

ГЛАВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОЙ СЛУЖБЫ
ПРИ СОВЕТЕ МИНИСТРОВ СССР

ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ГЛАВНАЯ ГЕОФИЗИЧЕСКАЯ ОБСЕРВАТОРИЯ им. А. И. ВОЕЙКОВА

ТРУДЫ

ВЫПУСК 254

АТМОСФЕРНАЯ ДИФфуЗИЯ
И ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОЗДУХА

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

БИБЛИОТЕКА
Ленинградского
Гидрометеорологического
Института



ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОЕ ИЗДАТЕЛЬСТВО

ЛЕНИНГРАД • 1971

253999

Излагаются результаты теоретического и экспериментального исследований турбулентной диффузии примесей и загрязнения атмосферы промышленными выбросами.

Рассматриваются вопросы учета метеорологических факторов при проектировании и эксплуатации предприятий, организации и методики наблюдений за загрязнением воздуха.

Сборник рассчитан на специалистов в области метеорологии, гигиены атмосферного воздуха, вентиляции и газоочистки, физики и химии аэрозоля и др.

Труды ГГО, вып. 254

Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха

Под редакцией М. Е. Берлянда

Редакторы Л. И. Штанникова
и В. И. Кузьменко

Тех. редактор М. И. Брайнина

Корректоры: М. А. Гальперина,
Т. Н. Черненко

Сдано в набор 24/III 1971 г. Подписано к печати 7/XII 1971 г. Бумага тип. № 1 60×90^{1/16}. Бум. л. 6,625. Печ. л. 13,25. Уч.-изд. л. 14,47. Тираж 930 экз. М-25512. Индекс МЛ-30. Гидрометеорологическое издательство Ленинград, В-53. 2-я линия, д. 23. Заказ 724. Цена 1 р.

Сортавальская книжная типография Управления по печати при Совете Министров КАССР Сортавала, Карельская, 42

М. Е. БЕРЛЯНД, Р. И. ОНИКУЛ

К ОБОБЩЕНИЮ ТЕОРИИ РАССЕИВАНИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ В АТМОСФЕРУ

1. Постановка задачи

Развитие теории атмосферной диффузии примесей создало новые предпосылки для проведения работ по защите воздушного бассейна от загрязнения. На ее основе разрабатываются методы нормирования вредных выбросов в атмосферу и устанавливаются принципы рационального размещения пунктов для наблюдения за чистотой воздуха. Теория позволяет рекомендовать экономически наиболее выгодные комплексы защитных мероприятий, включая определение необходимой степени очистки дымовых и вентиляционных газов, выбор высоты, диаметра и числа труб, взаиморазмещение предприятий и жилых массивов и т. п.

Вместе с тем успешное внедрение научных рекомендаций в практику обусловлено не только строгостью учета закономерностей рассеивания примесей в атмосфере при расчете концентраций вредных веществ в районе предприятий. В значительной степени оно зависит и от точности определения количества выбросов и некоторых других параметров, содержащихся в расчетных формулах. Наличие гигиенических критериев позволяет установить степень опасности вычисленных концентраций и выявить необходимые характеристики воздуха, подлежащие расчету.

Именно с учетом этих обстоятельств проводились в последние годы в СССР работы по созданию методики расчета рассеивания промышленных выбросов. В них активное участие принимали метеорологи-специалисты по физике атмосферы, техники и гигиенисты. Начало им было положено разработкой «Временной методики расчета рассеивания в атмосфере выбросов (золы и сернистых газов) из дымовых труб электростанций» [19], утвержденной в 1963 г. Этот первый нормативный документ по расчету рассеивания выбросов в атмосфере был предназначен для тепловых электростанций по ряду веских причин.

Одна из них связана с тем, что от большого числа сооружаемых сейчас тепловых электростанций (ТЭС) большой мощности выделяются в атмосферу огромные количества сернистого газа. Выброс сернистого газа от одной типовой ТЭС мощностью 2400 Мвт, работающей на сернистом мазуте или тощем угле, достигает 1000 т в сутки. В то же время очистка выбросов ТЭС от сернистого газа, по существу, не производится нигде в мире, так как ее стоимость сопоставима со стоимостью строительства самой станции. При современном уровне газоочистки практически выходом из создавшегося положения оказалось строительство высоких труб, позволяющих эффективно использовать рассеивающие свойства атмосферы. Для этого в первую очередь необходимо было создать научную методику расчета для одиночных высотных источников. Сравнительно простой тип источника, каким является ТЭС, упрощал организацию экспериментальных работ по изучению поля концентраций выбрасываемых примесей и обеспечивал надежную проверку теоретических расчетов.

Вторая причина заключается в том, что способы определения количества вредных веществ, образующихся при сжигании топлива, разработаны значительно лучше, чем для большинства других производств.

Наконец, следующая, но не последняя по значимости причина состояла в исключительной важности строительства мощных ТЭС, которые еще длительное время будут оставаться главным источником электроэнергии. На ТЭС сейчас приходится более 80% всей электроэнергии, вырабатываемой на земном шаре. Создание методики расчета [19] совпало с начальным этапом проектирования в СССР широкой сети тепловых электростанций в соответствии с двадцатилетним планом электрификации страны. При этом основные ограничения в мощности проектируемых станций обуславливались требованием обеспечения необходимой чистоты воздушного бассейна.

