концентрации  $q_k$  наносятся на график в зависимости от соответствующих им скоростей ветра  $u$ . Если градации  $\Gamma_{ij}$  по  $u$  "узкие", то целесообразно строить единый график для всех градаций  $\Gamma_{ij}$ , относящихся к одному и тому же диапазону направлений ветра ( $\varphi_{j-1}$ ,  $\varphi_j$ ). Далее отбрасываются  $\delta$  (5%) наибольших из нанесенных концентраций методом проведения плавной линии, огибающей сверху основную массу точек. При этом допускается некоторая корректировка хода огибающей за счет сглаживания осцилляций и др. Максимум этой огибающей в диапазоне ( $u_i, u_{i+1}$ ) и представляет оценку  $C_{\Phi}$  для  $\Gamma_{ij}$  (рис. I)

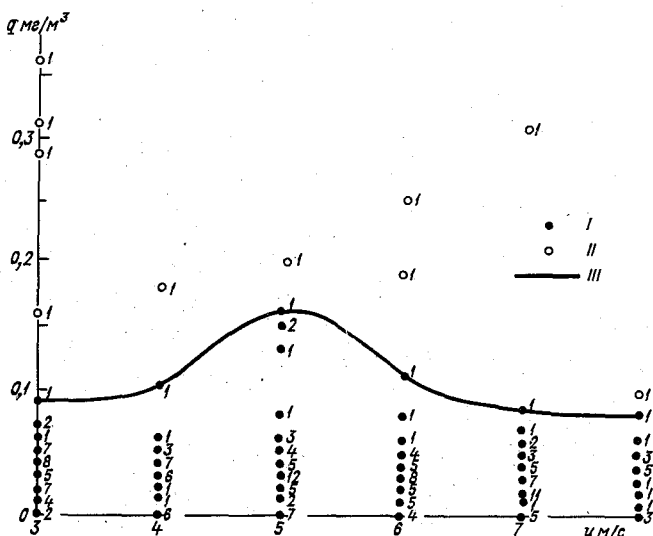


Рис. I. Определение фона графическим методом для интервала скоростей ветра 3-8 м/с.

I — значения концентраций  $q_k$ , (цифра соответствует числу одинаковых концентраций);

II — исключаемые из рассмотрения точки, расположенные выше "огибающей" кривой (III)

При использовании графического метода дополнительно получается полезная для интерпретации данных информация о физических закономерностях: полных диапазонах изменения концентраций и скоростей ветра, частоте наблюдений отдельных значений  $q_k$ , наличии лагун (не наблюдавшихся в измерениях значений  $q_k$ ) и др.

Второй путь связан с определением верхнего ( $1 - \delta$ ) квантиля

через функцию распределения измеренных концентраций  $F(q)$  с нахождением  $C_p$  как решения уравнения

$$F(q) = 1 - \delta \quad (5)$$

Если при этом под  $F(q)$  понимать выборочную функцию распределения (т.е. накопленную частоту появления значений концентрации), то решение (5) приведет к результату, согласующемуся с полученным при отбрасывании первых значений в вариационном ряду. В этом случае полностью справедливы сделанные выше замечания о чувствительности такого результата к ошибкам измерений и объему выборки.

Более надежный способ определения  $C_p$  из решения (5) связан с предварительным выравниванием (сглаживанием) функции распределения  $F(q)$ . Чаще всего такое выравнивание сводится к перебору различных аналитических аппроксимаций для  $F(q)$  и статистической проверке правильности гипотезы о совпадении этой аналитической аппроксимации ("теоретической" функции распределения) с ее выборочной оценкой, полученной из расчета накопленной частоты появления значений  $q$  / 13 /. К сожалению, объем необходимой вычислительной работы при этом довольно велик, так что реализация указанного способа в случае проведения массовых расчетов требует применения ЭВМ. Для сокращения трудоемких расчетов можно использовать логарифмически нормальную аппроксимацию распределения концентраций, применимую для большого числа городов (отклонения от этого закона наблюдаются менее чем для 25% городов, причем, часто оказывается, что они связаны с ошибками измерений) / 1, 2, 15 /.

Логарифмически нормальный закон для концентрации представляет, как известно / 11, 13 /, нормальный закон для логарифмов концентраций. При этом плотность вероятности  $f(q)$  и функции распределения концентраций  $F(q)$  задаются выражениями:

$$f(q) = \frac{1}{S_0 q \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{\ln^2 q / m_0}{2 S_0^2}} \quad (6)$$

$$F(q) = \int_0^q f(q) dq = \frac{1}{2} \left[ 1 + \operatorname{erf} \left( \frac{\ln q / m_0}{S_0 \sqrt{2}} \right) \right], \quad (7)$$

где  $\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-t^2} dt$  - интеграл вероятности;  $\ln m_0$  и  $S_0$  - параметры распределения, представляющие фактически среднее значение и стандартное отклонение логарифма концентрации. Если параметры  $m_0$  и  $S_0$  определены, то, подставив (7) в (5), получим выражение для  $C_p$  в виде

$$C_{\varphi} = m_0 e^{z_{1-2\delta} S_0 \sqrt{2}}$$

где  $z_{1-2\delta}$  - решение уравнения  $\text{erf}(z) = 1 - 2\delta$  (значения  $z_{1-2\delta}$  приведены в таблицах математической статистики, в том числе в /13/).

Таким образом, в предположении о логарифмически нормальном характере распределения концентраций задача сводится к статистической оценке параметров  $m_0$  и  $S_0$  по заданной выборке  $q_1, q_2, \dots, q_k, \dots, q_{kij}$ . Естественно, что такая задача значительно проще, а определяемые параметры существенно надежнее, чем при использовании всей функции  $F(q)$ . Однако, непосредственное определение  $m_0$  и  $S_0$  по выборке связано с предварительным переходом от концентраций к их логарифмам. Чтобы избежать этой добавочной работы, можно определить какие-нибудь две другие статистические характеристики выборки, связанные с  $m_0$  и  $S_0$ , а потом через них выразить эти параметры. Для этого, например, удобно использовать среднее значение  $\bar{q}$  и дисперсию  $\sigma^2$  значения  $q$ . Связь этих характеристик с  $m_0$  и  $S_0$  может быть получена из известных соотношений /13/:

$$\bar{q} = \int_0^{\infty} q \cdot f(q) dq, \quad (9)$$

$$\overline{q^2} = \int_0^{\infty} q^2 \cdot f(q) dq,$$

$$\sigma^2 = \overline{q^2} - (\bar{q})^2,$$

где  $\overline{q^2}$  - среднее значение  $q^2$ .

Из (6), (8) и (9) следует:

$$\bar{q} = m_0 e^{S_0^2/2}, \quad (10)$$

$$\sigma^2 = m_0^2 e^{2S_0^2}, \quad (11)$$

$$C_{\varphi} = \bar{q} \frac{1}{\sqrt{1+V^2}} e^{z_{1-2\delta} \sqrt{2 \ln(1+V^2)}}, \quad (12)$$

где  $V = \sigma/\bar{q}$  - коэффициент вариации измеренных концентраций.

Графики функции  $f_1(V) = \frac{1}{\sqrt{1+V^2}} e^{z_{1-2\delta} \sqrt{2 \ln(1+V^2)}}$  для значений  $\delta = 0,05$  и  $\delta = 0,01$  приведены на рис. 2 и 3 (кривые I); случай  $\delta = 0,05$  соответствует определению  $C_{\varphi}$  по формуле (12), а при  $\delta = 0,01$  по аналогичной формуле можно определять "выравненное" максимальное значение концентрации в данной выборке.

Оценки  $\bar{q}$  и  $\sigma^2$  для выборки объема  $k_{ij}$  получаются из соотношений:

$$\bar{q} = \frac{1}{R_{ij}} \sum_{k=1}^{R_{ij}} q_k \quad (I3)$$

$$\sigma^2 = \frac{1}{R_{ij}-1} \sum_{k=1}^{R_{ij}} (q_k - \bar{q})^2 \quad (I4)$$

В руководствах по статистической обработке результатов наблюдений (например, / I3 /) изложены методы ускорения расчета  $\bar{q}$  и  $\sigma^2$ . Однако при большом объеме информации вычисления по формуле (I2) целесообразно производить на ЭВМ. Для ручных расчетов можно получить другое выражение для  $C_p$ , входным параметром в котором, кроме среднего значения  $\bar{q}$ , является повторяемость  $p$  превышения концентрациями этого среднего значения. Для определения параметров  $m_0$  и  $S_0$  из (8) воспользуемся соотношением (I0) и уравнением

$$1 - F(\bar{q} = p) , \quad (I5)$$

вытекающим из определения функции распределения  $F(q)$  как вероятности значений концентраций, меньших  $q$ . Из (I5) следует

$$q = m_0 e^{Z_{1-2p} S_0 \sqrt{2}} , \quad (I6)$$

где  $Z_{1-2p}$  - аргумент интеграла вероятности, соответствующий значению  $1-2p$ , т.е. решению уравнения  $\text{erf}(z) = 1-2p$ . Из решения системы уравнений (I0) и (I6) следуют формулы для  $m_0$  и  $S_0$  :

$$m_0 = \bar{q} e^{-\frac{1}{4} Z_{1-2p}^2} , \quad (I7)$$

$$S_0 = 2\sqrt{2} Z_{1-2p}$$

Подстановка (I7) в (8) дает искомое выражение

$$C_p = \bar{q} e^{\frac{1}{4} Z_{1-2p}^2 (Z_{1-2\delta}^2 - Z_{1-2p}^2)} \quad (I8)$$

Графики функции  $F_2(p) = e^{\frac{1}{4} Z_{1-2p}^2 (Z_{1-2\delta}^2 - Z_{1-2p}^2)}$  для значений  $\delta = 0,05$  и  $\delta = 0,01$  приведены на рис.2 и 3 (кривые 2). Заметим, что соотношение (I8) обобщается на случай, когда по выборке определяется вероятность  $P_a$  превышения произвольного заданного уровня  $\alpha$ . При этом итоговая формула имеет вид

$$C_{\varphi} = a e^{2(Z_1 - 2\delta - Z_1 - 2\rho_a)(Z_1 - 2\rho_a + \sqrt{Z_1^2 - 2\rho_a + \ln \bar{q}/a})} \quad (19)$$

Однако выражением (19) следует пользоваться с известной осторожностью, поскольку при значениях  $a$ , соответствующих малым вероятностям их превышения

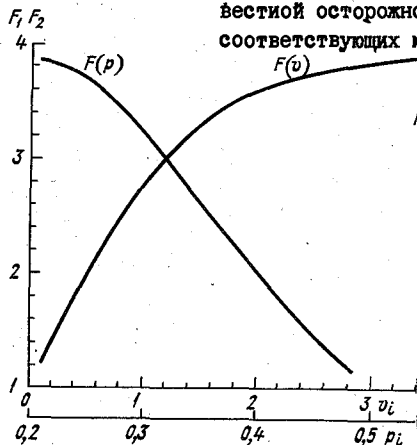


Рис. 2. Безразмерные функции  $F_1(v)$  и  $F_2(p)$  при  $\delta^2 = 0.05$

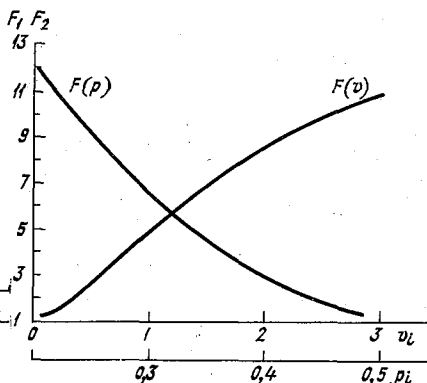


Рис. 3. Безразмерные функции  $F_1(v)$  и  $F_2(p)$  при  $\delta^2 = 0.01$ .

$\rho_a$ , значение  $C_{\varphi}$  может определяться с большой погрешностью.

Еще раз подчеркнем, что все перечисленные выше способы нахождения  $C_{\varphi}$  основаны на одном и том же определении  $C_{\varphi}$  как верхнего  $(1 - \delta)$  - квантиля концентрации. Однако теоретически эквивалентные модификации одной и той же методики на практике могут дать различные результаты. Различия могут быть вызваны, например, отклонением реальной функции распределения от логнормального закона, разной чувствительностью используемых модификаций к ошибкам измерений и др. В этой связи перспективной является разработка методов быстрой (параметрической) оценки применимости законов распределения разного типа для описания реальных рядов наблюдений. Однако это направление еще только начинает развиваться. На имеющемся уровне знаний трудно отдать предпочтение какой-либо одной конкретной методике определения фона. Окончательные выводы по этому вопросу можно будет сделать после анализа результатов массового определения фона на сети станций Общегосударственной системы контроля загрязнения атмосферы.

**3. Определение фона расчетным путем.** В настоящее время регулярно измеряются концентрации только сравнительно ограниченного числа наиболее распространенных примесей. Характеристики загрязне-

ния воздуха веществами, наблюдения за которыми не ведутся, могут определяться расчетным путем на основании /6, 12, 15/. При этом определение фона не является необходимым, поскольку предполагается учет совместного действия всех существенных источников рассматриваемой примеси путем суперпозиции их полей концентрации (можно добавлять к результатам расчета величину  $C_f$ , если интерпретировать ее как фон от мелких неучтенных, а также удаленных от города источников).

Один из вариантов определения фона может быть основан на расчете поля функций распределения концентрации примеси с использованием описанной выше методики. При этом, однако, требуется детальная информация о режиме выбросов и метеопараметров и довольно большие затраты времени ЭВМ. Более простой способ расчетного определения фона основан на использовании справедливого в случае применимости логарифмически нормального закона соотношения

$$C_f = \gamma C_{\delta_1} \quad (20)$$

где  $\gamma$  находится из соответствующего соотношения квантилей функции распределения при  $1-\delta$  и  $1-\delta'$  (при приведенных выше значениях  $\delta_1 = 0,01$  и  $\delta' = 0,05$ ,  $\gamma \approx 0,4$ ). Таким образом, расчет  $C_f$  для различных градаций скорости и направления ветра сводится с учетом (20) к расчету на ЭВМ по известному алгоритму поля / 12, 16 / и к умножению его на  $\gamma$ . Соотношение (20) может быть также использовано для исключения из  $C_f$  вклада рассматриваемого (действующего) источника. При этом  $C'_f$ , получаемая после такого исключения, определяется соотношением

$$C'_f = C_f \left( 1 - 0,4 \frac{C_m}{C_f} \right) \quad (21)$$

**4. Практические рекомендации.** На практике при определении  $C_f$  по экспериментальным данным рекомендуется использовать пятилетний ряд наблюдений, прошедших критический контроль и анализ. При этом периоды наблюдений, проведенных до нарушения однородности ряда, исключаются из рассмотрения. Если в результате для какого-то года количество наблюдений окажется менее 200, такой год также исключается из рассмотрения. Не рекомендуется определять  $C_f$  по выборке, содержащей менее 800 чисел или соответствующей наблюдениям за один год. Детализация  $C_f$  по скоростям и направлениям ветра производится для пяти градаций. Нулевой градации соответствует произвольное направление ветра и скорости 0-2 м/с, а градациям I-4 соответствуют направления ветра С, В, Ю и З и скорости ветра от 3 м/с до  $u_x$ . Здесь  $u_x$  - 95%-ный квантиль распределения скорости в рассматриваемом городе. На практике  $u_x$  определяется из климатических справочников по режиму ветра. Для ветра слабых скоростей, характеризу-

ющего большой изменчивостью направления, детализация по направлениям ветра не производится, поскольку поле  $C_{\varphi}$  в городе при таких условиях примерно изотропно

Для получения статистически достоверных значений  $C_{\varphi}$  число наблюдений в каждой градации, вообще говоря, должно быть не менее 100. Исключение допускается в ситуациях, когда малое количество наблюдений в градации обусловлено небольшой повторяемостью соответствующих метеоусловий (например, при сильно вытянутой розе ветров). В остальных случаях соседние градации при числе наблюдений, меньшем 100, следует объединять. Погрешность определения фона по экспериментальным данным ориентировочно составляет 25% (аналогично оценивается и погрешность расчетов загрязнения воздуха). В случае когда в разных градациях значения  $C_{\varphi}$  различаются между собой меньше, чем на 25%, детализация фона по скоростям и направлениям ветра нецелесообразна. Нечелесообразна также детализация фона по территории города, если на различных постах значения  $C_{\varphi}$  мало отличаются друг от друга. В случае когда различия значений  $C_{\varphi}$  превосходят 25%, поле  $C_{\varphi}$  в городе может быть получено методами интерполяции.

Недопустимым является не только занижение, но и завышение фона, которое может привести к нерациональному расходованию ресурсов. Для веществ, обладающих суммацией вредного действия, проведение такой суммации по независимо определенным значениям  $C_{\varphi}$ , дает завышенную оценку суммарного фонового загрязнения. Правильный подход состоит в расчете так называемой приведенной концентрации  $C_{пр}/15$  с использованием изложенных методов обработки. Если  $(C_1, C_2, \dots, C_L)$  — значения концентрации  $L$  различных одновременно измеренных примесей, то приведенная концентрация для данного момента рассчитывается по формуле

$$C_{пр} = C_1 \frac{ПДК_5}{ПДК_1} + C_2 \frac{ПДК_5}{ПДК_2} + \dots + C_L \frac{ПДК_5}{ПДК_L}, \quad (22)$$

где  $ПДК_1, ПДК_2, \dots, ПДК_L$  — предельно допустимые концентрации для рассматриваемых примесей, причем  $ПДК_5 = ПДК$  примеси, к которой приводится суммарная концентрация (как правило, для приведения используется наиболее распространенная примесь, например, сернистый газ).

В заключение отметим, что в ряде случаев, в частности при разработке проектов на строительство промышленных предприятий, возникает необходимость оценки фона для городов и поселков с небольшим населением, где отсутствуют данные инвентаризации выбросов и регулярных измерений уровня загрязнения воздуха. Если при этом

не имеется промышленных предприятий со значительными выбросами, то для предварительной оценки  $C_p$  можно использовать значения  $C_p$ , взятые по данным наблюдений в городах с близкой численностью населения, структурой промышленности, которые расположены в сходных климатических условиях. Возможно также проведение ориентировочных расчетов с использованием инвентаризации выбросов для городов-аналогов. Естественно, что в дальнейшем такие значения фона требуют уточнения. Для этого следует организовать здесь регулярные наблюдения за загрязнением воздуха.

#### Список литературы

- I. Безуглая Э.Д. К статистическому определению средних и максимальных значений концентраций примесей. -Труды ГГО, 1971, вып.254, с.133-139.
2. Безуглая Э.Д., Завадская Е.К. О структуре поля концентраций примесей в городском воздухе. -Труды ГГО, 1975, вып.325, с.87-96.
3. Безуглая Э.Д. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. -Л.: Гидрометеиздат, 1980. -184 с.
4. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1975. -448 с.
5. Берлянд М.Е. и др. О моделировании загрязнения атмосферы в городах /М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, М.Н.Зашихин, Р.И.Оникул, С.С.Чичерин/. Труды ГГО, 1979, вып.436, с.3-16.
6. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосфере (расчет и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). -М.: Госкомгидромет, 1981. -59 с.
7. Временные указания по определению фоновых концентраций вредных веществ в атмосферном воздухе для нормирования выбросов и установления предельно допустимых выбросов. -М.: Гидрометеиздат, 1981. -37 с.
8. Горошко Б.Б., Зайцев А.С. Некоторые характеристики распределения концентраций примесей по территории. -Труды ГГО, 1973, вып.293, с.52-59.
9. ГОСТ 17.2.3.01-77. "Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов" -М.: Изд. стандартов, 1978, 4 с.
10. ГОСТ 17.2.3.02-78. "Охрана природы. Атмосфера. Правила установления допустимых выбросов вредных веществ промышленными предприятиями". -М.: Издательство стандартов, 1978, с.14
- II. Гумбель Э. Статистика экстремальных значений. -М.: "Мир", 1965. 450 с.

12. Зашихин М.Н., Канчан Я.С., Оникул Р.И. Об организации расчетов загрязнения атмосферы от многих источников с помощью ЭВМ. -Труды ГГО, 1975, вып.325, с.161-173.
13. Митропольский А.К. Техника статистических вычислений. -М.: "Наука", 1971. -576 с.
14. Оникул Р.И. и др. Результаты анализа экспериментальных данных, характеризующих распределение атмосферных загрязнений вблизи тепловых электростанций. -Труды ГГО, 1965, вып.172, с.23-34.
15. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. /Под ред. М.Е. Берлянда, Г.И.Сидоренко/. -Л.: Гидрометеиздат, 1979, -447 с.
16. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий /Под ред. М.Е.Берлянда, А.М.Комкина, Р.И.Оникула/. СН 369-74. -М.: Стройиздат, 1975, -47 с.
17. Larsen R.L. A new mathematical model of air pollution concentration averaging time and frequency. J. Air Pollut. Control Assoc. 1969, vol.19, N 1, p.24-30.

Е.Л.Генихович

#### Оценка количества примеси, вымываемой осадками из дымового факела

Закономерности вымывания примесей осадками изучались в ряде советских и зарубежных исследований / 3, 10, 12, 13, 16 /. Важные результаты в этом направлении получены в монографии / 4 /, где приведен также обзор опубликованных до 1975 г. работ. Сведения о более поздних работах можно найти в обзоре /- 14 /. Развитый в данной статье подход отличается от применявшегося другими авторами тем, что на его основе получено простое выражение для интегрального потока примеси в почву, которое используется при анализе эффектов вымывания веществ из атмосферы. Это позволяет исключить из рассмотрения ряд метеорологических факторов (в том числе характеристики турбулентного перемешивания), получить сравнительно простые выражения для средних за длительный период потоков вымываемой осадками примеси, эффективной мощности источника и др. Сокращение количества определяющих параметров облегчает также возможности сопоставления экспериментальных данных с расчетными и интерпретации материалов наблюдений за химическим составом атмосферных осадков.

Для описания поля концентрации примеси в окрестности точечного источника мощностью  $M$  и высотой  $H$  воспользуемся уравнением / 4/

$$u \frac{\partial q_d}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial q_d}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial q_d}{\partial z} - \alpha q_d + M \delta(x) \delta(y) \delta(z-H) \quad (1)$$

с краевыми условиями отражения на подстилающей поверхности и убывания на бесконечности. Здесь  $X, Y, Z$  - декартовы координаты (ось  $X$  направлена по приземному ветру, ось  $Z$  - по вертикали);  $u$  ( $Z$ ) - скорость ветра,  $k_y, k_z$  - коэффициенты турбулентной диффузии по горизонтали и по вертикали;  $\alpha$  - коэффициент вымывания примеси, определяемый ее физико-химическими свойствами, интенсивностью атмосферных осадков и др.;  $\delta(\xi)$  - функция Дирака.

Введем в рассмотрение поток примеси  $S$  через вертикальную плоскость ( $Y, Z$ ), перпендикулярную направлению ветра и пересекающую ось абсцисс на расстоянии  $X$  от источника, и поток  $N$  через боковую поверхность касавшегося этой плоскости цилиндра, ось которого совпадает с координатной осью  $Z$ :

$$S = \int_{-\infty}^{+\infty} dy \int_0^{\infty} u(z) q_d dz; \quad N = \int_{-\pi/2}^{\pi/2} r d\varphi \int_0^{\infty} r(z) \cos \varphi q_d dz, \quad (2)$$

где  $r, \varphi$  - полярные координаты точки ( $X, Y$ ). Пределы интегрирования по  $\varphi$  во (2) выбраны с учетом обращения концентрации в нуль с наветренной стороны от источника. Если для  $k_y$  принять модель  $k_y = \varphi_0 x u$ , где  $\varphi_0$  - стандартное отклонение направления ветра / 4, 5 /, то решение (1) можно представить в виде

$$q_d = \frac{1}{\varphi_0 x \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{y^2}{2\varphi_0^2 x^2}} q'_d(x, z), \quad (3)$$

причем  $q'_d$  - решение уравнения диффузии для бесконечного линейного источника, ориентированного вдоль оси  $Y$ . Покажем, что в связи с малыми угловыми размерами факела величины  $S'$  и  $N$  с высокой точностью совпадают, если в  $q'_d$  положить  $x = r$  (для факела с углом раствора равным нулю такое утверждение очевидно). Из (2) и (3) следует

$$N = \int_0^{\infty} dz q'_d(r, z) u(z) \int_{-\pi/2}^{\pi/2} \frac{1}{\varphi_0 \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{tg^2 \varphi}{2\varphi_0^2}} d\varphi \quad (4)$$

Проводя во внутреннем интеграле замену переменных  $tg \varphi = t$  и используя справедливое для всех вещественных  $t$  неравенство  $\left(\frac{1}{1+t^2}\right)^{1/2} \leq 1$ , получим

$$1 \geq \int_{-\pi/2}^{\pi/2} \frac{1}{\varphi_0 \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{tg^2 \varphi}{2\varphi_0^2}\right) d\varphi \geq 1 - \varphi_0^2$$

Следовательно, при реальных значениях  $\varphi_0$  погрешность от за-

мены в (4) интеграла по  $\varphi$  на единицу не превышает нескольких процентов. Остается заметить, что из (2) и (3) следует

$$S = \int_0^{\infty} u(z) q'_a(x, z) dz$$

На основе численного интегрирования (1) показано / 5 /, что с высокой степенью точности имеет место соотношение

$$q_a = q e^{-\frac{dx}{u_H}} \quad (5)$$

где  $q$  - решение (1) при  $\lambda = 0$ ,  $u_H$  - скорость ветра на уровне источника. Известно также / 4 /, что, интегрируя (1) по плоскости ( $y, z$ ) при  $\lambda = 0$ , легко получить  $S|_{\lambda=0} = M$ . Отсюда следует

$$S = e^{-dx/u_H} M, \quad N = e^{-dz/u_H} M \quad (6)$$

Величину  $N$  можно интерпретировать как эффективную мощность выброса, численно равную потоку примеси через вертикальную плоскость на удалении  $z$  от источника. Как следует из (6), уменьшение потока примеси, переносимого через боковую поверхность цилиндра радиуса  $z$ , обусловлено тем, что часть примеси вымывается, причем суммарный поток примеси с осадками на почву внутри круга радиуса  $z$  задается выражением

$$R = M(1 - e^{-\frac{dz}{u_H}}) \quad (7)$$

Примем для  $u_H$  и  $\lambda$  простые модели / 4 /

$$u_H = u \frac{\ln H/z_0}{\ln z_f/z_0}, \quad \lambda = \lambda_0 (I/I_0)^n, \quad (8)$$

где  $u$  - скорость ветра на уровне флюгера  $z_f$ ,  $z_0$  - параметр шероховатости,  $\lambda_0$  - значение коэффициента вымывания  $\lambda$  при интенсивности осадков  $I = I_0 = 1 \text{ мм/ч}$ ,  $n$  - безразмерный параметр. Для мелкодисперсного аэрозоля радиусом 1-2 мкм,  $\lambda_0 = 1,3 \cdot 10^{-5} \text{ с}^{-1}$ ,  $n = 0,8 / 4, 10 /$ . Сводка данных о параметрах  $\lambda_0$  и  $n$  для сернистого газа и сульфата приведена в / 17 /, для ряда других веществ значения  $\lambda$  даны в / 3 /. С учетом слабой зависимости  $u_H$  от  $H$  в (8) ограничимся рассмотрением случая пассивного источника примеси, для которого эффективная высота  $H$  совпадает с геометрической. Показатель экспоненты в (6)-(7) представим в следующем виде:

$$\frac{dz}{u_H} = c\beta; \quad \beta = \frac{I^n}{u}; \quad c = \frac{\lambda_0 z \ln z_f/z_0}{\ln H/z_0} \quad (9)$$

Таким образом, в рамках изложенной модели зависимость  $\bar{R}$  от метеоусловий определяется единственным параметром  $\beta$ . Для среднего суммарного потока  $\bar{R}$  примеси с осадками внутри круга радиуса  $r$  (7) в предположении о постоянстве мощности источника или некоррелированности  $M$  с осадками следует  $\bar{R} = M(1 - e^{-c\beta})$ , где черта сверху означает осреднение. Если обозначить время, в течение которого за рассматриваемый период наблюдались осадки, через  $\varepsilon$  и ввести плотность вероятности  $P_1(\beta)$  распределения параметра  $\beta$  при наличии осадков, то получим

$$\bar{R} = \bar{M}_\varepsilon [1 - f(c)] \quad f(c) = \int_0^\infty e^{-c\beta} P_1(\beta) d\beta \quad (10)$$

Чтобы определить  $P_1(\beta)$  отношения  $\beta = j/u$  при заданной плотности вероятности  $P_2(u, j)$ , воспользуемся формулой / II /

$$P_1(\beta) = \int_0^\infty x P_2(x, \beta x) dx, \quad (11)$$

учитывая, что  $j = I^n$  и отсутствует статистическая связь между интенсивностью осадков и скоростью ветра для  $P_2(u, j)$ , можно принять аппроксимацию  $P_2(u, j) = P_3(u)P_4(j)$ , где  $P_3$  и  $P_4$  - плотности вероятности для  $u$  и  $j$  соответственно. Выразим  $P_4$  через плотность вероятности интенсивности осадков  $P_5(I)$  с помощью очевидного соотношения / II /

$$P_4(j) = \frac{1}{n} j^{\frac{1}{n}-1} P_5(j^{1/n})$$

Тогда

$$f(c) = \int_0^\infty dx \int_0^\infty dt e^{-ct^n/x} P_3(x) P_5(t). \quad (12)$$

Для практических расчетов целесообразно использовать простые параметризации функций  $P_3$  и  $P_5$ , поскольку детальная информация о распределении  $u$  и  $I$  не всегда доступна. Прежде всего, это относится к функции распределения интенсивности осадков. Несмотря на значительный объем выполненных в данной области работ (например, / 1, 8 /), единая точка зрения об аппроксимации функции  $P_5(I)$  до сих пор не выработана. С учетом результатов, полученных в / 7 /, в настоящей работе воспользуемся распределением Алексеева-Гудрича:

$$P_5(I) = \frac{a\kappa}{\Gamma(1/\kappa)} e^{-(aI)^\kappa}; \quad a = \frac{1}{\bar{I}} \frac{\Gamma(2/\kappa)}{(1/\kappa)} \quad (13)$$

где  $\bar{I}$  - среднее значение интенсивности осадков в рассматриваемом пункте, определяемое как отношение суммарного количества осадков

за рассматриваемый период к их продолжительности / 9 / ,  $\Gamma(x)$  - гамма-функция, параметр  $K$  связан с коэффициентом вариации  $V_I$  для осадков соотношением

$$V_I \left[ \frac{\Gamma(3/K) \Gamma(1/K)}{\Gamma^2(2/K)} - 1 \right]^{1/2}$$

Приведенные в / 7 / эмпирические данные показывают, что для Европейской территории СССР параметр  $K$  близок к 0.263. При этом в (13)  $a = 488/\bar{I}$ ;  $\frac{aK}{\Gamma(1/K)} = 27.25/\bar{I}$ .

Эмпирические распределения скорости ветра приведены в многочисленных климатологических обобщениях. Для практических расчетов можно аппроксимировать  $P_3(x)$  двухпараметрическим распределением Вейбулла / 2, 6 /:

$$P_3(x) = \frac{\gamma}{\delta} (x/\delta)^{\gamma-1} e^{-(x/\delta)^\gamma}; \quad u = \delta \Gamma(1 + \frac{1}{\gamma}); \quad V_u = \left[ \frac{\Gamma(1 + \frac{2}{\gamma})}{\Gamma^2(1 + \frac{1}{\gamma})} - 1 \right]^{1/2}, \quad (14)$$

где  $\bar{u}$  и  $V_u$  - средняя за рассматриваемый период скорость ветра и коэффициент вариации. С учетом (13)-(14) для определения  $f(c)$  можно воспользоваться одним из двух альтернативных представлений:

$$f(c) = \int_0^\infty G_{nk} \left( \frac{c}{a^n x} \right) P_3(x) dx = \int_0^\infty G_{nk} \left[ \lambda \Gamma(1 + \frac{1}{\gamma}) \bar{s}^{-1/\gamma} \right] \bar{e}^{\bar{s}} d\bar{s}, \quad (15a)$$

$$\lambda = \frac{\bar{c}}{a^n \bar{u}} \quad (15b)$$

Графики функции

$$G_{nk}(s) = \frac{K}{\Gamma(1/K)} \int_0^\infty \exp(-st^n - t^K) dt$$

при различных значениях  $n$  приведены на рис. I и могут быть использованы при вычислении  $f(c)$  по формуле (15a) при задании эмпирической функции  $P_3(x)$ .

Значения функции  $1-f(c)$ , полученные по формуле (15b), для различных  $n$ ,  $V_u$  и

$$\lambda = \frac{\alpha_0}{\bar{u}} \tau \left( \frac{\bar{I}}{488 I_0} \right)^n \frac{\ln Z_p/Z_0}{\ln H/Z_0}$$

( $K = 0,263$ ) приведены в табл. I. Как видно, увеличение средней интенсивности осадков  $I$ , характерного времени пролета частиц  $\tau/\bar{u}$  или коэффициента вариации скорости ветра  $V_u$  приводит к увеличению потока вымываемой примеси.

По аналогии с (6)-(7) выражение (10) позволяет определить среднюю за рассматриваемый период эффективную мощность источника

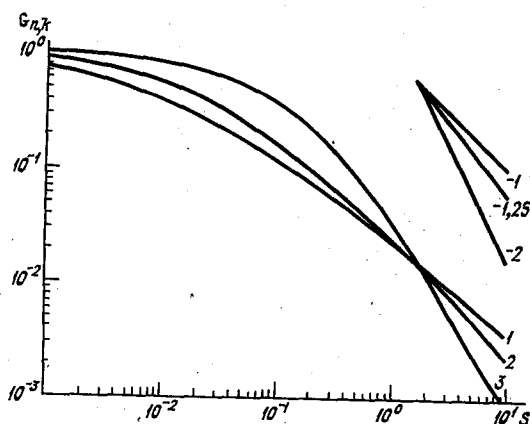


Рис. I. График функции  $G_{n,k}(s)$  при  $K = 0,263$   
 1)  $n = 1$ ; 2)  $n = 0,8$ ; 3)  $n = 0,5$ .

Таблица I  
 Значения функции  $[1 - f(\lambda, \tau)] \cdot 10^3$

| $\lambda$ | 0,5        |     |      |     | 0,8        |     |      |     | 1,0        |     |      |     |
|-----------|------------|-----|------|-----|------------|-----|------|-----|------------|-----|------|-----|
|           | $n$        |     |      |     | $n$        |     |      |     | $n$        |     |      |     |
|           | $\sqrt{u}$ |     |      |     | $\sqrt{u}$ |     |      |     | $\sqrt{u}$ |     |      |     |
|           | 1,5        | 1,0 | 0,74 | 0,5 | 1,5        | 1,0 | 0,74 | 0,5 | 1,5        | 1,0 | 0,74 | 0,5 |
| 0         | 0          | 0   | 0    | 0   | 0          | 0   | 0    | 0   | 0          | 0   | 0    | 0   |
| 0,001     | 116        | 56  | 34   | 22  | 260        | 179 | 140  | 113 | 380        | 304 | 266  | 242 |
| 0,002     | 169        | 94  | 61   | 42  | 350        | 267 | 223  | 190 | 494        | 419 | 384  | 356 |
| 0,005     | 265        | 174 | 137  | 96  | 482        | 406 | 363  | 328 | 615        | 561 | 531  | 507 |
| 0,01      | 359        | 263 | 210  | 169 | 584        | 523 | 486  | 455 | 703        | 661 | 638  | 619 |
| 0,02      | 469        | 378 | 323  | 280 | 687        | 638 | 610  | 587 | 780        | 750 | 733  | 719 |
| 0,05      | 626        | 558 | 516  | 480 | 801        | 773 | 757  | 744 | 861        | 843 | 833  | 825 |
| 0,1       | 739        | 695 | 669  | 646 | 868        | 852 | 843  | 835 | 906        | 895 | 889  | 884 |
| 0,2       | 834        | 813 | 801  | 791 | 917        | 909 | 903  | 900 | 939        | 932 | 929  | 926 |
| 0,5       | 923        | 919 | 915  | 918 | 959        | 956 | 955  | 954 | 967        | 964 | 963  | 961 |

$N = \bar{M} \{1 - \varepsilon[1 - f(c)]\}$ . Умножив обе части равенства (10) на продолжительность осреднения  $\tau$ , получим выражение для суммарного интегрального выпадения примеси  $W$  в круге радиуса  $r$ :

$$W = \bar{M} \theta [1 - f(c)]^n, \quad (16)$$

где  $\theta$  - суммарная продолжительность осадков за период  $\tau$ .

Из (16) получим приближенное выражение для расчета локальных значений выпадения примеси с осадками за период  $\tau$ . С этой целью соотношение (16) записывается для окружности радиусом  $r$  и  $r + dr$  и соответствующие выражения вычитаются одно из другого. Разделив эту разность на площадь рассматриваемого кольца, равную  $2\pi r dr$  и воспользовавшись соотношением  $\frac{\partial \lambda}{\partial r} = \frac{\lambda}{r}$ , приходим к выражению для среднего выпадения  $\bar{\chi}(r)$  на единицу площади на расстоянии  $r$  от источника

$$\bar{\chi}(r) = -\frac{\bar{M}\theta}{2\pi r^2} \lambda \frac{\partial f}{\partial \lambda} \quad (17)$$

причем  $\frac{\partial f}{\partial \lambda}$  может быть получено численным дифференцированием функции из табл.1. Предполагая распределение скоростей ветра изотропным / 6 /, получаем при круговой розе ветров, что суммарное выпадение примеси с осадками  $\chi(r, \varphi)$  совпадает с  $\bar{\chi}$ . В противном случае  $\chi(r, \varphi)$  находится как произведение  $\bar{\chi}(r)$  и  $P/P_0$ , где  $P$  - повторяемость ветров такого румба, которому соответствует азимут дымового факела, а  $P_0$  - повторяемость этого румба при круговой розе ветров.

Проверка применимости изложенного подхода осуществлялась на материалах работы / 15 /, в которой экспериментально исследовалось вымывание серосодержащих примесей осадками в радиусе более 60 км, вокруг г.Уппсала (Швеция). При этом сто осадкосборников устанавливались с подветренной стороны от города на полуокружностях радиусами около 3,5; 7; 20; 40 и 60 км. В отобранных в течение дождя пробах определялось содержание сульфат-ионов, причем выделялся вклад источников г.Уппсала, и источников, размещенных в близлежащих маленьких городах и создающих "фоновое" загрязнение воздуха. В табл.2 приведены значения метеопараметров, соответствующих семи отдельным экс-

Таблица 2  
Экспериментальные и расчетные значения радиуса зоны вымывания

| Эксперимент | $U_{500}(м/с)$ | $I$ (мм/ч) | $r_{2/3}(км)$ | $\bar{r}_{2/3}(км)$ |
|-------------|----------------|------------|---------------|---------------------|
| 1           | 12             | 0.4        | 66            | 78                  |
| 2           | 6              | 0.5        | 26            | 33                  |
| 3           | 0.5            | 0.26       | 50            | 76                  |
| 4           | 10             | 0.4        | 76            | 65                  |
| 5           | 10             | 0.4        | 85            | 65                  |
| 6           | 10             | 1.4        | 80            | 24                  |
| 7           | 7.5            | 0.26       | 72            | 69                  |

периментам (здесь  $U_{500}$  - средняя скорость ветра на уровне 500м), а также определенные в / 15 / величины радиуса зоны вымывания  $r_{2/3}$ , внутри которой выпадало 2/3 от общего количества выбрасываемой в Уппсале примеси. В последнем столбце табл.2 даны расчетные значения  $\tilde{r}_{2/3}$ , полученные с использованием формул (7) и (8) при  $\alpha_0 = 3.5 \cdot 10^{-4} \text{с}^{-1}$ . Средняя квадратическая относительная погрешность включенных в табл.2 результатов расчета составляет 38%. С учетом того, что продолжительность периода осадков в разных экспериментах менялась от 1 до 12 ч и что за это время могла варьироваться скорость ветра  $U_{500}$  (соответствующая информации в / 15 / отсутствует), полученное согласие следует считать удовлетворительным. Заметим, что для осредненных за длительный период характеристик расхождение с экспериментальными данными, по-видимому, должно быть меньше.