Использовавшиеся ранее методы расчета рассеивания примесей оказались в данном случае непригодными и неоправданно сдерживали развитие энергетики. Введение в действие [19] и рациональный учет в соответствии с ее основными принципами метеорологических условий существенно изменили положение дел. С одной стороны, это позволило обеспечить необходимую чистоту атмосферы в районе электростанций; с другой стороны, была показана возможность почти вдвое увеличить предельную мощность проектируемых ТЭС, по сравнению с устанавливавшейся ранее согласно физически не обоснованным методам расчета. Экспериментальные работы, проведенные после создания [19], полностью подтвердили полученные выводы.

Следующим этапом в развитии работ в данном направлении явились «Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ (пыли и сернистого газа), содержащихся в выбросах промышленных предприятий» СН 369-67 [32], утвержденные Гос-

строем СССР по разделу строительных норм в качестве документа, обязательного при проектировании и эксплуатации предприятий. Здесь были расширены пределы применимости расчетных формул, изложены способы вычисления концентрации от группы источников и определения границ санитарно-защитной зоны.

Участие в составлении уточненной методики специалистов по газоочистке, проектированию металлургических заводов, нефтеперерабатывающих предприятий и др. позволило разработать стандартные схемы расчета параметров выброса в атмосферу для ряда важных производств и распространить ее на сравнительно широкий класс предприятий.

В качестве основной формулы для расчета максимальной концентрации примеси c_m от одиночного источника в [19] и [32] принимается

$$c_m = \frac{AM_1 Fm}{H^2 \sqrt{V_1 \Delta T}} \quad (1)$$

Здесь M_1 и V_1 — количество вредных веществ и объем газов, выбрасываемых через трубу в единицу времени, H — высота трубы, ΔT — разность между температурой уходящих газов и окружающего воздуха, m и F — безразмерные коэффициенты, первый из которых учитывает условия выхода газозооушной смеси из трубы, а второй — скорость оседания вредных веществ в атмосфере (для легких, в частности газообразных выбросов, $F=1$). Коэффициент A зависит от температурной стратификации, определяющей интенсивность вертикального и горизонтального перемешивания в атмосфере, и учитывается для условий, при которых достигается наиболее неблагоприятное сочетание этих факторов. Величина c_m относится к так называемой опасной скорости ветра $u_m \approx v_m$ (м/сек.), где

$$v_m = 0,65 \sqrt[3]{\frac{V_1 \Delta T}{H}} \quad (2)$$

Приведенные формулы и часть положений изложенной в [19] и [32] расчетной методики пригодны для весьма разнообразных источников выброса вредных веществ. Вместе с тем в класс объектов, для которых должны были применяться эти первые нормативные документы, вводились ограничения, что было вызвано отчасти указанным выше принципиальным положением, согласно которому методика должна распространяться на объекты, для которых разработана схема определения параметров выброса вредных веществ. Для наиболее важных и вредных производств считалось целесообразным также предварительно провести сопоставление расчетных и имеющихся опытных материалов в целях взаимной проверки как метода расчета концентраций, так и схемы определения параметров выброса. Указанные ограничения связаны и со спецификой объектов, на которые распространялись методы расчета. Так, методика [19] предназначалась для расчета рассеивания мощного и сравнительно нагретого выброса через

высокие трубы, характерные для электростанций. Для применения [19] должны были выполняться условия: $\Delta T \geq 30^\circ$, $H \geq 50$ м и $V_1 \geq 20$ м³/сек.

Расширение пределов применимости [32] достигалось за счет некоторого уточнения расчетных формул. Эти пределы оценивались с помощью универсального критерия, согласно которому для некоторого коэффициента

$$f = 10^3 \frac{w_0^2 D}{\pi^2 \Delta T},$$

где D — диаметр трубы, а w_0 — скорость выходящих газов, должно выполняться соотношение $f < 6$ м/сек.²·град. Однако формулы для c_m и u_m не пригодны в случае холодных выбросов, когда $\Delta T \approx 0$, так как при уменьшении ΔT величина c_m неограниченно возрастает, а опасная скорость u_m убывает до нуля, при этом возрастает и параметр f . Такое наиболее значимое ограничение методики расчета [19] — наличие существенного перегрева уходящих газов — сохранилось и в [32]. Однако в [32] удалось его ослабить, вводом коэффициента f .

Вместе с тем для многих производств свойственны неподогреваемые вентиляционные выбросы. Они поступают в атмосферу непосредственно из цехов и обычно имеют температуру, мало отличающуюся от температуры производственных помещений. Такие условия характерны, например, для предприятий по производству вискозного волокна, где загазованные сероуглеродом и сероводородом выбросы имеют на выходе примерно ту же температуру, что и в помещениях.

При обобщении теории расчета рассеивания примеси на случай холодных выбросов, в первую очередь, требуется учесть уменьшение опасных скоростей ветра u_m . Более детальное рассмотрение показывает, что распространение методики на малые значения u_m позволяет существенно расширить возможности ее использования, как в случае источников с холодными выбросами, так и для широкого класса других практически важных источников.

При расчете концентрации c_m для тяжелых примесей в [19] и [32] предлагалось принимать коэффициент F в формуле (1), равным 2 или 2,5 в зависимости от того, больше или меньше 90% степень пылеочистки дымовых газов. Такой схематичный подход позволял приближенно учесть дисперсность золы и пыли и их удельный вес, характерный для тепловых электростанций и некоторых сходных источников.

При развитии методики расчета и расширении класса производств, на которые она распространяется, требуется более строгий учет влияния гравитационного оседания примеси на ее рассеяние. Нужно принять во внимание наличие существенных различий в спектральном составе пыли и в ее плотности. Кроме того, как было показано в [12], наземные концентрации легких и тяжелых примесей при одних и тех же условиях различаются не только в за-

висимости от структурных характеристик аэрозолей, но и от высоты источника. Последнее в основном проявляется для источников высотой 200—250 м и более и усиливается с повышением уровня выброса примеси. Это обстоятельство важно учесть, принимая во внимание современную тенденцию к резкому увеличению высоты дымовых труб и мощности выброса.