В заключение автор приносит благодарность канд.геогр.наук Э.Г.Богдановой, любезно предоставившей информацию по вопросам климатологии атмосферных осадков, и канд.физ-мат.наук В.С.Елисееву.

#### Список литературы

1. Алибегова Ж.Д. Структура полей жидких осадков за короткие интервалы времени. -Л.; Гидрометеиздат, 1975. -134 с.
2. Анапольская Л.Е. Режим скоростей ветра на территории СССР. -Л.; Гидрометеиздат, 1961. -200 с.
3. Беляшова М.А. Вымывание частиц полидисперсной фракции атмосферными осадками на побережье Кольского полуострова. -Труды ГГО, 1975, вып.352, с.200-207.
4. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.; Гидрометеиздат, 1975. -448 с.
5. Берлянд М.Е. и др. Некоторые актуальные вопросы исследования атмосферной диффузии. / М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, В.К.Демьянович, Р.И.Оникул / -Труды ГГО, 1965, вып.172, с.3-22.
6. Берлянд М.Е. и др. О расчете среднегодовых концентраций примеси в атмосфере от промышленных источников / М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, Я.С.Канчан, и др./ -Труды ГГО, 1979, вып.417, с.3-18.
7. Богданова Э.Г. О расчете некоторых характеристик интенсивности дождей. - Метеорология и гидрология, 1979, № 2, с.40-44.
8. Виноградов О.Б. Вопросы гидрологии дождевых паводков на малых водосборах Средней Азии и Южного Казахстана. -Труды КазНИГМИ, 1967, вып.28, с.3-262.
9. Ефремова Н.И. Месячные количества атмосферных осадков средние для районов Европейской территории СССР и Северного Казахстана. -Л.; Гидрометеиздат, 1976. -112 с.
10. Метеорология и атомная энергия. Под ред.Д.Х.Слейда. -Л.; Гидро-

- метеоздат, 1971. -648 с.
11. Пугачев В.С. Теория вероятностей и математическая статистика. -М.; Наука; 1979. 496 с.
  12. Стыро Б.И. Самоочищение атмосферы от радиоактивных загрязнений. -Л.: Гидрометеоздат, 1968. -130 с.
  13. Davies T.D. Precipitation scavenging of sulphur dioxide in an industrial area. Atmospheric Environment, v.10, 1976, p.879-890.
  14. Garland J.A. Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. Atmospheric Environment, v.12, 1978, p.349-362.
  15. Hogstrom U. Wet fallout of sulfurous pollutants emitted from a city during rain or snow. Atmospheric Environment, v.8, 1974, p.1291-1303.
  16. Peters L.K. Some considerations on the washout of sulfate from stack plumes. Water, Air and Soil Pollution, v.6, W 2-4, 1976, p.303-319.
  17. Scott B.C. Parametrization of sulfate removal by precipitation. Journal of Applied Meteorologic, v.17, 1978, p.1375-1389.

Б.И.Вдовин, Г.Г.Величко, Т.А.Кузьмина,  
Р.И.Оникул, Г.Н.Панфилова, Б.Н.Пьянцев,  
Г.П.Расторгуева, А.М.Царев

Экспериментальные исследования закономерностей  
рассеивания фтористых соединений от предприятий  
алюминиевой промышленности

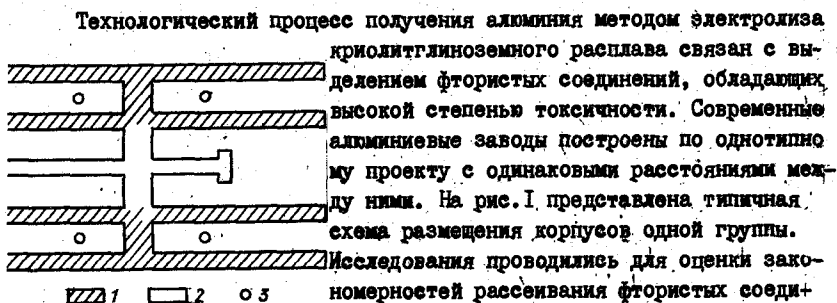


Рис. I

Схема размещения корпусов на современных алюминиевых заводах.

- 1- электролизные корпуса;
- 2 - вспомогательные цеха;
- 3 - трубы.

Кроме того, на материалах эксперимента прорабатывались возможности осуществления мероприятий, направленных на совершенствование технологии производства и механизацию труда, разработку предложе-

ний по новым конструкциям корпусов электролиза и др.

**Программа работ.** Для решения поставленных задач Главной геофизической обсерваторией им. А.И. Воейкова (ГГО) под руководством М.Е. Берлянда на протяжении ряда лет в различных географических районах страны проводился широкий комплекс экспедиционных исследований в районах предприятий алюминиевой промышленности. За период 1969-1981 года было проведено 12 экспедиций на глиноземно-цементном промышленном комплексе / 8 /, криолитовом заводе и алюминиевых заводах трех типов (оборудованных электролизерами с боковыми или верхним токоподводом, с самообжигающимися анодами, а также предварительно обожженными анодами). Во время этих экспедиций был использован опыт, накопленный ранее при работах вблизи тепловых электростанций с высотой труб 100-320 м / 1, 3, 13 / и в районах предприятий искусственного волокна / 7 /. В данной статье представлены материалы девяти экспедиций, проведенных на семи алюминиевых заводах в теплое полугодие в Сибири ( 1 - 1970 г., 4 - 1973 г., 5 - 1974 г., 7 - 1977 г.), в Средней Азии ( 6 - 1976 г., 9 - 1980 г.), на северо-западе ЕТС ( 2 - 1971 г., 8 - 1979 г.) и на Украине ( 3 - 1972 г.). Номера экспедиций соответствуют их хронологической последовательности. Результаты экспедиции 3 частично были изложены в / 14 /. Экспедиции 1 и 5, а также 6 и 9 проводились на одном предприятии, причем в период экспедиций 1 и 6 мощность заводов была меньше.

Программа комплексных экспериментальных исследований включала: 1) градиентные наблюдения в приземном слое воздуха; 2) шаропилотные наблюдения; 3) самолетное, вертолетное зондирование пограничного слоя атмосферы или радиозондирование; 4) актинометрические наблюдения; 5) исследования режима температуры воздуха на площадках; 6) определение параметров выброса вредных веществ в атмосферу из аэрационных фонарей и труб (фтористых соединений, сернистого газа, канцерогенных веществ); 7) отбор и анализ проб под факелом. Кроме того, проводились исследования накопления растениями фтористых соединений, последствий воздействия выбросов на окружающую среду.

По пунктам 1-5,7 работу выполняли ГГО совместно с Одесским гидрометеорологическим институтом (ОГМИ); по пункту 6 - лаборатории Всесоюзного научно-исследовательского и проектного института алюминиевой, магниевой и электродной промышленности (ВАМИ), Всесоюзный трест "Энергоцветметгазоочистка", Научно-исследовательский институт по удобрениям и инсектофунгицидам им. Я.В. Самойлова (НИУИФ), лаборатории обследуемых заводов. В экспедициях также принимали участие Свердловский научно-исследовательский институт гигиены труда и профзаболеваний; Центральный ботанический сад АН УССР, Сумский филиал Харьковского политехнического института, Научно-исследова-

тельский институт охраны труда ВЦСПС (Тбилиси), Институт проблем онкологии АН УССР.

В период экспедиций 3, 5 и 9 велись наблюдения за концентрациями сернистого газа на промплощадке с помощью газоанализатора ГКП-I / 6 / в целях изучения характера изменений содержания сернистых соединений в воздухе корпуса электролиза и межкорпусных дворах.

В каждой экспедиции участвовало около 100 человек. Все работы обеспечивались Министерством цветной металлургии СССР.

Параметры выбросов. Основным источником выделения фтористых соединений являются электролизные ванны, в которых происходит процесс электролиза криолитглиноземного расплава и выделение алюминия. При этом образуются различные вредные вещества, основными из которых являются: фтористый водород, растворимые твердые фториды, смолистые соединения, сернистый газ, полициклические ароматические углеводороды, окись углерода и др. Электролизные ванны оборудованы укрытиями с системой газоотсос, благодаря которым большая часть выделяющихся вредных примесей направляется на газоочистку и далее через трубы в атмосферу. В цеха вследствие изменяющихся условий герметизации укрытий на разных стадиях технологических процессов также могут поступать указанные примеси. Количество выбрасываемых фтористых соединений из аэрационных фонарей зависит от ведения технологического процесса, а из труб - от типов газоочистных установок и герметизации электролизных ванн.

Исследуемые алюминиевые заводы имеют различное количество (от 2 до 20) электролизных корпусов, с аэрационными фонарями длиной 200-600 м и высотой 15-25 м, а также с трубами высотой 80-120 м и диаметрами устья 2-4 м. Кроме того, имелись низкие трубы высотой 25-35 м и диаметром устья 0,5-0,8 м. Выбросы в трубы осуществлялись в основном после двухступенчатой очистки от пыли и фтористого водорода. Выбросы из аэрационных фонарей не очищались. Температура выходящих газов из высоких источников составляла 30-80°C, из фонарей - 25-35°C (что выше температуры наружного воздуха).

Для каждого завода валовый выброс фтористого водорода ( $HF$ ) и твердых фторидов, нормированный на соответствующее максимальное значение, составляет:

| Экспедиция      | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7    | 8    | 9    |
|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| $HF$            | 0,63 | 0,51 | 0,41 | 1,00 | 0,72 | 0,05 | 0,85 | 0,27 | 0,22 |
| Твердые фториды | 0,53 | 0,01 | 0,23 | 0,85 | 1,00 | 0,03 | 0,86 | 0,20 | 0,33 |

Методика отбора и анализа проб. Во всех экспедициях осуществлялся отбор проб воздуха под факелом на фтористый водород и растворимые твердые фториды. Методика отбора проб воздуха описана в / 2, 16 /. Отбор производился на различных расстояниях от центра промплощадок. Дистанции 0-0,5 км относятся в основном к промплощадкам заводов, остальные были за пределами промплощадок. Наблюдения проводились до следующих расстояний:

| Экспедиция     | I  | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7 | 8 | 9 |
|----------------|----|----|----|----|----|----|---|---|---|
| Расстояние, км | 15 | 20 | 20 | 15 | 20 | 10 | 8 | 5 | 5 |

Пробы отбирались на высоте 1,5 м одновременно на трех дистанциях в 3-5 пунктах на каждой (в зависимости от ширины факела).

В пункте отбора в течение 20 мин при скорости протягивания 3 л/мин с помощью аспиратора ЛК-I одновременно отбирались две пробы - в поглотители Рыхтера и на фильтры из ткани ФПП-15. Первые использовались для определения фтористого водорода, а вторые фильтры - для определения твердых фторидов. Проводились эти наблюдения ежедневно (кроме воскресений) в светлое время суток в течение семи часов по скользящему графику: с 6 до 13 ч, с 9 до 16 ч и с 14 до 21 ч. Такой график позволил учесть влияние дневного хода метеорологических условий на распространение вредных примесей. Пробы на фтористый водород и твердые фториды отбирались одновременно, поэтому по каждому ингредиенту было отобрано примерно одинаковое количество проб.

Таблица I  
Количество проб, отобранных на разных расстояниях  
от центров промплощадки

| Расстояние,<br>км | Э к с п е д и ц и я |      |     |      |     |      |     |     |     |
|-------------------|---------------------|------|-----|------|-----|------|-----|-----|-----|
|                   | I                   | 2    | 3   | 4    | 5   | 6    | 7   | 8   | 9   |
| 0-0,1             | 94                  | 1605 | -   | -    | 227 | 22   | -   | -   | -   |
| 0,5               | 544                 | 1337 | 398 | 571  | 998 | 852  | 254 | -   | 18  |
| 0,75              | 526                 | -    | -   | -    | 120 | 244  | -   | -   | -   |
| 1                 | 672                 | 1080 | 688 | 554  | -   | -    | 243 | 350 | 95  |
| 1,5               | 819                 | -    | 440 | 125  | 114 | 1142 | 231 | -   | -   |
| 2                 | 1370                | 1668 | 295 | 1034 | 411 | 665  | 358 | 106 | 122 |
| 3                 | 1006                | 660  | 662 | 756  | 596 | 669  | 393 | 78  | 54  |
| 4                 | 793                 | 822  | 771 | 1192 | 315 | 407  | 214 | 25  | 84  |
| 5                 | 363                 | 402  | 433 | 348  | 675 | 736  | 154 | 85  | 60  |
| 6                 | 427                 | 154  | 239 | 661  | 282 | 127  | 190 | -   | -   |

| Расстояние,<br>км | Э к с п е д и ц и я |     |     |     |     |     |    |   |   |
|-------------------|---------------------|-----|-----|-----|-----|-----|----|---|---|
|                   | I                   | 2   | 3   | 4   | 5   | 6   | 7  | 8 | 9 |
| 7                 | 537                 | 143 | 612 | 716 | 162 | 540 | -  | - | - |
| 8                 | 213                 | 60  | 296 | 573 | 123 | -   | 37 | - | - |
| 9                 | 71                  | -   | 335 | 136 | -   | -   | -  | - | - |
| 10                | 214                 | 144 | 234 | 315 | -   | 248 | -  | - | - |
| 12                | 167                 | 437 | 531 | 434 | -   | -   | -  | - | - |
| 13                | -                   | 294 | 60  | 47  | -   | -   | -  | - | - |
| 14                | -                   | 151 | -   | -   | -   | -   | -  | - | - |
| 15                | 70                  | 395 | 298 | 380 | 48  | -   | -  | - | - |
| 18                | -                   | -   | -   | -   | 197 | -   | -  | - | - |
| 20                | -                   | 88  | 157 | -   | 38  | -   | -  | - | - |

В табл. I представлено количество проб, отобранных по обеим месяцам на различных расстояниях от заводов. Из табл. I следует, что особенно детально была изучена 4-километровая зона от центра промплощадки. В районе алюминиевых заводов было отобрано около 50 тыс. проб.

Химический анализ проб проводился по методике, разработанной в ГГО / 9, II, I2, I6 /, которая позволила определить концентрации примеси с чувствительностью  $0,13 \text{ мкг } F'$  в анализируемом объеме пробы (5 мл). Диапазон измеряемых концентраций составил  $0,002-0,034 \text{ мг/м}^3$  при отборе проб воздуха 60 л. Количество аэрозоля фторидов определяли в щелочной вытяжке из фильтров тем же методом. Мешающее влияние алюминия устранялось за счет выдерживания фильтров, залитых раствором щелочи на кипящей водяной бане.

Метеорологические и аэрологические наблюдения. Во всех экспедициях сотрудниками ГГО и ОГМИ выполнялся обширный комплекс метеорологических и аэрологических исследований. Метеорологическая группа круглосуточно проводила измерения температуры и влажности воздуха, скорости и направления ветра, а также теплобалансовые наблюдения. Описание аналогичных исследований изложено в / 2, I6 /. Аэрологическим отрядом выполнялось зондирование пограничного слоя атмосферы с помощью легких самолетов (ЯК-12, АН-2), вертолетов (Ми-1, Ка-26) и радиозондов А-22-УП с замедленной скоростью подъема. Шаропилотные наблюдения за скоростью и направлением ветра проводились сериями по 5-6 шаров-пилотов. Подробно постановка аэрологических наблюдений при изучении загрязнения воздуха описана в статьях / 2, 4, 5 /. Метеорологические и аэрологические наблюдения проводились за городом на ровных площадках, открытых со всех сторон. Рельеф окружающей местности в основном был слабо холмистым со средним перепа-

дом высот 20-80 м, а в Средней Азии-300-500 м.

Число серий метеорологических (М) и аэрологических (А) наблюдений, проведенных в период экспедиций, составляет:

| Экспедиция | I  | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  |
|------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| М          | 24 | 30 | 30 | 21 | 21 | 21 | 21 | 17 | 14 |
| А          | 30 | 30 | 45 | 70 | 40 | 81 | 42 | 59 | 56 |

Основной целью градиентных измерений является получение турбулентных характеристик состояния атмосферы, включая коэффициент обмена. На рис. 2 представлен суточный ход коэффициента турбулентного об-

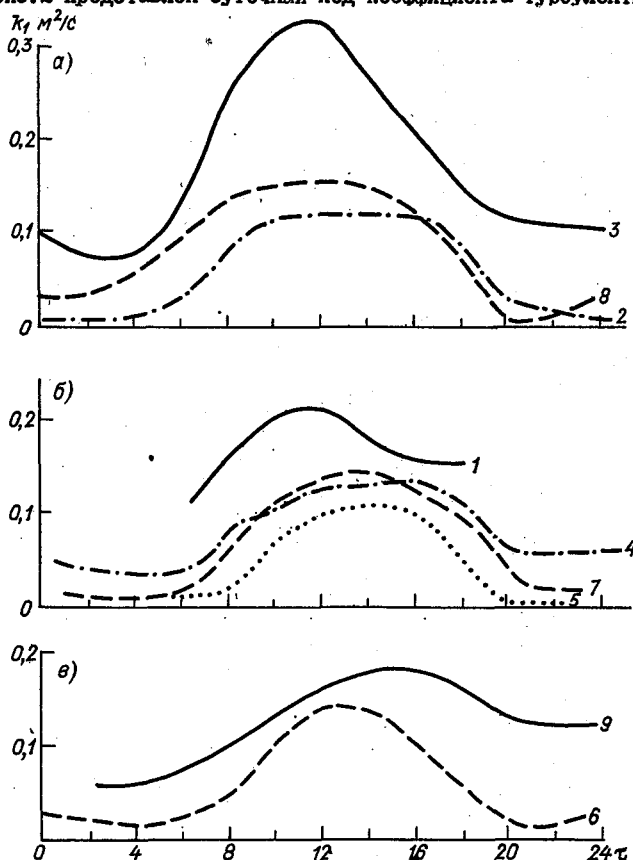


Рис. 2. Среднесуточные значения  $k$ , в периоды наблюдений.  
 а - на ЕТС (2,3,8); б - в Сибири (1,4,5,7); в - в Средней Азии (6,9).

мена ( $k_1$ ) для высоты 1 м. Средние для каждого дневного срока значения  $k_1$  осреднялись по 160-200 измерениям, для ночных сроков число случаев иногда сокращалось до 80-100. Из рисунка следует, что максимальные значения  $k_1$  днем были отмечены для периодов с наиболее жаркой и сухой погодой. Отдельные значения  $k_1$  при ясной погоде днем в 2,5 раза превышали средние максимальные значения. В ночные сроки по данным всех экспедиций коэффициент турбулентности достигает самых низких значений и после 20 ч в течение 8-9 ч практически не изменяется.

Метеорологические условия на промышленных площадках. Исследования распределения температуры воздуха на промплощадках проводятся с 1974 г. Некоторые результаты наблюдения опубликованы в / 15 /. Температура воздуха на промплощадках измерялась с помощью суточных термографов, которые помещались между промышленными корпусами вдали от источников тепла на высоте около 3 м. Полученные на промплощадках значения температуры сравнивались с их синхронными значениями на метеоплощадках, где также устанавливались термографы на высоте 2 м.

Метеоплощадки располагались в 1-2 км от заводов на ровной открытой местности, в экспедиции 5 метеоплощадки располагались в 5 км на пониженном участке речной долины, в связи с чем была проведена корректировка значений температуры воздуха по данным местной сети КЗА и гидрометобсерватории. Синхронная разность значения температуры  $\Delta T$  (промплощадка-метеоплощадка) была получена для каждого часа наблюдений.

Совместный анализ значений  $\Delta T$  и условий погоды показал, что в летний период положительный перепад температур на промплощадках алюминиевых заводов преобладает. Это хорошо видно из табл.2, построенной по данным круглосуточных значений  $\Delta T$  (число часов с наблюдениями составило для экспедиции 5-170, 183 для 7, 288 для 8 и 9.

Таблица 2

Повторяемость разностей  $\Delta T$

| Экспедиция | Повторяемость, $\Delta T^{\circ}\text{C}$ |       |       |       |      |      |      |
|------------|-------------------------------------------|-------|-------|-------|------|------|------|
|            | -5+-4                                     | -4+-3 | -3+-2 | -2+-1 | -1+0 | 0+1  | 1+2  |
| 5          | 0,5                                       | 0,5   | 1,9   | 4,7   | 6,6  | 8,9  | 14,1 |
| 7          | 0,3                                       | 0,3   | 1,3   | 6,0   | 10,7 | 28,8 | 30,4 |
| 8          | 0,5                                       | 0,2   | 1,1   | 4,4   | 39,7 | 23,7 | 10,4 |
| 9          | -                                         | -     | -     | 0,6   | 3,4  | 7,6  | 21,5 |

| Экспедиция | Повторяемость, $\Delta T^{\circ}\text{C}$ |      |     |     |     |     |     |
|------------|-------------------------------------------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
|            | 2+3                                       | 3+4  | 4+5 | 5+6 | 6+7 | 7+8 | 8+9 |
| 5          | 18,8                                      | 15,0 | 9,8 | 9,8 | 4,7 | 3,3 | 1,9 |
| 7          | 14,6                                      | 4,4  | 1,6 | 1,3 | 0,3 | -   | -   |
| 8          | 1,1                                       | 1,4  | 0,2 | 0,2 | -   | -   | -   |
| 9          | 18,9                                      | 16,4 | 8,2 | 6,5 | 5,9 | 4,2 | -   |

Положительные значения  $\Delta T(1-9^{\circ}\text{C})$  наблюдались в 75-85 % случаев в 7 и в 40-50 % случаев в 8 экспедициях. Плотность вероятности достигала максимума равного 18-20 % в интервале 2-3 % для экспедиции 5, а также 30 % для 7 и 21,5 % для 9 в интервале 1-2 $^{\circ}\text{C}$ . Наибольший положительный перепад  $\Delta T$  равный 9-14 $^{\circ}\text{C}$  отмечен в 4 % случаев в экспедиции 6.

Максимальные значения  $\Delta T$  составили в экспедиции 5 8,6 $^{\circ}\text{C}$ , в 7 - 6,5 $^{\circ}\text{C}$ , в 8 - 7,2 $^{\circ}\text{C}$ , в 9 - 14,4 $^{\circ}\text{C}$ . Суточный ход  $\Delta T$  в среднем за экспедиционный период меняет свою интенсивность, при этом максимум, как правило, приходится на 21-01 ч, когда ослабевает турбулентный обмен. В экспедиции наибольшие значения  $\Delta T$  отмечались днем в послеполуденные часы, что, по-видимому, связано с дополнительным радиационным притоком тепла, за счет отражения от стен зданий. Существенно отметить, что при продолжительных дождях (экспедиции 7-и 8) значения  $\Delta T$  снижаются до нуля вследствие больших затрат тепла на испарение. В двух экспедициях изучался ветровой режим на промплощадках / IO /.

#### Характеристика погодных условий при отборе проб под факелом.

Наблюдения велись в летний период и основное количество проб было отобрано при температурах воздуха 15-30 $^{\circ}\text{C}$  на высоте 2 м. В районах Украины и Средней Азии пробы воздуха были взяты и при более высоких температурах (табл.3). Большая часть проб была получена при скорос-

Таблица 3

Повторяемость проб (в %), отобранных при различных температурах воздуха на высоте 2 м

| $t^{\circ}\text{C}$ | Экспедиция |    |    |    |    |   |    |    |   |
|---------------------|------------|----|----|----|----|---|----|----|---|
|                     | 1          | 2  | 3  | 4  | 5  | 6 | 7  | 8  | 9 |
| 0-5                 | 9          | -  | -  | -  | -  | - | -  | -  | - |
| 5-10                | 12         | 1  | -  | 2  | 2  | - | 4  | -  | - |
| 10-15               | 33         | 16 | -  | 14 | 4  | - | 8  | 16 | - |
| 15-20               | 32         | 42 | 11 | 26 | 12 | 4 | 60 | 64 | - |

| t°С   | Экспедиция |    |    |    |    |    |    |    |    |
|-------|------------|----|----|----|----|----|----|----|----|
|       | I          | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  |
| 20-25 | 13         | 38 | 26 | 35 | 25 | 24 | 28 | 20 | 17 |
| 25-30 | I          | 3  | 38 | 23 | 45 | 31 | -  | -  | 50 |
| 30-35 | -          | -  | 24 | -  | 12 | 41 | -  | -  | 33 |
| 35-40 | -          | -  | I  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |

тах ветра I-4 м/с. Эти значения близки к опасным скоростям, при которых наблюдаются максимальные концентрации. В некоторых районах преобладающие скорости ветра достигали 6-7 м/с (табл.4)

Таблица 4

Повторяемость проб (в %), отобранных при различных скоростях ветра на высоте флюгера

| U м/с | Экспедиция |    |    |    |    |    |    |    |    |
|-------|------------|----|----|----|----|----|----|----|----|
|       | I          | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  |
| 0-1   | 15         | 2  | I  | -  | 7  | 2  | 16 | -  | -  |
| 1-2   | 30         | 12 | 11 | 17 | 42 | 11 | 33 | 50 | 4  |
| 2-3   | 32         | 23 | 22 | 26 | 34 | 31 | 22 | 37 | 20 |
| 3-4   | 16         | 34 | 19 | 18 | 12 | 33 | 27 | 13 | 50 |
| 4-5   | 4          | 16 | 23 | 25 | 5  | 22 | 2  | -  | 16 |
| 5-6   | 3          | 7  | 14 | 13 | -  | I  | -  | -  | 9  |
| 6-7   | -          | 5  | 9  | 5  | -  | -  | -  | -  | I  |
| 7-8   | -          | I  | I  | -  | -  | -  | -  | -  | -  |

В каждом исследуемом районе наблюдались различные направления ветра. В северо-западной части СССР в период исследований преобладали юго-восточные и юго-западные ветры, на Украине - восточные, северо-восточные, в Сибири - юго-западные и северо-западные, в Средней Азии - северо-восточные и юго-западные.

Данные концентраций фтористых соединений были получены для всех основных типов температурной стратификации атмосферы (табл.5).

Таблица 5

Повторяемость проб (в %) при различных типах температурной стратификации в слое 0-500 м

| Стратификация | Экспедиция |    |    |    |    |    |    |    |    |
|---------------|------------|----|----|----|----|----|----|----|----|
|               | I          | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  |
| Неустойчивая  | 55         | 34 | 40 | 53 | 32 | 39 | 16 | 30 | 33 |

| Стратификация        | Экспедиция |    |    |    |    |    |    |    |    |
|----------------------|------------|----|----|----|----|----|----|----|----|
|                      | 1          | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  |
| Равновесная          | 3          | 30 | 4  | 25 | 18 | 35 | 40 | 32 | 41 |
| Приподнятые инверсии | 26         | 34 | 14 | 16 | 47 | 22 | 23 | 35 | 20 |
| Приземные инверсии   | 16         | 2  | 42 | 6  | 3  | 4  | 21 | 3  | 6  |

Большая часть проб относилась к неустойчивой стратификации. Значительное количество проб было отобрано и при приподнятых инверсиях. Приземные инверсии часто отмечались на Украине. В некоторых районах 1/3 проб была взята и при равновесных условиях.

Накопленный большой материал по структурам воздушных потоков при различных метеорологических условиях является базой для дальнейшего совершенствования методов расчета загрязнения атмосферы.

В заключение отметим, что при изучении загрязнения воздуха в районах предприятий алюминиевой промышленности был получен обширный материал, который позволяет произвести расчеты концентраций как фтористого водорода, так и твердых фторидов.

#### Список литературы

1. Андреев В.С. и др. Результаты экспериментальных и расчетных концентраций в районе тепловой электростанции с высотой выброса 320 м /В.С.Андреев, Н.С.Буренин, В.В.Горошко, Г.А.Панфилова/. -Труды ГГО, 1979, вып.417, с.74-78.
2. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1975. -448 с.
3. Буренин Н.С. и др. Анализ результатов наблюдений за загрязнением воздуха в районе ТЭС "Тисова" Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы /Н.С.Буренин, Н.Ш.Вольберг, Т.А.Кузьмина, Г.А.Панфилова, Я.Шантрах/ - Л.: Гидрометеиздат, 1981, с.41-44.
4. Васильченко И.В., Вдовин Б.И. Применение методов аэрологических наблюдений при изучении загрязнения воздуха промышленными выбросами. -Труды ГГО, вып.314, 1974, с.97-103.
5. Васильченко И.В., Вдовин Б.И. Некоторые особенности стратификации и температурного режима пограничного слоя атмосферы над городом. -Труды ГГО, вып.332, 1974, с.13-16.
6. Величко Г.Г. и др. Исследование характеристик воздушных потоков линейного источника выбросов. /Г.Г.Величко, С.А.Коньков, Н.С.Шмор-

- гуненко/ -Труды ГГО, 1975, вып.325, с.68-76.
7. Вдовин Б.И. и др. Экспериментальные исследования рассеивания в атмосфере холодных вентиляционных выбросов предприятий вискозного волокна /Б.И.Вдовин, И.М.Зражевский, Т.А.Кузьмина и др./ -Труды ГГО, 1971, вып.254, с.57-71.
  8. Вдовин Б.И. и др. Изучение закономерностей рассеивания в атмосфере выбросов от глиноземно-цементных промышленных комплексов. /Б.И.Вдовин, Г.Г.Величко, И.М.Зражевский и др./ -Труды ГГО, 1973, вып.293, с.240-249.
  9. Вольберг Н.Ш., Кузьмина Т.А. Определение фтористого водорода в атмосфере с отбором проб на твердый сорбент. -Труды ГГО, 1973, вып.293, с.79-82.
  10. Горошко Б.Б., Царев А.М. Исследование ветрового режима на промплощадках алюминиевых заводов. -См.наст.сборник.
  11. Кузьмина Т.А., Вольберг Н.Ш. Определение фтористого водорода в воздухе. -Труды ГГО, 1971, вып.254, с.172-177.
  12. Кузьмина Т.А. К определению летучих фторидов, выбрасываемых алюминиевыми комбинатами. -Труды ГГО, 1974, вып.314, с.123-127.
  13. Оникул Р.И. и др. Результаты анализа экспериментальных данных, характеризующих распределение атмосферных загрязнений вблизи тепловых электростанций. /Р.И.Оникул, Г.А.Панфилова, Б.В.Рихтер, Р.С.Гильденскиольд/ -Труды ГГО, 1965, вып.172, с.23-34.
  14. Панфилова Г.А. и др. Особенности распределения фтористых соединений под факелом алюминиевого завода. / Г.А.Панфилова, Б.Н.Пьянцев, Т.А.Кузьмина / - Труды ГГО, 1974, вып.332, с.91-95.
  15. Расторгуева Г.П. Температурный режим воздуха промышленных городов СССР. -Труды ГГО, 1979, вып.436, с.111-117.
  16. Руководство по контролю загрязнения атмосферы.-Л.: Гидрометеоиздат, 1979. -448 с.

Г.Г.Величко, Р.И.Оникул,  
Г.А.Панфилова

Проверка методики расчета загрязнения атмосферы на материалах экспериментальных исследований в районе предприятий алюминиевой промышленности

В девяти экспедициях, проводившихся ежегодно в летнее время в 1970-1980 гг. в районах алюминиевых заводов, был получен обширный материал по параметрам выброса фтористого водорода ( $HF$ ) и плохо растворимых твердых фторидов, прежде всего фтористого алюминия

( $AlF_3$ ), в атмосферу, концентрациям этих веществ под факелами и метеорологическим параметрам, характеризующим условия рассеяния выбросов / 10 /. Эти экспедиции были проведены в различных климатических зонах: на Украине, в двух регионах Северо-Запада Европейской территории СССР (ЕТС), в трех регионах Сибири и в субтропической зоне Средней Азии. В районах двух заводов (в Сибири и Средней Азии) экспедиции проводились по 2 раза с интервалом 4 года. За это время произошло существенное увеличение производственных мощностей. Проведение повторных экспедиций при различных выбросах повышает надежность экспериментальной проверки расчетных методов с учетом межгодовой изменчивости погодных условий. Две экспедиции состоялись в крупных городах, на предприятиях которых наряду с выплавкой алюминия развита выплавка черных металлов, при которой в качестве присадки широко используется плавиковый шпат ( $CaF_2$ ), что также обуславливает выбросы газообразных и твердых фтористых соединений.

Одна экспедиция была организована в район завода с побочным производством двойного суперфосфата и выбросами в атмосферу газообразного четырехфтористого кремния ( $SiF_4$ ) и твердых фторидов. Первоочередной целью этих экспедиций было изучение закономерностей атмосферной диффузии веществ, выбрасываемых промышленными предприятиями, и проверка нормативных методов расчета загрязнения атмосферы, проводившаяся ранее ГГО на материалах экспедиций в районах ряда тепловых электростанций (ТЭС), предприятий по производству искусственного волокна, глинозема, цемента и др. / 1-3, 9 /. В отличие от ТЭС, для которых характерны нагретые выбросы через трубы высотой 100-320 м, на обследованных предприятиях примеси поступают в атмосферу от совокупности точечных источников нагретых и холодных выбросов.

Обработка данных экспериментов успешно подтверждает нормативные методы расчета, используемые в СССР с 1963 г. /3, 4 /. Следует отметить, что формулы нормативной методики расчета загрязнения атмосферы СН 369-74 / II / успешно проверены на материалах выполненной в ГГО обработки данных экспериментальных исследований в районах ТЭС "Кейстоун" и "Хаммер Сити" (США), а также "Тисова" (ЧССР) / 5, 8 /.

В СН 369-74 впервые включены теоретически обоснованные формулы для источников выброса линейного типа - азрационных фонарей / 6 /, которыми оборудованы все электролизные корпуса алюминиевых заводов. Мощность выброса из высоких труб меньше, чем из азрационных фонарей, так как перед выбросами в трубы отходящие от электролизеров газы проходят, как правило, высокоэффективную двухступенчатую очистку, а выбросы из азрационных фонарей очистке не подвергаются.

Экспериментальная проверка формул для расчета загрязнения ат-

мосферы выбросами из азрационных фонарей выполняется впервые. Следует отметить, что при этом использован обширный экспериментальный материал о выбросах вредных веществ и приземных концентрациях. Достаточно сказать, что под факелами обследованных предприятий было отобрано около 50 тыс. проб на соединения фтора, в том числе на расстояниях 4 км, где велика пространственно-временная изменчивость концентраций, около 40 тыс. проб. Отбор производился в периоды с широким изменением условий стратификации атмосферы и скорости ветра. Существенно, что впервые значительная часть проб отобрана в период жаркой погоды, в том числе при температурах  $30^{\circ}\text{C}$  -  $40^{\circ}\text{C}$  / 10 /.

Первым этапом обработки данных каждой экспедиции было проведение расчетов поля суммарных максимальных (при нормальных неблагоприятных метеорологических условиях) концентраций фтористого водорода и твердых фторидов по данным о параметрах выброса предприятий. При расчетах использовалась в основном унифицированная программа расчета загрязнения атмосферы УПРЗА-ГТО-ВАМИ-1, алгоритм которой соответствует формулам и требованиям СН 369-74 / II /. Так, коэффициент  $A(C^{2/3}_{\text{H}_2\text{O}} C^{1/3}_{\text{F}} \text{ мг/г})$ , учитывающий региональные особенности

стратификации, определяющие соотношение интенсивностей горизонтального и вертикального рассеивания примеси, принимался равным 240 для субтропической зоны Средней Азии, 200 - для Сибири, 160 - для Северо-Запада ЕТС. Безразмерный коэффициент  $F$ , учитывающий оседание примеси, полагался равным 1 для фтористого водорода, 2 - твердых фторидов. Для предприятия, расположенного в Средней Азии в долине между высокими горными хребтами, при расчетах была учтена орография. В этом случае определенная по разработанной в ГТО схеме / 3 / поправка к концентрациям на рельеф равнялась 2. Расчеты проводились для регулярной сетки точек на местности с шагом 1 км. Для каждой расчетной точки определялись концентрации при различных направлениях ветра, соответствующих переносу от всех труб и от середины всех азрационных фонарей на данную точку. При этом с достаточной точностью определялось опасное направление ветра, которому соответствовала наибольшая концентрация  $C$ .

Промплощадка типичного алюминиевого завода имеет форму прямоугольника / 10 /. Если отсчитывать расстояние  $z$  от расчетной точки до центра промплощадки, то ввиду преобладания выбросов из линейных источников до  $z$ , равных 1-2 км, концентрации  $C$  существенно зависят от расположения расчетной точки относительно промплощадки. На участках местности, прилегающих к промплощадке вблизи торцов производственных корпусов, при прочих равных условиях концентрации существенно больше, чем на участках, куда факел распространяется при ветрах поперек корпусов (рис.1). При  $z > 2$  км изолинии концен-

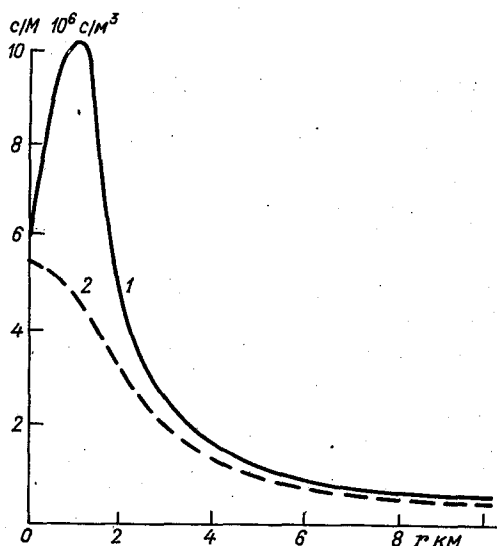


Рис.1. Распределение расчетных максимальных концентраций фтористого водорода ( $\frac{C}{M}$ ) на оси факела алюминиевого завода при направлении ветра вдоль аэрационных фонарей (1) и поперек (2) ( $M$  - суммарный выброс предприятия).

траций примерно соответствуют концентрическим окружностям относительно центра промплощадки. В период экспедиций устойчивые ветры вдоль корпусов наблюдались сравнительно редко. В связи с этим измеренные подфакельные концентрации без дифференциации по направлению ветра сравнивались с расчетным распределением максимальных (на оси факела) концентраций при ветрах поперечных корпусам направлений.

Основные расчеты для каждой совокупности из  $n$  источников производились при введенной в СН 369-74 / II / средневзвешенной максимальной опасной скорости ветра  $U_{mc}$

$$U_{mc} = \frac{\sum_{i=1}^n U_{mi} C_{mi}}{\sum_{i=1}^n C_{mi}}, \quad (I)$$

где  $U_{mi}$  и  $C_{mi}$  - соответственно опасная скорость ветра и максимальная концентрация для  $i$ -того источника.

Для последних трех экспедиций наряду с расчетами загрязнения атмосферы при средневзвешенной скорости ветра  $U_{mc}$  (I) были произ-

ведены расчеты при модифицированной средневзвешенной опасной скорости ветра  $U_{мс}^*$ , вычисленной отдельно для каждой расчетной точки по алгоритму, основанному на результатах проведенных в ГГО исследований / 7 /. При этом, начиная с  $z = 2$  км, расчетные концентрации при  $U_{мс}^*$  были несколько больше, чем при  $U_{мс}$ .

Значения  $U_{мс}$  изменялись для разных предприятий в пределах от 2,5 до 5 м/с.

Сопоставление результатов расчета и измерений проводилось по методике, описанной в / 8 /. Для каждого диапазона расстояний от центра промплощадки (зоны) отдельно определялись максимальные расчетные концентрации фтористого водорода и твердых фторидов. Сопоставление концентраций проводилось только до расстояний, где величина  $C$  превышает половину максимальной разовой предельно допустимой концентрации (ПДК). Эти ПДК (в пересчете на фтор-ион) составляют 0,02 мг/м<sup>3</sup> для фтористого водорода и четырехфтористого кремния и 0,2 мг/м<sup>3</sup> для твердых фторидов.

На больших расстояниях, где концентрации меньше 0,5 ПДК, из-за возрастания погрешностей измерений, а в некоторых случаях и из-за влияния фонового загрязнения результаты сравнения были бы менее достоверными.

В итоге сопоставление проводилось по зонам через 1 км до расстояний 4-10 км по фтористому водороду и до 3-6 км по твердым фторидам (табл. I) В каждой зоне рассчитывалась повторяемость попадания фактических концентраций в определенные диапазоны относительно  $C$ .

Таблица I

Повторяемость в (%) различных значений концентраций газообразных (газ.) и твердых (тв.) соединений фтора под факелом алюминиевых заводов

| Экспедиция | z км | Градации концентраций |     |             |     |              |     |             |     |              |     |
|------------|------|-----------------------|-----|-------------|-----|--------------|-----|-------------|-----|--------------|-----|
|            |      | ≤ 0,25C               |     | (0,26-0,5)C |     | (0,51-0,75)C |     | (0,76-1,0)C |     | (1,01-1,25)C |     |
|            |      | газ.                  | тв. | газ.        | тв. | газ.         | тв. | газ.        | тв. | газ.         | тв. |
| I          | 1    | 96                    | 100 | 3           | 0   | 1            | 0   |             |     |              |     |
|            | 2    | 96                    | 100 | 4           | 0   | 0            |     |             |     |              |     |
|            | 3    | 83                    | 95  | 15          | 5   | 2            | 0   | 0           |     |              |     |
|            | 4    | 67                    | 90  | 27          | 10  | 5            | 0   | 1           | 0   |              |     |
|            | 5    | 73                    |     | 13          |     | 13           |     | 1           | 0   |              |     |
|            | 6    | 54                    |     | 40          |     | 3            |     | 3           | 0   |              |     |
|            | 7    | 40                    |     | 32          |     | 23           |     | 2           | 2   | 1            |     |
|            | 8    | 30                    |     | 30          |     | 25           |     | 8           | 5   | 2            |     |
|            | 9    | 58                    |     | 20          |     | 15           |     | 5           | 2   | 0            |     |

Продолжение табл. I

|   | 10 | 30      | 30    | 15    | 15    | 4     | 6   |
|---|----|---------|-------|-------|-------|-------|-----|
| 2 | 1  | 68 48   | 18 40 | 9 0   | 2 10  | 2 2   | 1 0 |
|   | 2  | 52 47   | 16 20 | 19 23 | 9 9   | 2 1   | 2 0 |
|   | 3  | 40 46   | 39 20 | 10 20 | 10 10 | 0 3   | 1 1 |
|   | 4  | 40      | 30    | 10    | 10    | 3     | 7   |
|   | 5  | 30      | 20    | 20    | 7     | 12    | 11  |
|   | 6  | 30      | 30    | 20    | 10    | 7     | 3   |
| 3 | 1  | 47 99   | 20 1  | 20 0  | 10    | 2     | 1   |
|   | 2  | 30 97   | 20 2  | 20 1  | 15 0  | 10    | 5   |
|   | 3  | 33 52   | 15 38 | 15 1  | 18 3  | 17 0  | 2   |
|   | 4  | 15 55   | 15 35 | 10 6  | 12 3  | 42 1  | 6 0 |
|   | 5  | 15 25   | 13 20 | 12 15 | 14 16 | 39 20 | 7 4 |
| 4 | 1  | 100 100 | 0 0   |       |       |       |     |
|   | 2  | 97 75   | 3 17  | 0 8   | 0     |       |     |
|   | 3  | 82 39   | 10 20 | 4 20  | 2 17  | 2 3   | 0 1 |
|   | 4  | 68      | 29    | 2     | 1     | 0     |     |
|   | 5  | 57      | 42    | 1     | 0     |       |     |
|   | 6  | 66      | 15    | 8     | 2     | 4     | 5   |
|   | 7  | 33      | 30    | 20    | 14    | 2     | 1   |
|   | 8  | 50      | 30    | 10    | 7     | 3     | 0   |
|   | 9  | 30      | 12    | 8     | 9     | 17    | 24  |
|   | 10 | 27      | 20    | 15    | 12    | 20    | 6   |
| 5 | 1  | 75 100  | 25 0  | 0     |       |       |     |
|   | 2  | 98 100  | 2 0   | 0     |       |       |     |
|   | 3  | 82 100  | 14 0  | 4     | 0     |       |     |
|   | 4  | 66 99   | 34 1  | 0 0   |       |       |     |
|   | 5  | 70 78   | 25 9  | 3 12  | 0 1   | 2 0   | 0   |
|   | 6  | 48 70   | 40 13 | 6 17  | 3 0   | 3     | 0   |
|   | 7  | 31      | 20    | 25    | 18    | 6     | 0   |
|   | 8  | 37      | 20    | 25    | 10    | 8     | 0   |
| 6 | 1  | 85 99   | 7 1   | 5 0   | 1 1   | 1 1   | 1   |
|   | 2  | 60 93   | 36 6  | 1 1   | 1 0   | 1 1   | 1   |
|   | 3  | 50 69   | 25 26 | 15 3  | 7 2   | 3 0   | 0   |
|   | 4  | 50      | 36    | 6     | 4     | 2     | 2   |
| 7 | 1  | 100 100 | 0 0   |       |       |       |     |
|   | 2  | 100 98  | 0 2   | 0     |       |       |     |
|   | 3  | 100 96  | 0 3   | 1     | 0     |       |     |
|   | 4  | 68 87   | 10 5  | 11 2  | 7 1   | 3 2   | 1 3 |
|   | 5  | 88      | 12    | 0     |       |       |     |
|   | 6  | 97 3    | 3     | 0     |       |       |     |

(См. продолж. табл. I)

Продолжение табл. I

|   |   |     |     |    |    |    |    |    |    |            |
|---|---|-----|-----|----|----|----|----|----|----|------------|
|   | 7 | 10  |     | 21 |    | 20 | 15 |    | 29 | 5          |
| 8 | 1 | 20  | 91  | 37 | 9  | 14 | 0  | 14 | 6  | 9          |
|   | 2 | 30  | 68  | 10 | 22 | 20 | 5  | 20 | 5  | 7 0 13     |
|   | 3 | 12  | 34  | 20 | 20 | 10 | 16 | 17 | 16 | 27 14 14 0 |
|   | 4 | 14  |     | 10 |    | 20 |    | 20 |    | 14 22      |
| 9 | 1 | 100 | 100 | 0  | 0  |    |    |    |    |            |
|   | 2 | 97  | 100 | 3  | 0  | 0  |    |    |    |            |
|   | 3 | 95  | 98  | 4  | 2  | 0  | 0  | 1  |    | 0          |
|   | 4 | 92  | 89  | 7  | 9  | 0  | 2  | 1  | 0  | 0          |
|   | 5 | 56  |     | 16 |    | 14 |    | 7  | 5  | 2          |

Представляется допустимой 25%-ная относительная погрешность расчета максимальной концентрации  $C$ . Из этого следует, что результаты расчета  $C$  можно считать удовлетворительными, если при большой повторяемости измеренных концентраций в диапазоне  $0,5 C$  и существенной повторяемости их в диапазоне  $0,5 - 1,25 C$  концентрации, превышающие  $1,25 C$ , отсутствуют или отмечаются редко. В основном такие выводы и следуют из табл. I.

При дальнейшем анализе была использована методика, позволяющая с учетом нерегулярности изменения концентраций от зоны к зоне анализировать результаты всех экспедиций совместно, рассматривая как одну реализацию (случай) результат сопоставления для одной зоны одной экспедиции.

При таком подходе выделяется 59 случаев по газообразным соединениям фтора и 35 случаев по твердым соединениям. Результаты обработки представлены в табл. 2, 3. Согласно табл. 2, на расстояниях 1-8 км от промплощадок средняя по всем экспедициям повторяемость концентраций, превышающих  $1,25 C$ , составляет 0-2 %. По газообразным соединениям лишь на 4-5 км она достигает 3-4 % и возрастает на расстояниях 9-10 км, для которых обработка проводилась только по двум экспедициям. На больших расстояниях концентрации существенно ниже максимальных. Случаи существенного превышения расчетов над измерениями отмечались на близких расстояниях от предприятий. Так, на расстояниях 1-4 км в 90 % проб концентрации имели значения меньше  $0,5 C$ . Велика повторяемость таких случаев и на расстояниях 5-6 км по газообразным соединениям. В то же время на расстояниях 7-10 км всегда на интервал ( $\leq 0,5 C$ ) приходится менее 90 % проб.

По твердым фторидам фактические концентрации в интервале  $0,5 - 1,25 C$  имели место более чем на 50 % дистанций, превышение же  $1,25 C$

Таблица 2

Повторяемость (%) проб более 1,25 С и менее 0,5 С  
в зависимости от расстояния  $\tau$ .

| $\tau$<br>км | Число случаев |     | Повторяемость |     |                                               |     |
|--------------|---------------|-----|---------------|-----|-----------------------------------------------|-----|
|              |               |     | более 1,25 С  |     | не более 0,5 С с вероят-<br>ностью свыше 90 % |     |
|              | газ.          | тв. | газ.          | тв. | газ.                                          | тв. |
| I            | 9             | 9   | I             | 0   | 67                                            | 88  |
| 2            | 9             | 9   | 2             | 0   | 67                                            | 88  |
| 3            | 9             | 9   | 2             | 0   | 55                                            | 66  |
| 4            | 9             | 5   | 4             | I   | 44                                            | 100 |
| 5            | 7             | 2   | 3             | 2   | 43                                            | 0   |
| 6            | 5             | I   | 2             | 0   | 40                                            | 0   |
| 7            | 4             | 0   | 2             | 0   | 0                                             | 0   |
| 8            | 3             | 0   | I             | 0   | 0                                             | 0   |
| 9            | 2             | 0   | 12            | 0   | 0                                             | 0   |
| 10           | 2             | 0   | 6             | 0   | 0                                             | 0   |

было крайне редким.

Высокая повторяемость концентраций вредных веществ в диапазоне 0,5 С свидетельствует о том, что в районе предприятий, проект которых разработан с применением формул СН 369-74, исходя из максимальных разовых ПДК, большую часть времени загрязнение даже под факелом будет существенно ниже ПДК.

Таблица 3

Повторяемость (%) наличия и средняя повторяемость проб  
в данном интервале для газообразных и твердых соединений  
фтора

| Повторяемость, Соединение<br>% |              | Соединение<br>фтора | Интервал концентраций |                 |                   |                |                        |
|--------------------------------|--------------|---------------------|-----------------------|-----------------|-------------------|----------------|------------------------|
|                                |              |                     | <0,25 С               | (0,26-<br>0,5)С | (0,51-<br>0,75) С | (0,76-<br>1) С | (1,01-<br>1,25)С и,25С |
| Наличия                        | газообразное | 100                 | 92                    | 75              | 70                | 60             | 48                     |
|                                | твердое      | 100                 | 74                    | 79              | 34                | 23             | 11                     |
| Средняя                        | газообразное | 59                  | 18                    | 9               | 6                 | 5              | 3                      |
|                                | твердое      | 81                  | 10                    | 5               | 3                 | 1              | 0                      |

В табл.3 проведено обобщение одновременно по всем расстояниям. Данные таблицы подтверждают вывод о том, что превышение фактических

концентраций над  $I_{25\text{ С}}$  отмечается очень редко. Табл.3 дает представление о виде функций распределения концентраций, нормированных на их расчетные значения.

#### Список литературы

1. Андреев В.С. и др. Результаты сравнений экспериментальных и расчетных концентраций в районе тепловой электростанции с высотой выброса 320 м /В.С.Андреев, Н.С.Буренин, В.Б.Горошко, Г.А.Панфилова/ -Труды ГГО, 1979, вып.417, с.74-78.
2. Байков Б.К. и др. Проверка методики расчета рассеивания в атмосфере холодных выбросов на материалах обследования предприятий искусственного волокна /Б.К.Байков, Р.С.Гильденскиольд, И.М.Зражевский, Р.И.Оникул, Г.А.Панфилова/ -Труды ГГО, 1971, вып.254, с.72-81.
3. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1975. -448 с.
4. Берлянд М.Е., Оникул Р.И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу. -Труды ГГО, 1971, вып.254, с.3-38.
5. Берлянд М.Е., Оникул Р.И. К проверке и сопоставлению методов расчета рассеивания примесей. -Труды ГГО, 1977, вып.387, с.23-35.
6. Берлянд М.Е. и др. К методике расчета рассеивания примесей от линейных источников и аэрационных фонарей /М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, М.Н.Зашихин, Р.И.Оникул/ -Труды ГГО, 1974, вып.314, с.21-41.
7. Берлянд М.Е. и др. К оценке опасных скоростей ветра для высоких источников /М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, М.Н.Зашихин, Р.И.Оникул/ - Труды ГГО, 1977, вып.387, с.13-22.
8. Буренин Н.С. и др. Проверка методики расчета загрязнения атмосферы на материалах наблюдений в районе ТЭС "Тисова" /Н.С.Буренин, И. Вейсодова, Р.И.Оникул, Г.А.Панфилова/ -В кн.: Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы. -Л.: 1981, с.45-51.
9. Вдовин Б.И. и др. Изучение закономерностей рассеивания в атмосфере выбросов от глиноземно-цементных промышленных комплексов /Б.И.Вдовин, Г.Г.Величко, И.М.Зражевский и др./ -Труды ГГО, 1973, вып.293, с.240-249.
10. Вдовин Б.И. и др. Экспериментальные исследования закономерностей рассеивания фтористых соединений от предприятий алюминиевой промышленности /Б.И.Вдовин, Г.Г.Величко, Т.А.Кузьмина и др./ -См. наст.сборник.
11. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369-74 /Под ред.М.Е.Берлянда, А.Н.Кошкина, Р.И.Оникула/ -М.: Стройиздат, 1975. -41 с.)

Б.Б.Горошко, А.М.Царев

### Исследование ветрового режима на промплощадках алюминиевых заводов

Распространение вредных веществ, поступающих в атмосферу из низких источников, определяется воздушными потоками, трансформированными под влиянием различных строений. Поэтому изучение метеорологических процессов, оказывающих влияние на распространение примеси в зоне влияния застройки, представляет значительный интерес.

В связи с этим ГГО в 1979-1980 гг. были проведены исследования по изучению метеорологического режима в районах двух алюминиевых заводов, расположенных в различных климатических зонах страны. Один из них находится в северо-западной части ЕТС, а второй - в Средней Азии.

Программой работ предусматривался широкий комплекс измерений метеорологических элементов в приземном слое атмосферы как на промышленных площадках, так и на временных метеостанциях, которые были размещены на открытых площадках на некотором удалении от завода, где воздушный поток не испытывал влияния застройки. В настоящей работе приводятся данные об изменении только скорости и направления ветра, которые являются наиболее важными характеристиками, определяющими распространение примесей.

В эксперименте 1979 г. определялись скорость и направление ветра в различных точках территории промплощадки. Скорость ветра измерялась с помощью ручных анемометров на высоте 2 м в шести пунктах, которые располагались в глубине дворов между электролизными корпусами и на краю промплощадки. Ширина межкорпусных дворов изменялась в пределах 28-86 м. Средняя высота электролизных корпусов составляла около 17 м. Наблюдения за характеристиками ветра проводились ежедневно в течение семи часов. Измерялась средняя скорость ветра за 10 мин (интервал между измерениями также составлял 10 мин). Всего было выполнено 247 серий измерений.

Анализ полученного материала показывает, что скорость ветра изменяется на промплощадке в больших пределах по сравнению с метеостанцией. За исследуемый период скорость ветра на метеостанции изменялась от 1,2 до 2,1 м/с, а на промплощадке - от 0,8 до 3,5 м/с. В 47 % случаев скорость ветра на промплощадке превышала или была равна скорости ветра на метеостанции.

Таким образом, диапазон скорости ветра на промплощадке, отмеченный за период наблюдения, значительно расширился как в сторону ее уменьшения, так и увеличения. Естественно, что изменение скорости

ветра будет определяться местоположением пункта измерения относительно корпусов предприятия, расположением корпусов относительно друг друга и направлением ветра в невозмущенном потоке. Учитывая, что измерения производились между электролизными корпусами, расположенными параллельно, можно предположить, что такое явление может наблюдаться при направлении ветра вдоль корпусов. Однако анализ данных показывает, что усиление скорости ветра происходит и при других направлениях. Это явление имеет существенное значение, так как способствует лучшему продуванию межкорпусных пространств и самоочищению воздушного бассейна на территории завода.

Повторяемость случаев, когда скорость ветра на промплощадке превышала или была равна скорости ветра на метеостанции, составляет:

| Пункт               | 1  | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  |
|---------------------|----|----|----|----|----|----|
| Повторяемость,<br>% | 32 | 58 | 55 | 50 | 62 | 66 |

Из приведенных данных следует, что превышение скорости ветра по сравнению с данными метеостанции чаще отмечается в пунктах, расположенных в узких межкорпусных дворах, чем в более широких дворах или на краю площадки.

Направление ветра регистрировалось визуально по вымпелу, закрепленному на треноге на высоте 2 м. Анализ этих материалов показал, что в среднем направление ветра в межкорпусных дворах отличается от данных метеостанции на  $110^\circ$ .

Наряду с измерением направления ветра, в ряде межкорпусных дворов для изучения воздушных потоков использовались шашки оранжевого дыма. Визуальные наблюдения и фотографии дымовых следов от шашек показали, что в межкорпусных дворах имеет место четко выраженная местная циркуляция, причем направление воздушного потока у земли противоположно направлению ветра на метеостанции. Это справедливо, когда воздушный поток направлен под углом к электролизным корпусам.

В 1980 г. работы по исследованию воздушного потока на территории промышленной площадки были продолжены на другом алюминиевом заводе, где ширина межкорпусных дворов изменялась в пределах 56–82 м, а высота электролизных цехов составляла 27 м.

В одном из межкорпусных дворов проводилась непрерывная регистрация направления ветра прибором М-63МР и скорости ветра контактными анемометрами на четырех уровнях (2,5, 10 и 18 м). Одновременно на метеостанции регистрировалось направление ветра анеморумбографом М-12 и скорости ветра контактными анемометрами на высотах 0,5; 1; 2; 3 и 10 м. Это позволило проследить изменение скорости ветра с высотой на промышленной площадке и метеостанции.

Таблица I  
Повторяемость (%) скоростей ветра по градациям на  
разных уровнях на метеостанции и на промплощадке

| Место измерения | Уровень, м | Скорость ветра, м/с |       |       |       |       |       |
|-----------------|------------|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                 |            | 0,2-1               | 1,1-2 | 2,1-3 | 3,1-4 | 4,1-5 | 5,1-6 |
| Метеостанция    | 2          | 3,0                 | 33,7  | 48,4  | 14,7  | 0,2   | -     |
|                 | 10         | 0                   | 13,9  | 41,1  | 41,1  | 2,2   | 1,7   |
| Промплощадка    | 2          | 12,7                | 47,3  | 39,3  | 0,7   | 0     | -     |
|                 | 10         | 4,8                 | 64,5  | 3,9   | 6,2   | 0,6   | -     |

Как видно из табл. I, скорость ветра на высоте 2 м изменялась от 0,2 до 5 м/с на метеостанции, и от 0,2 до 4 м/с на промплощадке. Рассматривая повторяемость скоростей всех градаций видно, что слабые ветры (0,2-2 м/с) на двух уровнях наблюдались на промплощадке.

Детальный анализ данных наблюдений показал, что если скорость ветра на метеостанции менее 1 м/с, то на промплощадке она во всех случаях выше. При скоростях ветра на метеостанции 1,1-2 м/с на промплощадке наблюдалось превышение в 85 % случаев, а при скоростях 2,1-3 м/с превышение составило лишь 24 %. При скорости ветра выше 3 м/с наблюдается обратный эффект, т.е. скорость ветра на промплощадке всегда ниже скорости на метеостанции. Этот эффект необходимо принимать во внимание при учете воздухообмена на территории завода и инвентаризации данных о загрязнении воздуха.

На рис. I приведены осредненные за период эксперимента вертикальные профили скоростей ветра на промплощадке и метеостанции. Как видно, вертикальный профиль ветра на метеостанции, построенный по пяти уровням, изменяется по логарифмическому закону. Средняя скорость ветра на промплощадке с увеличением высоты несколько уменьшается. Однако уменьшение скорости ветра в слое 5-18 м настолько незначительно, что им можно пренебречь и считать скорость ветра в этом слое постоянной.

Некоторое увеличение скорости ветра на 2 м, вероятно, связано с конструктивными особенностями алюминиевого завода. Воздухообмен в электролизных цехах осуществляется естественным путем. Отработанный теплый и загрязненный воздух выходит из корпусов через аэрационные фонари на уровне крыши здания. Стены электролизных корпусов от поверхности земли до высоты 3,5 м по всей длине корпуса имеют проемы, затянутые металлической сеткой с ячейками 20 x 20 мм. Чистый воздух в корпус поступает через сетку и приточные проемы. Поскольку корпуса частично продуваемы, часть поступающего в них воздуха попадает

непосредственно в следующий междокорпусный двор. Таким образом, в междокорпусных дворах вследствие естественной продувки и влияния внутрикорпусной циркуляции у земли могут наблюдаться более высокие скорости ветра. Ослабление скорости ветра на 2 м в условиях промплощадки в среднем составляет 25 %.

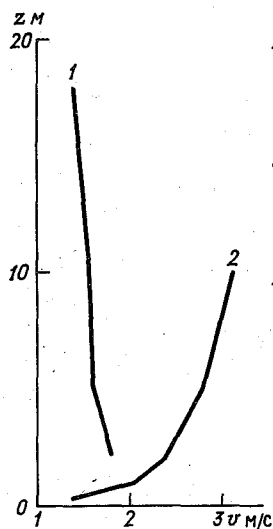


Рис. 1

Осредненный за период эксперимента вертикальный профиль скорости ветра по наблюдениям на промплощадке (1) и на метеостанции (2).

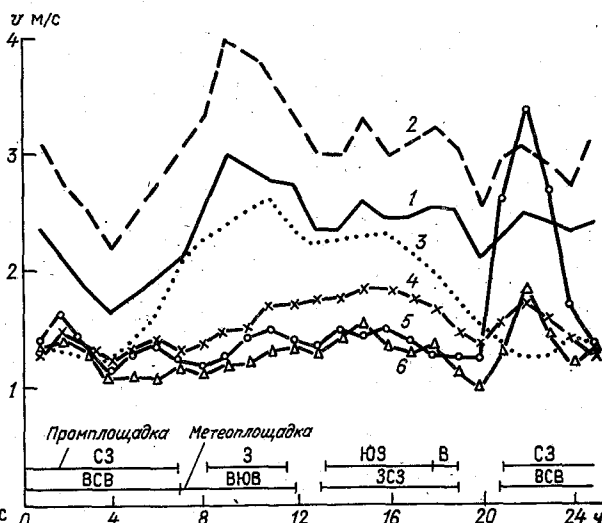


Рис. 2

Осредненный за период эксперимента суточный ход скорости ветра на высотах 2 м (1 и 3), 5 м (4), 10 м (2 и 4), 18 м (6) по наблюдениям на метеостанции (1 и 2) и на промплощадке (3-6).

Круглосуточные наблюдения за скоростью ветра, позволили проследить распределение этой характеристики в течение суток (рис. 2). На суточный ход скорости ветра в районе алюминиевого завода оказывает влияние горнодоменная циркуляция. Максимальная скорость ветра на метеостанции отмечается около 9 ч и соответствует направлениям ветра ВЮВ. Затем с 12 до 14 ч наблюдается уменьшение скорости ветра и его направление становится неустойчивым. С 21 ч и до 5 ч преобладают северо-восточные ветры. Максимальные скорости при этом отмечаются около 01 ч, а минимальные – около 4 ч. Кривые суточного хода скоростей ветра на высотах 2 и 10 м по данным наблюдений на метеостанции хорошо согласуются.

На промплощадке как и на метеостанции в суточном ходе скорости ветра наблюдается два максимума: первый совпадает с долинным ветром и приходится на дневные часы, второй приходится на период возникновения горного ветра (22 ч). Второй максимум хорошо выражен на высотах 5, 10 и 18 м и совершенно отсутствует на высоте 2 м. Минимум приходится на 4 и 20 ч. Средняя скорость ветра, вычисленная для указанных уровней, на промплощадке оказалась меньше, чем на метеостанции. Однако в отдельных случаях возможно превышение скорости ветра на промплощадке по сравнению с данными метеостанции. Так, на уровне 2 м в 24 % случаев скорость ветра на промплощадке была выше, чем на метеостанции. Из них 20 % приходится на дневное время и только 4 % на период от 20 до 7 ч). Изменчивость направления ветра на промплощадке в течение каждого срока была очень велика. Поэтому для каждого часового срока вычислялось преобладающее направление ветра /1/. Результаты, осредненные за весь период эксперимента, приведены на рис. 2.

Как видно из рисунка, в период с 20 до 7 ч в межкорпусных дворах преобладают северо-западные, а с 8 до 12 ч. - западные ветры (на метеостанции в это время отмечались ветры восточной четверти). С 14 до 19 ч, когда на метеостанции преобладающим был ветер 303 румба, на промплощадке наблюдались юго-западные, а в конце срока - восточные ветры. В период перестройки воздушного потока (около 13 и 20 ч) направления ветра на метеостанции и на промплощадке практически совпадали.

Повторяемость преобладающих направлений ветра в вечерние сроки колеблется от 72 до 99 %, а в периоды перестройки - от 37 до 67 %. При этом изменчивость направления ветра на промплощадке больше, чем на метеостанции. Так, около 7 ч при изменении направления набегающего потока на  $45^\circ$  (с ВСВ на ВДВ), на промплощадке направление ветра изменялось от северо-западного до юго-восточного.

Полученные результаты позволяют сделать вывод, что застройке на промышленных площадках предприятий оказывает значительное влияние на скорость и направление воздушного потока.

#### Список литературы

1. Костин С.И., Покровская Т.В. Курс климатологии. -Л.: Гидрометеиздат, 1953. -350 с.

# Определение коэффициента турбулентности по данным стандартных метеорологических наблюдений

Систематическая информация о значениях  $K_1$ , коэффициента обмена  $K_z$ , соответствующих уровню  $z_i = 1$  м, поступает с сети тепловых балансовых станций СССР, где проводятся наблюдения / 5 /. Именно эта информация положена в основу районирования территории СССР по условиям рассеивания примесей, выполненного в / 6 /.

В настоящей статье развит способ определения  $K_1$  по измеренным значениям скорости ветра  $U_\phi$  на уровне флюгера  $z_\phi$ , температуры воздуха  $T_\phi$  на уровне метеобудки  $z_\phi$  и температуры подстилающей поверхности  $T_n$ . При этом учитывается дополнительная информация о законе теплообмена в слое шероховатости.

Исходное соотношение для определения  $K_1$  по данным как градиентных, так и стандартных метеонаблюдений, полученное в / 7 /, имеет вид

$$K_1 = \frac{\alpha^2}{4} \left\{ \int_0^{z_i/z_0} \left[ \left( \frac{du}{dz} \right)^2 - \frac{\sigma g}{T} \frac{dT}{dz} \right]^{5/4} dz \right\}. \quad (I)$$

Здесь  $\frac{du}{dz}$  и  $\frac{dT}{dz}$  - профили градиентов скорости ветра и температуры;  $z_0$  - параметр шероховатости;  $\frac{g}{T}$  - параметр плавучести,  $\sigma$  - параметр, характеризующий отношение диффузионного слагаемого в уравнении баланса турбулентной энергии к члену, описывающему ее термическую генерацию;  $\alpha = 0,4$  - постоянная Кармана.

Использование формулы (I) для расчета  $K_1$  основано на аппроксимации профилей скорости ветра  $U(z)$  и температуры  $T(z)$  в приземном слое заданными функциями с неизвестными коэффициентами и на определении этих коэффициентов из системы уравнений, полученных путем приравнивания значений  $U(z)$  и  $T(z)$  на уровнях  $z = z_i$  измеренным (например, при градиентных наблюдениях) значениям  $U_i$  и  $T_i$ . Как отмечено в / 1, 7 /, удовлетворительные результаты в широком диапазоне стратификации температуры получаются при подстановке в (I) простейших соотношений

$$U(z) = \frac{U_*}{\alpha} \ln \frac{z+z_0}{z_0}, \quad (2)$$

$$T(z) = T_s + \frac{T_*}{\alpha_H} \ln \frac{z+z_0}{z_0}, \quad (3)$$

где  $u_*$  - динамическая скорость;  $T_*$  - масштаб температуры, вводимый в рамках теории подобия [4],  $T_s$  - температура воздуха на уровне шероховатости;  $\alpha_H$  - отношение коэффициентов турбулентного обмена для тепла и для количества движения при безразличной стратификации. При этом в (2) имеется один неизвестный коэффициент  $u_*$ , для определения которого достаточно измерить скорость ветра на уровне  $z = z_\varphi$ . Для определения двух неизвестных параметров  $T_s$  и  $T_*/\alpha_H$ , в (3) необходимо знать температуру воздуха на двух уровнях. В случае градиентных наблюдений такая информация имеется и соответствующие выкладки проведены в [1, 7]. В случае же стандартных метеоданных можно использовать непосредственно в (2) только температуру воздуха на уровне будки  $T_B$ . Кроме этого, стандартные наблюдения дают и температуру почвы  $T_n$ . Однако перепад температуры  $T_B - T_n$  складывается из двух слагаемых  $\delta T = T_s - T_n$  и  $T_B - T_s$ , причем только второе описывается соотношением (3).

Для определения скачка температуры в слое шероховатости  $\delta T$  воспользуемся известным результатом теории подобия [3]

$$\delta T = 0,2 T_* \left( \frac{30 u_* z_0}{\nu} \right)^{0,45}, \quad (4)$$

где  $\nu = 1,3 \cdot 10^{-5} \text{ м}^2/\text{с}$  - молекулярная вязкость воздуха.

Из (1)-(4) следует

$$K_1 = \frac{x^2 u_\varphi (z_1 + z_0)}{\ln \frac{z_\varphi + z_0}{z_0}} F(x), \quad (5)$$

где

$$x = \frac{\frac{\sigma q(z_1 + z_0)}{T} \ln^2 \frac{z_\varphi + z_0}{z_0}}{0,2 \alpha_H \left( \frac{30 x u_\varphi z_0}{\nu \ln \frac{z_\varphi + z_0}{z_0}} \right)^{0,45} + \ln \frac{z_B + z_0}{z_0}} - \frac{T_B - T_n}{u_\varphi^2},$$

$$F(x) = \left[ \frac{1}{2} \int_0^x \frac{(s^2 - s^{-1})^{5/4}}{s^2 - 0,5 s^{-1}} ds \right]^2. \quad (6)$$

В результате аппроксимации значений  $F(\bar{x})$ , полученных численным интегрированием (6) в / 1, 7 / была предложена приближенная формула

$$F(x) = \begin{cases} 1 + 0,54/x|^{0,8} & \text{при } x=0, \\ \frac{1}{1 + 0,9x} & \text{при } 0 \leq x < 1, \\ \frac{0,53}{x} & \text{при } 1 < x. \end{cases} \quad (7)$$

Проверка применимости формул (5)–(7) для расчета  $K$ , проводилась путем сопоставления значений  $K_i^M$ , полученных по этим формулам по данным метеонаблюдений и  $K_i^r$ , рассчитанных по данным проводившихся синхронно градиентных наблюдений. При этом одновременно использовались два различных метода обработки градиентных наблюдений, один из которых изложен в / 1, 7 / и основан на формулах, близких по структуре к (5)–(7), а другой рекомендован в руководстве / 5 / для применения на сети. Соответствующие коэффициенты турбулентности обозначены  $K_{11}^r$  и  $K_{12}^r$ .

С учетом выраженного суточного хода характеристик турбулентного обмена корректное сопоставление коэффициентов  $K_i$ , определяемых разными методами, возможно только при использовании исходной информации, полученной синхронно или в незначительно различающиеся сроки. Стандартные сроки наблюдений на метеостанциях и на теплобалансовых станциях существенно сдвинуты друг относительно друга. Поэтому сопоставления базируются на материалах наблюдений, проводившихся экспедициями отдела исследования атмосферной диффузии ГГО при изучении загрязнения воздуха. Метеоплощадки во всех экспедициях размещались на открытой ровной местности. Краткая характеристика использованных рядов наблюдений дана в табл. I. Уменьшение объема выборки, по сравнению с максимально возможным, вызвано отбраковкой сроков, для которых отсутствовал полный набор исходной информации, необходимый для расчета  $K_i^M(u_\varphi, T_s, T_n)$ ,  $K_{11}^r(u_2, T_2, T_{a5})$  и  $K_{12}^r(u_2, u_{0,5}, T_2, T_{a5})$  (величины с индексами "2" и "0,5" соответствуют уровням  $z$  равным 2 и 0,5 м).

Для измерения указанных метеозадающих элементов в экспедициях ГГО применялись анеморумбограф М-12, ртутные почвенные термометры, контактные анемометры, термометры сопротивления и психометры. Все экспедиции проводились в летнее время, причем максимальная температура воздуха в Запорожье превышала 37°C, а среднесуточная температура более 20°C сохранялась в течение 18 дней. Высокие дневные температуры отмечались также в Новокузнецке. В Турсунзаде была зафиксирована относительная влажность ниже 5 %. Следовательно, в ис-

Таблица I  
Характеристика использованных рядов наблюдений

| Пункт, год           | Период     | Период, наблюдения за которым включены в обработку | Объем выборки (число случаев) | Сроки наблюдения (местное декретное время), ч | $Z_{\Phi}$ , (м) | $Z_0$ , (м) |
|----------------------|------------|----------------------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------------------|------------------|-------------|
| Пикалево, 1969 г.    | 11.07-9.08 | 21-26, 28-31, 1-2, 4-6                             | 143                           | 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22                 | 9,5              | 0.01        |
| Запорожье, 1972 г.   | 2.08-5.09  | 10-12, 14-19, 21-24                                | 110                           | 1, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23        | 9                | 0.07        |
| Новокузнецк, 1973 г. | 12.07-7.08 | 18-20, 21-28, 30-31, 1-4, 6                        | 121                           | 0, 2, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22        | 10               | 0.01        |
| Турсунзаде, 1980 г.  | 23.05-8.04 | 26-6                                               | 150                           | 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23     | 5                | 0.01        |

пользованной выборке должен быть высок процент случаев со сверхадиабатическими градиентами температуры. В то же время повторяемость приземных инверсий в Новокузнецке в ночные сроки составляла 94 %, а в утренние часы и в первой половине дня более чем в 50 % случаев наблюдались приподнятые инверсии температуры. В экспедиции в Пикалево чаще всего стратификация была безразличной. Таким образом, материалы, использованные для сравнения различных методов определения  $K_1$ , соответствуют широкому диапазону температурных стратификаций. Однако для всех случаев в расчетах по приведенным формулам брались единые значения  $\sigma = 10$  и  $\alpha_n = 1,3$ .

Представленные на рис. I корреляционные графики разовых значений  $K_1^M$  и  $K_1^H$ , а также  $K_{12}^M$  и  $K_{11}^H$  свидетельствуют о близости значений коэффициента обмена, получаемых на основе стандартных метеоданных или материалов градиентных наблюдений. Сопоставление рис. I а, б и рис. I в, г показывает, что разброс значений  $K_1$ , полученных при использовании разнотипной информации (данных градиентных и метеонаблюдений), примерно аналогичен разбросу значений  $K_1$ , полученных по однотипной (градиентной) информации с применением различных методов расчета. Применимость предлагаемого подхода была также проверена путем сравнения измеренных значений разности температур  $T_2 - T_{0,5}$  с рассчитанными на основе соотношений (2)-(4). Наилучшее

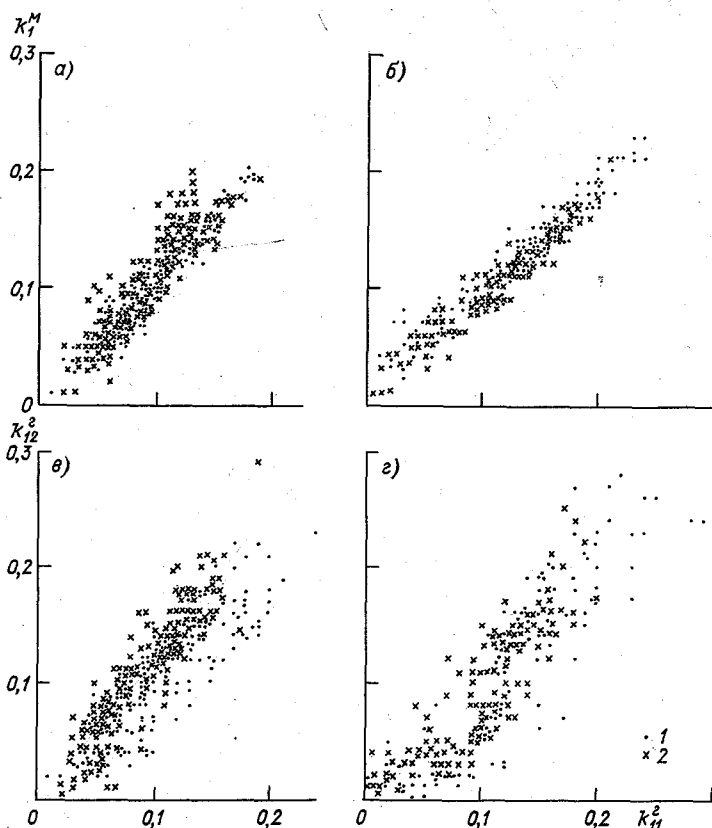


Рис. 1. Корреляционные графики разовых значений  $K_1^Г$  и  $K_1^М$  (а, б),  $K_1^Г$  и  $K_1^2$  (в, г) по наблюдениям в Пикалево (1) и Турсунаде (2) (а, в), Запорожье (1), Новокузнецк (2) (б, г).

согласие отмечено для безразличной и неустойчивой стратификации температуры. Некоторое расхождение при устойчивой стратификации не играет большой роли при определении соответствующих (весьма малых) значений  $K_1$ .