Решению указанных вопросов — обобщению методики расчета на случаи холодных выбросов и малых опасных скоростей, а также уточнению ее для тяжелых примесей — и посвящена данная статья. При этом в целях развития единого подхода к расчету рассеивания в атмосфере промышленных выбросов задача будет состоять в таком обобщении теоретических результатов, чтобы основные положения разработанных ранее методов ([19] и [32]) следовали из них как частные случаи.

2. Атмосферная диффузия холодных и нагретых газов

В наших предыдущих исследованиях [7—10 и др.] численно решалось уравнение турбулентной диффузии примеси от высотного источника:

$$u \frac{\partial q}{\partial x} + w \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial q}{\partial z} + k_y \frac{\partial^2 q}{\partial y^2}. \quad (3)$$

Здесь q — концентрация примеси, u — скорость ветра, w — скорость упорядоченного перемещения примеси по вертикали, k_z и k_y — вертикальная и горизонтальная составляющие коэффициента турбулентной диффузии. Ось x направлена по ветру, ось y — перпендикулярно к ней в горизонтальной плоскости, ось z — по вертикали.

Решение задачи было получено для различных распределений скорости ветра и коэффициента турбулентной диффузии в пограничном слое атмосферы. При этом различались нормальные, часто встречающиеся распределения, и аномальные, наблюдаемые значительно реже. Основные положения методики расчета рассеивания примесей, использующейся при проектировании мероприятий по защите воздушного бассейна от загрязнения, предназначенных на длительный период, должны относиться, в первую очередь, к нормальным условиям. При таких условиях обычно отмечается близкое к логарифмическому распределение скорости ветра u с высотой, а коэффициент вертикальной турбулентной диффузии k_z линейно возрастает с высотой в приземном слое (высотой h) и сохраняет примерно постоянное значение при $z > h$. Таким образом, можно положить, что

$$u = u_1 \frac{\ln \frac{z}{z_0}}{\ln \frac{z_1}{z_0}}, \quad (4)$$

$$k_z = \begin{cases} \nu + k_1 \frac{z}{z_1} & \text{при } z \leq h \\ \nu + k_1 \frac{h}{z_1} & \text{при } z > h \end{cases} \quad (5)$$

Здесь ν — коэффициент молекулярной диффузии для воздуха, u_1 и k_1 — соответственно значения u и k_z при $z=z_1$ ($z_1=1$ м), z_0 — шероховатость подстилающей поверхности.

Учет некоторых отклонений от (4) и (5) при численном решении (3) не представляет сложностей, однако, как показано в [7] и др., он не играет существенной роли при определении наземной концентрации, а отказ от него значительно упрощает стандартизацию расчетной схемы.

Концентрации, полученные в результате интегрирования (3), осреднялись за период времени T ([6], [9]). Обычно T равняется 20 мин., что соответствует периоду времени, к которому относятся разовые значения предельно-допустимых концентраций. При осреднении принималась во внимание изменчивость ветра в горизонтальной плоскости с вероятностью $\omega(\varphi)$ отклонения направления ветра на угол φ от его среднего направления

$$\omega(\varphi) = \frac{1}{\varphi_0 2\sqrt{\pi}} e^{-\frac{\varphi^2}{2\varphi_0^2}}, \quad (6)$$

где φ_0 — дисперсия направления ветра за время T .

Данное осреднение эквивалентно введению эффективного значения горизонтальной компоненты коэффициента турбулентной диффузии k_y , так, что $k_y \approx \varphi_0^2 u x$ для достаточно больших x . Согласно [12], осредненное значение наземной концентрации легкой газовой примеси ($w \approx 0$) при высоте источника H выражается в общем виде формулой

$$q = q_m \Phi_{1H} \left(\frac{x}{x_m} \right) e^{-\frac{y^2}{2\varphi_0^2 x^2}}, \quad (7)$$

где q_m — максимальное значение q , которое достигается при $x = x_m$ и $y=0$; Φ_{1H} — некоторая функция, устанавливаемая при численном решении задачи для данного значения H .

Величины q_m и x_m приближенно определяются из соотношений:

$$q_m = \frac{C_1 M k_1}{u_1^2 \varphi_0} \frac{1}{H^{\beta_1}},$$

$$x_m = C_2 \frac{u_1}{k_1} H^{1+\beta_2}. \quad (8)$$

Здесь M — мощность выброса, а C_i и β_i ($i=1,2$) — константы, сравнительно мало зависящие от h и z_0 . Обычно $\beta_1 \approx 2,3$, а $\beta_2 \approx 0,2$.

Промышленные выбросы в атмосферу имеют определенную скорость (w_0) выхода из труб, а в случае перегрева газов относительно окружающего воздуха (ΔT) обладают еще плавучестью. В результате вблизи источника создается поле вертикальных скоростей, способствующих начальному подъему выбрасываемых примесей. Из решения системы уравнений, описывающих поле скоростей, возникающих в струе при наличии ветра, и турбулентную диффузию тепла, поступающего из трубы, можно приближенно определить эффективный подъем ΔH . Согласно [6, 9],

$$\Delta H = \frac{1,5w_0R_0}{u} \left(2,5 + \frac{3,3gR_0\Delta T}{T_e u^2} \right), \quad (9)$$

где u — скорость ветра на уровне флюгера, R_0 — радиус устья трубы, g — ускорение силы тяжести, T_e — абсолютная температура окружающего воздуха.