Статистические характеристики  $K_1$ , полученные в результате сопоставления, приведены в табл. 2, где использованы следующие обозначения:  $\bar{K}$  и  $\sigma$  – среднее значение и стандартное отклонение  $K_1$ ;  $\rho$  – коэффициент корреляции между  $K_1^{(1)}$  и  $K_1^{(2)}$ ; а и в – коэффициенты в уравнении регрессии  $K_1^{(2)} = aK_1^{(1)} + b$ , где  $K_1^{(1)}$  и  $K_1^{(2)}$  соответствуют коэффициентам турбулентности  $K_1$ , определенным двумя разными способа-

ми; индексы "I" и "II" и "I2" относятся к  $K_I^M$ ,  $K_{II}^M$  и  $K_{I2}^M$ , причем в качестве  $K_i^{(u)}$  всегда фигурирует  $K_{II}^M$ . Из табл.2 следует, что статистическая связь между  $K_I^M$  и  $K_{II}^M$  даже несколько теснее, чем между  $K_{I2}^M$  и  $K_{II}^M$ . Необходимо, однако, подчеркнуть, что величины  $K_I^M$  и  $K_{II}^M$  не являются полностью независимыми, поскольку при их определении использовались одинаковые значения параметра шероховатости (хотя от  $Z_0$  коэффициенты турбулентности зависят слабо).

Таблица 2  
Статистические характеристики представленного материала

| Параметр       | Г о р о д |           |             |            |
|----------------|-----------|-----------|-------------|------------|
|                | Пикалево  | Запорожье | Новокузнецк | Турсунзаде |
| $K$            | 0,10      | 0,13      | 0,10        | 0,10       |
| $\sigma$       | 0,05      | 0,05      | 0,05        | 0,05       |
| $a_{I,II}$     | 1,01      | 0,80      | 1,23        | 1,05       |
| $b_{I,II}$     | 0,006     | 0,025     | -0,025      | 0,007      |
| $\rho_{I,II}$  | 0,94      | 0,94      | 0,95        | 0,82       |
| $a_{I2,II}$    | 0,78      | 0,51      | 0,75        | 0,67       |
| $b_{I2,II}$    | 0,023     | 0,070     | 0,029       | 0,029      |
| $\rho_{I2,II}$ | 0,85      | 0,73      | 0,86        | 0,79       |

Одной из важных сфер приложения информации о режиме турбулентного обмена является расчет средних значений концентраций вредных примесей за длительный период. В соответствии с методикой, изложенной в [2], при таком расчете необходимо знать функцию распределения величин  $K_i$ . Поэтому представляет интерес оценка возможных изменений в выборочной функции распределения  $P(K)$ , численно равной повторяемости случаев  $K_i \leq K$ , за счет использования при определении  $K_i$  не градиентных, а стандартных метеоданных. С этой целью на рис.2 приведены корреляционные графики значений функций распределения  $P_I(K)$  и  $P_{II}(K)$  или  $P_{I2}(K)$ , соответствующих одинаковым аргументам  $K$ . При этом функции  $P_I$ ,  $P_{II}$  и  $P_{I2}$  строились с использованием величин  $K_I^M$ ,  $K_{II}^M$  и  $K_{I2}^M$  соответственно. Для сравнения на том же рисунке приведены аналогичные графики для функций  $P_{II}(K)$  и  $P_{I2}(K)$ , построенных только по данным градиентных наблюдений.

Из рис.2 следует, что в области малых коэффициентов обмена, формулы (5)-(7) в среднем дают некоторое завышение  $K_i$ , что приводит к занижению повторяемости малых  $K_i$ . Однако видно, что этот эффект сравнительно невелик, и что в целом изложенный подход может быть использован при расчетах, связанных с учетом режима турбулент-

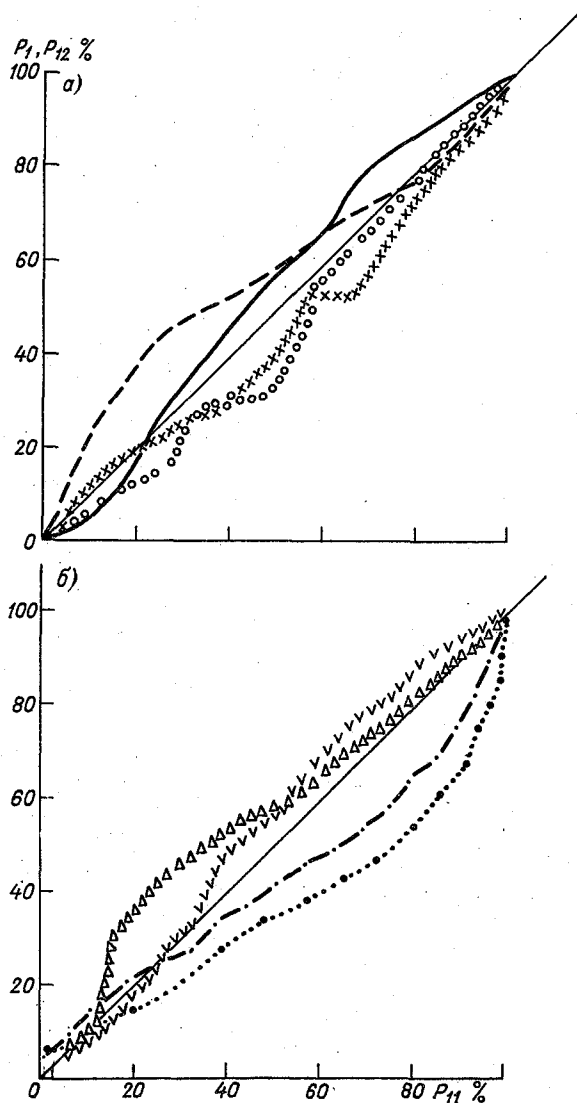


Рис.2. Корреляционные графики функции распределения  $P_I$  и  $P_{II}$  (—, ooo, —·—, vvv ) и  $P_I$  и  $P_{I2}$  (---, xxx, ..., aaa ) для Запорожья, Пикалево (а), Турсунзаде и Новокузнецка (б).

ного перемешивания.

Развитый подход легко сообщить на случай определения характеристик температурной стратификации, таких, как  $\Delta T/\rho_i^2$  или какой-либо другой аналог числа Ричардсона. Это позволяет использовать данные стандартных метеонаблюдений при решении любых задач прикладной метеорологии, в которых учитывается информация о термической устойчивости приземного слоя атмосферы.

#### Список литературы

1. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.:Гидрометеиздат, 1975. -448 с.
2. Берлянд М.Е. и др. О расчете среднегодовых концентраций примеси в атмосфере от промышленных источников /М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, Я.С.Канчан и др./ - Труды ГГО, 1979, вып.417, с.3-18.
3. Монин А.С. и др. Океанология. Физика океана. т.1. - М.: Наука, 1978. - 453 с.
4. Монин А.С., Яглом А.М. Статистическая гидромеханика. ч.1. -М.: Наука, 1965, -638 с.
5. Руководство по теплобалансовым наблюдениям. -Л.:Гидрометеиздат. 1977. -149 с.
6. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369-74. -М.:Стройиздат, 1975. -44 с.
7. Berlyand M.E., Genikhovich E.L. Some features of turbulent diffusion and air pollution in the stratified conditions. Proc. Intern. Symp. on Stratified Flows, Novosibirsk, 1972. - N 4: ASCE, 1973, p.125-144.

Б.Н.Пьянцев, Л.Р.Сонькин, Р.Р.Усс,  
И.И.Федяева, Н.А.Шапорева

Синоптические указания формирования высокого  
уровня загрязнения воздуха в группе городов  
промышленного района

Изучение синоптических условий формирования высоких уровней загрязнения атмосферы одновременно в группе городов имеет большое значение для проведения работ по обеспечению чистоты воздушного бассейна в период неблагоприятных метеоусловий в крупном промышленном районе. Из-за невозможности организации службы прогнозирования загрязнения воздуха в каждом городе такого района встает вопрос о

предсказании неблагоприятных условий рассеивания вредных примесей из единого прогностического центра для промышленного региона в целом.

Для решения поставленной задачи в настоящей работе рассматриваются условия формирования периодов высокого загрязнения воздуха в ряде отдельных городов. Наряду с этим, изучаются условия роста концентраций примесей в воздухе одновременно в нескольких городах. В работе использованы данные наблюдений за концентрациями примесей в воздухе в г.г. Свердловске, Нижнем Тагиле, Краснотурьинске, Горьком, Дзержинске, Донецке, Горловке, Макеевке, Красноярске. Учитывались результаты анализа материалов наблюдений в Архангельске, Ленинграде, Чите, Владивостоке, Магнитогорске / 4 /. Анализировался материал за 1973 - 1979 гг. отдельно для летнего и зимнего сезонов. Как и в ранее выполненных работах /1,2,5 /, в качестве обобщенного показателя загрязнения воздуха в городах использован параметр  $P$ . Были отобраны те синоптические процессы, которым сопутствовали повышенные значения параметра  $P$  ( $P > 0,3$ ) в течение трех дней и более. Далее выделялись ситуации, характерные для интенсивного загрязнения атмосферы, которые затем отбирались по всему использованному ряду наблюдений, для дополнительного анализа и уточнения. В целом подтвердился вывод, полученный в работе /5/, о наличии трех основных неблагоприятных синоптических ситуаций: центральной области стационарного антициклона или оси малоподвижного гребня, малоградиентного барического поля и периферии антициклона.

Для конкретных городов в результате более подробного анализа материалов, удалось уточнить неблагоприятные ситуации, при которых в подавляющем большинстве случаев формируется высокий уровень загрязнения воздуха. Этот уровень считается повышенным, если более чем в половине дней  $P > 0,2$ .

По материалам г.Свердловска установлено, что если зимой погода определялась центральной частью стационарного антициклона, сформированного в теплой воздушной массе, а температура воздуха в дневные часы не опускалась ниже  $-10^{\circ}\text{C}$ , то повторяемость периодов высокого уровня загрязнения воздуха при таком синоптическом процессе составила 95 %.

Было уточнено, что неблагоприятная синоптическая ситуация, связанная с малоградиентным барическим гребнем. Такая ситуация характерна для теплой части года. По материалам группы городов повторяемость периодов высокого загрязнения воздуха в этом случае составила 68%/5/. При уточнении указанной ситуации, оказалось, что наибольшее количество периодов отмечалось в тех случаях, когда наблюдалось малоградиентное поле повышенного давления.

В Свердловске в случае малоградиентного барического поля при

отсутствии осадков и при скорости ветра не более 3 м/с повторяемость периодов высокого загрязнения воздуха составила 90 %.

На периферии антициклона относительно высокий уровень загрязнения формировался при небольшом градиенте приземного давления, которому соответствует скорость ветра не более 5-6 м/с. Дополнительным условием формирования высокого уровня загрязнения воздуха в городе является адвекция тепла в нижней тропосфере. Так, по материалам Горького рассмотрено пять периодов с высоким загрязнением воздуха в случае северной или северо-западной периферии антициклона с  $P = 0,30 \dots, 0,41$ . При адвекции тепла в нижней тропосфере. В шести двухдневных периодах с низким загрязнением ( $P = 0,03 \dots, 0,15$ ) в случае такой же синоптической ситуации наблюдалась нулевая адвекция или адвекция холода.

Из сказанного следует, что адвекция тепла в тропосфере и образование гребня тепла в поле  $\text{OT}_{1000}^{500}$  способствует росту загрязнения воздуха в городах при различных синоптических ситуациях. По материалам наблюдений в Донецке рассмотрена зависимость загрязнения воздуха от характера термобарического поля тропосферы. Оказалось, что 28 периодов из 31, с высоким уровнем загрязнения воздуха, имевших место в течение зимних месяцев 1972-1974 гг., наблюдались при адвекции тепла в нижней тропосфере и при гребне тепла в поле  $\text{OT}_{1000}^{500}$ .

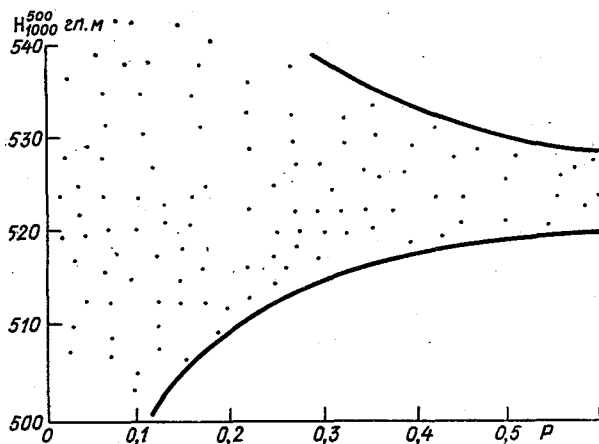


Рис. I. Зависимость параметра  $P$  от значений геопотенциала карты (за 03 ч) в Донецке.

На рис. I приведена зависимость параметра  $P$  от относительного геопотенциала. По населенным точкам построены огибающие линии. Из рисунка следует, что малые значения параметра  $P$  имеют место при любых значениях геопотенциала от  $1000$  до  $500$ , а большие только при высоких значениях геопотенциала.

Из приведенных выше данных можно сделать вывод о том, что адвекцию тепла по карте от  $1000$  до  $500$  следует учитывать при прогнозе загрязнения воздуха.

Неблагоприятные ситуации, связанные со стационарным антициклоном и малоградиентным барическим полем, примерно одинаковы во всех рассмотренных городах.

Формирование периодов высокого загрязнения воздуха в различных географических районах определяется различными перифериями антициклонов / 5 /. На основе анализа материалов наблюдений с учетом ранее выполненной работы / 5 / получено распределение неблагоприятных антициклонических периферий для различных географических районов: в центральных, северо-западных и северных районах Европейской территории СССР неблагоприятной является западная, северо-западная и северная периферия антициклона; в районе Донбасса - южная, на юге Казахстана и в Средней Азии - юго-западная, в Забайкалье и на Дальнем Востоке - восточная. В районе Урала и Западной Сибири (по данным Свердловска и Красноярска) такой тип неблагоприятной синоптической ситуации не прослеживается.

Результаты изучения синоптических условий загрязнения атмосферы указывают на возможность формирования высоких уровней загрязнения одновременно в нескольких городах. Анализ фактического материала наблюдений подтверждает данное положение.

Для значительных территорий Европейской части СССР, Казахстана, Урала и Западной Сибири в зимнюю часть года рост загрязнения воздуха в городах определялся распространением и устойчивым сохранением гребня сибирского антициклона (рис. 2). В периоды формирования такого гребня, относительно высокие уровни загрязнения атмосферы отмечались в Свердловске 21 раз из 24, в Горьком 5 раз из 5, в Донецке 6 раз из 8.

Характерно, что в Ленинграде зимой длительное сохранение относительно высоких концентраций примесей в воздухе отмечается чаще всего, когда антициклон формируется в гребне сибирского максимума / 1 /. Таким образом, процесс распространения гребня в западном направлении от зимнего азиатского антициклона и его устойчивое сохранение в определенных районах приводит к формированию периодов высокого загрязнения атмосферы в городах на весьма большой территории. Возможны и другие ситуации, определяющие высокий уровень загрязнения воздуха в городах на больших территориях. Например, центральная

часть стационарного антициклона для центра ЕТС, северо-западная и северная периферии антициклона для западных и северных районов ЕТС, южная периферия антициклона для района Донбасса.

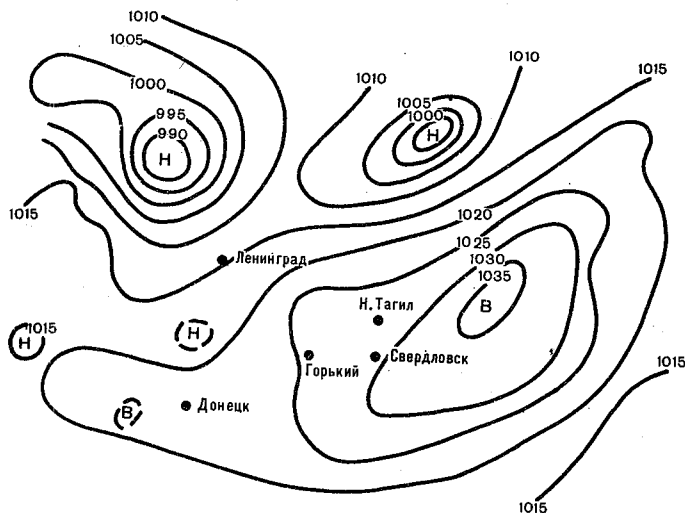


Рис.2. Синопогическая ситуация, определяющая рост загрязнения воздуха в городах в зоне гребня сибирского максимума.

Формирование относительно высокого загрязнения воздуха при вышеуказанных синопогических ситуациях в большинстве случаев отмечается одновременно в крупных промышленных центрах и близлежащих городах (табл. I).

Таблица I

Повторяемость (%) повышенного уровня загрязнения воздуха в городах, прилегающих к крупным промышленным центрам при длительных периодах с  $P > 0,3$  в этих центрах

| Крупные промышленные центры | Число периодов | Близко расположенные города | Расстояние, км | P % |
|-----------------------------|----------------|-----------------------------|----------------|-----|
| Свердловск                  | 60             | Нижний Тагил                | 120            | 81  |
|                             |                | Краснотурьинск              | 320            | 75  |
| Горький                     | 31             | Дзержинск                   | 40             | 75  |
| Донецк                      | 16             | Макеевка                    | 15             | 83  |
|                             |                | Горловка                    | 40             | 81  |

При общей тенденции формирования длительных периодов высокого загрязнения воздуха в близко расположенных городах могут наблюдаться и определенные отклонения, обусловленные различиями в расположении источников и в структуре выбросов. Если Свердловск, Горький и Донецк являются крупнейшими городами с рассредоточенными источниками, то близлежащие города меньше по размеру, и источники выбросов расположены в них неравномерно — основные промышленные объекты сосредоточены в определенных частях города, а некоторые из них — за пределами города. В этом случае рост концентраций примесей в воздухе может иметь место при синоптической ситуации, которая обеспечивает устойчивый перенос выбросов со стороны источников на городские кварталы. Такие ситуации обнаруживаются при анализе фактического материала.

Так, в Краснотурьинске в 30 % случаев периодов высокого загрязнения воздуха, отмеченных, главным образом в тыловой части циклона, примеси переносились на жилые кварталы от источников, расположенных в северо-западной части города.

Такой же результат получен ранее для Магнитогорска / 4 /. Наряду со стационарным антициклоном и малоградиентным полем выявляется неблагоприятная ситуация, связанная с переносом примесей со стороны металлургического комбината на район расположения постов наблюдений. Очевидно, что такие неблагоприятные ситуации характерны только для конкретного города и **не могут** описывать высокий потенциал загрязнения атмосферы на территории крупной промышленной области.

Следует отметить, что практически в любом промышленном городе, наряду с основными источниками выбросов, имеют место низкие рассредоточенные источники (автотранспорт и промышленные предприятия с неорганизованными выбросами). Именно поэтому, наряду с характерными для конкретных городов неблагоприятными синоптическими процессами, имеют место такие ситуации, при которых рост концентраций отмечается одновременно в нескольких городах. Очевидно, что эти ситуации определяют высокий потенциал загрязнения атмосферы на значительных территориях. Существенным является то обстоятельство, что неблагоприятные типы ситуаций для группы городов всегда совпадают с теми, которые были выявлены для отдельных крупных индустриальных центров, расположенных в этом же районе.

Таким образом, следует отметить, что одновременное формирование периодов высокого загрязнения воздуха в Свердловске, Нижнем Тагиле и в Краснотурьинске отмечалось зимой при распространении и устойчивом сохранении гребня от сибирского максимума; в Горьком и Дзержинске северо-западной периферии антициклона или его гребня; в Донцове, Макеевке и Горловке при гребне от сибирского максимума и его южной периферии.

#### Список литературы

1. Иванова Е.И., Сонькин Л.Р. Прогнозирование загрязнения воздуха в Ленинграде с учетом особенностей синоптических процессов. -Труды ГГО, 1975, вып.352, с.71-77.
2. Временные методические указания по проведению периодического контроля точности результатов измерения содержания загрязняющих воздух веществ. Л., Ротапринт ГГО, 1981, 19 с.
3. Пьянцев Б.Н. и др. Повторяемость и продолжительность периодов относительно высокого уровня загрязнения воздуха. /Б.Н.Пьянцев, Л.Р.Сонькин, В.А.Храпаченко/ -Труды ГГО, 1979, вып.417, с.79-83.
4. Сонькин Л.Р. Метеорологические условия опасного загрязнения воздуха в городах. -Труды ГГО, 1968, вып.234, с.60-67.
5. Сонькин Л.Р. и др. Синоптические условия формирования периодов высокого загрязнения воздуха в различных районах СССР /Л.Р.Сонькин, А.Н.Багрова, Е.И.Иванова, Т.П.Ивлева, Б.Н.Пьянцев, Т.Е.Рассадинкова, В.А.Храпаченко, Н.А.Шалоперева/ -Труды ГГО, 1979, вып.436, с.49-54.

**А.И.Полищук, С.В.Стрельчева,  
Е.А.Найкова**

#### Беличина погрешности измерения при определении содержания примесей в атмосфере городов

С целью обеспечения единства и достоверности информации, получаемой с Общегосударственной сети контроля загрязнения атмосферы (СКЗА), был предложен способ периодического контроля качества анализа проб воздуха. Периодический контроль предусматривает проверку качества измерений по двум показателям точности. Один из них - сходимость результатов единичных измерений оптической плотности, оценивающий соответствие фактической случайной погрешности результатов анализа установленному нормативу. Второй - правильность результатов анализа, позволяющий оценить наличие значимой систематической погрешности. Оценка показателей точности основывается на анализе результатов измерений содержания вещества в контрольных растворах с заданным содержанием этого вещества.

В соответствии с этими критериями по результатам проведенного под руководством ГГО внутреннего периодического контроля была оценена точность измерений содержания двуокиси азота и сернистого газа в 46 лабораториях контроля загрязнений атмосферы (ЛКЗА). Помимо проверки качества проведения химического анализа в отдельных ЛКЗА,

полученные результаты периодического контроля были использованы нами при оценке характерных для СКЗА значений погрешностей измерения. В настоящей статье обобщены данные измерений 667 контрольных растворов, что составляет более 3 тыс. анализов.

При оценке сходимости в соответствии с / 2 / определяется  $d_m$  - максимальное расхождение нескольких измерений оптической плотности каждого раствора. По всем полученным данным были рассчитаны  $\bar{d}_m$  - средние из  $n$  максимальных расхождений для контрольных растворов с одинаковым содержанием в пробе вещества  $x$ , а также значения  $d_{mp}$  оценивающие верхний 95 %-ный доверительный предел для максимальных расхождений. Значения  $\bar{d}_m$  и  $d_{mp}$  приведены в табл. I.

Таблица I

Среднее значение  $\bar{d}_m$  максимальных расхождений в измерениях оптических плотностей контрольных растворов и верхний предел  $d_{mp}$  максимального расхождения при 95 %-ном доверительном интервале

| Двуокись азота |            |                           |                        |                     | Сернистый газ |            |                           |                        |                     |
|----------------|------------|---------------------------|------------------------|---------------------|---------------|------------|---------------------------|------------------------|---------------------|
| $n$            | $x$<br>мкг | $\bar{d}_m \cdot 10^{-3}$ | $d_{mp} \cdot 10^{-3}$ | $d_n \cdot 10^{-3}$ | $n$           | $x$<br>мкг | $\bar{d}_m \cdot 10^{-3}$ | $d_{mp} \cdot 10^{-3}$ | $d_n \cdot 10^{-3}$ |
| 34             | 0,10       | 5,0                       | 10,7                   | 10                  | 61            | 5          | 5,5                       | 19,0                   | 11                  |
| 25             | 0,15       | 4,0                       | 7,4                    | 11                  | 58            | 10         | 5,8                       | 11,3                   | 11                  |
| 39             | 0,20       | 5,4                       | 12,5                   | 12                  | 13            | 15         | 7,5                       | 10,9                   | 12                  |
| 24             | 0,25       | 4,1                       | 8,0                    | 12                  | 58            | 20         | 7,4                       | 12,6                   | 13                  |
| 11             | 0,30       | 7,0                       | 13,9                   | 13                  | 9             | 25         | 7,7                       | 12,5                   | 13                  |
| 55             | 0,40       | 6,5                       | 12,4                   | 14                  | 28            | 30         | 8,1                       | 15,1                   | 14                  |
| 25             | 0,60       | 7,3                       | 15,2                   | 16                  | 54            | 40         | 8,2                       | 14,7                   | 15                  |
| 23             | 0,65       | 4,8                       | 10,5                   | 17                  | 10            | 50         | 8,7                       | 17,3                   | 16                  |
| 50             | 0,80       | 6,9                       | 15,6                   | 19                  | 20            | 55         | 8,2                       | 14,4                   | 17                  |
| 18             | 1,00       | 7,6                       | 17,3                   | 21                  | 16            | 60         | 12,0                      | 23,3                   | 17                  |
|                |            |                           |                        |                     | 5             | 80         | 11,8                      | 21,4                   | 20                  |

В таблице для значений  $x$  приведены  $d_n$  - нормативы допустимых максимальных расхождений / 2 /. Напомним, что  $d_n$  вычислялось в / 2 / путем статистической обработки первичных данных измерений оптических плотностей стандартных растворов, полученных при построении градуировочных графиков на сети СКЗА. Установленное  $d_n$  является верхним 95 %-ным доверительным пределом для максимальных расхождений в параллельных измерениях оптических плотностей каждого контрольного раствора. Из рассмотренных 3 тыс. анализов только 1 % результатов измерений двуокиси азота и 1,5 % - сернистого газа не удовлет-

воряли значениям нормативов по сходимости, сформулированным в / 2 /.

Из таблицы I видно, что величины  $\bar{d}_M$  и  $d_{MP}$ , так же как  $d_H$ , растут с увеличением  $x$ . Однако полученные  $d_M$  ниже рассчитанных ранее / 2 / нормативов  $d_H$  и составляют 30-50 % от  $d_H$  при измерениях двуокиси азота и 50-70 % - сернистого газа. Это указывает на то, что сходимость результатов единичных измерений в проведенном внутреннем периодическом контроле очень высокая. В то же время, несмотря на разную статистическую обеспеченность (различные  $n$ ), оценка сверху значения допустимого максимального расхождения при 95 %-ном доверительном интервале  $d_{MP}$  близка к  $d_H$ . Таким образом, полученные результаты измерения оптической плотности могут быть использованы в дальнейшем для уточнения норм точности на сходимость

Кроме того, на основе полученных результатов можно проследить зависимость относительной случайной погрешности измерений  $\theta = \bar{d}_M / \bar{D}$  от содержания вещества  $x$  в растворе во всем диапазоне методики измерения. Здесь  $\bar{D}$  - средняя оптическая плотность раствора с заданным содержанием вещества.

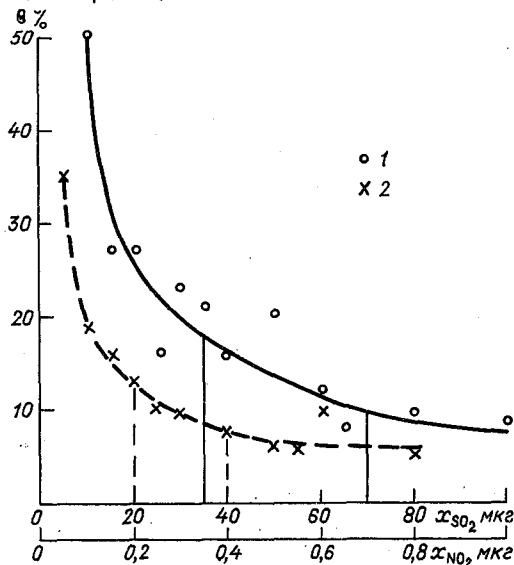


Рис. I. Зависимость относительной случайной погрешности  $\theta$  измерения оптической плотности от содержания вещества  $x$  в пробе.

I - двуокись азота, 2 - сернистый газ.

На рис. I показана зависимость  $\theta$  от  $x$ . Как видно из рисунка, погрешность  $\theta$  довольно значительная для малых  $x$  и быстро убывает с ростом  $x$ . Так, для двуокиси азота в интервале 0,1-0,3 мкг значение  $\theta$  уменьшается от 50 до 20 %, на уровне ПДК оно сос-

тавляет 17 %, на уровне двух ПДК - 10 %, трех ПДК - 7 %. Для сернистого газа характер изменения  $\theta$  аналогичен (кривая 2 на рис.1). Следует заметить, что в настоящее время при отборе проб сернистого газа Руководством по контролю загрязнения атмосферы / 3 / допускаются две скорости аспирации, обеспечивающие протягивание 80 и 40 л воздуха. Однако при этом существенно отличается погрешность измерений на уровне ПДК. Если при протягивании 80 л воздуха предельно допустимая концентрация соответствует содержанию в пробе 40 мкг сернистого газа, то при протягивании 40 л она соответствует содержанию 20 мкг. Как видно из рис.1, погрешность определения ПДК составляет 7 % и 13 % соответственно. На этом примере видно, на сколько может быть повышена точность анализа при увеличении чувствительности метода только за счет большого расхода воздуха.

Критерий правильности / 2 / оценивает отклонение результатов измерений содержания вещества в контрольном растворе от заданного. При этом статистический анализ основывается на использовании линейной регрессии / 1 /. Вычисляется  $\hat{b}$  - коэффициент регрессии, определяется  $S_b$  - разброс относительно величины  $\hat{b}$  и оценивается значимость отклонения коэффициента регрессии от истинного его значения, которое в данном случае должно быть равно 1. При проведении контроля правильности используются только те результаты, которые удовлетворяют требованиям сходимости.

Таблица 2  
Результаты обобщения оценок правильности  
по данным внутреннего периодического контроля

| Примеси        | Характеристики          |                        |                  |                |               |             |               |
|----------------|-------------------------|------------------------|------------------|----------------|---------------|-------------|---------------|
|                | $\hat{b}$ макс.<br>эмп. | $\hat{b}$ мин.<br>эмп. | $\bar{b}_{эмп.}$ | макс.<br>$S_b$ | мин.<br>$S_b$ | $\hat{S}_b$ | $b_p = 95\%$  |
| Двуокись азота | 1,396                   | 0,820                  | 0,997            | 0,398          | 0,008         | 0,071       | $1 \pm 0,071$ |
| Сернистый газ  | 1,118                   | 0,726                  | 1,006            | 0,076          | 0,002         | 0,021       | $1 \pm 0,021$ |

По результатам проверки правильности измерений в отдельных ЛКЗА, согласно приведенному в / 2 / способу оценки, значимая систематическая погрешность содержится в 30 % измерений ЛКЗА содержания двуокси азота и в 23 % - сернистого газа. В табл.2 приведены некоторые характеристики, обобщающие результаты проверки правильности измерений. Так, из табл.2 следует, что диапазон значения  $\hat{b}$  при определении содержания двуокси азота несколько больше, чем при оп-

ределении сернистого газа, хотя для обеих примесей он оказался довольно большим. Значение величины разброса  $S_g$  также существенно изменяется, причем диапазон ее значений для сернистого газа заметно меньше. Поскольку оценки  $S_g$ , полученные в отдельных ЛКЗА, взаимно независимы, то по незабракованным результатам оценки правильности измерений вычислена статистика  $\hat{S}_g / I$ , которая позволяет ориентировочно определить 95 %-ный доверительный интервал величины  $\hat{S}_g$ . Значения  $\hat{S}_{g-95\%}$  приведены в табл.2, их можно использовать для предварительной проверки воспроизводимости результатов измерений в отдельных ЛКЗА. В дальнейшем при увеличении числа случаев проведения периодического контроля можно получить более надежные критерии для оценки воспроизводимости, которые послужат нормативами точности.

Таким образом, впервые на СКЗА проведен внутренний периодический контроль точности измерений. По его результатам оценены ошибки измерений содержания в пробе двуокиси азота и сернистого газа. Получено, что случайная погрешность измерений более чем в 98 % случаев удовлетворяет нормативным значениям, установленным ранее. Определена величина относительной случайной погрешности измерений  $\theta$  при содержаниях двуокиси азота и сернистого газа на уровне ПДК и выявлена зависимость  $\theta$  от содержания веществ в пробе. Значимая систематическая погрешность измерений содержания двуокиси азота обнаружена в 30 % случаев, а сернистого газа - в 23 % случаев.

#### Список литературы

1. Браунли К.А. Статистическая теория и методология в науке и технике. -М.: Наука, ФМЛ, 1977. -408 с.
2. Вольберг Н.Ш. и др. Применение перекиси водорода как окислителя при определении двуокиси серы в атмосфере. /Н.Ш.Вольберг, А.А.Павленко, З.Г.Тульчинская/ -Труды ГГО, 1975, вып.325, с.148-151.
3. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1979. -448 с.

А.И.Полищук

К вопросу о статистической обработке данных наблюдений за загрязнением воздуха в районе промышленных предприятий

1. Для оценки степени загрязнения атмосферного воздуха в районах, подверженных влиянию выбросов вредных веществ какого-либо промышленного предприятия, согласно / 7 / проводятся измерения концентраций примесей под его факелом (подфакельные сетевые измерения).

Более широкая программа измерений выполняется при кратковременном (экспедиционном) обследовании загрязнения воздуха вблизи отдельного или группы источников выбросов. Подфакельные сетевые измерения, в первом случае, и экспедиционные измерения, во втором случае, эти измерения обрабатываются с целью выявления достоверных наибольших концентраций примесей в районе промышленных предприятий, а также для определения расстояния, на котором эти концентрации отмечаются. Методика обработки изложена в / 7 /. Полученные результаты эмпирического исследования сопоставляются с расчетами по известным формулам / 2 /, описывающим распространение примесей в атмосфере при тех или иных метеорологических условиях.

В настоящей работе выполнен более подробный статистический анализ данных подфакельных наблюдений, что должно позволить расширить возможности интерпретации опытного материала, а также наметить пути развития подфакельных наблюдений на сети контроля загрязнения атмосферы.

2. Как показано в ряде работ (см., например, / 1,4 /), распределение концентраций примесей в атмосфере, измеренных в некоторой стационарной точке, во многих случаях удовлетворительно описывается логарифмически нормальным законом. При этом уравнение плотности вероятностей распределения случайной величины  $x$  может быть записано в виде

$$P(x, u_0, \sigma_u) = \frac{1}{\sigma_u x \sqrt{2\pi}} \exp \left[ -\frac{(\ln x - u_0)^2}{2\sigma_u^2} \right], \quad \infty > x > 0 \quad (1)$$

где  $u_0$  и  $\sigma_u$  - параметры распределения. Среднее  $x_0$  и коэффициент вариации  $V$  выражаются через  $u_0$  и  $\sigma_u$ :

$$x_0 = \exp \left( u_0 + \frac{\sigma_u^2}{2} \right), \quad (2)$$

$$V = \sqrt{\exp(\sigma_u^2) - 1} \quad (3)$$

Традиционным способом получения параметров распределения является метод моментов, при котором в качестве моментов распределения принимаются выборочные моменты, а неизвестные параметры распределения выражаются как функции выборочных моментов. Этот метод приводит к простым вычислениям, и выборочные значения стандартных параметров определяются по известным простым формулам.

Получить оценки параметров распределения можно также с помощью метода максимального правдоподобия. Он заключается в том, что в качестве оценок неизвестного параметра  $\theta$  принимается такое его зна-

чение, при котором функция правдоподобия  $L(x_1, x_2, \dots, x_n; \theta) = P(x_1, \theta) P(x_2, \theta) \dots P(x_n, \theta)$  достигает наибольшего возможного значения для выборочных  $x_1, x_2, \dots, x_n$  (здесь  $n$  — длина выборки). Подробное изложение данного метода содержится в / 3, 5, 6 /.

Выражения для оценок параметров логарифмически нормального распределения, получаемых методом максимального правдоподобия, имеют вид:

$$x_0 = \exp \left\{ \frac{1}{2n} \left[ \sum_{i=1}^n \ln^2 x_i + 2 \ln x_i - \frac{1}{n} \left( \sum_{i=1}^n \ln x_i \right)^2 \right] \right\}, \quad (4)$$

$$\sigma_0^2 = 2 \left[ \sqrt{1 + \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln^2 \left( \frac{x_i}{x_0} \right)} - 1 \right], \quad i = 1, 2, \dots, n. \quad (5)$$

При этом оценка случайного рассеяния параметров логарифмически нормального распределения, представленная как относительная погрешность  $\varepsilon_\theta = \frac{\sigma_\theta}{\theta}$ , запишется в виде:

$$\varepsilon_{x_0} = \frac{1}{\sqrt{2n}} \sqrt{\ln(1+V^2) [\ln(1+V^2) + 2]}, \quad (6)$$

$$\varepsilon_V = \frac{1+V^2}{\sqrt{2n}} \frac{\ln(1+V^2)}{V^2} \quad (7)$$

$$\varepsilon_{x_p} = \frac{1}{\sqrt{n}} \frac{1}{1+t_p V} \sqrt{\ln(1+V^2) [(1+t_p V)^2 + \frac{t_p^2}{2V^2} (1+V^2) \ln(1+V^2)]}. \quad (8)$$

Здесь  $x_p$  — квантиль распределения с вероятностью превышения  $P, t_p$  — отклонение  $x_p$  от среднего  $x_0$  нормированное на среднее квадратическое,  $V$  — коэффициент вариации.

Аналогичная оценка относительной погрешности параметров логарифмически нормального распределения, полученных методом моментов, имеет вид:

$$\varepsilon_V = \frac{1+V^2}{\sqrt{2n}} \sqrt{1 + 2V^2 + \frac{V^4}{2}}, \quad (9)$$

$$\varepsilon_{x_p} = \frac{1}{\sqrt{n}} \frac{V}{1+t_p V} \sqrt{(1+t_p V)^2 + V(V^2+1)t_p(1+t_p V) + \frac{t_p^2}{4}(1+V^2)(2+4V^2+V^4)} \quad (10)$$

На рис. I показано изменение  $\varepsilon_{x_p}$  и  $\varepsilon_v$  вычисленных по формулам (7)–(10) при различных  $n$  для диапазона изменения  $V$  от 0 до 2. Заметим, что согласно / I /, коэффициент вариации  $V$  для большинства примесей находится именно в этих пределах. Как видно из рис. I, метод максимального правдоподобия обеспечивает большую точность расчетов, чем метод моментов, особенно при значениях коэффициента вариаций близких и превышающих 1. Кроме того, из рис. I видно, что одним из способов уменьшения погрешности определения  $V$  и  $x_p$ , является увеличение длины выборки данных  $n$ , используемых при оценке параметров распределения. Так, например, по методу моментов коэффициент вариации, равный 1, определяется при  $n = 80$  с погрешностью 30 %, а метод максимального правдоподобия позволяет уже при  $n = 25$  определить то же значение коэффициента вариации с погрешностью 20 %. Точность 25 % при определении  $x_p$  (при  $P = 1 \%$ , и  $V = 1$ ) в методе моментов обеспечивается, если данная выборка составляет 100 членов, а в методе максимального правдоподобия – 15 членов. Преимущество использования метода максимального правдоподобия для оценки параметров становятся еще более очевидными при значениях  $V$ , существенно превышающих 1. (рис. I). Однако следует иметь в виду, что сделанные выводы справедливы только в том случае, если члены выборки охватывают весь диапазон изменения случайной величины  $x$ . Это условие весьма трудно достигается при небольшом числе (15–25) измерений.