Зависимость максимальной наземной концентрации примеси q_m от скорости ветра u имеет сложный характер. Как видно из (8) величина q_m при фиксированной высоте источника H обратно пропорциональна u . Вместе с тем, когда увеличивается u , то уменьшается ΔH и эффективная высота источника $H + \Delta H$, в силу чего q_m и q возрастают. Из условия

$$\frac{\partial q_m}{\partial u} = 0 \quad (10)$$

определяется значение опасной скорости ветра, при которой достигается наибольшее значение приземной концентрации примеси. При этом нужно учесть не только отмеченные зависимости q_m и ΔH от u , описываемые формулами (8) и (9), но и изменение с u содержащейся в (8) комбинации величин $K = \frac{k_1}{u_1 \varphi_0}$.

Отношение $\frac{k_1}{u_1}$ по современным представлениям зависит главным образом от показателя устойчивости атмосферы $B = \frac{\delta T}{u_1^2}$, где $\delta T = T_{z_2} - T_{z_3}$ — разность температур на двух уровнях в приземном слое воздуха (обычно $z_2 = 0,5$ м и $z_3 = 2$ м). Согласно [20] и [25] величина φ_0 также зависит от B . С усилением неустойчивости, характеризующемся ростом B , значения $\frac{k_1}{u_1}$ и φ_0 увеличиваются. При устойчивой стратификации приземного слоя воздуха рост модуля B сопровождается уменьшением величины $\frac{k_1}{u_1}$, а φ_0 имеет небольшую тенденцию к увеличению от некоторого минимального значения, достигаемого при условиях, близких к равновесной стратификации воздуха ($B=0$). В результате K при инверсии уменьшается с усилением устойчивости атмосферы. Поэтому и максимальная приземная концентрация примеси от высотного источника вследствие пропорциональности ее K при прочих равных условиях в случае сверхадиабатического градиента больше, чем при инверсии. Следовательно, для определения наибольшего воз-

возможного значения приземной концентрации и оценки соответствующей ему опасной скорости ветра достаточно ограничиться рассмотрением зависимости K от u для неустойчивых конвективных условий. В [6] и [12] использовалось то обстоятельство, что для этих условий при $u_1 > 2$ м/сек. величина K сравнительно слабо изменяется в зависимости от u_1 .

В настоящей работе в силу сказанного выше нужно исследовать зависимость $\frac{k_1}{u_1 \varphi_0}$ от u_1 более детально, особенно в области слабых ветров. Характерные особенности атмосферной диффузии в предельном случае слабого ветра, близкого к штилю, были рассмотрены в [14]. При этом использовались соображения размерности и известные результаты относительно турбулентности при свободной конвекции, когда нет направленного переноса воздуха. При таких условиях вертикальная и горизонтальная составляющие коэффициента турбулентной диффузии k_z и k_y практически не зависят от скорости ветра и согласно [29], k_z и $k_y \sim \sqrt{\delta T}$, где δT — разность температур на двух уровнях в приземном слое.

На данном основании (используя также приведенное выше выражение для эффективного коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии $k_y \approx \varphi_0^2 u x$) в [14] принято, что $\frac{k_1}{u_1} = \frac{\alpha}{u_1}$, а $\varphi_0 = \frac{\beta}{\sqrt{u_1}}$, где α и β — константы, причем $\alpha \sim \sqrt{\delta T}$, а $\beta \sim \sqrt[4]{\delta T}$.

Таким образом, в предельном случае слабых ветров $K = \frac{a_1}{\sqrt{u_1}}$, где a_1 — постоянная величина, сравнительно слабо зависящая от δT ($a_1 \sim \sqrt[4]{\delta T}$).

Изменение K от u_1 в общем случае рассматривалось нами по результатам раздельного исследования зависимостей от u_1 величин $\frac{k_1}{u_1}$ и φ_0 .

Для определения коэффициента турбулентной диффузии k_1 , а следовательно, и $\frac{k_1}{u_1}$ по данным градиентных наблюдений в настоящее время имеется ряд формул. Отметим, что в случае неустойчивой стратификации они большей частью дают сходные результаты. Отличия между различными схемами не превышают 30%, что находится в пределах точности определения k_1 . Это следует, например, из сопоставления широко используемых схем М. И. Будыко [15] и А. Б. Казанского и А. С. Монины [28].

Влияние параметра устойчивости B на коэффициент турбулентной диффузии отчетливо видно из формулы М. И. Будыко, которую при логарифмическом распределении скорости ветра и температуры с высотой можно написать в виде

$$k_1 = k_{1p} \sqrt{1 + \gamma B},$$

где $k_{1p} = \frac{\kappa^2 u_1}{\ln \frac{z_1}{z_0}}$, κ — постоянная Кармана, $\gamma = 15 \text{ м}^2/\text{сек}^2 \cdot \text{град.}$ при

$z_0=0,01$ м. Из этой формулы в предельном случае свободной конвекции (при $u \approx 0$) и $z_0=0,01$ м следует, что $k_1 \approx 0,15 \sqrt{\delta T}$, что хорошо согласуется с указанными выше результатами для свободной конвекции, полученными из соображений теории подобия с учетом экспериментальных данных.

Для фиксированного u_1 наибольшие значения k_1 достигаются при максимальной величине $\delta T = \delta T_m$. При этом нужно учитывать, что u_1 и δT_m взаимно коррелируют между собой. В качестве примера на рис. 1 приведен построенный В. П. Грачевой [26] график на котором представлена зависимость δT_m от u_1 по данным наблюдений на метеостанции Рудный в 1967 г. Верхняя часть графика относится к неустойчивой стратификации, а нижняя — к инверсионным условиям. Очевидно, что при неустойчивой стратификации δT_m достигает наибольших значений при скорости ветра $u_1 = 2 \div 3$ м/сек., а при устойчивой — в условиях штиля.