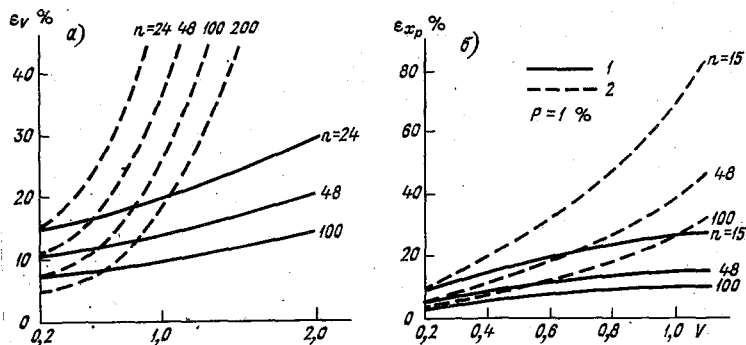


Рис. I. Изменение относительной погрешности оценок  $\varepsilon_v \%$  (а) и  $\varepsilon_{x_p} \%$  при  $P = 1 \%$  (б), полученных методом максимального правдоподобия (1) и методом моментов (2) при различных  $V$  и  $n$ .

3. Указанные методы оценки были применены при анализе данных измерений концентраций различных примесей под факелом отдельных промышленных предприятий, полученных в течение нескольких лет. Из-

мерения проводились в соответствии с / 7 / на стандартных расстояниях от источников выбросов. Как выяснилось в результате предварительного анализа, в данных измерений содержатся нулевые значения концентраций. Появление таких значений чаще всего связано с неточным выбором точки измерений, которая оказалась вне зоны действия факела предприятия. По-видимому, нулевые значения, как значения нехарактерные для поля концентраций под факелом, не следует включать в анализ данных подфакельных наблюдений. Количество нулевых значений концентраций достигало в некоторых случаях 70 %. В силу этого обстоятельства, а также в связи со сравнительно небольшим числом измерений, выполненных в течение года на отдельных расстояниях под факелом предприятия, в одну выборку были объединены данные ненулевых значений концентраций, полученные за несколько лет. Однако, даже при таком объединении не всегда удавалось для конкретных расстояний составить ряд хотя бы из 20 членов, поэтому такие ряды не рассматривались. Всего для девяти предприятий было обработано 206 выборок.

Статистическая обработка проводилась на ЭВМ для каждого расстояния. При этом по наблюдаемым значениям концентраций вычислялись средний за несколько лет уровень концентрации примесей  $\bar{q}$ , среднее квадратическое отклонение  $\sigma$  и коэффициент вариации  $V$ . Строилась эмпирическая функция распределения концентраций примесей, а также для каждой выборки оценивалась эмпирическая вероятность  $P_3(q, q_{\text{макс}})$  трех максимальных значений концентраций.

Анализ полученных результатов показал, что во всех рассмотренных случаях эмпирическая функция распределения практически мало изменяется с расстоянием. Особенно это касается левой ветви функции распределения ( $P \leq 0,5$ ), описывающей распределение концентраций примесей меньших медианного значения. Более того, величина медианного значения  $q_{0,5}$ , как правило, оказывается меньше среднего уровня концентраций  $\bar{q}$  и почти во всех случаях очень мала. Это означает, что при подфакельных наблюдениях измеряется некий средний уровень концентраций в районе промышленного предприятия. В то же время функция распределения для большинства анализируемых рядов изменяется с удалением от источника только в области повышенных значений концентраций. Для иллюстрации сказанного на рис.2 показано изменение с расстоянием эмпирической оценки квантилей  $q_p$  ( $P = 0,5$  и  $P = 0,95$ ) для концентраций двуокиси азота под факелом трех промышленных предприятий, расположенных в одном городе.

Заметим, что коэффициент вариации  $V$  концентрации примесей не сохраняет постоянное значение при удалении от источника выбросов, что указывает на наличие отдельных высоких концентраций примесей в воздухе на том расстоянии от промышленного предприятия, для которого отмечено увеличение  $V$ . Такой характер изменения с расстоя-

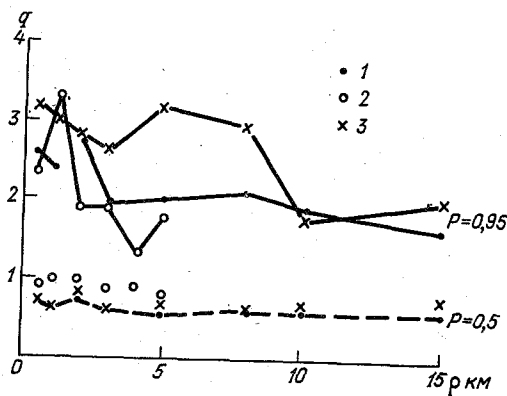


Рис.2. Зависимость от расстояния  $\rho$  квантилей распределения при  $P=0,95$  и  $P=0,5$  для концентраций  $q$  (в условных единицах) двуокиси азота под факелами трех промышленных предприятий (1-3) в Челябинске.

нием величин  $P=0,95$  и  $V$ , наряду со слабой зависимостью от него  $\bar{q}$ ,  $q_{0,5}$  и  $P=0,5$ , связан по-видимому, с тем, что не всегда удается выполнить подфакельные измерения точно под осью факела (лишь сравнительно небольшая часть измерений концентрации примесей осуществляется непосредственно под осью факела). Этот вывод аналогичен сделанному в [8] при анализе данных подфакельных наблюдений за мутностью атмосферы.

С другой стороны, эмпирическая оценка вероятности появления максимальных значений целиком зависит от объема выборки. Как показал анализ материалов наблюдений  $P_2(q_{\text{макс}})$  колеблется от 0,001 до 0,05, так как объемы выборок для отдельных дистанций составляют 20-150 членов. Учитывая, что при этом, часть подфакельных измерений не несет информации о повышенных уровнях, оценить вклад измерений, выполненных непосредственно под осью факела, пока не удастся. Поэтому в настоящее время при эмпирической оценке достоверных максимальных значений концентраций примесей принято использовать весь материал подфакельных наблюдений, отражающий влияние факела на загрязнение воздуха.

В [7] с целью выявления статистически достоверных максимальных концентраций рекомендуется графический способ обработки подфакельных измерений. Однако при массовой обработке этот путь оказывается весьма трудоемким. В связи с этим желательно располагать способом обработки, легко реализуемым на ЭВМ, что потребует его предварительной формализации. Известно, что определить необходимые

характеристики максимальных величин можно по соответствующей функции распределения. В данном случае предлагается опираться на оценки теоретической функции распределения, так как они в меньшей степени зависят от объема выборки, и использовать при оценках метод максимального правдоподобия, преимущества которого показаны выше.

4. По имеющимся за несколько лет выборкам для каждого расстояния методом максимального правдоподобия по формулам (4)-(5) оценивались параметры логарифмически нормального распределения, соответствие которому определялось по критерию Колмогорова на 5%-ном уровне значимости. Лишь в 15 % случаев эмпирическая функция распределения не описывалась логарифмически нормальным законом. Для остальных случаев по известным соотношениям получены теоретические оценки параметров  $\bar{q}_T$ ,  $\sigma_T$ ,  $V_T$ . Кроме того, оценивалась теоретическая вероятность  $P_T(q_{э\text{макс}})$  трех наблюдаемых в каждой выборке максимальных значений, а также определялись максимальные значения  $q_{T\text{макс}}(P)$  с заданной вероятностью превышения  $P$  равной 0,01; 0,05 и 0,001. Сравнение  $P_3(q_{э\text{макс}})$  и  $P_T(q_{э\text{мин}})$  показало, что в большинстве случаев вероятность максимума, оцененная по теоретической функции распределения, выше вероятности, определяемой по эмпирической функции. Это означает, что имеющийся в выборке максимум не является таким уж маловероятным, как указывает эмпирическая оценка  $P_3(q_{э\text{макс}})$ , зависящая от длины выборки  $n$ . Аналогичный вывод следует и для вторых и третьих максимумов в наблюдаемой выборке.

В тех случаях, когда  $P_T(q_{э\text{макс}})$  существенно меньше  $P_3(q_{э\text{макс}})$  наблюдаемый максимум, по-видимому, не принадлежит данному типу распределения. Чаще всего эти случаи отмечаются тогда, когда первый максимум существенно (в 1,5 раза и более) отличается от второго и третьего максимумов. Пользуясь оценками максимальных значений с заданной вероятностью, полученными по теоретической функции распределения, можно определить значение концентрации, превышение которой при заданной длине выборки сомнительно.

На рис.3 приведена зависимость  $q_{э\text{макс}}$  и  $q_{T\text{макс}}(P)$  (равной 0,01 и 0,05) от расстояния для источников выбросов двуокиси азота в Челябинске и фтористого водорода в Иркутске. Сравнение  $q_{T\text{макс}}$  со значениями  $q_{э\text{макс}}$ , наблюдаемыми в 1976-1980 гг., показало, что чаще всего при подфакельных измерениях удается обнаружить такие уровни загрязнения воздуха, вероятность появления которых не превышает 1 % и лишь в отдельных случаях - 0,5 %.

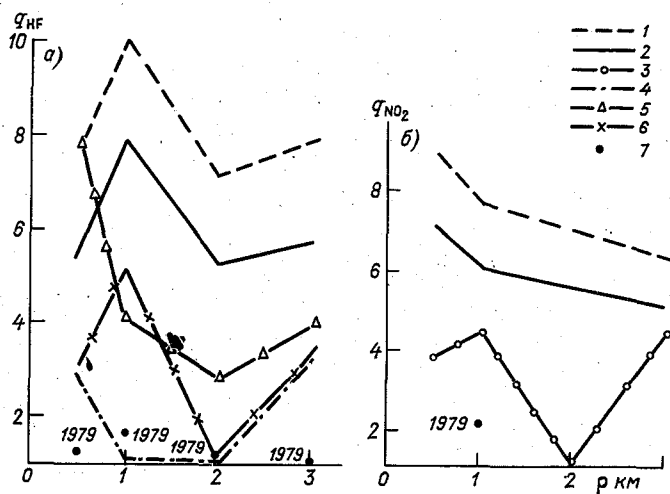


Рис.3. Значения максимальных концентраций  $q$  (в условных единицах) фтористого водорода в Иркутске (а) и двуокиси азота в Челябинске (б).

Теоретическая оценка значений концентраций  $q_{т. макс.}$  при  $P = 1\%$  (1) и при  $P = 0,05$  (2); экспериментальные значения концентраций за 1976 г. (3), 1977 г. (4), 1978 г. (5), 1980 г. (6), а также единичные наблюдения за отдельные годы (7).

#### Список литературы

1. Безуглая Э.Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. -Л.:Гидрометеиздат, 1980. -184 с.
2. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. -Л.:Гидрометеиздат, 1975. 448 с.
3. Блохинов Е.Г. Распределение вероятностей величин речного стока. -М.: Наука, 1974. -168 с.
4. Жаворонков Ю.М. О законе распределения концентраций примеси в атмосферном воздухе и некоторых его приложениях. Гигиена и санитария, 1980, № 2, с.77-80.
5. Кендалл М.Дж., Стьюарт А. Статистические выводы и связи. -М.: Наука, ФМЛ, 1973. -900 с.
6. Крамер Г. Математические методы статистики. -М.: Мир, 1975. -648 с.
7. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.:Гидроме-

теоиздат, 1979. -448 с.

8. Русина Е.Н. Об аэрозольном ослаблении прямой солнечной радиации в городе. -Труды ГГО, 1979, вып.436, с.140-144.

Э.Ю.Безуглая, Е.К.Завадская,  
И.М.Зражевский, М.Ю.Нестерова

#### К оценке метеорологических условий загрязнения атмосферы

Параметр потребления воздуха. Вредные вещества, поступающие в атмосферу от антропогенных источников, подвергаются физико-химическим превращениям, рассеиваются и вымываются осадками. В результате этих процессов в городе формируется некоторый средний уровень загрязнения атмосферы. Существующие методы расчета поля концентраций примеси в городе требуют детальной информации о характеристиках выбросов и метеорологических параметрах. Вместе с тем для решения ряда практических задач, связанных с защитой атмосферы в разных климатических условиях, возникает необходимость оценки среднего уровня загрязнения по данным только о суммарном количестве выбросов. Для этих целей в качестве обобщенной метеорологической характеристики района, показывающей способность атмосферы к преобразованию и рассеиванию выбросов, предлагается использовать ПВ - параметр потребления атмосферного воздуха.

(  $PВ = \frac{M}{q_{ср}}$  ). ПВ показывает, какой объем чистого воздуха необходим для разбавления выбросов вредного вещества ( $M$ , мг/с) до средней концентрации этого вещества в атмосферном воздухе ( $q_{ср}$  мг/м<sup>3</sup>), т.е. какой объем потребляется при формировании среднего уровня загрязнения. Это позволяет наметить подходы к регулированию потребления воздуха для производственных нужд в связи с выполнением закона СССР "Об охране атмосферного воздуха". В случае, если рассматриваются суммарные выбросы вещества за год и средняя годовая концентрация этого вещества, то более удобно пользоваться значением ПВ в км<sup>3</sup> за год.

Для расчета ПВ были использованы результаты наблюдений за концентрацией сернистого газа и двуокиси азота, а также данные о выбросах этих веществ в 119 городах.

Города, для которых имелись указанные сведения, были разделены на две группы в зависимости от условий рассеивания веществ, т.е. по потенциалу загрязнения атмосферы (ПЗА), значения ПЗА определялись по карте, приведенной в / 1 /. В первую группу входили города, расположенные в зоне высокого и очень высокого ПЗА. В пре-

делах каждой группы города были подразделены на типы по численности населения: I тип - с числом жителей менее 100 тыс., II тип - 100-250 тыс., III тип - 250-500 тыс. и IV тип - более 500 тыс. В каждой группе для двух примесей (сернистого газа и двуокиси азота) были вычислены средние значения суммарных выбросов  $M$ , концентрации примесей в атмосфере  $q_{\text{ср}}$  и параметра потребления воздуха ПВ, а также средние квадратические отклонения этих характеристик  $\sigma$ . Кроме того, эти характеристики были рассчитаны вместе для первой и второй группы ПЗА. Из-за малого количества городов второй и третьей градации в зоне высокого ПЗА рассчитывалось общее среднее значение ПВ для этих двух градаций (табл. I).

Как следует из табл. I, в городах с населением более 500 тыс. ПВ почти в 3 раза выше, чем в городах с населением менее 100 тыс. Это означает, что в больших городах суммарные выбросы увеличиваются медленнее, чем объем атмосферного воздуха, вовлекаемый в формирование уровня загрязнения. Достоверность средних значений ПВ, полученных по данным концентраций и выбросов сернистого газа, подтверждается аналогичными данными ПВ для двуокиси азота. Из табл. I следует также, что значения объемов потребления воздуха для разбавления выбросов сернистого газа и двуокиси азота близки между собой. Однако заметим, что для городов с населением менее 100 тыс. ПВ для разбавления сернистого газа имеет большие значения, чем для разбавления окислов азота. Очевидно, это связано с тем, что данные о выбросах в этих городах занижены. По-видимому, не учтены выбросы от печных труб жилых домов и мелких предприятий, которые также определяют уровень загрязнения атмосферы.

Различия значений ПВ в городах с разной численностью населения могут быть объяснены несколькими причинами.

Во-первых, в городах существенно различаются параметры выбросов промышленных предприятий, количество этих предприятий и метеорологические условия рассеивания выбросов. В крупных городах имеется несколько ТЭЦ, ГРЭС, промышленных предприятий. Они осуществляют выбросы на больших высотах, а выбрасываемая газозоодушная смесь имеет высокую температуру. Вследствие большой разности температуры газозоодушной смеси и окружающего воздуха выбросы могут подниматься на значительную высоту и переноситься на большие расстояния, что приводит к уменьшению концентраций в приземном слое воздуха по сравнению с концентрацией при том же количестве выбросов и тех же метеорологических условиях. Например, в городах с предприятиями черной металлургии значения ПВ оказались наиболее высокими: в Магнитогорске  $PB=320 \cdot 10^4 \text{ км}^3/\text{год}$ , в Челябинске  $PB=99 \cdot 10^4 \text{ км}^3/\text{год}$ .

Во-вторых, при расположении крупных предприятий на окраинах городов или на некотором расстоянии от них фактический уровень загряз-

Таблица I

Средние значения потребления атмосферного воздуха в городах различных типов ( $\Pi\text{В} \cdot 10^{-4} \text{ км}^3/\text{год}$ )

| Типы городов,<br>число жителей | Все города    |          |                | Зона высокого ПЗА |               |                | Зона низкого и умеренного ПЗА |               |                |
|--------------------------------|---------------|----------|----------------|-------------------|---------------|----------------|-------------------------------|---------------|----------------|
|                                | сернистый газ |          | двуокись азота | сернистый газ     |               | двуокись азота | сернистый газ                 |               | двуокись азота |
|                                | $\Pi\text{В}$ | $\sigma$ | $\Pi\text{В}$  | $\Pi^*$           | $\Pi\text{В}$ | $\sigma$       | $\Pi^*$                       | $\Pi\text{В}$ | $\sigma$       |
| < 100                          | 26            | 20,7     | 28,5           | 11,7              | 15,6          | 10             | 12,6                          | 15,0          | 11,4           |
| 100 - 250                      | 29            | 31,2     | 34,2           | 29,1              | 31,8          | 11             | 14,3                          | 15,6          | 17,4           |
| 250 - 500                      | 32            | 40,2     | 56,4           | 33,9              | 42,2          |                |                               |               |                |
| > 500                          | 32            | 66,9     | 146,4          | 62,1              | 57,6          | 9              | 30,0                          | 27,3          | 23,7           |
| По всем городам                | 119           | 44,7     | 86,4           | 36,0              | 42,0          | 30             | 18,6                          | 20,4          | 19,8           |
|                                |               |          |                |                   |               |                |                               | 52,5          | 98,0           |
|                                |               |          |                |                   |               |                |                               | 43,9          | 47,1           |

 $\Pi^*$  - число городов

нения воздуха оказывается более низким, чем следовало ожидать при данном количестве выбросов, поскольку выбросы попадают в город только при определенных направлениях ветра. Например, в Омске  $PВ = 186 \cdot 10^4 \text{ км}^3/\text{год}$ , в Норильске  $PВ = 91 \cdot 10^4 \text{ км}^3/\text{год}$ .

В-третьих, на формирование уровня загрязнения, особенно в крупных городах, большое влияние оказывает остров тепла, который определяет усиление циркуляции воздуха от окраин города к центру. Происходит дополнительный приток чистого воздуха из пригородной зоны в центр города. По данным Г.П.Расторгуевой / 6 /, в городах СССР отмечена связь между интенсивностью острова тепла и численностью населения в городе. Интенсивность острова тепла в среднем составляет для города 1-2 °С.

В-четвертых, в результате промышленного развития города увеличивается его площадь, т.е. увеличивается объем воздуха, участвующий в разбавлении выбросов. Благодаря этому, в приземном слое воздуха создаются более низкие концентрации примесей.

Города и даже отдельные крупные промышленные предприятия оказывают значительное воздействие на локальные условия рассеивания выбросов вредных веществ. Если вне городов степень рассеивания выбросов по территории СССР изменяется в 2-2,5 раза, то в городах влияние выбросов промышленных предприятий может привести к дополнительному изменению степени рассеивания. В результате этого влияния объем воздуха, потребляемый промышленным городом для формирования уровня загрязнения, значительно увеличивается. Происходит расширение зоны воздействия города на атмосферу при одновременном уменьшении степени этого воздействия в самом городе.

Значения  $PВ$  в городах с одинаковой численностью населения, но расположенных в различных климатических условиях существенно отличаются (см. табл. I). Так, в городах с населением менее 100 тыс. в зоне пониженного ПЗА объем потребляемого воздуха для разбавления сернистого газа почти в 2 раза больше, а в городах с населением более 500 тыс. - примерно в 3 раза больше, чем в зоне высокого ПЗА. Значения  $PВ$  для двуокиси азота различаются в 1,5-2 раза. Хотя в городах Восточной Сибири и Средней Азии (высокий ПЗА) выбросы в 2-3 раза меньше, чем в городах ЕТС, они определяют такой же, как на ЕТС, уровень загрязнения атмосферы. Эти результаты подтверждают выводы выполненных ранее исследований по оценке климатических условий рассеивания примесей / I /. В зависимости от климатических условий параметр  $PВ$  так же, как и потенциал загрязнения атмосферы, различается в 2-2,5 раза.

Полученные результаты должны использоваться при разработке схем развития и размещения отраслей народного хозяйства и отраслей промышленности. При этом следует учитывать, что размещение объек-

тов, загрязняющих атмосферу, в районах с высоким ПВ потребует значительно большего сокращения выбросов, чем в районах с низким ПВ. Зона воздействия объектов друг на друга в районах с высоким ПВ будет больше, чем в районах с низким ПВ. Поэтому при разработке указанных выше схем для районов с различным ПВ следует производить экономические оценки требуемого уменьшения выбросов в зависимости от уровня промышленного развития. Это необходимо учитывать и при распределении средств на охрану атмосферного воздуха от загрязнения действующими промышленными объектами. Так, при выборе мероприятий для снижения уровня загрязнения воздуха городов, расположенных в различных климатических условиях, следует иметь в виду, что одинаковое уменьшение выбросов в городах, расположенных на ЕТС, в Сибири и Средней Азии, приведет к различному уменьшению загрязнения воздуха.

Ранее было показано / I /, что уровень загрязнения воздуха растет с ростом численности населения. В крупнейших городах изменение уровня загрязнения воздуха практически мало связано с ростом или уменьшением численности населения. Это объясняется дополнительными возможностями, которые создает рост города для рассеивания вредных выбросов. Параметр потребления воздуха удобно использовать для установления очередности мероприятий по уменьшению загрязнения атмосферы в городе и для составления приоритетного списка вредных веществ, содержание которых следует в первую очередь контролировать на общегосударственной сети наблюдений за загрязнением воздуха. Очередность мероприятий и приоритетный список определяются отношением  $PV_i$   $i$ -го вещества к  $PV_j$   $j$ -го вещества  $PV_i / PV_j$ , где  $PV_i = M_i / Q_i$ . Значение  $PV_i$  сравнивается со значениями  $PV_j$  газообразных веществ, выбрасываемых теми же источниками (на тех же высотах и в том же режиме). Если  $PV_i > PV_j$ , то необходимы наблюдения за концентрацией  $j$ -го вещества. В случае если рассматривается необходимость контроля нескольких веществ, их приоритет определяется с учетом класса опасности вещества и ранжирования по значениям отношения параметров потребления воздуха. В первую очередь организуются наблюдения за веществами первого и второго класса опасности.

Возможность долгосрочного прогнозирования. Еще одним аспектом приложения понятия потребления воздуха является использование его в долгосрочном прогнозировании загрязнения атмосферы. Средний уровень загрязнения в городе определяется количеством выбросов ( $M$ ), средней высотой слоя перемешивания ( $H_0$ ), скоростью ветра в слое перемешивания ( $u$ ) и характерным размером ( $L$ ) города. Полагая, что средний уровень определяется только горизонтальной адвекцией и вертикальным перемешиванием, то из соображений размерности можно получить

$$q_{\text{ср}} = \frac{M}{u H_0^2} f\left(\frac{L}{H_0}\right) \quad (1)$$

или

$$ПВ = \frac{u H_0^2}{f\left(\frac{L}{H_0}\right)} \quad (2)$$

Функция  $f\left(\frac{L}{H_0}\right)$  учитывает изменение объема потребляемого воздуха, происходящее в результате повышения высоты слоя перемешивания в городе по сравнению с окружающей местностью, обусловленного островом тепла, и различиями территорий города, на которых осуществляются выбросы промышленными предприятиями, и др. Если  $f\left(\frac{L}{H_0}\right)$  определять из экспериментальных данных  $M$ ,  $q_{\text{ср}}$ ,  $u$  и  $H_0$ , то в нее неявным образом войдет уменьшение концентрации в реальных условиях города из-за вымывания примесей осадками, преобразования их в атмосфере и др. Характер изменения функции  $f\left(\frac{L}{H_0}\right)$  в зависимости от типа города можно выявить следующим образом. Обозначим

$$\frac{H_0}{\sqrt{f\left(\frac{L}{H_0}\right)}} = \bar{H}. \quad (3)$$

Здесь  $H_0$  — реальная высота слоя перемешивания, полученная по данным метеорологических наблюдений. Методика определения  $H_0$  изложена в следующем разделе. Используя сведения о ПВ и скорости ветра в слое перемешивания, находим  $\bar{H}$ , а затем по  $H_0$  и  $\bar{H}$  — значения функции  $f\left(L/H_0\right)$ . Средние значения ПВ для групп городов с различной численностью населения приведены в табл. 1. Полагая  $u = 10$  м/с, что соответствует средней скорости ветра на ЕТС на высоте 0,5 км (примерно в середине слоя перемешивания), по данным ПВ и  $u$  находим средние значения  $\bar{H}$  для различных градаций городов (табл. 2).

Таблица 2

Средние значения ( $\bar{H}$ , км) высоты слоя перемешивания для групп городов на ЕТС с различной численностью населения, полученные из данных ПВ сернистого газа ( $ПВ_{SO_2}$ ) и двуокиси азота ( $ПВ_{NO_2}$ )

| Типы городов по населению, тыс. | n  | по $ПВ_{SO_2}$ |          | по $ПВ_{NO_2}(H_0)_{\text{макс}}$ |          |      |
|---------------------------------|----|----------------|----------|-----------------------------------|----------|------|
|                                 |    | $\bar{H}$      | $\sigma$ | $\bar{H}$                         | $\sigma$ |      |
| < 100                           | 16 | 0,93           | 0,57     | 0,66                              | 0,40     | 0,77 |
| 100 - 250                       | 25 | 1,05           | 0,54     | 1,03                              | 0,52     | 0,75 |
| 250 - 500                       | 24 | 1,26           | 0,67     | 1,15                              | 0,45     | 0,73 |
| > 500                           | 23 | 1,67           | 1,08     | 1,45                              | 0,66     | 0,77 |

Как видно из табл.2, средние значения  $\bar{H}$ , вычисленные по данным о ПВ сернистого газа и двуокиси азота, близки между собой. Для городов с населением менее 100 тыс. значение  $\bar{H}$  для двуокиси азота ниже, чем для сернистого газа. Это, по-видимому, можно объяснить недостатком данных о суммарном количестве выбросов этой примеси. Для городов с населением более 500 тыс.  $\bar{H}$  для сернистого газа на 0,2 км выше, чем для двуокиси азота. Это, очевидно, связано с различием источников выбросов. В крупнейших городах часть окислов азота поступает в атмосферу из низких источников выбросов - от автотранспорта. Сернистый газ выбрасывается в основном из высоких труб.

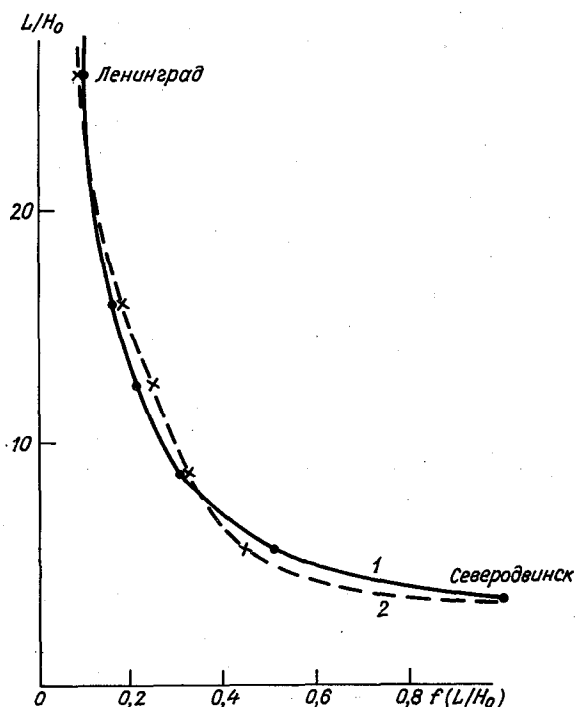


Рис. I. Значения  $f(L/H_0)$  для различных характерных размеров городов  $L/H_0$ .

1 - сернистый газ, 2 - двуокись азота.

На рис. I показаны средние для групп городов изменения  $f(L/H_0)$ . Значения  $L$  взяты как средние радиусы городов с различной численностью населения, а значения  $H_0$  - средние значения реальной высоты слоя перемешивания для районов расположения рассматриваемых городов.

На этом же рисунке указаны значения  $f(L/H_0)$  для двух городов с максимальными и минимальными значениями  $L/H_0$  (Ленинград, Северодвинск).

Как следует из рис.1, функция  $f(L/H_0)$  уменьшается с увеличением характерного размера города ( $L/H_0$ ) и для сернистого газа и для двуокиси азота. Приведенные на рис.1 значения  $f(L/H_0)$  для Ленинграда с наибольшим характерным размером являются наименьшими (0,09 для сернистого газа и 0,08 для двуокиси азота), а для Северодвинска - наибольшим (1,00).

Если данные о выбросах вредных веществ и их концентрации отсутствуют, то оценку  $\overline{ПВ}$  для конкретного города дают сведения об изменениях  $f(L/H_0)$  в зависимости от размера города совместно с данными о метеорологических условиях переноса и рассеивания примесей (высота слоя перемешивания  $H_0$  и скорость ветра  $U$  в этом слое).

Точность определения  $\overline{ПВ}$  по значениям метеорологических характеристик  $H_0$ ,  $U$  и  $f(L/H_0)$  может быть оценена при сравнении со значениями  $\overline{ПВ}$ , полученными из (1) по  $M$  и  $Q_{сер}$ . Расчеты были выполнены для 45 городов на ЕТС, в которых источники загрязнения сравнительно равномерно рассредоточены по территории. Результаты расчетов представлены на рис.2. Для 78 % городов  $\overline{ПВ}$ , определенные по метеорологическим характеристикам, отличаются от реальных  $\overline{ПВ}$  не более чем на 100 %. Для остальных городов  $\overline{ПВ} > \overline{ПВ}_0$ , что свидетельствует о недостатке данных о суммарных выбросах сернистого газа.

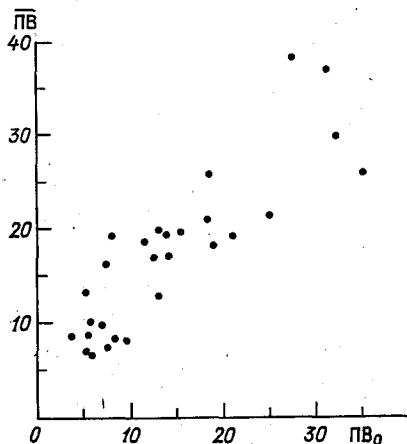


Рис.2. Связь между  $\overline{ПВ}_0$  реальными и  $\overline{ПВ}$  расчетными для сернистого газа.

Таким образом, можно сказать, что предложения о возможности

расчета ПВ по косвенным характеристикам ( $N$ ,  $u$ ,  $f(L/H_0)$ ) справедливы по крайней мере для городов с равномерным распределением источников загрязнения по их территории. Если в городе имеются отдельные крупные промышленные объекты со значительными выбросами, значения ПВ для таких городов будут получены с большими погрешностями.

Как известно, для составления прогноза уровня загрязнения атмосферы на длительный период необходима информация о значениях  $M_0$  и  $q_{cp}$  на исходный период и  $M$  на прогнозируемый период. При отсутствии исходной информации о  $M_0$  и  $q_{cp}$  значение  $PВ_0$  может быть определено из уравнения (4) по данным  $N_0$ ,  $u$  и  $f(L/H_0)$ . Таким образом, долгосрочное прогнозирование средних концентраций примесей может быть выполнено при наличии сведений о метеорологических условиях, размере города или численности его населения и о суммарном количестве выбросов на прогнозируемый период. При этом следует иметь в виду, что значительный рост промышленного потенциала города будет являться фактором, способствующим использованию большего объема воздуха для разбавления выбросов, в результате чего концентрации примесей будут несколько меньше, чем прогнозируемые.

Полученные выводы справедливы для прогноза как концентраций сернистого газа, так и двуокиси азота. На рис.3 показана связь между реальными значениями  $PВ_0$  для сернистого газа и двуокиси азота. Как видно из рис.3, более высоким значениям  $PВ_0$  сернистого газа соответствуют более высокие значения  $PВ_0$  двуокиси азота. Такая тесная связь позволяет предполагать, что при необходимости данные  $PВ_0$  сернистого газа или двуокиси азота могут быть использованы для составления долгосрочного прогноза загрязнения воздуха другими газообразными вредными веществами. Однако необходимы дополнительные проработки с целью выявления закономерностей формирования ПВ этих веществ.

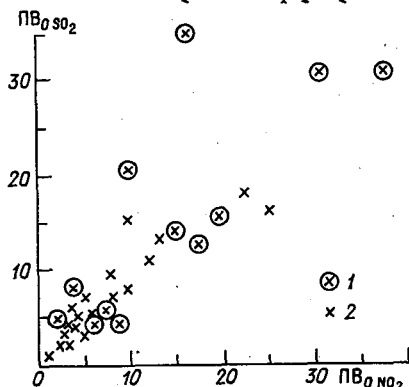


Рис.3. Связь между  $PВ_{SO_2}$  и  $PВ_{NO_2}$  для городов разной величины.  
1 - наиболее крупные, 2 - остальные города.

3. Определение высоты слоя перемешивания. Как было показано, основными метеорологическими факторами, определяющими ПВ, являются средняя высота слоя перемешивания (ВСП) или высота пограничного слоя атмосферы в заданном районе и средняя скорость ветра в этом слое.

В настоящее время по данным 65 аэрологических станций получены среднегодовые значения максимальной ВСП, осредненные за десятилетний период / 2 /. За максимальную ВСП принимается слой интенсивной конвекции, вызываемой радиационным нагреванием подстилающей поверхности. Вертикальный градиент температуры в нем приближается к сухадиабатическому или даже превышает его. В оперативной практике ВСП определяется по ежедневным данным аэрологического зондирования атмосферы и максимальной температуре за сутки. / 6 /. Хорошо известно, что при уменьшении ВСП обычно наблюдается увеличение концентраций вредных примесей в атмосфере.

На основе многочисленных исследований установлено, что наиболее значительные изменения с высотой скорости ветра, температуры воздуха и турбулентности наблюдаются в приземном слое атмосферы ( $\bar{h}$ ) толщиной 50-100 м. Для расчета высоты приземного слоя в / 4 / предложена формула

$$\bar{h} = \frac{K_1}{10F}, \quad (4)$$

где  $F = 2\omega \sin \varphi$  - параметр Кориолиса ( $\omega$  - угловая скорость вращения Земли;  $\varphi$  - географическая широта),  $K_1$  - коэффициент турбулентности на высоте 1 м.

В пограничном слое  $H_0$  на распределение метеозлементов существенно влияет подстилающая поверхность. Исходя из этого, принимается / 4 /, что

$$H_0 = 10\bar{h}. \quad (5)$$

В настоящей статье была проверена возможность расчета высоты пограничного слоя  $H_0$  по значениям коэффициента турбулентного обмена на высоте 1 м ( $K_1$ ). По данным градиентных наблюдений на 24 теплобалансовых станциях за 1968-1972 гг. были получены значения  $K_1$  за 13 ч в июле и средние за год. Затем, полагая, что в период максимального прогрева высота пограничного слоя тождественна высоте слоя максимального перемешивания, были рассчитаны  $H_{0\text{макс}}$  по формулам (4) и (5) с использованием средних значений  $K_1$  за 13 ч в июле (табл. 3).

Как видно из табл. 3 значения ВСП<sub>макс</sub> и  $H_{0\text{макс}}$  достаточно близки. Коэффициент корреляции  $r$  между этими величинами равен 0,95.

Таблица 3

Значения максимальных ВСП и  $H_0$  макс за 13 ч в июле

| Станции  | ВСП <sub>макс</sub> | ( $H_0$ ) <sub>макс</sub> | Станции     | ВСП <sub>макс</sub> | ( $H_0$ ) <sub>макс</sub> |
|----------|---------------------|---------------------------|-------------|---------------------|---------------------------|
| Тамды    | 1,58                | 1,75                      | Архангельск | 0,80                | 0,68                      |
| Термез   | 1,57                | 1,54                      | Каменная    |                     |                           |
| Огурцово | 0,95                | 1,08                      | Степь       | 1,02                | 1,06                      |
| Рига     | 0,80                | 0,81                      | Куйбышев    | 1,16                | 1,01                      |

На этом основании правомерно предположить, что среднегодовая высота пограничного слоя будет соответствовать высоте слоя перемешивания. Анализ показал, что среднее максимальное значение  $K_1$  (13 ч, июль) тесно связано со среднегодовым значением  $K_1$  (рис.4). Коэффициент корреляции  $r$  равен 0,80.

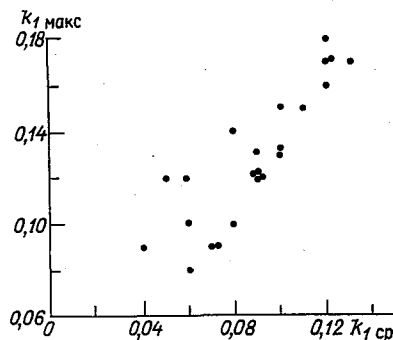


Рис.4. Связь между средними  $K_{1\text{ ср}}$  и максимальными  $K_{1\text{ макс}}$  значениями коэффициента турбулентности.

$$K_1 = 0,76 (K_{1\text{ макс}}) \quad (6)$$

Поэтому можно записать, что

$$H_0 = 0,76 (H_{0\text{ макс}}), \quad (7)$$

где ( $H_{0\text{ макс}}$ ) - максимальная высота слоя перемешивания.

По (7) были получены средние значения  $H_0$ , необходимые для расчета параметра потребления воздуха ПВ. Заметим, что  $H_0$  характеризует высоту пограничного слоя, образованного вне влияния самого города. В городе она будет несколько отличаться в результате воздействия острова тепла и некоторых других факторов.

Значения  $H_0$  были использованы для проверки методики долгосрочного прогноза загрязнения атмосферы. Средние значения  $H_0$  для городов с различной численностью населения определялись по данным  $H_0$  конкретных городов, используемых для расчета ПВ (см. рис. 2).

Следует отметить, что кроме получения значений высоты пограничного слоя по данным  $K$ , может быть решена и обратная задача — определение  $K$ , по данным о максимальной высоте слоя перемешивания.

#### Список литературы

1. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеиздат, 1980. — 164 с.

2. Безуглая Э. Ю. Высота слоя перемешивания. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 84–89.

3. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975, — 21 с.

4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л. Особенности турбулентной диффузии и загрязнения воздуха в условиях стратифицированной атмосферы. Международный симпозиум по стратифицированным течениям. Новосибирск. — Изд-во ВЦ СО АН СССР, 1972. — 22 с.

5. Расторгуева Г. П. Температурный режим воздуха промышленных городов СССР. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. III–117.