Зависимость φ_0 от u_1 и δT исследовалась на основании обработки материалов непрерывной регистрации направления ветра, систематически проводившейся в экспедициях ГГО по изучению загрязнения воздуха. Результаты анализа значительной части полученных данных изложены в [20] и [25]. Из них следует, что при неустойчивой стратификации и фиксированном $\delta T \varphi_0$ убывает с увеличением u_1 , а при заданном u_1 несколько возрастает с ростом δT .

Указанные результаты относительно $\frac{k_1}{u_1}$ и φ_0 позволяют определить зависимость величины $K = \frac{k_1}{u_1 \varphi_0}$ от u_1 и δT . Для сравнительно больших δT , когда K достигает наибольших значений, эта зависимость удовлетворительно интерполируется функцией

$$K = K_0 \left(\frac{u_{10}}{u_1} \right)^{n_1} \left(\frac{u_1}{u_{10}} \right)^{n_2} \quad (11)$$

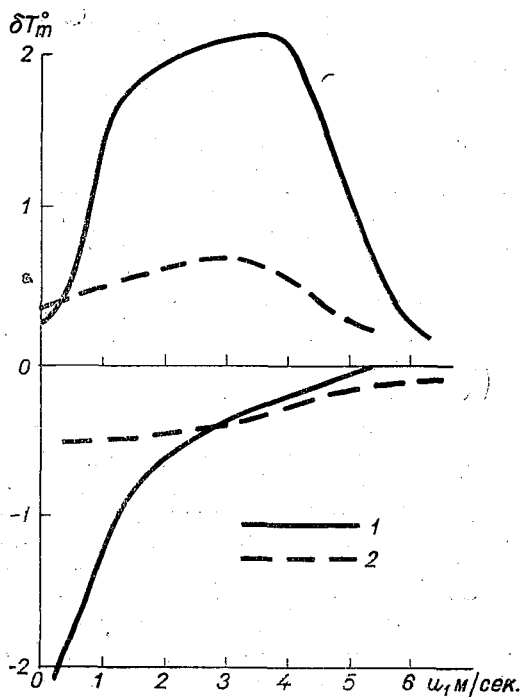


Рис. 1. Зависимость δT_m от u_1 в августе (1) и феврале (2).

где

$$K_0 = K|_{u_1 = u_{10}},$$

$$n_1\left(\frac{u_1}{u_{10}}\right) = \frac{1}{2\left[1 + \left(\frac{2u_1}{u_{10}}\right)^2\right]}, \quad (12)$$

а $u_{10} = 2$ м/сек.

Формула (11) согласуется с приведенными выше результатами для случая слабых ветров. Действительно, из нее следует, что при $u_1 \rightarrow 0$ величины $n_1 \rightarrow \frac{1}{2}$ и $K = K_0 \sqrt{\frac{u_{10}}{u_1}}$. Вместе с тем при $u_1 > u_{10}$ величина K , согласно (11), мало отличается от K_0 .

Используем теперь условие (10) с учетом (4), (8), (9) и (11) для отыскания опасной скорости u_m при неблагоприятных метеорологических условиях и соответствующего ей значения наибольшей концентрации q_m . Удобно при этом ввести упоминавшиеся

в предыдущем параграфе параметры v_m и $f = 10^3 \frac{\omega_0^2 D}{H^2 \Delta T}$. Эти параметры в дальнейшем будут играть существенную роль. Поэтому целесообразно охарактеризовать возможный диапазон их изменения для реально встречающихся источников.

Для достаточно мощных источников нагретых выбросов (ТЭС, ТЭЦ, агломерационные фабрики, цементные заводы и др.) при $H = 50 - 250$ м, $\Delta T = 50 - 200^\circ$, $\omega_0 = 10 - 30$ м/сек., $D = 3 - 7$ м, $V_1 = 50 - 1200$ м³/сек. Учитывая взаимозависимость этих параметров, значения v_m относительно велики и изменяются в пределах $2 - 7$ м/сек., а величина f , как правило, составляет $0,5 - 2$ м/сек²·град. × град., а иногда достигает $5 - 6$ м/сек²·град.

Для слабо нагретых выбросов, а также в случае малой мощности источников, например для большинства вентиляционных выбросов, при $H = 20 - 50$ м, $\Delta T = 5 - 10^\circ$, $\omega_0 = 2 - 5$ м/сек., $D = 0,5 - 2$ м и $V_1 = 1 - 10$ м³/сек., v_m обычно изменяется в пределах $0,5 - 1$ м/сек., а f больше 10 м/сек²·град.

Между величинами v_m и f существует определенная корреляция. Большим f , как правило, соответствуют малые v_m , а малым f — большие v_m . Формулу (9) для ΔH , используя v_m и f , запишем в виде

$$\Delta H = H \left(\frac{0,2 v_m \sqrt{f}}{u_1} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_1^3} \right). \quad (13)$$

Тогда из (10) для определения опасной скорости $u_1 = u_{1m}$ следует уравнение

$$\frac{d}{du_1} \left[u_1 \left(\frac{u_1}{u_{10}} \right)^{n_1 \left(\frac{u_1}{u_{10}} \right)} \left(1 + 0,2 \frac{v_m \sqrt{f}}{u_1} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_1^3} \right)^{2,3} \right] = 0. \quad (14)$$

Его можно преобразовать к виду

$$\left(\frac{v_m}{u_{1m}}\right)^3 + 4\left(\frac{t-1,3}{t-5,9}\right)\sqrt[3]{f}\frac{v_m}{u_{1m}} + 20\frac{(1+t)}{(t-5,9)} = 0, \quad (15)$$

где

$$t = n_1\left(\frac{u_{1m}}{u_{10}}\right) + u_{1m} \ln\left(\frac{u_{1m}}{u_{10}}\right) \frac{d}{du_1} \left[n_1\left(\frac{u_{1m}}{u_{10}}\right) \right]. \quad (16)$$

Решая кубическое уравнение (15) относительно v_m , получим

$$v_m = u_{1m} \sqrt[3]{\frac{10(1+t)}{5,9-t} \left(\sqrt[3]{1 + \sqrt{1+\phi}} + \sqrt[3]{1 - \sqrt{1+\phi}} \right)}, \quad (17)$$

где

$$\phi = 0,024f \frac{(t-1,3)^3}{(1+t)^2(t-5,9)}. \quad (18)$$

Зависимость u_{1m} от v_m и f может быть найдена графическим путем. Однако для этого требуются громоздкие расчеты. Мы воспользовались более удобным способом, выполнив численное решение (14) с помощью ЭВМ.

С величиной u_{1m} непосредственно связана, согласно (4), величина опасной скорости u_m на высоте флюгера z_ϕ .

В результате расчетов была получена зависимость отношения $\frac{u_m}{v_m}$ от f для различных значений v_m . При этом выделяются два случая: $v_m < u_{10}$ и $v_m > u_{10}$.

Для первого случая из зависимости функции $\frac{u_m}{v_m}$ от f при разных v_m следует, что $u_m \approx v_m$ в широком интервале изменения f и v_m .

Во втором случае $\frac{u_m}{v_m}$ сравнительно мало зависит от v_m , причем величины u_m и v_m близки только при малых f , а с ростом f отношение $\frac{u_m}{v_m}$ заметно возрастает.

Приближенно можно принять, что

$$u_m = v_m \quad \text{при } v_m < 2 \text{ м/сек.},$$

$$u_m = v_m (1 + 0,12\sqrt{f}) \quad \text{при } v_m > 2 \text{ м/сек.} \quad (19)$$

При полученных значениях u_m выражение для максимальной концентрации q_m можно записать в следующем виде:

$$q_m = C_3 K_0 \frac{Mm}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta t}} E_1(v_m, f), \quad (20)$$

где

$$E_1(v_m, f) = \frac{\left(\frac{u_{10}}{u_{1m}}\right)^{n_1 \left(\frac{u_{1m}}{u_{10}}\right)}}{G_2(f) \left[1 + 0,2 \frac{v_m^3 \sqrt{f}}{u_{1m}} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_{1m}^3} \right]^{2,3}}, \quad (21)$$

$$C_3 = \frac{1,54 C_1 \ln \frac{z_\Phi}{z_0} G_2(f_0)}{\ln \frac{z_1}{z_0}}, \quad (22)$$

$$m = \frac{G_2(f)}{G_2(f_0)}, \quad (23)$$

$f_0 = 0,42$ м/сек.²-град. соответствует часто встречающимся на крупных промышленных и энергетических объектах комбинациям параметров выброса H_1 , ω_0 , D и ΔT (например, $H = 120$ м, $D = 6$ м, $\omega_0 = 10$ м/сек., $\Delta T = 100^\circ$).

Значения G_2 для различных f даны в табл. 1.

Т а б л и ц а 1								
$f(\text{м/сек.}^2\text{-град})$	0	0,42	1	5	10	50	100	1000
$G_2(f)$	0,70	0,47	0,41	0,35	0,27	0,18	0,14	0,07

Как показывают расчеты, при $v_m < 2$ м/сек. $E_1(v_m, f)$ зависит главным образом от v_m . При $v_m \geq 2-3$ м/сек. $E_1 \approx 1$.

Расстояние x_m , на котором достигается значение q_m , в соответствии с (8) и (13) находится по формуле

$$x_m = C_4 \left(\frac{u_{1m}}{u_{10}} \right)^{n_1 \left(\frac{u_{1m}}{u_{10}} \right)} H^{1,2} E_2(v_m, f), \quad (24)$$

где

$$C_4 = 10 C_2,$$

$$E_2(v_m, f) = \left(1 + \frac{0,2 v_m \sqrt{f}}{u_{1m}} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_{1m}^3} \right)^{1,2} \sqrt{u_{1m}}. \quad (25)$$

При выводе формулы (24) отношение $\frac{u_1}{k_1}$ при опасной скорости ветра и неблагоприятных метеорологических условиях аппроксимировалось аналитической функцией, аналогичной (11):

$$\frac{u_1}{k_1} = \left(\frac{u_1}{k_1} \right) \Big|_{u_1=u_{10}} \left(\frac{u_1}{u_{10}} \right)^{n_1 \left(\frac{u_1}{u_{10}} \right) + \frac{1}{2}},$$

В случае когда $u \neq u_m$, аналогично изложенному выше можно найти выражения для максимальной концентрации при этой скорости ветра и неблагоприятной стратификации q_{mu} , а также соответствующего ей расстояния x_{mu} .

$$\begin{aligned} q_{mu} &= q_m E_3(v_m, f, u_1); \\ x_{mu} &= x E_4(v_m, f, u_1), \end{aligned} \quad (26)$$