И. М. Эражевский, А. М. Шилкин

#### Основные принципы классификации источников выбросов вредных веществ в атмосферу

При проектировании промышленных предприятий часто возникает необходимость разделения источников по их вкладу в загрязнение атмосферного воздуха. Иногда такое разделение является очевидным, однако в большинстве случаев вклад отдельных источников можно определить только после проведения расчетов поля концентраций от совокупности источников. Более того, вклад источника будет определяться не только его характеристиками, но и положением точки, для которой произведен расчет / 3 /. Пока еще отсутствуют методы, позволяющие разделить источники по их вкладу во все расчетное поле. Представляется целесообразным разработать такой подход, который позволил бы классифицировать источники по их вкладу в загрязнение атмосферы только на основе исходных параметров. Естественно, при таком разделении предполагается, что распространение примеси от классифицируемых ис-

точников происходит при одинаковых внешних условиях, т.е. метеорологических параметрах и фоновых концентрациях.

Классифицировать источники следует исходя из следующих исходных параметров:  $M$  - количество примеси, выбрасываемой через данный источник в единицу времени;  $q_o$  - концентрация примеси на выходе из источника; ПДК - предельно допустимая концентрация выбрасываемой примеси;  $H$  - высота источника и  $D$  - диаметр (или любой другой характерный размер) устья источника. На основании этих параметров вводятся показатели требуемого потребления воздуха (ТПВ) и разбавления ( $R$ ).

ТПВ представляет собой количество чистого воздуха, которое требуется в единицу времени для разбавления выбросов до концентраций, соответствующих предельно допустимым значениям / I /, и определяется из следующего соотношения:

$$ТПВ_{je} = \sum_{i=1}^n \frac{M_i}{ПДК_i} \quad (1)$$

где  $j$  - принадлежность к источнику;  $l$  - принадлежность к веществу или сумме веществ, обладающих синергетическим эффектом;  $n$  - количество выбрасываемых веществ, обладающих синергетическим эффектом;  $i$  - индекс, по которому производится суммирование (если  $n = 1$ , то  $ТПВ_{je} = \frac{M_e}{ПДК_e}$ ).

Показатель разбавления показывает, во сколько раз нужно разбавить выбрасываемую смесь для того, чтобы концентрация стала равной ПДК при заданных значениях отношения диаметра источника к его высоте. Он определяется как

$$R_{je} = \frac{D_j}{H_j + D_j} \sum_{i=1}^n \left( \frac{q_{oi}}{ПДК_i} \right) \quad (2)$$

Если для источника невозможно определить характерный размер (например, неорганизованный выброс) или  $D > H$ , то  $\frac{D}{H+D}$  принимается равным единице (т.е. такой источник рассматривается как наземный).

Класс источника определяется по максимальным значениям ТПВ и  $R$  для данного источника (табл. I).

Предложенная классификация позволяет сформулировать ряд правил, которыми следует руководствоваться при разработке мероприятий по охране атмосферы в составе проектной документации. Например, источники, у которых показатель разбавления  $R > 1000$ , а ТПВ  $> 10^5$  м<sup>3</sup>/с (класс Ia), как правило, не следует включать в состав проектируемых и реконструируемых объектов. Источники I класса необходимо исключить из состава проектируемых и реконструируемых объектов, располо-

женных в административной черте городов или в местах с частой повторяемостью опасных метеорологических условий. Следует ограничить строительство источников I и II классов в городах с высоким уровнем фоновых концентраций, высота источников I и II классов (H) должна, как минимум, в 2,5 раза превышать высоту самого высокого здания / 2 / в радиусе 3 Hгр, а III класса - в 1,25 раза и др.

Таблица I  
Классификация источников вредных выбросов в атмосферу  
по R и ТПВ

| R        | ТПВ, м³/с        |                                  |                                  |                                  |                  |
|----------|------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------|
|          | >10 <sup>5</sup> | 10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup> | 10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup> | 10 <sup>2</sup> -10 <sup>3</sup> | <10 <sup>2</sup> |
| >1000    | Ia               | I                                | II                               | III                              | III              |
| 100-1000 | I                | II                               | II                               | III                              | IV               |
| 50-100   | II               | II                               | III                              | III                              | IV               |
| 5-50     | II               | III                              | III                              | IV                               | IV               |
| < 5      | III              | III                              | IV                               | IV                               | V                |

Для определения объема документации, разрабатываемой в составе проектов, необходимо классифицировать предприятие в целом по его вкладу в загрязнение атмосферы. Классифицировать предприятия целесообразно по каждому выбрасываемому веществу и по сумме веществ, обладающих синергетическим действием. При этом вводится показатель П, учитывающий показатели ТПВ и R :

$$П_e = \sum_{j=1}^m ТПВ_{je} R_{je}, \quad (3)$$

где m - количество источников на предприятии, выбрасывающих одноименные или обладающие синергетическим эффектом вещества.

По показателю П выделяется пять классов.

| П м³/с            | >10 <sup>8</sup> | 10 <sup>8</sup> -10 <sup>7</sup> | 10 <sup>7</sup> -10 <sup>6</sup> | 10 <sup>6</sup> -10 <sup>5</sup> | <10 <sup>5</sup> |
|-------------------|------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------|
| Класс предприятия | I                | II                               | III                              | IV                               | V                |

Иногда для сравнения предприятий между собой следует рассчитывать по каждому веществу требуемое потребление воздуха для всего предприятия и средний показатель разбавления по формулам:

$$ТПВ_{\ell} = \sum_{j=1}^m ТПВ_{j\ell} \quad \text{и} \quad R_{\ell} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m R_{j\ell} \quad (4)$$

На ранних стадиях проектирования отсутствует детальная информация об исходных параметрах источников выбросов для расчета показателей ТПВ,  $R$  и  $\Pi$ , что существенно затрудняет разработку мероприятий по охране атмосферы. Поэтому проектные институты и головные отраслевые НИИ должны определить по каждому типу производства, типовые показатели классификации источников. Эти показатели можно свести в таблицы, формы которых приведены в табл.2. Если невозможно или нецелесообразно получать данные по типам производства, то подобная таблица составляется для предприятия в целом.

С помощью параметров ТПВ,  $R$  и  $\Pi$  нами была проведена проверка показателей классификации на источниках типичных для предприятий основных отраслей промышленности, расположенных в Ленинградском и Запорожском промышленных узлах. Проверка проводилась по 30 типовым предприятиям 15 министерств СССР.

Классификация типовых предприятий министерств СССР по параметрам ТПВ и  $\Pi$ . Анализ показывает, что по параметру ТПВ к предприятиям I класса, дающим максимальное загрязнение атмосферы вредными примесями, относятся предприятия министерств черной металлургии, энергетики, мясной и молочной промышленности, судостроительной и электротехнической промышленности, морского флота.

По параметру  $\Pi$  на первом месте находятся предприятия министерства черной металлургии, а на втором – предприятия министерства мясной и молочной промышленности, в результате большого вклада в общие выбросы низких и неорганизованных выбросов. Предприятия министерств энергетики и электротехнической промышленности занимают соответственно 3 и 4 места.

Из 30 рассмотренных предприятий 10 относятся к предприятиям I класса. Ко II классу относится 5 предприятий, а группу из 15 предприятий составляют предприятия III, IV и V классов.

К основным ингредиентам, составляющим выбросы от предприятий I класса, в Ленпромузле относятся: сернистый ангидрид, двуокись азота, свинец, пыль, ксилол, фенол, меркаптаны, а в Запорожском промышленном узле, кроме того, еще ряд канцерогенных и специфических ингредиентов – бензапирен, антрацен, нафталин, цианистый водород, сероводород, окись хрома, окись марганца.

Суммарный параметр потребления воздуха (ТПВ) для предприятий черной металлургии равен  $7,8 \cdot 10^9 + 7,8 \cdot 10^6$ , а для предприятий министерства энергетики, мясной и молочной промышленности, соответ-

Форма таблицы 2

Форма обобщения данных классификации источников

Министерство ..... Предприятие ..... Класс предприятия .....

| № п/п | Цех (производства) изводства | Мощность | Выбрасываемые вещества | Общее кол-во источников | Класс источника |    |     |    |    | Сумма по данному производству |    |    |    |    | Рекомендуемые способы очистки | Эффективность очистки |   | Примечание |
|-------|------------------------------|----------|------------------------|-------------------------|-----------------|----|-----|----|----|-------------------------------|----|----|----|----|-------------------------------|-----------------------|---|------------|
|       |                              |          |                        |                         | I               | II | III | IV | У  | Т                             | П  | В  | П  | Э  |                               | П                     | Э |            |
|       |                              |          |                        |                         |                 |    |     |    |    |                               |    |    |    |    |                               |                       |   |            |
|       |                              |          |                        |                         |                 |    |     |    |    |                               |    |    |    |    |                               |                       |   |            |
| I     | 2                            | 3        | 4                      | 5                       | 6               | 7  | 8   | 9  | 10 | 11                            | 12 | 13 | 14 | 15 | 16                            | 17                    |   |            |

венно  $9,34 \cdot 10^6$  и  $1,44 \cdot 10^6$  м<sup>3</sup>/с.

Общее количество источников выброса вредных примесей и источников загрязнения атмосферы, определяющих класс предприятия, приведены в табл.4. Как видно из данных табл.4, в Ленпромузле количество источников, дающих максимальное загрязнение атмосферы вредными примесями, составляет 7,3 %, а имеющих параметр ПТВ, равный  $10^6 + 10^5$ , всего 0,84 % от всех источников.

Таблица 3

Общее количество источников выброса вредных примесей и вклад источников загрязнения атмосферы, определяющих класс предприятия в суммарный параметр ПТВ

| Характеристики                                                                        | Кировский район<br>Ленинграда |                                                                                            | Запорожский промышлен-<br>ный узел (4 предприятия) |                                                                                                                   |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                                                       | Значение                      | Причины<br>загрязнения                                                                     | Значение                                           | Причины<br>загрязнения                                                                                            |
| Общее количество источников<br>( <u>неподвижных</u><br><u>подвижных</u> )<br>выбросов | 953<br>(15000)                | 1. Низкие КПД очистки (по свинцу - 36 %, костной пыли - 80 %)                              | 475                                                | 1. Низкие КПД очистки (по двуокиси азота - 80 %, фтористому водороду - 82 %, пыли - 50 %, окиси марганца - 90 %). |
| Количество источников, определяющих загрязнение атмосферы                             | 70                            | 2. Отсутствие средств очистки (по сернистому ангидриду, двуокиси азота, саже, меркаптанам) | 96                                                 | 2. Отсутствие средств очистки по сернистому ангидриду, бенз(а)пирену                                              |
| Σ ПТВ всех источников, м <sup>3</sup> /с                                              | $1,92 \cdot 10^7$             |                                                                                            | $7,85 \cdot 10^9$                                  |                                                                                                                   |
| Вклад определяющих загрязнение источников в Σ ПТВ, %                                  | 86                            |                                                                                            | 99,9                                               |                                                                                                                   |
| Количество загрязняющих ингредиентов                                                  | 17                            |                                                                                            | 15                                                 |                                                                                                                   |

В Запорожском промышленном узле количество источников, дающих максимальное загрязнение атмосферы, составляет 20,2 %. Незначительный процент выявленных источников максимального загрязнения (предприятия министерств: черной металлургии, энергетики, мясной и молочной

промышленности, электротехнической и судостроительной промышленности) позволяет составлять конкретные перспективные планы мероприятий по оздоровлению воздушных бассейнов Ленинградского и Запорожского промышленных узлов.

### Выводы

1. Использование принципа классификации источников выбросов вредных веществ в атмосферу с помощью параметров ТПВ,  $R$  и  $\Pi$  на 30 типовых предприятиях 15 министерств СССР позволило провести классификацию источников выбросов и предприятий, а также выявить ингрессиенты, дающие основной вклад в загрязнение атмосферы. Предложенная классификация позволяет сформулировать ряд правил, которые необходимо учитывать при согласовании мероприятий по охране атмосферы в составе проектной документации.

2. Выявлено, что источники (I класса), для которых  $R$  больше  $10^3$ , а ТПВ больше  $10^5$ , вносят максимальный вклад в загрязнение атмосферы. Как правило, концентрации от них в приземном слое выше предельно допустимых на значительных площадях. При ТПВ больше  $10^5$ , а  $R$  равно  $10^2$ – $10^3$  или больше  $10^3$ , источники создают близкие к ПДК приземные концентрации.

### Список литературы

1. Безуглая Э.Ю. и др. К оценке метеорологических условий загрязнения атмосферы / Э.Ю.Безуглая, Е.К.Завадская, И.М.Зражевский, М.Ю.Нестерова/ См.наст.сборник.

2. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосфере (расчет и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). –М.: 1981.

3. Зашихин М.Н., Канчан Я.С., Оникул Р.И. Об унификации расчетов загрязнения атмосферы от многих источников с помощью ЭВМ. –Труды ГГО, 1975, вып. 325, с. 151–174.

К вопросу о достоверности данных наблюдений  
загрязнения атмосферы

В настоящее время качество работы сетевых подразделений общегосударственной службы наблюдения и контроля загрязнения атмосферы (СКЗА) определяется в соответствии с Методическими указаниями /3/.

Методические указания предусматривают детальное рассмотрение практически всех основных видов работ, выполняемых сетевыми подразделениями СКЗА. Наибольшее предпочтение отдается оценке достоверности данных наблюдений.

Получение достоверных данных о загрязнении атмосферного воздуха возможно только при строгом соблюдении всех требований к отбору и анализу проб воздуха, изложенных в Руководстве / 2 /. Многолетний опыт контроля качества работы сетевых подразделений СКЗА показывает, что, как правило, указанные требования выполняются не всегда. В связи с этим целесообразно проанализировать наиболее характерные ошибки при проведении наблюдений за состоянием загрязнения атмосферы, сформулировать основные требования к отбору проб воздуха и их анализу, а также оценить влияние различных факторов на достоверность информации о загрязнении атмосферы.

Проведенные в последние годы метрологические исследования ряда методик определения содержания вредных веществ в атмосфере / 1 / показала, что в основном погрешность принятых методов контроля загрязнения воздуха не превышает 25 %. Однако ошибки, допущенные при отборе и анализе проб воздуха, могут значительно увеличить погрешность и даже полностью исказить результаты определения вредных веществ в атмосфере.

В этой связи необходимо рассмотреть некоторые уточненные требования к отбору и анализу проб воздуха, а также возможные источники погрешностей, возникающих при отклонении от этих требований.

На первом этапе работы – отборе проб воздуха, можно выделить следующие необходимые требования, выполнение которых в значительной степени определяет качество результатов анализа.

1. Регулярно, не реже 1 раза в месяц, проводить калибровку ротаметров электроаспираторов. В процессе их эксплуатации возможны изменения веса поплавка вследствие оседания на поверхности пылинок, попадания брызг раствора и влаги атмосферного воздуха через неперекрытые штуцера ротаметров.

Важность этого требования обусловлена тем, что точность анализа состояния загрязнения атмосферы определяется прежде всего точностью измерения объема исследуемого воздуха, прошедшего через погло-

тительный прибор. Поскольку в настоящее время в процессе отбора измеряется не объем протянутого воздуха, а скорость аспирации, то точность анализа атмосферного воздуха в значительной степени определяется точностью поддержания постоянного расхода воздуха. Любая ошибка в показаниях ротаметра приводит к такой же ошибке в измерении объема анализируемого воздуха, а значит, и концентрации определяемого вещества.

2. Строго соблюдать режим отбора (время и скорость аспирации), от которого также зависит правильность определения объема протянутого воздуха. Ошибки, допущенные в процессе отбора проб, искажают результат определения. Например, если во время отбора пробы воздуха на двуокись азота скорость аспирации в течение 5 мин. станет ниже 0,25 л/мин, то объем протянутого воздуха уменьшится на 5 %, что повлечет за собой соответствующее занижение результатов.

Уменьшение или увеличение времени отбора на 1 мин также приведет к искажению результатов на 5 %.

Иногда отмечаются случаи нарушений режима отбора проб. Так, при отборе проб воздуха на сероводород уменьшают время отбора до 20 мин (вместо 40 мин), а при отборе проб воздуха на фенол снижают скорость аспирации до 1 л/мин (вместо 3 л/мин). В этих случаях снижается чувствительность метода, в результате чего увеличивается погрешность определения.

3. Заносить в рабочий журнал любые отклонения от требуемого режима отбора. Особенно это важно делать при отборе проб воздуха на пыль с применением нестандартных фильтров, так как при опресовке таких фильтров под большим давлением возможны очень большие их сопротивления, вследствие чего реальная скорость аспирации, а значит и объем протянутого воздуха, может быть значительно ниже заданного.

4. В качестве воздухозаборника следует использовать трубки из инертных материалов (стекло, фторопласт). Недопустимо применение резиновых шлангов, так как в процессе отбора проб неизбежна сорбция и частичная десорбция определяемых веществ (особенно сернистого газа и фенола) поверхностью резины. Частичная сорбция анализируемых веществ приводит к получению заниженных результатов определения. После накопления сорбированных веществ может произойти их десорбция, в результате чего будут получены завышенные результаты.

5. Воздухозаборную систему необходимо периодически, не реже 1 раза в месяц, прочищать. В противном случае в трубке скапливается пыль, которая сорбирует определяемые вещества. Кроме того, пыль, скопившаяся в воздухозаборнике, может попадать в пробу, вызывая появление мути.

6. Вся воздухозаборная система должна быть герметичной. При

недостаточной герметизации возможен подсос воздуха из помещения поста. Особенно большие искажения результатов возможны при отборе проб воздуха в поглотители с пористой пластиной из-за большого сопротивления. Подсос воздуха может происходить и при неправильном подсоединении поглотительных приборов, в результате чего полученные данные не будут соответствовать реальной концентрации вредной примеси в атмосферном воздухе.

7. Для сохранности ротаметров и увеличения стабильности их работы перед ротаметрами необходимо устанавливать защитные патроны с силикагелем. В противном случае возможно попадание брызг поглотительного раствора в ротаметр, что неизбежно приведет к искажению его показаний.

На втором этапе работы — транспортировке и хранении отобранных проб, возможны значительные потери определяемых веществ при несоблюдении правил и сроков хранения.

На третьем этапе — химическом анализе проб, выделяются следующие факторы, определяющие качество информации о загрязнении атмосферы.

1. Надежность химического анализа, которая прежде всего определяется настройкой приборов. В настоящее время основными приборами, используемыми при проведении анализа атмосферного воздуха являются аналитические весы и фотоэлектроколориметры. Любая погрешность в их показаниях влияет на результат. Для обеспечения достоверности данных необходима регулярная поверка приборов. Кроме того, рекомендуется 1 раз в месяц проверять работу фотоколориметров раствором хромата калия по методике, изложенной в Руководстве /2/.

2. Точность фотометрических методов анализа при измерении шкал стандартов. Погрешности, допущенные при построении градуировочных графиков, являются источниками систематических ошибок, так как завышение (занижение) графика, например на 30 %, приводит к соответствующему уменьшению (увеличению) по сравнению с истинными значениями всех результатов анализа на данную примесь, рассчитанных с помощью этого графика. Градуировочные графики необходимо проверять не реже одного раза в 3 месяца. При освоении новых методик графики строят на основе измерений 5-7 серий стандартных растворов.

3. Точность мерной посуды. Накалированная новая посуда может быть источником погрешностей при построении градуировочных графиков и проведении анализа. Поэтому новая посуда должна быть откалибрована.

4. Точность химического анализа атмосферного воздуха, которая зависит также от чистоты применяемых реактивов. Особенно высокие требования предъявляются к качеству реактивов, используемых при приготовлении стандартных растворов. Например, возможно системати-

ческое завышение результатов анализа на двуокись азота, если при построении шкалы стандартов был использован старый нитрит натрия.

5. Использование некалиброванных поглотителей, часто приводящее к снижению точности анализа. В процессе отбора проб воздуха, особенно при больших скоростях аспирации и жаркой погоде, часть жидкости в поглотителях испаряется и фактический объем жидкости будет меньше 6 мл, на которые ведется расчет концентрации определяемого вещества. Например, после отбора пробы объем жидкости в поглотителях составил 5,4 мл, т.е. уменьшился на 10 %.

6. Визуальный осмотр проб перед анализом, при котором прежде всего, следует обращать внимание на прозрачность проб. Если мутную пробу нельзя отцентрифугировать, ее отбраковывают. Несоблюдение этого правила приводит к завышению результатов в несколько раз. В ряде случаев, в частности при определении фенола, необходима строгая отбраковка при появлении нехарактерной окраски проб. В противном случае также возможно завышение результатов.

В течение последних трех лет было проведено около 30 методических инспекций сетевых лабораторий КЗА, в ходе которых проверялось выполнение изложенных выше требований к проведению наблюдений за состоянием загрязнения атмосферы. Некоторые результаты проверок приведены в таблице.

Таблица  
Выполнение основных требований, предъявляемых к  
отбору проб воздуха и химическому анализу проб —  
по результатам инспекций

| Город                    | Отбор проб воздуха |   |   |   |   |   |   | Химический анализ проб |   |   |   |   |   |
|--------------------------|--------------------|---|---|---|---|---|---|------------------------|---|---|---|---|---|
|                          | Требование         |   |   |   |   |   |   |                        |   |   |   |   |   |
|                          | I                  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | I                      | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Бреван                   | +                  | + | + | + | - | - | - | -                      | + | - | + | - | + |
| Ростов-на-Дону           | +                  | + | + | + | + | - | + | +                      | + | + | + | + | + |
| Баку                     | -                  | + | + | + | - | + | + | +                      | + | - | - | - | + |
| Якутск                   | +                  | + | + | + | - | + | + | -                      | + | + | - | - | - |
| Магадан                  | +                  | + | + | + | + | + | + | +                      | + | + | + | - | + |
| Петропавловск-Камчатский | +                  | + | + | + | + | + | - | +                      | + | - | - | + | - |
| Ожно-Сахалинск           | +                  | - | + | + | - | - | + | +                      | + | - | + | + | - |
| Чита                     | +                  | - | + | - | + | - | + | +                      | + | - | + | + | + |
| Омск                     | +                  | + | + | + | + | + | + | +                      | + | - | + | + | + |
| Красноярск               | +                  | + | + | + | + | + | + | +                      | + | + | + | + | + |
| Мурманск                 | +                  | + | + | + | + | + | + | +                      | + | - | + | - | + |
| Минск                    | +                  | - | + | + | + | + | + | +                      | + | + | + | - | - |

Из анализа данных таблиц следует, что большая часть ошибок приходится на химический анализ проб, в котором основными источниками погрешностей являются использование мерной посуды низкого класса точности и применение некалиброванных поглотителей. При отборе проб воздуха наиболее часто ошибки обусловлены негерметичностью воздухозаборной системы и загрязнением воздухозаборника.

Таким образом, в работе выделены основные требования, предъявляемые к проведению отбора и анализа проб воздуха Руководством по контролю загрязнения атмосферы. Анализ данных показывает, что невыполнение даже некоторых из этих требований может привести к существенному искажению информации о загрязнении воздуха.

Обобщение опыта контроля качества работы сетевых подразделений СКЗА позволило выявить основные ошибки при проведении отбора и анализа проб воздуха.

В инспекционных проверках качества работы лабораторией КЗА целесообразно в первую очередь обращать внимание на наиболее характерные источники погрешностей при наблюдении за состоянием загрязнения атмосферы.

#### Список литературы

1. Вольберг Н.Ш. и др. Метрологические характеристики фотометрических методов анализа загрязнения атмосферы. /Н.Ш.Вольберг, Е.Д.Егорова, Т.А.Кузьмина, А.А.Павленко, З.Г.Тульчинская/ -Труды ГГО, 1981, вып.450, с.30-35.

2. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. /Под ред. М.Е.Берлянда, Г.И.Сидоренко/. Л.: Гидрометеиздат, 1981. -448 с.

3. Янковский И.А., Елисеев В.С. О методике оценки качества работы сети наблюдений и контроля загрязнения. Сб. Вопросы контроля загрязнения природной среды. Л., Гидрометеиздат, 1981, с.68-72.

Н.С.Буренин

Сравнение методов определения окиси углерода в воздухе с помощью титриметрического (ТГ-5) и оптико-акустического (ГМК-3) газоанализаторов

В соответствии с /3/ основными приборами, применяющимися на сети контроля за загрязнением атмосферы для определения содержания окиси углерода в воздухе, являются титриметрические газоанализаторы ТГ-5 и СВ-76-33. Принцип работы газоанализатора ТГ-5 основан на сжигании окиси углерода на платиновой спирали с последующим поглощением образующейся двуокиси углерода раствором гидроокиси бария. Количество двуокиси углерода определяется обратным титрованием.

Одним из главных недостатков этих газоанализаторов является неспецифичность применяемого метода анализа в присутствии углеводородных газов. Вследствие недостаточной эффективности очистительной системы прибора часть углеводородных газов не задерживается. В результате этого на платиновой спирали, нагреваемой до 800 °С током от понижающего трансформатора, сгорает не только окись углерода, но и углеводородные газы (метан, этан, пропан и т.д.). Таким образом, получаемые при анализе проб воздуха с помощью этих газоанализаторов значения концентраций окиси углерода являются завышенными, так как представляют собой сумму окиси углерода и части углеводородных газов.

Кроме того, точность определения концентраций при использовании титрометрических газоанализаторов в большой мере зависит от практического опыта работы лаборантов, производящих анализ. Наряду с этим на точность определения влияют приборные погрешности. И в первую очередь неодинаковая степень очистки анализируемого воздуха от углеводородных газов, которая зависит от различий в количестве и степени отработки сорбентов, нагрева платиновой спирали, скорости барботирования воздуха и некоторых других факторов, которые определяются индивидуальной подготовкой к работе каждого прибора.

Для оценки суммарного влияния упомянутых факторов были выполнены специальные исследования. В соответствии с разработанной методикой оценки, отобранные в емкостях объемом 1,5-2,0 л пробы воздуха анализировались с помощью двух методов: оптико-акустического (газоанализатор ГМК-3), определяющего чистую окись углерода, и титрометрического (газоанализатор ТТ-5). Анализируемый воздух перед поступлением на вход обоих приборов проходил через систему очистки, состоящую из силикагеля, ангидрида и гопкалита. Результаты анализов показали, что при использовании газоанализатора ТТ-5 лишь в 9 % проб содержание окиси углерода не превышало 0-3 мг/м<sup>3</sup>, а при использовании газоанализатора ГМК-3 только единичные пробы незначительно отличались от нулевых значений за счет погрешности, обусловленной нестабильностью нуля прибора. Систематическое завышение концентраций окиси углерода при анализе на газоанализаторе ТТ-5 превышало нижний предел измерений концентраций на ГМК-3 в 2-3 раза.

Для оценки расхождений в определении содержания окиси углерода с помощью газоанализатора ТТ-5 несколькими лабораториями из полученного ряда измерений была произведена выборка значений концентраций, определенных разными лаборантами на приборах ТТ-5. Рассчитанные для каждой выборки средние величины концентраций изменялись в диапазоне от 7,5 до 17,8 усл.ед. Наименьшие средние значения концентраций получены лаборантом, имеющим значительный опыт систематической работы на газоанализаторе ТТ-5, а наибольшие - лаборантом,

выполняющим такую работу эпизодически.

Значения концентраций, полученные по результатам анализов, выполненных пятью лаборантами, имеют разную степень рассеяния. Оценка расхождений по критерию Фишера / 5 / показала, что полученная разница в точности анализа у лаборанта (1) с наименьшей средней величиной концентрации (т.е. наиболее близкой к достоверной величине) существенна с тремя (2,3,5) из четырех лаборантов при 10 %-ном уровне значимости. Лишь с одним лаборантом (4) можно считать эту разницу несущественной и точность анализов примерно одинаковой:

| Лаборант             | 2    | 3    | 4    | 5    |
|----------------------|------|------|------|------|
| Фактическое значение | 2,49 | 2,36 | 2,00 | 4,80 |
| Табличное значение   | 1,91 | 1,91 | 2,02 | 2,28 |

Наглядным показателем оценки индивидуальных ошибок может служить повторяемость значений концентраций по градациям, полученным по результатам определений различными лаборантами. (табл. I)

Таблица I

Повторяемость (%) значений концентраций окиси углерода по результатам определений несколькими лаборантами

| Лаборант | Градации концентраций, усл.ед. |      |     |
|----------|--------------------------------|------|-----|
|          | 0-7                            | 8-15 | >16 |
| I        | 55                             | 34   | 11  |
| 2        | 31                             | 58   | 11  |
| 3        | 37                             | 16   | 47  |
| 4        | 15                             | 46   | 39  |
| 5        | 37                             | 0    | 63  |

При малых значениях концентраций окиси углерода в воздухе, наибольшая повторяемость значений концентраций у двух лаборантов приходится на диапазон >16, у двух других на диапазон 8-15, и лишь у одного на диапазоне 0-7 усл.ед. Наряду с оценкой точности определения окиси углерода с помощью газоанализатора ТГ-5 большое методическое значение имеет изучение вопросов, существует ли связь между величинами концентраций, измеряемыми двумя упомянутыми методами, и какова степень этой связи.

В соответствии с разработанной методикой производился отбор проб воздуха в емкости объемом 4-6 л. Затем из каждой емкости воздух перекачивался в 5-8 емкостей меньшего объема. На содержание

оксида углерода из части емкостей анализировался на ТГ-5, а остальные на ГМК-3. Для исключения индивидуальных ошибок лаборантов и приборных погрешностей анализ проб выполнялся одним лаборантом на одном приборе ТГ-5. На основе полученных данных 12 серий параллельных анализов проб с помощью двух сравниваемых методов были вычислены основные статистические характеристики:  $\bar{q}$  – средняя концентрация,  $\sigma$  – среднее квадратическое отклонение,  $n$  – число проб,  $\gamma$  – коэффициент корреляции (табл.2). Пробы воздуха каждой серии отбирались в разных городах страны в периоды проведения экспедиционных работ.

Таблица 2

Статистические характеристики значений концентраций  
оксида углерода, определяемых с помощью  
газоанализаторов ТГ-5 и ГМК-3 (усл.ед. )

| Серия<br>анализов | Концентрация<br>оксида углеро-<br>да по ТГ - 5 | $\bar{q}$ |       | $\sigma$ |       | $n$ | $\gamma$ |
|-------------------|------------------------------------------------|-----------|-------|----------|-------|-----|----------|
|                   |                                                | ТГ-5      | ГМК-3 | ТГ-5     | ГМК-3 |     |          |
| I                 | 0-12                                           | 8         | 3,7   | 5,0      | 2,66  | 105 | 0,22     |
|                   | 13-44                                          | 17        | 8,6   | 4,9      | 3,10  | 26  | 0,11     |
|                   | 0-44                                           | 14        | 7,2   | 5,0      | 2,87  | 131 | 0,21     |
| 2                 | 0-12                                           | 9         | 1,5   | 3,0      | 1,17  | 49  | -0,27    |
|                   | 13-48                                          | 22        | 2,3   | 7,7      | 1,54  | 27  | 0,16     |
|                   | 0-48                                           | 13        | 1,8   | 7,1      | 1,50  | 76  | 0,09     |
| 3                 | 0-12                                           | 20        | 5,6   | 6,0      | 3,40  | 373 | 0,09     |
|                   | 13-64                                          | 29        | 6,0   | 6,3      | 3,15  | 235 | 0,18     |
|                   | 0-64                                           | 24        | 5,8   | 6,2      | 3,18  | 608 | 0,14     |
| 4                 | 6-45                                           | 21        | 3,5   | 7,5      | 2,25  | 68  | 0,28     |
| 5                 | 9-31                                           | 18        | 1,9   | 6,0      | 0,88  | 47  | 0,40     |
| 6                 | 6-39                                           | 22        | 3,9   | 7,4      | 1,44  | 74  | 0,34     |
| 7                 | 6-37                                           | 16        | 2,2   | 7,8      | 1,72  | 80  | 0,31     |
| 8                 | 6-37                                           | 19        | 2,7   | 7,6      | 2,15  | 146 | 0,46     |
| 9                 | 6-41                                           | 19        | 2,4   | 7,6      | 1,96  | 160 | 0,46     |
| 10                | 6-46                                           | 20        | 2,4   | 6,9      | 1,74  | 165 | 0,45     |
| 11                | 6-53                                           | 20        | 2,6   | 8,5      | 2,20  | 145 | 0,30     |
| 12                | 3-46                                           | 21        | 2,5   | 7,5      | 1,62  | 84  | 0,57     |

Как видно из табл.2, средние концентрации оксида углерода для всех рассматриваемых градаций значительно выше по измерениям на приборе ТГ-5. Из выполненной проверки значимости рассчитанных коэффициентов корреляции по критерию  $t$  – распределения Стьюдента при уровне значимости 0,05 следует, что связь между значениями концентраций, измеренных с помощью газоанализаторов ТГ-5 и ГМК-3, можно

считать реальной. Однако значения коэффициентов корреляции в большинстве случаев не превышают 0,5, что указывает на слабую устойчивость этой связи.

Разная степень завышения концентраций окиси углерода по прибору ТГ-5, по-видимому, существенно зависит от содержания в атмосфере углеводородных газов. В первую очередь это относится к метану ( $\text{CH}_4$ ). Как известно / 2 /, метан является основной составной частью природного газа, а также содержится (до 30 %) в коксовом газе. Большое количество метана естественного происхождения выделяется в результате разложения растительных остатков со дна болот, прудов и т.п. По данным / 6 /, среднее содержание метана в воздухе составляет 2-5  $\text{мг/м}^3$ . Уровень содержания метана и других углеводородных газов в атмосфере не является постоянным во времени и пространстве. Это указывает на то, что степень завышения значений концентраций окиси углерода тем больше, чем выше содержание углеводородных газов в воздухе обследуемого города (или его отдельных районов).

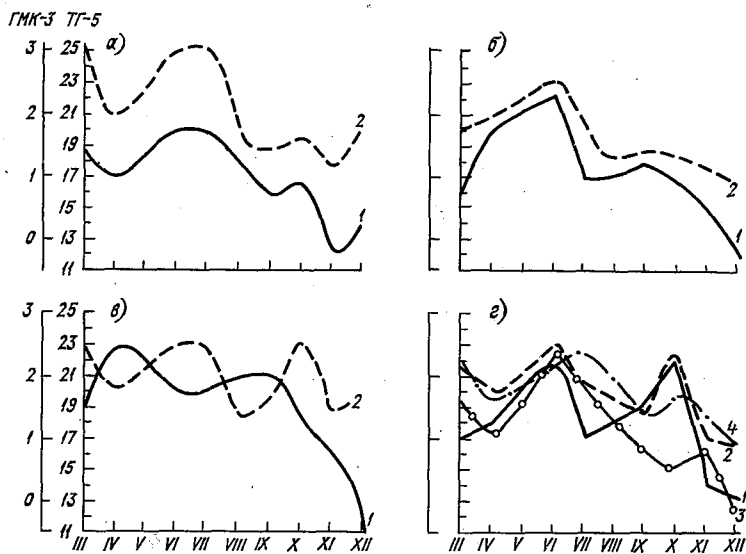


Рис.1. Годовой ход концентраций окиси углерода по измерениям с помощью газоанализаторов ТГ-5 (1,3) и ГМК-3 (2,4) на пунктах I(a), II(б), III(в), IV и V(г)

Рассмотрим результаты параллельных измерений окиси углерода в пяти пунктах в течение марта-декабря 1975 г. (рис.1). Сравнение среднемесячных значений концентраций показывает, что на ряде пунк-

тов отмечается одинаковая тенденция их изменений в течение рассматриваемого периода. Установлено, что наиболее идентичный годовой ход концентраций наблюдается на пунктах I и II, расположенных вне городов, вблизи автомагистралей с интенсивным движением транспорта. В пунктах IV и V, расположенных в центральных районах города и удаленных от промышленных источников, также прослеживается общая тенденция изменения среднемесячных концентраций. Совершенно противоположная закономерность характерна для пункта III. Он расположен в зоне крупного химического комбината, в выбросах которого содержится большое количество углеводородных газов. Причем, количество выбросов изменяется в зависимости от производственного режима предприятия.

В связи с тем, что состав углеводородных газов в автомобильных выбросах на определенных режимах работы двигателя, примерно постоянный (в выхлопных газах бензиновых двигателей содержится: этилена - 7,6, метана - 6,2, бутана - 3,1, ацетилен - 7,3, пропилен - 2,8 и т.д. / 4 /), оказалось возможным сопоставлять средние месячные значения окиси углерода на пунктах, расположенных в районах, где загрязнение воздуха определяется выбросами автотранспорта.

Сравнение рядов наблюдений за содержанием окиси углерода, полученных двумя рассматриваемыми методами, в целом ряде случаев выполняется по средним месячным значениям. Для этого рассчитываются коэффициенты приведения, представляющие собой отношение величины концентраций по ТГ-5 к аналогичному значению по ГМК-3 для различных месяцев.

К настоящему времени на сети контроля за загрязнением воздуха накоплен обширный материал наблюдений за содержанием окиси углерода в воздухе по измерениям с помощью ТГ-5. Вместе с тем в ряде городов уже осуществлен переход к измерениям окиси углерода на газоанализаторах ГМК-3. Возможность определения содержания окиси углерода в воздухе, позволяет совместно использовать имеющиеся многолетние ряды концентраций как по измерениям на ТГ-5 и СВ-76-33, так и ГМК-3. Это имеет практическое значение для развития работ по нормированию выбросов в городах и определению фоновых концентраций.

#### Список литературы

1. Временные указания по определению фоновых концентраций вредных веществ в атмосферном воздухе для нормирования выбросов и установления предельно-допустимых выбросов. -М.: Гидрометеоздат, 1981. -37 с.
2. Глинка Н.Л. Общая химия. -Л.: Химия, 1971. -712с.
3. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеоздат, 1979. -448 с.

4. Фельдман Ю.Г. Гигиеническая оценка автотранспорта как источника загрязнения атмосферного воздуха. -М.: Медицина, 1975. -159 с.
5. Худсон Д. Статистика для физиков. -М.: Изд.Мир, 1970.
6. Stevens Y.H. Methane in stratosphere "Nature", 1972, v.223, 543 p.

А.А.Павленко, Н.Ш.Вольберг, В.И.Котов

#### Определение сероуглерода в воздухе с отбором проб на твердый пленочный сорбент

В настоящее время для определения  $CS_2$  применяются четыре группы методов: спектрофотометрические / 2,3,7,9-12,16-18/, хроматографические / 8,10,25 /, флуориметрические / 27-29 /, атомноадсорбционные / 19,23 /.

Все перечисленные группы, кроме спектрофотометрических, требуют специального дорогостоящего оборудования, высококвалифицированных специалистов, владеющих техникой данного способа анализа, и потому пока не могут быть рекомендованы для широкой сети службы Госкомгидромета. В этом случае наиболее пригодны более простые и хорошо освоенные фотоколориметрические методы.

Определение сероуглерода в воздухе связано прежде всего с необходимостью отбора пробы, что обычно сводится к концентрированию  $CS_2$  из определенного объема воздуха на тот или иной сорбент. Для этих целей используются как твердые, так и жидкие сорбенты. Из твердых наибольшее применение получили сорбенты с сильно развитой поверхностью, такие как углеволоконистые адсорбенты / 3 /, как активированные угли / 3,19 /, молекулярные сита с размером пор 0,5 нм / 18 /, специально обработанные силикагели / 7, 24 /.

Хотя отбор проб на твердые сорбенты имеет большие преимущества, чем в жидкостные, он не получил широкого применения в связи с довольно трудоемким процессом десорбции и потерями определяемого вещества. Наибольшее практическое значение имеет отбор проб в растворы аминов в спирте или других органических растворителях. В литературе указывается на возможность использования диметил- и диэтиламина / 6,9,11,12,16,17,21,27 /, пиперидина / 5,20,26 /, 1,3 диаминпропана / 26 / и этилендиамина / 29 /.