где

$$E_3(v_m, f, u_1) = \frac{\left(\frac{u_{10}}{u_1}\right)^{n_1} \left(\frac{u_1}{u_{10}}\right) u_{1M}}{\left(\frac{u_{10}}{u_{1M}}\right)^{n_1} \left(\frac{u_{1M}}{u_{10}}\right) u_1} \left(\frac{1 + 0,2 \frac{v_m}{u_{1M}} \sqrt[3]{f} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_{1M}^3}}{1 + 0,2 \frac{v_m}{u_1} \sqrt[3]{f} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_1^3}} \right)^{2,3}, \quad (27)$$

$$E_4(v_m, f) = \sqrt{\frac{u_1}{u_{1M}}} \frac{\left(\frac{u_1}{u_{10}}\right)^{n_1} \left(\frac{u_1}{u_{10}}\right)}{\left(\frac{u_{1M}}{u_{10}}\right)^{n_1} \left(\frac{u_{1M}}{u_{10}}\right)} \left(\frac{1 + 0,2 \frac{v_m}{u_1} \sqrt[3]{f} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_1^3}}{1 + 0,2 \frac{v_m}{u_{1M}} \sqrt[3]{f} + 0,05 \frac{v_m^3}{u_{1M}^3}} \right)^{1,2}. \quad (28)$$

Очевидно, что при $u_1 = u_{1M}$ величины E_3 и E_4 равны единице.

Полученные формулы (20), (24), (26) справедливы в широком диапазоне изменения u , v_m и f . По ним можно производить расчеты, в частности для сравнительно холодных выбросов, когда $v_m < 0,5$ м/сек., а f достигает 100 м/сек.²·град. и более. Вместе с тем целесообразно рассмотреть предельный случай холодных выбросов при $\Delta T = 0$, когда $v_m = 0$, а $f \rightarrow \infty$. Для этого удобно возвратиться к формуле для ΔH (9), положив в ней $\Delta T = 0$. Тогда

$$\Delta H = \frac{bH}{u_1}, \quad (29)$$

где

$$b = 2,5 \frac{w_0 R_0}{H}.$$

Из (10) аналогично изложенному выше получим уравнение для нахождения опасной скорости ветра $u_1 = u_{1M}$

$$\frac{d}{du_1} \left[u_1 \left(\frac{u_1}{u_{10}} \right)^{n_1} \frac{u_1}{u_{10}} \left(1 + \frac{b}{u_1} \right)^{2,3} \right] = 0. \quad (30)$$

Это уравнение можно преобразовать к виду

$$u_{1M} \frac{1+t}{1,3-t} = b, \quad (31)$$

где t по-прежнему определяется формулой (16). Тогда получим

$$q_M = \frac{C_1 K_0 \left(\frac{u_{10}}{u_{1M}} \right)^{n_1} \left(\frac{u_{1M}}{u_{10}} \right) M}{u_{1M} H^{2,3} \left(1 + \frac{b}{u_{1M}} \right)^{2,3}}, \quad (32)$$

$$x_M = C_4 \sqrt{u_{1M}} \left(\frac{u_{1M}}{u_{10}} \right)^{n_1} \left(\frac{u_{1M}}{u_{10}} \right) H^{1,2} \left(1 + \frac{b}{u_{1M}} \right)^{1,2}.$$

Формулы (31) и (32) приобретают простой вид в случае достаточно малых скоростей u_{1M} : $u_1 \approx \frac{1}{2}$, а также при $u_{1M} > u_{10}$: $n_1 \approx 0$. В этих случаях из (16) следует, что соответственно $t = \frac{1}{2}$ и $t = 0$. Тогда при малых опасных скоростях ветра для u_M на высоте флюгера получим

$$u_M \approx 0,8b, \quad (33)$$

а для сравнительно больших опасных скоростей

$$u_M \approx 2,0b. \quad (34)$$

Соответствующие выражения для q_M и x_M при малых опасных скоростях ветра имеют следующий вид:

$$q_M = \frac{C_5 \sqrt{u_{10}} K_0 M}{H^{0,8} (w_0 R_0)^{1,5}},$$

$$x_M = C_6 \frac{w_0 R_0}{\sqrt{u_{10}}} H^{0,2}, \quad (35)$$

где $C_5 = 0,086 C_1$; $C_6 = 48 C_2$.

При сравнительно больших опасных скоростях ветра ($u_M > 3$ м/сек.), которые обычно имеют место при $v_M > 2$ м/сек.

$$q_M = \frac{C_7 K_0 M}{w_0 R_0 H^{1,3}},$$

$$x_M = C_8 H^{0,7} \sqrt{w_0 R_0}, \quad (36)$$

где $C_7 = 0,126 C_1$; $C_8 = 36 C_2$.

Интересно сопоставить данные расчетов q_M и u_M по общим формулам при больших f и формулам для холодных выбросов. Для этого удобно использовать в формуле для ΔH в качестве входных параметров не V_M и f , а b и f :

$$\Delta H = H \left(\frac{b}{u_1} + \frac{6,25b^3}{f u_1^3} \right).$$

На рис. 2 показана зависимость u_{1M} от b при $f = 100$ м/сек.² × град. и $f = 1000$ м/сек.² · град., а также для холодных выбросов, рассчитанных по (31). На этом же рисунке пунктирными линиями показаны предельные зависимости u_{1M} от b , соответствующие формулам (33) и (34).

Различия в u_{1M} между нагретыми при $f = 100$ м/сек.² · град. и холодными выбросами невелики, а при $f = 1000$ м/сек.² · град. опасные скорости в обоих случаях практически совпадают.