Однако наибольшее применение получил отбор проб в спиртовой раствор диэтиламина, содержащий ацетат меди / 6,9,11,12,16,17,21 /. Дальнейшее количественное определение  $CS_2$  сводится к фотометрированию образующихся в процессе отбора тиокарбаматов. Следует отметить, что эффективность улавливания  $CS_2$  такими растворами невы-

сока и полнота поглощения  $CS_2$  достигается лишь при очень низких скоростях отбора ( $0,1-0,2 \text{ дм}^3/\text{мин}$ ) /  $9,16,21$  /. Это делает практически невозможным определение  $CS_2$  в атмосфере на уровне ПДК ( $0,03 \text{ мг}/\text{м}^3$ ), поскольку отбор проб с таким расходом не позволяет накопить за регламентированное (ГОСТ 17.2.3.01-77) время (20-30 мин) достаточное для фотометрического определения количества  $CS_2$ . При получасовом отборе чувствительность определения составляет  $0,1 \text{ мг}/\text{м}^3$ , т.е. более 3 ПДК.

Кроме того, большим недостатком такого способа отбора проб является летучесть используемых аминов и органических растворителей, поэтому в процессе отбора поглотительные приборы необходимо охлаждать, помещая их в сосуды со льдом. Однако даже в этом случае их летучесть остается достаточно высокой. Это приводит не только к быстрому испарению поглотительного раствора, но и к значительному ухудшению условий работы отборщиков, поскольку содержание аминов в воздухе, прошедшем через поглотительный прибор, многократно превышает ПДК.

Целью настоящего исследования является разработка способа отбора проб воздуха, анализируемого на содержание  $CS_2$ , обеспечивающего необходимую чувствительность анализа и безопасность работы.

Для проведения этих исследований потребовалось создание стабильного источника микропотока сероуглерода. С этой целью был изготовлен диффузионный дозатор, представляющий собой ампулу из фторопласта 4МБ, заполненную сероуглеродом и термостатированную при  $t = 25,8 \pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$ . Скорость испарения  $CS_2$  оценивалась гравиметрически. Как видно из результатов последовательных взвешиваний, производительность дозатора не изменяется в течение длительного времени.

|                 |       |       |       |       |       |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Экспозиция, мин | 5594  | 8647  | 10035 | 10390 | 38500 |
| Д, мкг/мин      | 0,956 | 0,931 | 0,927 | 0,962 | 0,941 |

отсюда  $\sigma = 0,943$ ,  $\sigma = 0,009$ ,  $\delta$  - менее 1 %.

Наличие стабильного источника микропотока сероуглерода позволило использовать его в дальнейшей разработке способа отбора проб на содержание сероуглерода.

Для улавливания сероуглерода представляется необходимым создание твердого пленочного сорбента, преимущества которого по сравнению с жидкостными поглотителями были показаны ранее /  $1,2$  /. Прежде всего были проверены те соединения, которые получили широкое применение для поглощения и дальнейшего колориметрического определения  $CS_2$ .

Вначале была предпринята попытка снизить летучесть диэтиламина и увеличить эффективность улавливания  $CS_2$  за счет использования

менее летучих и менее полярных растворителей, чем этанол. В частности, были проверены растворы диэтиламина в ксилоле, толуоле, изобутиловом спирте с добавками триэаноламина, дибутилфталата или вазелинового масла. Все эти абсорбенты не показали преимуществ в улавливании  $CS_2$  по сравнению с существующими. Проскок  $CS_2$  за слой сорбента  $1\text{ см}^3$  наблюдался уже при скоростях отбора  $0,1-0,2\text{ дм}^3/\text{мин}$ . Далее были исследованы малолетучие амины. В подборе веществ для проверки исходили из летучести соответствующих аминов, отдавая предпочтение соединениям, имеющим более высокое значение  $pK$ , как более активно взаимодействующим с сероуглеродом.

Были проверены диметилпропандиамин,  $N$ -оксиэтилпропандиамин, циклогексиламин, дибензиламин, тетраметилдипропилентриамин.

Для проверки сорбционных качеств тех или иных соединений воздух, содержащий  $CS_2$ , пропусклся через обработанную испытуемым составом сорбционную трубку (СТ) (стеклянная трубка с двумя перфорированными перегородками, заполненная  $1-2\text{ см}^3$  стеклянными гранулами) и последовательно соединенный с ней поглотительный прибор, содержащий спиртовой раствор диэтиламина. Эффективность улавливания оценивалась по проскоку  $CS_2$  за сорбционную трубку. Проверка производилась при скоростях отбора от  $0,1$  до  $0,5\text{ дм}^3/\text{мин}$ . Стеклообразные гранулы обрабатывались как чистыми аминами, так и их спиртовыми растворами разной концентрации, содержащими добавки малолетучих растворителей: дибутилфталата, вазелинового масла. Из всех исследованных соединений только тетраметилдипропилентриамин (ТМДТ) оказался активным сорбентом  $CS_2$  (табл. I).

Таблица I

Эффективность улавливания сероуглерода нелетучими аминами (объем сорбента  $1\text{ см}^3$ , скорость отбора  $0,5\text{ дм}^3/\text{мин}$ )

| Соединение                 | Степень улавливания, % |
|----------------------------|------------------------|
| $N$ -оксиэтил-пропандиамин | 16,64                  |
| Циклогексиламин            | 6,10                   |
| Дибензиламин               | 49,50                  |
| Диметилпропандиамин        | 8,26                   |
| ТМДТ                       | 99,40                  |

Увеличение объема сорбента на основе ТМДТ до  $2\text{ см}^3$  позволило проводить отбор со скоростью  $1$  и  $1,5\text{ дм}^3/\text{мин}$ . В этом случае при скорости  $1\text{ дм}^3/\text{мин}$  проскок был менее  $3\%$  (табл. 2).

Таблица 2  
Эффективность улавливания  $CS_2$  сорбентом на  
основе ТМДТ (объем сорбента 2 см<sup>3</sup>)

| Расход воздуха через<br>трубку, дм <sup>3</sup> /мин | Количество $CS_2$<br>в пробе, мкг |                 | Среднее значение<br>проскока, % |
|------------------------------------------------------|-----------------------------------|-----------------|---------------------------------|
|                                                      | СТ <sub>I</sub>                   | СТ <sub>2</sub> |                                 |
| I                                                    | I70-I90                           | 0-6             | I,54                            |
| I,5                                                  | 40-90                             | 0-3             | 4,2                             |

Поскольку сорбционные свойства ТМДТ выше, чем диэтиламина, при оценке эффективности поглощения  $CS_2$  сорбционными трубками с ТМДТ отбор проб проводился через две последовательно соединенные сорбционные трубки.

Проверка возможности длительных отборов  $CS_2$  показала, что даже 24-часовой отбор проб можно проводить со скоростью 0,4 дм<sup>3</sup>/мин. При протягивании 500-600 л воздуха проскок не превышает 4 %. Такой объем пробы дает возможность определить 0,002 мг/м<sup>3</sup>  $CS_2$ , что составляет 0,4 от среднесуточной ПДК. Ни один из известных фотометрических методов не позволяет определять столь малые концентрации  $CS_2$ .

Специально исследовалось влияние температуры на полноту улавливания сероуглерода. При температуре 40 °С эффективность поглощения  $CS_2$  оставалась такой же высокой как и при 20 °С, тогда как при отрицательных температурах отмечено уменьшение поглотительной способности сорбента.

Поскольку отбор проб на сероуглерод производится при различном содержании влаги в воздухе, было рассмотрено влияние влажности на поглотительную способность данного сорбента. С этой целью микропоток  $CS_2$  вводился в поток воздуха с различной относительной влажностью. Была проверена поглотительная способность сорбента на основе ТМДТ при относительной влажности 0,20, 48, 76 и 100%. Влажность воздуха на заданных уровнях обеспечивалась путем пропускания воздуха через осушительный патрон и насыщенные растворы ацетата калия, карбоната калия, ацетата натрия / I3 /. Как видно из табл.3, увеличение влажности воздуха ухудшало сорбционные качества данного сорбента.

Была проверена возможность сохранения высокой поглотительной способности сорбента путем осушения воздуха. Для этого анализируемый воздух пропускаться через осушительный патрон (стеклянная трубка диаметром 12-15 мм, заполненная сферохромом, который обрабатывался насыщенным раствором  $CaCl_2$  и затем высушивался при температуре

150–160 °С. В этом случае даже при влажности 100 % просок не превышает 4 % (табл.3)

Таблица 3  
Эффективность поглощения  $CS_2$  в зависимости от  
влажности воздуха

| Воздух        | $CT_I$ , мкг | Среднее значение |
|---------------|--------------|------------------|
| Влажный, 100% | 30 – 40      | 17,9             |
| Сухой         | 100 – 200    | 1,96             |

В то же время необходимо было выяснить, не влияет ли использование осушительного патрона на правильность результатов измерений концентрации сероуглерода. С этой целью пробы сероуглерода отбирались в различных условиях:

- 1) путем введения микропотока  $CS_2$  в поток влажного воздуха (отн. влажность 100 %), проходящего затем через осушительный патрон;
  - 2) в поток осушенного воздуха прямо перед сорбционной трубкой.
- В обоих случаях количество сероуглерода, обнаруженное в пробах, составляло 100 % от заданного количества.

Полученные результаты показали, что осушительный патрон позволяет сохранить высокую эффективность улавливания  $CS_2$  пленочным сорбентом в сильно увлажненном воздухе, практически не сорбируя определяемое вещество.

Количество осушителя в патроне должно рассчитываться исходя из максимального содержания влаги в пробе воздуха. Так, при 30 °С максимальная абсолютная влажность 30,4 г/м<sup>3</sup> / 15 /. При 30-минутном отборе объем пробы воздуха составляет 30 л. В этом случае общее количество влаги в пробе составляет 900 мг. При емкости осушителя 10 % воды по массе для осушки пробы необходимо использовать 9 г этого сорбента.

При оценке сорбента на основе ТМДТ необходимо определить устойчивость тиокарбаминовой кислоты, образующейся в процессе отбора проб. Об устойчивости диэтилдитиокарбаминовой кислоты и ее солей в литературе имеются некоторые сведения / 5,14 /, хотя применительно к анализу  $CS_2$  в воздухе этот вопрос еще не исследовался. Проверка сохранности проб  $CS_2$ , отобранных в спиртовой раствор диэтиламина / II /, показала, что уже в течение суток потери могут составлять примерно 20 °С.

Этот вопрос было необходимо исследовать при использовании нового амина-тетраметилдипропилентриамина. Устойчивость отобранных проб проверялась на двух этапах анализа. на сорбенте после отбора проб

(табл.4), и в спиртовом растворе без соли меди и с добавкой.

Таблица 4

Устойчивость отобранных на пленку амина проб  
на  $CS_2$  (температура  $20 \pm 2$  °C)

| $CS_2$ , мкг | Найдено $CS_2$ в % от заданного через указанные интервалы времени, ч |      |      |      |      |
|--------------|----------------------------------------------------------------------|------|------|------|------|
|              | 0,25                                                                 | 0,5  | 1    | 2    | 3    |
| 10,9         | 94,9                                                                 | 94,4 | -    | -    | 80,6 |
| 11,4         | -                                                                    | 86,4 | 72,8 | -    | -    |
| 12,2         | -                                                                    | -    | 73,6 | 75,4 | -    |
| 7,9          | -                                                                    | -    | 77,5 | -    | -    |
| 3,7          | -                                                                    | -    | 79,0 | -    | -    |

Данные, приведенные в табл.4, показывают, что в отобранных пробах заметное уменьшение количества  $CS_2$  наблюдается уже в течение часа. В спиртовом же растворе пробы более устойчивы, а в виде карбамата меди в течение суток оптическая плотность раствора практически не меняется. Как известно, одной из причин разложения тиокарбаматов является воздействие света. С целью улучшения сохранности проб была проверена возможность использования специальных стабилизаторов, являющихся "УФ-абсорберами" и используемых для повышения устойчивости полимеров и растворов при анализе меди / 5 /.

Были исследованы следующие соединения: С-245, бензол П,  $U_v$ -53I, бензол ОА. Полученные результаты не подтвердили стабилизирующего влияния этих соединений на тиокарбаминовою кислоту. К тому же введение стабилизаторов давало дополнительную окраску раствора, что значительно увеличивало оптическую плотность анализируемой пробы.

Далее была предпринята попытка повысить устойчивость проб путем перевода тиокарбаминовою кислоты в ее соли, такие, как тиокарбаматы калия, натрия, цинка, меди. Для этого в состав пропитки вводились добавки солей соответствующих металлов. Лучшие результаты были получены с тиокарбаматом меди, поэтому в дальнейшем отбор проб проводился на сорбент, приготовленный пропиткой стеклянных гранул ТМДТ, содержащим 0,5 % ацетата меди. Устойчивость проб проверялась при разных условиях освещенности и температуры.

Из полученных данных следует, что при температуре 20 °C в пробах, защищенных от действия света, потери составляют примерно 10 % в сутки. Отдельно проверялась устойчивость отобранных проб при более низких температурах. Для этого пробы сохранялись при температуре

8-10 °C (в холодильнике) и при температуре -6 °C (в морозильной камере). Проверка показала, что снижение температуры повышает устойчивость тиокарбамата меди, причем в морозильной камере холодильника пробы могут сохраняться без риска потерь 7-8 дней.

Поскольку отбор проб на сероуглерод производится из воздуха, где присутствуют и другие примеси, важно выяснить влияние этих соединений на результаты, получаемые при измерении концентраций  $CS_2$ . К наиболее характерным примесям в производствах, являющихся источником выброса сероуглерода, относятся сероводород и сернистый ангидрид. Для выяснения мешающего влияния этих соединений в поток воздуха, направляемый в сорбционную трубку, при отборе проб вводился не только микропоток исследуемого газа ( $CS_2$ ), но и интересующей мешающей примеси ( $H_2S$  или  $SO_2$ ). Полученные данные показывают, что присутствие  $H_2S$  и  $SO_2$  занижает результаты, получаемые при измерении концентрации сероводорода, так же как и в случае отбора проб в спиртовой раствор диэтиламина / 6 /.

С целью устранения влияния  $H_2S$  и  $SO_2$  была предпринята попытка подобрать специальный фильтр, обеспечивающий эффективное поглощение обеих мешающих примесей. Ранее / 6 / были предложены хемосорбенты для устранения влияния  $H_2S$  на основе сульфата меди, а для  $SO_2$  на основе ацетата натрия. В данной работе сделаны попытки разработать для этой же цели более совершенный комбинированный сорбент. Из ряда рассмотренных реагентов для приготовления такого сорбента наиболее перспективным представилось использование смеси насыщенных растворов (1:1) ацетатов натрия и цинка с добавкой 10 % глицерина. Этой смесью обрабатывался инертный носитель (сферохром) и высушивался при температуре 90-100 °C. Такой сорбент хорошо поглощал  $H_2S$  и  $SO_2$ , не мешая определению (табл.5).

Таблица 5  
Эффективность фильтра в присутствии  $H_2S$  (конц. 0,45 мг/м<sup>3</sup>) и  $SO_2$  (конц. 2 мг/м<sup>3</sup>)

| $CS_2$ , мкг заданное | $CS_2$ , мкг найденное | $CS_2$ в % от заданного | $CS_2$ , мкг найденное |  | $CS_2$ в % от заданного |  |
|-----------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|--|-------------------------|--|
|                       |                        |                         | без фильтра            |  | с фильтром              |  |
| 6,96                  | 5,8                    | 83,3                    | 6,9                    |  | 100                     |  |
| 14,45                 | 6,7                    | 46,4                    | 14,2                   |  | 98,3                    |  |
| 11,35                 | 7,8                    | 68,7                    | 11,3                   |  | 99,6                    |  |

Таким образом, в результате проведенных исследований разработан сорбент на основе нелетучего реактива ТМДТ, эффективно улавли-

вающий  $CS_2$  при скоростях отбора до 1,5 л/мин. Применение данного сорбента исключает необходимость охлаждения проб в процессе отбора, поскольку отсутствует опасность потерь реагентов, а сорбент сохраняет высокие сорбционные качества при повышении температуры до 40 °С. При использовании осушительного патрона и специально разработанного фильтра данный сорбент сохраняет высокие сорбционные качества и обеспечивает правильность получаемых результатов при любой влажности и в присутствии  $SO_2$  и  $H_2S$ . Предложенный сорбент позволяет измерять концентрации на уровне разовой и среднесуточной ПДК.

Для обеспечения возможности широкого использования предложенного метода анализа  $CS_2$  во ВНИИнефтехим по договору с ГГО разработанная технология изготовления полупромышленных партий ТМДТ и с 1981 г. начат его выпуск.

#### Список литературы

1. Вольберг Н.Ш., Павленко А.А. Сравнительная характеристика методов определения сероводорода в атмосфере с помощью абсолютного дозатора. -Труды ГГО, 1975, вып.352, с.179-184.
2. Вольберг Н.Ш., Шарикова О.П. Применение сорбционных трубок для отбора проб воздуха при определении двуокиси серы. -Труды ГГО, 1975, вып.325, с.152-153.
3. Гребенников С.Ф., Новинюк Л.В., Вольф Л.А. и др. Адсорбция углеволокнистыми адсорбентами. -Хим.волокна, 1979, № 3, с.50-52.
4. Голянд С.М., Лазарев В.И. Спектрометрическое определение малых концентраций  $CO$  и  $CS_2$  в чистых газах. -Журнал аналит. химии, 1962, т.17, с.735.
5. Додин Е.И., Григорьева Л.А., Харламов И.П., Филатова Л.В. Повышение светостойкости растворов диэтилдитиокарбамината меди в четыреххлористом углероде. -Заводская лаборатория, 1977, т.43, № 8, с.919-920.
6. Павленко А.А., Кузьмина Т.А. К методам определения сероводорода и сероуглерода. -Труды ГГО, 1968, вып.234, с.188-195.
7. Осин И.А., Жуков В.И., Утенкова Е.В., Востриков В.И., Буковский М.И. Экспресс-метод определения малых концентраций сероуглерода в воздухе. -Заводская лаборатория, 1974, т.40, № 10, с.199-200.
8. Пинигина И.А., Зыкова В.В., Горчакова А.Н. Определение сероуглерода в воздухе. -Гигиена и санитария. 1976, № 12, с.74-76.
9. Пинигина И.А., Печеникова Е.В., Горчакова В.П. К методу определения сероуглерода в воздухе по образованию диэтилдитиокарбамата меди. -Гигиена и санитария, 1978, № II, с.55-57.

10. Пинигина И.А., Зыкова В.В. Раздельное определение  $CS_2$  и  $SO_2$  в воздухе. -Гигиена и санитария, 1981, № 2, с.48-50.
11. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1979, с.100-102.
12. Соловьева Т.В., Хрусталева В.А. Руководство по методам определения вредных веществ в атмосферном воздухе. -М.: Медицина, 1974, с.62-63.
13. Справочник химика. т.1. -Л.-М.: Химия, 1965.
14. Стары И. Экстракция хелатов изд.-М.: Мир, 1966, с.230-247.
15. Тверской Н.П. Курс метеорологии. -Л.: Гидрометеиздат, 1962, -с.30.
16. Унифицированные методы определения атмосферных загрязнений. -М.: 1976, с.69-74.
17. Auermann E., Meyer R. Bestimmung von Schwefelkohlenstoff in der atmosphärischen Luft nach dem Cu-DDTC-Verfahren. "Z.gesamte Hyg.", 1977, 23, N 5, 318-320.
18. Bagon D.A., Grosby M.T., Hardy H.L., Simmons J.H. A personal sampling technique for simultaneous determination of hydrogen sulphide and carbon disulphide in air. "Ann.Occupat.Hyg.", 1973, 16, N 2, 133-139.
19. Kreebone B.M., Friser H. Determination of carbon disulphide in industrial atmospheres by extraction-atomic absorption method. "Anal.Chem.", 1975, 47, N 6, 942-947.
20. O'Hara F.J., Keely W.M., Fleming H.W. Spectrophotometric determination of carbonyl sulfide in petroleum refinery gases. "Anal.Chem.", 28, 466 (1956).
21. Hunt E.C., McNally W.A., Smith A. A modified field test for the determination of carbon disulphide vapour in air". "Analyst", 1973, 93, N 1169, 585-592.
22. Necsa E.A., Franco D.W., Romanelli P.F. Spectrophotometric determination of carbon as the 1, 2, 3, 4,-thiatriazol-5-thiolate ion. "Anal.chim.acta.", 1977, 92, N 2, 393-397.
23. Mitsui Toshiyuki, Fujimura Yosnikazu. Косвенное определение органических реагентов методом атомно-абсорбционной спектrophотометрии. "Bunseki Kagaku", 1976, 25, N 7, 429-435.
24. Plants Charles R. Determination of carbon disulphide. Пат.США, кл.252-408, № 3412038. Заявл.31.03.66, опуб.19.11.68.
25. Sandalls F.J., Penkett S.A. Measurement of carbonyl sulphide and carbon disulphide in the atmosphere. "Atmos.Environ.", 1977, 11, N 2, 197-199.
26. Snyder R.E. and Clark R.O. Determination of trace amounts of carbonyl sulfide in gaseous Hydrocarbons. "Anal.Chem.", 1955, 27, 1167.

27. Wronski M., Thiomercurimetrische Bestimmung von Schwefelwasserstoff Schwefelkohlenstoff und Thiolen in atmosphärischer Luft. "L. anal. chem.", 1971, 253, N 1, 24-27.

28. Wronski M. Thiomercurimetric determination of carbon disulphide carbonyl sulphide, thiols and Hydrogen sulphide by use of 1,3 diaminopropane and tributyltin chloride. "Talanta", 22, N 3, 425-9, 1975.

29. Wronski M., Walendziak Z. Tiomerkurymetryczne oznaczanie w przerwywie siarkowodoru dwusiarczku wegla i tlenosiarczku wegla w powietrzu wytwarzanie wzorcowei mieszanek gazow. "Chem. anal." (P.R.Z), 1976, 21. N 5, 1147-1151.

Р.Ф.Лавриненко, Н.А.Першина

#### К методике атомно-абсорбционного определения кальция и магния в атмосферных осадках

Принято считать, что химические влияния (помехи) в методе атомной абсорбции проявляются в меньшей степени, чем в методе эмиссионной спектроскопии пламени. Однако поскольку для обоих методов анализа определяющим звеном является образование свободных атомов, то влияние химических помех в той или иной мере сказывается на результатах, получаемых этими методами. В связи с этим необходима экспериментальная проверка данных, так как при работе на приборах разных типов /4/ взаимные влияния элементов неодинаковы.

Проведенные ранее исследования влияния помех при определении кальция в атмосферных осадках методом фотометрии пламени показали, что избыток ионов магния и натрия в растворе по отношению к кальцию завышает, а сульфат-иона при любых относительных концентрациях занижает результаты определения кальция / 2 /.

Подобный эффект влияния сульфат-ионов наблюдался в работе /7 /, в которой отмечено также, что ионы водорода практически не влияют на интенсивность спектральной эмиссии кальция.

В последнее время в практику анализа природных вод широко внедряется метод атомно-абсорбционной спектроскопии / 6,9,12 /. При внедрении этого метода для устранения химических помех рекомендуется применять спектроскопический буфер, в качестве которого можно использовать железо, трилон, барий, стронций и лантан. Наиболее эффективными из них являются стронций и лантан / 1,6,10,12 /.

В работе / 10 / были исследованы оптимальные условия определе-

ния кальция методом атомной абсорбции. Было изучено влияние более чем 50 ионов. Отношение молярных концентраций кальция и мешающего иона составляло 1:6, а абсолютная концентрация раствора хлористого кальция  $3 \cdot 10^{-4}$  моль. Как и в методе фотометрии пламени, сульфат-ионы занижают концентрацию кальция примерно на 33%. При введении стронция занижение не превышает 1-3 %.

В большинстве случаев данные по определению кальция и магния методом атомной абсорбции были получены с помощью спектрофотометров фирмы Перкин-Элмер (модель 403) в более концентрированных растворах, чем пробы атмосферных осадков.

В данной работе исследовалась возможность использования отечественного атомно-абсорбционного спектрометра "Сатурн" для определения кальция и магния в мало минерализованных водах, какими являются атмосферные осадки. В пробах осадков кальций определяют методом фотометрии пламени с использованием фотометра Лангё (модель 6), а магний - комплексонометрическим методом. Были проведены сравнения результатов, полученных при определении кальция и магния указанными методами и методом атомной абсорбции.

С учетом химического состава осадков изучалось влияние помех на определение кальция, обусловленных содержанием в растворе сульфат-ионов, магния, натрия и калия, а на определение магния, помех обусловленных содержанием сульфат-ионов и кальция.

Влияния ионов магния и сульфатов на результаты определения кальция методом атомной абсорбции исследовались с использованием чистых растворов  $\text{Ca}(\text{NO})_2$  с абсолютными концентрациями в них  $[\text{Ca}^{2+}]$ , равными 0,5, 2,0 и 5,0 мг/л, и смешанных растворов, состоящих из нитратов кальция и магния, а также нитрата кальция и сульфата калия. Содержание ионов магния и сульфатов по отношению к кальцию повышалось и составило 1:1, 1:2, 1:5 и 1:10, а калия - 1:0,8, 1:1,6, 1:4 и 1:8. За оценку влияния помех принята величина  $\Delta A$ , выраженная в процентах и представляющая собой относительную ошибку экспериментального отсчета (регистрируемого сигнала), т.е. изменение интенсивности атомного поглощения в чистых и смешанных растворах. Как следует из рис. 1, магний уже при сравнительно небольших относительных концентрациях (1:1 и 1:2) усиливает поглощение кальция до 20-25 % в растворах при невысоких абсолютных его концентрациях (кривые 1 и 2). С увеличением абсолютной концентрации кальция влияние магния становится заметным лишь при пяти- и десятикратном превышении содержания его в растворе (кривая 3).

Поскольку присутствие калия в растворе завышает результаты определения кальция (см. табл. 1), то влияние сульфат-ионов (кривые 4, 5, 6 на рис. 1) означает их суммарный эффект завышения. В результате при малом содержании кальция (0,5 мг/л) помехи, обусловленные этими

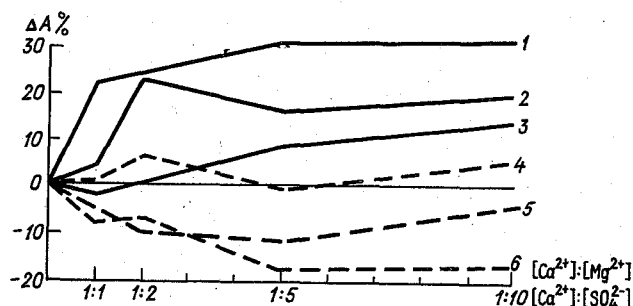


Рис.1. Относительная ошибка экспериментальных отсчетов как функция концентрации ионов магния (1,2,3) и сульфатов (4,5,6) при определении кальция.  
1 и 4 - 0,5 мг/л  $/Ca^{2+}/$ ; 2 и 5 - 2 мг/л  $/Ca^{2+}/$ ; 3 и 6 - 5 мг/л  $/Ca^{2+}/$ .

ионами, проявляются незначительно, т.е. они взаимно компенсируются (кривая 4). Однако с увеличением абсолютных концентраций кальция наблюдается уменьшение интенсивности его поглощения до 10 % при отношениях  $/Ca^{2+}/ : /SO_4^{2-}/$ , равных 1:1 и 1:2. С увеличением относительных концентраций понижение  $\Delta A$  составляет примерно 20 % (кривая 6). Таким образом, сульфат-ионы существенно ослабляют интенсивность поглощения кальция.

В связи с тем, что магний и калий завышают, а сульфат-ионы занижают определяемые концентрации кальция, общий результат их одновременного присутствия в растворе оказался незначительным. Интенсивность поглощения кальция возросла при этом лишь на 2-5 % (рис.2).

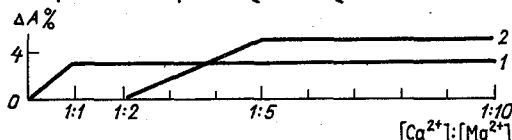
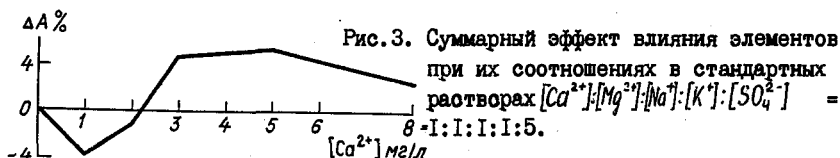


Рис.2. Относительная ошибка экспериментальных отсчетов в зависимости от комбинации мешающих элементов  $[Ca^{2+}] : [K^+] : [SO_4^{2-}] : [Mg^{2+}] = 1 : 1 : 4 : 5$ ;  $n$  при определении кальция.  
1 - 2,0 мг/л  $/Ca^{2+}/$ , 2 - 5,0 мг/л  $/Ca^{2+}/$ .

Измерения  $\Delta A$  были проведены в растворах следующего состава: нитратов кальция и магния и сульфата калия, в которых отношения  $[Ca^{2+}] : [SO_4^{2-}] = 1:5$  и  $[Ca^{2+}] : [K^+] = 1:4$  были постоянны, а  $[Ca^{2+}] : [Mg^{2+}] = 1:n$  при  $n = 1, 2, 5, 10$ . Абсолютные концентрации кальция в этих растворах были равны 2,0 мг/л (кривая 1) и 5,0 мг/л

(кривая 2).

Точность определения концентрации химического элемента в растворе зависит от того, насколько близки по своему составу стандартные растворы и пробы. Это способствует созданию одинаковых условий возбуждения стандартных растворов и проб. В рабочих стандартных растворах, используемых при определении кальция, магния, натрия и калия в пробах атмосферных осадков, отношения между ионами  $[Ca^{2+}] : [Mg^{2+}] : [Na^+] : [K^+] : [SO_4^{2-}] = 1:1:1:1:5$ , т.е. примерно такие же как и в осадках, выпадающих на континенте. Содержание магния, натрия и калия в них, как правило, не превышает содержание кальция. Сульфат-ионы преобладают в химическом составе осадков, и их концентрации могут превышать содержание кальция в 5–10 раз. Методика составления стандартных растворов дана в работе / 5 /. Изменения величины поглощения кальция  $\Delta A$  в чистых растворах  $CaCl_2$  и смешанных стандартных с одинаковыми абсолютными концентрациями кальция в них не превышают  $\pm 5\%$  (рис. 3).



Как следует из рис. 2 и 3, использование стандартного раствора смешанного состава, близкого к возможному в пробах осадков, должно существенно уменьшить ошибку определения кальция методом атомной абсорбции.

Указанный выше смешанный стандартный раствор,  $[Ca^{2+}] : [Mg^{2+}] : [Na^+] : [K^+] : [SO_4^{2-}] = 1:1:1:1:5$  был использован в качестве калибровочного при изучении влияния натрия и калия на определение кальция. Помехи, обусловленные присутствием натрия и калия, исследовались в растворах, состоящих из смесей нитратов натрия и кальция и соответственно нитратов калия и кальция. Натрий и калий превышают заданную концентрацию кальция (табл. I), при этом относительная ошибка возрастает с увеличением их относительных концентраций и при десятикратном превышении натрия достигает 20 %, а калия – 30 %. Отношения  $[Ca^{2+}] : [Na^+]$ , равные 1:5 и 1:10, могут наблюдаться в пробах осадков, собранных на побережьях морей и океанов или над их поверхностями. Введение равного количества хлористого лантана в стандартные и исследуемые растворы существенно снижает помехи, вызванные натрием (примерно в 3 раза) и полностью исключает влияние калия.

Таблица I

Влияние  $[Na^+]$  и  $[K^+]$  на определение  $[Ca^{2+}]$ 

| Отно-<br>шение<br>$[Ca^{2+}]:[Na^+]$ | Обнаружено<br>$[Ca^{2+}]$ мг/л         |                                         | Относительная<br>ошибка, %             |                                         | Отно-<br>шение<br>$[Ca^{2+}]:[K^+]$ | Обнаружено<br>$[Ca^{2+}]$ мг/л         |                                         | Относитель-<br>ная ошибка, %           |                                         |
|--------------------------------------|----------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------------------|-----------------------------------------|
|                                      | в от-<br>сут-<br>ствии<br>лан-<br>тана | в при-<br>сутст-<br>вии<br>лан-<br>тана | в от-<br>сут-<br>ствии<br>лан-<br>тана | в при-<br>сутст-<br>вии<br>лан-<br>тана |                                     | в от-<br>сут-<br>ствии<br>лан-<br>тана | в при-<br>сутст-<br>вии<br>лан-<br>тана | в от-<br>сут-<br>ствии<br>лан-<br>тана | в при-<br>сутст-<br>вии<br>лан-<br>тана |
| 0:1                                  | 0,00                                   | 0,00                                    | 0,00                                   | 0,00                                    | 0:1                                 | 0,00                                   | 0,00                                    | 0,0                                    | 0,0                                     |
| 1:0                                  | 2,04                                   | 1,95                                    | -2,0                                   | +2,5                                    | 1:0                                 | 2,12                                   | 1,97                                    | -6,0                                   | +1,5                                    |
| 1:1                                  | 2,20                                   | 2,08                                    | -10,0                                  | -4,0                                    | 1:1                                 | 2,38                                   | 2,0                                     | -19,0                                  | 0,0                                     |
| 1:2                                  | 2,26                                   | 2,08                                    | -13,0                                  | -4,0                                    | 1:2                                 | 2,30                                   | 2,0                                     | -15,0                                  | 0,0                                     |
| 1:5                                  | 2,40                                   | 2,12                                    | -20,0                                  | -6,0                                    | 1:5                                 | 2,46                                   | 2,04                                    | -23,0                                  | -2,0                                    |
| 1:10                                 | 2,40                                   | 2,14                                    | -20,0                                  | -7,0                                    | 1:10                                | 2,61                                   | 2,03                                    | -30,5                                  | -1,5                                    |

Примечание: Относительная ошибка  $\frac{x-x_i}{x} \cdot 100\%$ , где  
 $x = 2$  мг/с - заданная концентрация  $[Ca^{2+}]$ ,  
 $x_i$  - обнаруженная концентрация  $[Ca^{2+}]$ .

Таблица 2

Результаты определения содержания кальция (мг/л) в пробах атмосферных осадков методами атомной абсорбции ("Сатурн") и фотометрии пламени ("Ланге")

| Проба | "Сатурн"             |                       |                              | "Ланге"              |                       |                              | Относительное расхождение при определении разными методами лантана, % |
|-------|----------------------|-----------------------|------------------------------|----------------------|-----------------------|------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
|       | В отсутствии лантана | В присутствии лантана | Относительное расхождение, % | В отсутствии лантана | В присутствии лантана | Относительное расхождение, % |                                                                       |
| 1     | 0,22                 | 0,42                  | 62,4                         | 0,28                 | 0,38                  | 30,4                         | 10,0                                                                  |
| 2     | 0,25                 | 0,48                  | 62,4                         | 0,42                 | 0,60                  | 35,2                         | 22,0                                                                  |
| 3     | 0,61                 | 0,64                  | 4,8                          | 0,50                 | 0,75                  | 40,0                         | 15,8                                                                  |
| 4     | 0,71                 | 0,76                  | 6,8                          | 0,70                 | 0,76                  | 0,8                          | 0,0                                                                   |
| 5     | 0,86                 | 0,90                  | 4,6                          | 0,75                 | 1,00                  | 28,4                         | 10,6                                                                  |
| 6     | 1,30                 | 1,30                  | 0,0                          | 1,20                 | 1,37                  | 13,2                         | 5,2                                                                   |
| 7     | 1,62                 | 1,64                  | 1,2                          | 1,33                 | 1,68                  | 23,2                         | 2,4                                                                   |
| 8     | 1,84                 | 1,83                  | 1,2                          | 1,43                 | 1,86                  | 26,2                         | 1,6                                                                   |
| 9     | 2,88                 | 2,80                  | 3,4                          | 2,24                 | 2,92                  | 26,4                         | 5,0                                                                   |
| 10    | 4,11                 | 4,08                  | 2,2                          | 2,74                 | 4,08                  | 99,6                         | 0,0                                                                   |

В табл. 2 представлены результаты атомно-абсорбционного определения концентраций кальция в атмосферных осадках с добавлением и без добавления хлористого лантана. Лантан вводили в анализируемые и стандартные растворы в таком количестве, чтобы его концентрация была равной 1 % / 6 /. Результаты определения кальция в основном хорошо согласуются между собой, за исключением проб осадков с низким содержанием кальция (менее 0,5 мг/л). В этих пробах относительное расхождение при определении кальция в присутствии и в отсутствии лантана велико (60 %). Использование смешанных стандартных растворов, близких по составу пробам атмосферных осадков (см. рис. 3), позволяет получать надежные результаты определения кальция на спектрометре "Сатурн" и без добавления лантана, в случаях содержаний кальция в пробах, больших 0,5 мг/л.

Существенные расхождения (до 40 %) наблюдаются при определении кальция методом фотометрии пламени в присутствии и отсутствии лантана (табл. 2), а в пробе с более высоким содержанием кальция эти расхождения еще значительнее (до 100 %). Введение лантана в пробы и стандартные растворы повышает точность анализа кальция и обеспечива-

ет хорошую сходимость с данными, полученными методом атомной абсорбции.

Чувствительность определения магния на спектрофотометре "Са-турн" почти на порядок выше, чем кальция. Сопоставление данных, представленных на рис. 1 и 4 показывает, что кальций и магний усиливают атомное поглощение друг друга, при этом усиление поглощения кальция больше, а магния значительно слабее. Лишь при небольших концентрациях  $[Mg^{2+}]$  (примерно 0,5 мг/л) и при отношениях  $[Mg^{2+}]:[Ca^{2+}]$ , не превышающих 1:5, результаты определения магния могут быть завышены примерно на 10 %, а с увеличением отношения до 1:10 - на 30 % (рис. 4). Сульфат-ионы практически не влияют на результаты атомно-абсорбционного определения магния (рис. 4).

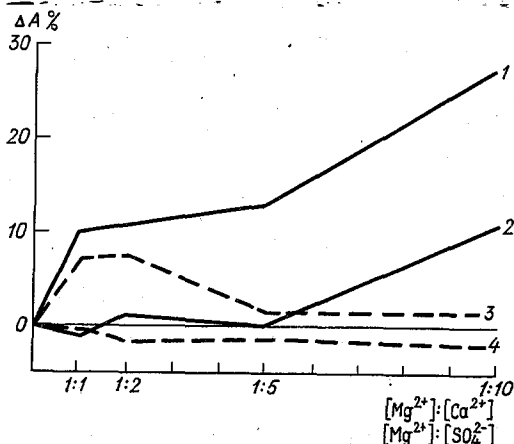


Рис. 4. Относительная ошибка экспериментальных отсчетов как функция концентрации ионов кальция (1, 2) и сульфатов (3, 4) при определении магния.

1 и 3 - 0,5 мг/л  $[Mg^{2+}]$ , 2 и 4 - 1,0 мг/л  $[Mg^{2+}]$

Данные сравнительной оценки определения магния в стандартных растворах расчетным путем (как разность между общей жесткостью воды и содержанием кальция), а также методом атомной абсорбции приведены в табл. 3.

Таблица 3

Оценка точности определения магния  
комплексометрическим / К /  
и атомно-абсорбционным ("Сатурн") методами

| Задано<br>[Mg <sup>2+</sup> ]<br>мг/л | Обнаружено [Mg <sup>2+</sup> ] мг/л |           | Коэффициент<br>вариации, % |      | Число<br>определений |    |
|---------------------------------------|-------------------------------------|-----------|----------------------------|------|----------------------|----|
|                                       | "Сатурн"                            | К         | "Сатурн"                   | К    | "Сатурн"             | К  |
| 0,10                                  | 0,08±0,01                           | 0,14±0,02 | 13,8                       | 24,3 | 12                   | 11 |
| 0,40                                  | 0,40±0,01                           | 0,39±0,02 | 4,0                        | 9,1  | 7                    | 12 |
| 0,75                                  | 0,72±0,01                           | 0,64±0,03 | 1,3                        | 7,7  | 5                    | 11 |
| 1,00                                  | 0,96±0,02                           | 0,90±0,03 | 2,3                        | 4,4  | 7                    | 11 |
| 2,00                                  | 1,82±0,05                           | 1,72±0,02 | 2,1                        | 1,6  | 5                    | 9  |
| 3,00                                  | 2,94±0,04                           | 2,81±0,08 | 1,3                        | 0,4  | 5                    | 9  |
| 5,00                                  | 4,71±0,06                           | 4,35±0,04 | 1,3                        | 1,2  | 6                    | 9  |

св

Точность определения магния методом атомной абсорбции выше, чем комплексометрическим. Однако результаты, полученные как тем, так и другим методом достаточно надежны.

Однако, сравнение результатов определения магния в атмосферных водах указанными методами обнаруживает большое завышение данных, полученных комплексометрическим методом (табл.4).

Таблица 4

Результаты определения магния в пробах атмосферных  
осадков атомно-абсорбционным ("Сатурн") и  
комплексометрическим (К) методами

| Про-<br>ба | Обнаружено, мг-экв/л |                     |                     |                     | Относи-<br>тельное<br>расхож-<br>дение,<br>% | Сумма<br>[Ca <sup>2+</sup> ], [Zn <sup>2+</sup> ],<br>[Mg <sup>2+</sup> ]<br>мг-экв/л | Общая<br>жест-<br>кость<br>мг-<br>экв/л | Относи-<br>тельное<br>расхож-<br>дение,<br>% |
|------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------------------------|
|            | [Ca <sup>2+</sup> ]  | [Zn <sup>2+</sup> ] | [Mg <sup>2+</sup> ] | [Mg <sup>2+</sup> ] |                                              |                                                                                       |                                         |                                              |
|            | "Сатурн"             | К                   |                     |                     |                                              |                                                                                       |                                         |                                              |
| 1          | 0,025                | 0,000               | 0,000               | 0,000               | 0,0                                          | 0,025                                                                                 | 0,023                                   | 8,8                                          |
| 2          | 0,021                | 0,002               | 0,002               | 0,004               | 66,6                                         | 0,025                                                                                 | 0,025                                   | 0,0                                          |
| 3          | 0,029                | 0,000               | 0,003               | 0,008               | 90,6                                         | 0,032                                                                                 | 0,037                                   | 14,4                                         |
| 4          | 0,034                | 0,005               | 0,004               | 0,008               | 66,6                                         | 0,043                                                                                 | 0,042                                   | 2,4                                          |
| 5          | 0,033                | 0,002               | 0,004               | 0,011               | 93,0                                         | 0,039                                                                                 | 0,044                                   | 12,0                                         |
| 6          | 0,031                | 0,002               | 0,008               | 0,016               | 66,4                                         | 0,041                                                                                 | 0,047                                   | 13,6                                         |

| Продолжение табл. 4 |       |       |       |       |       |       |       |      |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| 1                   | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9    |
| 7                   | 0,037 | 0,019 | 0,005 | 0,020 | 120,0 | 0,061 | 0,057 | 6,4  |
| 8                   | 0,044 | 0,002 | 0,007 | 0,013 | 60,0  | 0,053 | 0,057 | 7,2  |
| 9                   | 0,051 | 0,001 | 0,013 | 0,017 | 26,6  | 0,065 | 0,068 | 4,4  |
| 10                  | 0,043 | 0,022 | 0,006 | 0,029 | 131,6 | 0,071 | 0,072 | 1,4  |
| 11                  | 0,042 | 0,003 | 0,032 | 0,032 | 0,0   | 0,077 | 0,074 | 4,0  |
| 12                  | 0,065 | 0,020 | 0,003 | 0,020 | 147,6 | 0,088 | 0,085 | 3,4  |
| 13                  | 0,075 | 0,020 | 0,011 | 0,022 | 66,6  | 0,106 | 0,097 | 8,8  |
| 14                  | 0,094 | 0,012 | 0,011 | 0,027 | 84,4  | 0,117 | 0,121 | 3,4  |
| 15                  | 0,038 | 0,066 | 0,033 | 0,099 | 100,0 | 0,137 | 0,137 | 0,0  |
| 16                  | 0,047 | 0,054 | 0,012 | 0,080 | 147,4 | 0,113 | 0,127 | 11,6 |
| 17                  | 0,069 | 0,057 | 0,016 | 0,071 | 126,4 | 0,142 | 0,140 | 1,4  |
| 18                  | 0,183 | 0,027 | 0,032 | 0,074 | 79,4  | 0,242 | 0,257 | 6,0  |
| 19                  | 0,200 | 0,008 | 0,030 | 0,28  | 6,8   | 0,238 | 0,228 | 4,4  |
| 20                  | 0,126 | 0,250 | 0,024 | 0,274 | 168,0 | 0,400 | 0,400 | 0,0  |

Определение магния путем расчета (косвенный метод) предполагает содержание тяжелых металлов в пробах осадков в виде следов, которые не должны существенно влиять на точность определения общей жесткости воды. В пробах осадков атомно-абсорбционным методом было обнаружено содержание цинка, соизмеримое во многих пробах с содержанием кальция и магния (табл.4). При наличии в воде цинка результаты определения жесткости получаются завышенными на величину, эквивалентную содержанию цинка, что в свою очередь обуславливает завышение данных при определении магния расчетным путем.

Относительное расхождение суммарных значений концентраций ионов кальция, магния и цинка, определенных атомно-абсорбционным методом, и общей жесткости воды, определенной трилометрическим титрованием, в среднем не превышает 6 %. Это свидетельствует о надежности результатов, полученных разными методами.

В литературных источниках имеются данные о наличии цинка в пробах снега и дождя / 8,13 /. В работе / 11 / приводятся элементы, которые содержатся в угле и являются потенциальными загрязняющими веществами. В процессе сгорания 1 г топлива в атмосферу выбрасывается

| Элемент         | Zn  | Mg | Ca   | Na   | K    |
|-----------------|-----|----|------|------|------|
| Количество, мкг | 272 | 50 | 6780 | 1800 | 2300 |

Возможной причиной высоких концентраций цинка может быть и нарушение методики отбора проб атмосферных осадков, когда используется дождемер вместо установки для сбора проб.

Систематический контроль результатов анализа проб осадков со-

стоит в сравнении суммарных значений концентраций катионов и анионов, выраженных в мг-экв/л, а также значений расчетной и измеренной удельной электропроводности / 5 /. Расхождение между этими значениями не превышает в основном 5 %, что также подтверждает надежность результатов, полученных комплексонометрическим методом. Хорошая сходимость значений измеренной и расчетной электропроводности обусловлена тем, что подвижности ионов магния и цинка равны и при температуре 25 °С составляют соответственно  $53,06 \cdot 10^{-4}$  и  $53,5 \cdot 10^{-4}$  Ом<sup>-1</sup> м<sup>2</sup> г-экв<sup>-1</sup> / 2 /.

Поэтому только непосредственный анализ содержания магния и цинка атомно-абсорбционным методом позволил выявить, что результаты, полученные расчетным методом, не представляют собой действительное содержание магния в пробах осадков, а являются суммой ионов магния и цинка.

#### Выводы.

1. Характер химических помех, возникающих при анализе кальция в атмосферных осадках методом атомной абсорбции, сходен с помехами, свойственными методу спектральной эмиссии: ионы магния, натрия, калия завышают, а сульфат-ионы занижают результаты определения кальция.
2. Компенсация помех, обусловленных главным образом ионами магния и сульфата, возможна при использовании стандартного раствора, близкого по составу к пробам атмосферных осадков.
3. Определение малых содержаний кальция (до 0,5 мг/л) в пробах осадков следует проводить в присутствии лантана.
4. Результаты определения магния в меньшей степени, по сравнению с кальцием, подвержены влиянию химических помех.
5. Сравнительная оценка определения магния в атмосферных осадках выявила завышение результатов, полученных расчетным путем. Определение магния и цинка методом атомной абсорбции показало, что завышение вызвано содержанием цинка в пробах осадков.

#### Список литературы

1. Бегак О.Ю. Влияние кремния на атомно-абсорбционное определение марганца в пламени ацетилен-воздух. -Журнал аналит. химии, 1975, т.30, с.2269-2271.
2. Дрбаш Д. Электрохимические константы. -М.: "Мир", 1980. - 364 с.
3. Лавриненко Р.Ф., Першина Н.А. О точности определения кальция в атмосферных осадках методом пламенной фотометрии. -Труды ГГО, 1979, вып.418, с.82-86.

4. Прайс В. Аналитическая атомно-абсорбционная спектроскопия. -М.: "Мир, 1976. -148 с.
5. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1979. -448 с.
6. Черных О.А., Ларионова Г.Т. К вопросу определения кальция и магния в воде атомно-абсорбционным методом. -Гидрохимические материалы, 1979, т.75, с.73-78.
7. Baker G.L., Jonson L.H. Effects of anions on calcium flame emission in flame photometry. "Anal.Chem.", 1954, v.26, p.465-468.
8. Forland F. and Gyessing U. Snow contamination from washout (rainout and dry deposition), "Atmospheric Environment", 1975, v.9, N 3, p.339-352.
9. International operations handbook for measurement of background atmospheric pollution. Geneva, WMO, 1978, N 491, p.38-40.
10. Magill W.A., Svehla G. Studn on the elimination of interferences in the determination of calcium by atomic absorption spectrophotometry. "Z. Anal. Chem.", 1974, v.268, N 3, p.177-180.
11. Murthy K.S., Mack H., Henschel D.B. Environmental assesment of the fluidized - bed combustion of coal: methodology and initial results. "G. of the Aie Pollution Control Association", 1978, b.28, N 3, p.213-220.
12. Parker C.R. Water analysis by atomic absorption spectroscopy. Springvalle, Australia, 1972, p.40-56.
13. Walter Baston e Alda Nana, L'inquinamento delle acque piovine come conseguenza della polluzione atmosferica. "Boll. Lab. Chem. Provinc.", 1974, v.25, N 9, p.180-184.

С.М.Немец, Свистов П.Ф.

#### Кадмий, свинец и марганец в атмосферных осадках

Закономерности распределения и миграции рассеянных металлов в биосфере сложились в процессе общего развития природы. В последние десятилетия они подвергаются существенному изменению в результате хозяйственной деятельности человека. Изменение содержания тяжелых металлов в атмосферных осадках может служить одним из показателей этой деятельности.

Для успешного решения задачи контроля за чистотой атмосферных

осадков необходимо применять чувствительные методы анализа.

Наряду с методами обогащения, основанными на ионообменной хроматографии, соосаждении с использованием органических и неорганических соосадителей, выпаривании, электролитическом выделении и т.д., наиболее широкое распространение получили экстракционные методы концентрирования.

Концентрирование тяжелых металлов из природных вод проводят дитизиновым, оксигинодиновым, диэтилдитиокарбаминатным и другими реагентами. Для атмосферных осадков особенно перспективно применение диэтилдитиокарбаминатов. В работах /1,2,4/ проводилось исследование поведения диэтилдитиокарбамината натрия при концентрировании микроэлементов из вод особой чистоты и природных вод. Однако приведенные в них сведения носят противоречивый характер и не могут быть использованы для анализа атмосферных осадков. Задача усложняется в связи с изменчивостью химического состава, величины pH атмосферных осадков, а также многообразием форм существования микроэлементов.

Целью настоящей работы является выбор и отработка экстракционной системы концентрирования некоторых микроэлементов при помощи диэтилдитиокарбамината натрия (ДДТК- $Na$ ) и хлороформа.

Исследование проводилось на эталонах и пробах атмосферных осадков различного состава и происхождения по следующей методике.

Для экстракционного концентрирования в 100 мл пробы с помощью 0,1 моль/л соляной кислоты устанавливается значение pH, равное 2,5. Раствор охлаждается до 5–8 °C и к анализируемой пробе добавляется 5 мл хлороформа и 1,5 мл 2 %-ного раствора ДДТК- $Na$ . Затем смесь выдерживают в течение 10 с и встряхивают в течение 3 мин. После отстаивания и разделения водной и органической фаз хлороформный слой сливается.

Экстракционный процесс проводят в три ступени. Значения pH анализируемого раствора устанавливают равным 9,5. Экспериментально получено, что при pH равных 2,5–9,5 диэтилдитиокарбаминаты тяжелых металлов извлекаются количественно. Три порции органического экстракта соединяются вместе и хлороформ отгоняют. К влажному остатку добавляют 0,1 мл концентрированной азотной кислоты для сжигания органических хвостов и реэкстракции микроэлементов. Объем реэкстракта доводят до 3 мл смесью этанола и воды (1:1).

Конечное определение свинца, кадмия и марганца проводилось на атомно-абсорбционном спектрофотометре "Сатурн" при рабочих условиях, приведенных в табл. I.

Таблица I

| Микроэлемент | $\lambda$<br>нм | Ширина щели,<br>мм | Ток через лампу с<br>полным катодом,<br>мА | Напряжение<br>на $\text{Cd}$ ,<br>В |
|--------------|-----------------|--------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------|
| <i>Cd</i>    | 228,8           | 0,10               | 10                                         | 720                                 |
| <i>Mn</i>    | 279,5           | 0,15               | 12                                         | 950                                 |
| <i>Pb</i>    | 217,0           | 0,50               | 25                                         | 1000                                |

С применением этой методики были проанализированы пробы атмосферных осадков, собранных в разное время и в различных пунктах. Результаты определений содержания кадмия, свинца и марганца в атмосферных осадках сведены в табл.2 (средние арифметические значения из 5-6 измерений).

Таблица 2

| Проба | Месяц | рН   | $\kappa \cdot 10^6$<br>$\text{Ом}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$ | Содержание микроэлементов, $\text{нг/л}$ |           |           |
|-------|-------|------|--------------------------------------------------------------|------------------------------------------|-----------|-----------|
|       |       |      |                                                              | <i>Cd</i>                                | <i>Mn</i> | <i>Pb</i> |
| 1     | П     | 6,10 | 70                                                           | 1,8                                      | 129       | 30        |
| 2     | И     | 5,90 | 33                                                           | 0,0                                      | 17        | -         |
| 3     | П     | 4,90 | 28                                                           | 0,0                                      | 8         | 27        |
| 4     | IV    | 5,50 | -                                                            | 1,5                                      | 147       | 30        |
| 5     | IV    | 6,55 | 69                                                           | 7,5                                      | 18        | 20        |
| 6     | IV    | 5,15 | 58                                                           | 2,3                                      | 40        | 33        |
| 7     | У     | 5,49 | 15                                                           | 1,1                                      | 30        | 15        |
| 8     | И-П   | 6,50 | 80                                                           | 3,1                                      | 105       | 91        |

Прежде всего следует отметить, что содержание этих элементов во всех пробах значительно ниже уровня предельно допустимого для воды (ПДК для свинца, кадмия и марганца равны соответственно 100, 10 и 1000  $\text{мкг/л}$ ) / 3 /.

Существенного различия концентраций в пробах снега и дождя не наблюдается (пробы 2-7). Проба I взята на окраине города, поэтому, вероятно, по своим химическим характеристикам она также не выделяется. Содержание микроэлементов заметно выше в пробах с высокой общей минерализацией (пробы 1, 5, 6 и 8), показателем которой является удельная электропроводность  $\kappa$ . Если эта связь окажется достаточно тесной, то по общей минерализации можно будет качественно оценить токсичность атмосферных осадков. При этом, конечно, необходимо учитывать значение рН и содержание в осадках органических соединений.

Следует отметить, что почти во всех пробах содержание марганца выше, чем свинца и кадмия. Это служит дополнительным подтверждением отсутствия заметного влияния локальных источников загрязнений при отборе проб, так как их кларковые содержания в земной коре соответствуют ряду марганец > свинец > кадмий.

Пробы 2 и 3 относятся к свежеснежавшему снегу, причем снегопад продолжался в течение двух суток.

В заключение следует отметить, что приведенные данные являются предварительными. Они относятся к одному региону и только к зимне-весеннему периоду. Анализ этих данных показывает, что обильный снегопад может понизить содержание микроэлементов в атмосферном воздухе ниже надежно контролируемого уровня. Это указывает на наличие определенной связи их поведения с метеорологическими явлениями.

#### Список литературы

1. В.П. Беляев и др. Химико-спектральный метод анализа воды особой чистоты. - Заводская лаборатория, 1962, т.28, № 4
2. Е.А. Золотов, Н.М. Кузьмин Экстракционное концентрирование. - М.: "Химия", 1971.
3. Р.И. Дибина и др. Методика анализа природных вод и водных вытяжек с экстракционным концентрированием диэтилдитиокарбаматов микроэлементов. В кн. "Новое в методике и технике геологоразведочных работ. - Труды ВИТР, 1961, № 3, с.317 - 337.
4. Предельно допустимые концентрации вредных веществ в воздухе и воде. - Л.: Химия, 1978. - 375 с.

Н.Н.Александров, М.И.Коновалов

О некоторых свойствах фильтрующих материалов,  
применяемых для определения концентрации аэрозольей

В настоящее время аспирационный метод исследования аэрозольного компонента атмосферного загрязнения широко используется на сети по изучению и контролю природной среды Госкомгидромета. Суть этого метода заключается в том, что воздух, содержащий аэрозоли, прокачивается через фильтрующий материал, который задерживает аэрозольные частицы. По измеренным объему прокачанного через фильтрующий материал воздуха и навеске пыли на нем можно определить массовую концент-

рацию пыли в атмосфере, а также ее дисперсный и элементный состав.

Учитывая широкое применение аспирационного метода отбора проб аэрозолей на сети контроля природной среды, представляется важным проведение исследований, направленных на улучшение качества фильтрующих материалов, используемых на сети Госкомгидромета, определение возможности применения новых фильтрующих материалов и методов изучения атмосферного аэрозоля.

В настоящий момент на указанной сети используются фильтры из ткани ФПП-15 с габаритными размерами  $77,0 \pm 0,5$  мм и диаметром рабочей части  $69,4 \pm 0,5$  мм. До недавнего времени эти фильтры изготавливались прямо в подразделениях сети, производящих измерения концентрации пыли. Такой способ производства отнимал много сил и средств и не позволял получить фильтры с заданными свойствами по сопротивлению потоку воздуха из-за различных условий их опрессовки. Все это привело к необходимости централизованного изготовления фильтров из ткани ФПП-15. С этой целью в ГГО совместно с НИИП были разработаны технические условия на производство фильтров из ткани ФПП-15, по которым в настоящее время эти фильтры изготавливаются централизованно.

Применение метода протонного возбуждения характеристического рентгеновского спектра с целью изучения элементного состава атмосферных аэрозолей требует использования лавсановых ядерных фильтров. Ввиду того что мы не располагали данными о характеристиках ядерных лавсановых фильтров, нами были проведены эксперименты по определению гидродинамического сопротивления фильтров, изготовленных из этого материала. Эти данные позволят подобрать подходящие аспираторы, которые могут создавать необходимые разрежения и расходы при отборе проб воздуха на пыль.

Схема установки для измерения гидродинамического сопротивления фильтров потоку воздуха, проходящего через него, представлена на рис. 1. За характеристику сопротивления фильтра воздушному потоку принимается его стандартное сопротивление / 2 /. Под стандартным сопротивлением понимается перепад давления на фильтре (Па) при линейной скорости потока воздуха через фильтр 1 см/с. Однако на практике удобнее использовать оценку приведенного значения стандартного сопротивления по формуле

$$\beta = \frac{\Delta P}{V}, \quad (1)$$

где  $\Delta P$  - перепад давления на фильтре (Па),  $V$  - линейная скорость воздушного потока через фильтр (см/с).

Сопротивление фильтров из ткани ФПП-15 должно быть таким, чтобы используемые на сети Госкомгидромета аспираторы могли бы обеспечить рекомендуемые расходы 250 л/мин / 3 /.

Проведенные измерения с целью изучения зависимости приведенного значения стандартного сопротивления  $\beta$  фильтров от линейной скорости потока воздуха, показали, что оно уменьшается с увеличением скорости прокачки. Указанное уменьшение связано, по-видимому, с деформацией фильтра под давлением проходящего потока воздуха. Введение в фильтродержатель опорной сетки позволяет практически устранить это уменьшение и в дальнейшем - механический разрыв фильтра (табл. I).

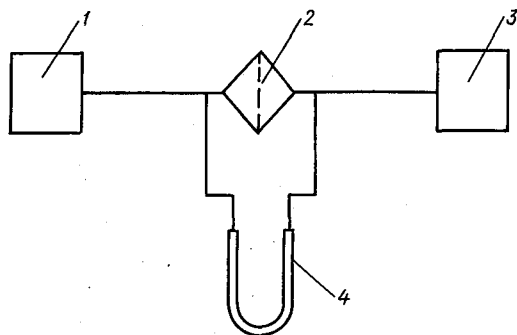


Рис. I. Схема установки для определения гидродинамического сопротивления фильтров.

I - газовый счетчик РГ-40, 2 - фильтродержатель, 3 - электроаспиратор, 4 - U-образный поглотитель.

Таблица I  
Зависимость приведенного стандартного сопротивления  $\beta$  фильтров из ткани ФПП-15 от линейной скорости потока воздуха

| Фильтр АФА-ВП-20  |                 |                   | Фильтр производства ЭПМ НИИП |          |                   |          |                 |
|-------------------|-----------------|-------------------|------------------------------|----------|-------------------|----------|-----------------|
| без опорной сетки |                 | с опорной сеткой* | без опорной сетки            |          | с опорной сеткой* |          |                 |
| $v$ см/с          | $\beta$ Па с/см | $v$ см/с          | $\beta$ Па с/см              | $v$ см/с | $\beta$ Па с/см   | $v$ см/с | $\beta$ Па с/см |
| 21,9              | 18              | 8,5               | 21                           | 12,5     | 40                | 15,4     | 46              |
| 32,7              | 17              | 18,6              | 22                           | 16,6     | 30                | 32,8     | 42              |
| 53,0              | 16              | 32,4              | 20                           | 37,4     | 22                | 46,1     | 41              |
| 77,7              | 15              | 40,8              | 21                           | 54,6     | 11                | 64,4     | 37              |
| 113,3             | 13              | 53,7              | 21                           | 62,3     | 6,4               | 97,4     | 37              |
| 146,7             | 13              | 72,0              | 22                           | 74,7     | 2,7               | 121,3    | 37              |
| 164,0             | 12              | 90,2              | 22                           |          |                   | 150,8    | 35              |
|                   |                 | 101,0             | 23                           |          |                   | 189,9    | 33              |

Продолжение табл. I

| Фильтр АФА-ВЛ-20  |                 |                   |                 | Фильтр производства ЭПМ НИИП |                 |                   |                 |
|-------------------|-----------------|-------------------|-----------------|------------------------------|-----------------|-------------------|-----------------|
| без опорной сетки |                 | с опорной сеткой* |                 | без опорной сетки            |                 | с опорной сеткой* |                 |
| $v$ см/с          | $\beta$ Па см/с | $v$ см/с          | $\beta$ Па см/с | $v$ см/с                     | $\beta$ Па см/с | $v$ см/с          | $\beta$ Па см/с |
|                   |                 | 145,0             | 23              |                              |                 | 226,3             | 32              |
|                   |                 | 186,3             | 24              |                              |                 | 268,6             | 30              |

\* - размеры ячеек сетки I x I мм, толщина нити 0,4 мм.

Уменьшение приведенного стандартного сопротивления фильтров из ткани ФПП-15 при увеличении скорости прокачки воздуха через фильтр приводит к необходимости измерять указанную характеристику фильтров при фиксированном расходе воздуха. За величину приведенного стандартного сопротивления фильтра из ткани ФПП-15 производства ЭПМ НИИП принимается  $\beta = (40 \pm 8)$  Па·с/см, при расходе  $80 \pm 10$  л/мин (ТУ 52-01-367-80). Выбор указанного значения расхода обусловлен тем, что при малых расходах увеличиваются ошибки за счет определения объема прокачанного воздуха, а при больших расходах существенно деформируется фильтр и его сопротивление значительно уменьшается. Обеспечение одинакового значения  $\beta$  фильтров из ткани ФПП-15 позволяет добиться сопоставимости результатов измерения концентрации пыли за счет создания одинаковых условий сепарации аэрозольных частиц на входе пробоотборного устройства.

С помощью установки (рис. I) определялись приведенные стандартные сопротивления лавсановых ядерных фильтров. Характеристики материала, из которого изготавливаются эти фильтры следующие: диаметр отверстий 0,45-0,47 мкм, пористость 7-10 %, толщина фильтрующего материала 7 мкм.

Приведенное стандартное сопротивление лавсановых ядерных фильтров по проведенным измерениям составляет  $550 \pm 40$  Па·с/см. Значения  $\beta$  лавсановых ядерных фильтров для трех произвольно выбранных фильтров при различных скоростях протягиваемого через них воздуха приведены в табл. 2.

Приведенное стандартное сопротивление лавсановых ядерных фильтров существенно выше, чем значение этой же величины для фильтров из ткани ФПП-15, поэтому не все аспираторы могут обеспечить требуемые расходы воздуха при применении этих фильтров для получения необходимой навески пыли.

Таблица 2  
Значения  $\beta$  лавсановых ядерных фильтров при различных  
линейных скоростях воздуха при площади рабочей части  
фильтра 19,6 см<sup>2</sup>

| Ф и л ь т р |                 |          |                 |          |                 |
|-------------|-----------------|----------|-----------------|----------|-----------------|
| I           |                 | 2        |                 | 3        |                 |
| $v$ см/с    | $\beta$ Па·с/см | $v$ см/с | $\beta$ Па·с/см | $v$ см/с | $\beta$ Па·с/см |
| 5,8         | 565             | 5,6      | 618             | 7,7      | 510             |
| 7,4         | 560             | 8,1      | 605             | 9,2      | 498             |
| 10,3        | 556             | 10,4     | 587             | 12,7     | 490             |
| 13,3        | 548             | 12,7     | 591             | 16,3     | 476             |
| 16,3        | 542             | 17,2     | 566             | 18,5     | 500             |

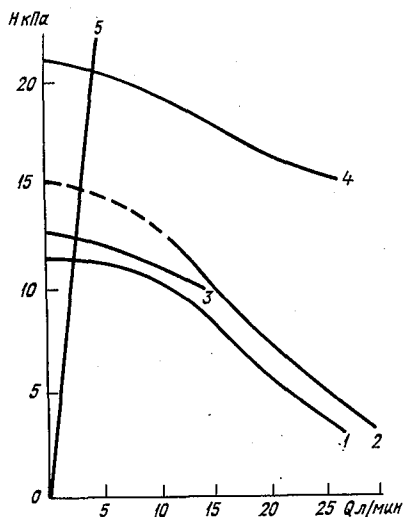


Рис. 2. Характеристики аспираторов типа 822 (1), М-114 (2), ЭА-40 (3), ПРУ-4 (4) и нагрузки (5) создаваемой лавсановым ядерным фильтром, в зависимости от расхода  $Q$ .

На рис. 2 приведены графики зависимостей разрежения, создаваемого аспираторами типа 822, М-114, ЭА-40, ПРУ-4, от соответствующих значений расходов, создаваемых этими аспираторами. На рисунке приведена зависимость нагрузки, создаваемой фильтрами из лавсана с рабочей площадью

фильтра  $S = 2 \text{ см}^2$ , при значении приведенного стандартного сопротивления  $550 \pm 40 \text{ Па} \cdot \text{с/см}$ . Точки на пересечении кривой 5 с кривыми I-4 соответствуют рабочим режимам по расходу и разрежению различных типов аспираторов при применении лавсановых ядерных фильтров.

Различные аспираторы при использовании лавсановых ядерных фильтров с  $\beta = 550 \pm 10 \text{ Па} \cdot \text{с/см}$  и  $S = 2 \text{ см}^2$  могут работать в следующих режимах:

| Аспиратор           | Типа 822 | М-II4 | ЭА-40 | ПРУ-I |
|---------------------|----------|-------|-------|-------|
| Режим работы, л/мин | 2,6      | 3,2   | 2,8   | 4,8   |

По приведенным данным можно выбрать подходящий аспиратор из используемых на сети. Наибольшие расходы можно получить при применении аспиратора ПРУ-4.

Необходимо отметить, что в электроаспираторах ПРУ-4, ЭА-40, типа 822 расход воздуха определяется методом постоянного перепада давления с помощью ротаметров. Шкала ротаметров условна. Тарировка ротаметров производится при нормальных условиях. В ротаметрах связь расхода воздуха с подъемом поплавка описывается формулой

$$Q = \alpha_p f_k \sqrt{\frac{2gV(\gamma_n - \gamma)}{\gamma f}}, \quad (2)$$

где  $\alpha_p$  - коэффициент расхода,  $f_k$  - площадь кольцевого зазора между трубкой ротаметра и бортиком поплавка,  $f$  - площадь лобового сечения поплавка,  $\gamma_n$  - плотность поплавка,  $\gamma$  - плотность газа / I /. Однако плотность газа зависит от его состояния, поэтому, когда рабочее состояние не соответствует расчетному или состоянию, при котором осуществлялась тарировка, требуется вводить поправку. Неучет поправок приводит к ошибкам в измерении объема прокачанного воздуха, достигающим 300 % и более. Если показания приборов выражены в объемных единицах, то их следует умножать на поправочные коэффициенты

$$K_p = \sqrt{\frac{P_e}{P_p}}, \quad K_t = \sqrt{\frac{t_p}{t_e}} \quad (3)$$

где  $P_e, P_p$  и  $t_e, t_p$  - соответственно давление и температура газа в естественном и рабочем состояниях.

Очевидно, что при использовании ротаметров для измерения расхода в воздуховодах, которые имеют различные местные сопротивления и вызывают большие потери напора перед ротаметром, сравнимые с полным напором, создаваемым аспиратором, необходимо вводить поправки или осуществлять тарировку шкалы ротаметра для каждого конкретного

воздуховода.

На основании полученных результатов, можно сделать заключение, что централизованное изготовление фильтров в соответствии с ТУ обеспечит заданное значение приведенного стандартного сопротивления фильтров из ткани ФШП-15. Это позволит устранить различие в условиях аспирации аэрозольных частиц на входе воздухозаборной системы. Кроме того, необходимо использовать опорную сетку под фильтром, которая устраняет возможную деформацию фильтра под воздействием воздушного потока.

Из анализа характеристик aspirаторов и свойств лавсанового ядерного фильтра с пористостью 7-10 % и диаметром пор 0,45 мкм следует, что отборы проб пыли для определения концентрации тяжелых металлов по характеристическому рентгеновскому излучению можно обеспечить в диапазоне расходов 2,6-4,8 л/мин в зависимости от типа aspirатора.

#### Список литературы

1. Белодворский Ю.Н., Фин Г. Я. Практическое пособие по учету расхода газа. Изд. литературы по строительству. -М.: 1971. -256 с.
2. Петрянов И.В. и др. Волокнистые фильтрующие материалы ФП. /И.В.Петрянов, В.И.Козлов, П.И.Басманов, Б.И.Огородников/ -М.: Знание, 1968. -77 с.
3. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеоиздат, 1979. -448 с.

# Содержание

|                                                                                                                                                                                                                                             |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| М.Е.Берлянд, Е.Л.Генихович, С.С.Чичерин. Теоретические основы и методы расчета поля среднегодовых концентраций примесей от промышленных источников .....                                                                                    | 3   |
| М.Е.Берлянд, Э.Ю.Безуглая, Е.Л.Генихович, М.Н.Зашихин, Р.И.Оникул. О методах определения фоновое загрязнения атмосферы в городах .....                                                                                                      | 17  |
| Е.Л.Генихович. Оценка количества примеси, вымываемой осадками из дымового факела .....                                                                                                                                                      | 30  |
| Б.И.Вдовин, Г.Г.Величко, Т.А.Кузьмина, Р.И.Оникул, Г.А.Панфилова, Б.Н.Пьянцев, Г.П.Расторгуева, А.М.Царев. Экспериментальные исследования закономерностей, рассеивания фтористых соединений от предприятий алюминиевой промышленности. .... | 38  |
| Г.Г.Величко, Р.И.Оникул, Г.А.Панфилова. Проверка методики расчета загрязнения атмосферы на материалах экспериментальных исследований в районе предприятий алюминиевой промышленности .....                                                  | 48  |
| Б.В.Горошко, А.М.Царев. Исследование ветрового режима на промышленных площадках алюминиевых заводов .....                                                                                                                                   | 57  |
| Е.Л.Генихович, Г.И.Осипова. Определение коэффициента турбулентности по данным стандартных метеорологических наблюдений..                                                                                                                    | 62  |
| Б.Н.Пьянцев, Л.Р.Сонькин, Р.Р.Усс, И.И.Федяева, Н.А.Шалоперева. Синоптические условия формирования высокого уровня загрязнения воздуха в группе городов промышленного района .....                                                          | 69  |
| А.И.Полищук, С.В.Стрельченя, Е.А.Шайкова. О величине погрешности измерения при определении содержания примесей в атмосферном воздухе городов.....                                                                                           | 75  |
| А.И.Полищук. К вопросу о статистической обработке данных наблюдений за загрязнением воздуха в районе промышленных предприятий .....                                                                                                         | 79  |
| Э.Ю.Безуглая, Е.К.Завадская, И.М.Зражевский, М.Ю.Нестерова. К оценке метеорологических условий загрязнения атмосферы ...                                                                                                                    | 87  |
| И.М.Зражевский, А.М.Шилкин. Основные принципы классификации источников выбросов вредных веществ в атмосферу .....                                                                                                                           | 98  |
| Е.А.Шайкова, И.А.Янковский. К вопросу о достоверности данных наблюдений загрязнения атмосферы .....                                                                                                                                         | 105 |
| Н.С.Буренин. Сравнение методов определения окиси углерода в воздухе с помощью титрометрического (ТГ-5) и оптико-акустического (ГМК-3) газоанализаторов .....                                                                                | 109 |

|                                                                                                                                         |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| А.А.Павленко, Н.Ш.Вольберг, В.И.Котов. Определение сероуглерода в атмосферном воздухе с отбором проб на твердый пленочный сорбент ..... | 115 |
| Р.Ф.Лавриненко, Н.А.Першина. К методике атомно-абсорбционного определения кальция и магния в атмосферных осадках .....                  | 124 |
| С.М.Немец, П.Ф.Свистов, Кадмий, свинец и марганец в атмосферных осадках .....                                                           | 134 |
| Н.Н.Александров, М.И.Коновалов. О некоторых свойствах фильтрующих материалов, применяемых для определения концентраций аэрозолей .....  | 137 |

# CONTENTS

|                                                                                                                                                                                                                     |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| M.E.Berlyand, E.I.Genikhovich, S.S.Chicherin. Theoretical basis and calculation technique for mean years pollutant concentration field from industrial sources . . . . .                                            | 3   |
| M.E.Berlyand, E.Ju.Bezuglaya, E.I.Genikhovich, M.N.Zashikhin, R.I.Onikul. On methods for determination of urban background air pollution . . . . .                                                                  | 17  |
| E.L.Genikhovich. Estimation of pollutant amount washed out from the plume by precipitation . . . . .                                                                                                                | 30  |
| B.I.Vdovin, G.G.Velichko, T.A.Kuzmina, R.I.Onikul, G.A.Panfilova, B.N.Pjantsev, G.P.Rastorguyeva, A.M.Tsarev. Experimental study of diffusion of fluorine compounds from aluminium industrial enterprises . . . . . | 38  |
| G.G.Velichko, R.I.Onikul, G.A.Panfilova. Experimental verification of calculation technique for air pollution in the areas of aluminium industrial enterprises . . . . .                                            | 48  |
| B.B.Goroshko, A.M.Tsarev. Investigation of wind regime at industrial sites of an aluminium enterprise . . . . .                                                                                                     | 57  |
| E.L.Genikhovich, G.I.Osipova. On determination of turbulent diffusivity from standard meteorological observation data. . . . .                                                                                      | 62  |
| B.N.Pjantsev, L.R.Sonkin, R.R.Uss, I.I.Fedyaeva, N.A.Shaporeva. Synoptical conditions of formation of relatively high air pollution level at the territory of industrial region . . . . .                           | 69  |
| A.I.Polishchuk, S.V.Strelchenya, E.A.Shaikova. On value of errors in determination of pollutant in the atmosphere . . . . .                                                                                         | 75  |
| A.I.Polishchuk. On statistical processing of observational data on air pollution in the area of industrial enterprises . . . . .                                                                                    | 79  |
| E.Ju.Bezuglaya, E.K.Zavadskaya, I.M.Zrazhevsky, M.Ju.Nesterova. On estimation of meteorological conditions of air pollution . . . . .                                                                               | 87  |
| I.M.Zrazhevsky, A.M.Shishkin. Basic principles for classification of sources of noxious pollutants . . . . .                                                                                                        | 98  |
| E.A.Shaikova, I.A.Jankovsky. On reliability of air pollution observation data . . . . .                                                                                                                             | 103 |
| N.S.Burenin. Comparison of determination technique for CO <sub>2</sub> based on titrometric (TG-5) and optico-acoustic (GMK-3) gas-analysers . . . . .                                                              | 109 |
| A.A.Pavlenko, N.Sh.Volberg, V.I.Kotov. Determination of H <sub>2</sub> S in the atmosphere with air sampling on thin solid sorbent . . . . .                                                                        | 115 |
| R.Ph.Lavrinenko, N.A.Pershina. On atomic absorption technique for determination of Ca and Mg in precipitation . . . . .                                                                                             | 124 |

|                                                                                                                                             |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| S.M.Nemets, P.Ph.Svistov. Cadmium, lead and manganese content<br>in atmospheric precipitation . . . . .                                     | 134 |
| N.N.Alexandrov, M.I.Kononov. On some properties of filter-<br>ing materials used for determination of aerosol concentra-<br>tions . . . . . | 137 |

Труды ГГО, вып.479

Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха

Редактор Е.А.Соснина. Технический редактор М.И.Брайнина,  
Корректор И.А.Крайнева

н/к

Подписано в печать 27.10.83. М - 38624. Формат 60х90<sup>1</sup>/16.

Печать офсетная. Печ.л. 10. Кр.-отт. 10,25. Уч.-изд.л. 9,85

Тираж 730 экз. Индекс МОЛ-42. Заказ №159. Цена 70 коп. Заказное.

Гидрометеиздат. 199053. Ленинград, 2-я линия, д. 23.

Московская типография № 9 Союзполиграфпрома при Государственном  
омитете СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли  
109033. Москва, Ж-33, ул. Волочаевская, дом 40.