Расчеты показали, что и различия в величинах максимальных концентраций q_M при $f = 100$ м/сек.² · град. и для холодных выбросов не превышают 10—20% во всем возможном диапазоне изменения параметра b .

Следует заметить, что большие значения f соответствуют обычно условиям малых величин ΔT , когда точное определение последних реально не представляется возможным. Для примера рассмотрим два крайних случая — большой и малой мощности источника. Для первого примем, что $H=150$ м, $D=6$ м, $\omega_0=20$ м/сек.,

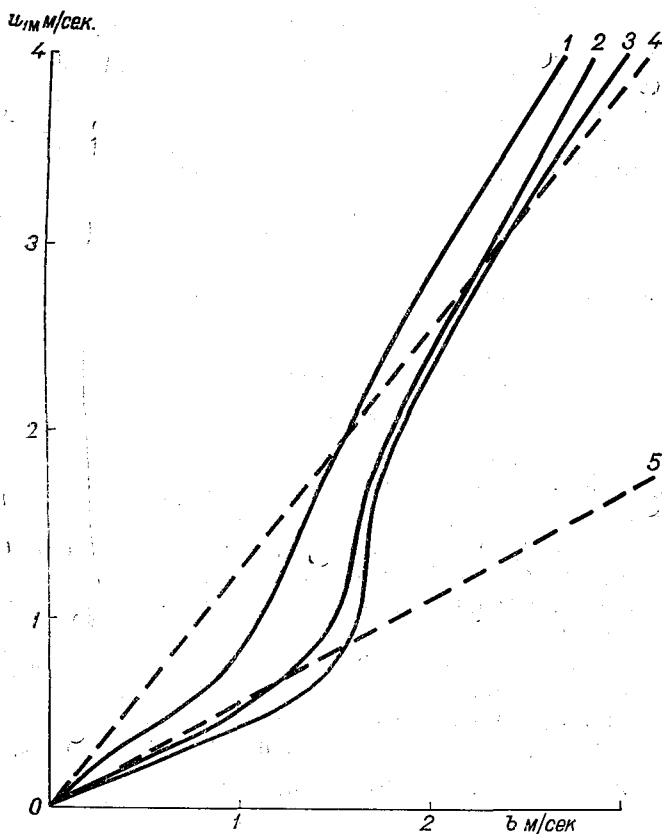


Рис. 2. Зависимость опасной скорости ветра u_{1m} от параметра b .

1 — $f=100$ м/сек²·град., 2 — $f=1000$ м/сек²·град.; 3 — холодные выбросы, рассчитанные по формуле (31), 4 — по формуле (34), 5 — по формуле (33).

а для второго $H=20$ м, $D=1$ м и $\omega_0=5$ м/сек. Тогда для мощных источников $f=100$ м/сек²·град. соответствует $\Delta T=1^\circ$, а при $f=1000$ м/сек²·град. $\Delta T=0,1^\circ$. Для источников малой мощности — соответственно 0,6 и 0,06°. Полученные различия в температуре газов при обоих значениях f совершенно незначительны и практически не поддаются определению. Это позволяет распространить общие формулы (19), (20), (24), (26) и на полностью холодные выбросы, когда ΔT равно нулю. Для такого случая практически достаточно

преобразовать расчетные формулы, приняв в них значение $f = 100 \text{ м/сек.}^2 \cdot \text{град}$ и соответствующее ему $\Delta T = \frac{10 \omega_0^2 D}{H^2}$.

Перейдем теперь к вопросам преобразования расчетных формул к виду, удобному для их практического применения.

Основным показателем степени загрязнения воздуха в промышленном районе является наибольшая величина возможной концентрации c_m .¹ В соответствии с гигиеническими требованиями именно эта величина не должна превышать разового значения предельно допустимой концентрации (ПДК).

Выражение для c_m в случае легкой газообразной примеси найдем из формулы (20), придав ей сходный с (1) вид

$$c_m = \frac{AMmn}{H^2 \sqrt{V_1 \Delta T}} \quad (37)$$

Здесь, как и в предшествующих работах [5] и [11],

$$A = 1,54 C_1 \frac{\lg \frac{z_\Phi}{z_0}}{\lg \frac{z_1}{z_0}} G_2(f_0) K_0 \quad (38)$$

или $A = aK_0$, где a — постоянная величина, приближенно равная 0,3.

Для коэффициента m , зависящего от f , сохраняется та же нормировка, что и в [12], согласно которой $m=1$ при $f=f_0$.

Расчеты по формуле (21) показали, что E_1 зависит более сильно от v_m и в гораздо меньшей степени от f . Поэтому в формулу для c_m введен новый коэффициент n , представляющий собой осредненное по f значение E_1 .

Величина K_0 , содержащаяся в A , соответствует наибольшим значениям δT при скорости ветра $u_{10}=2 \text{ м/сек.}$ и неустойчивой стратификации. Эта разность температур δT при $u_1=u_{10}$ обычно достигает значений, близких к наибольшим δT_m , что соответствует максимальным значениям $\frac{k_1}{u_1}$. Величина δT_m , о которой уже речь

шла выше, изменяется для данного места в течение года (рис. 1). Кроме того, величина δT_m зависит от физико-географических условий и обусловленных ими ландшафтных зон. В [26] приведены данные о годовом ходе величины δT_m для большого числа станций, расположенных в различных ландшафтных зонах СССР (тайга, лесостепь, степь, полупустыня и др.). Величины δT_m , как правило, возрастают при переходе от тайги к степи, а от степи к полупустыне. С учетом сказанного, так же как в [18] и [32], определяются значения A для различных географических областей.

При условии, что c_m выражено в мг/м^3 , M — в г/сек. H — в метрах, V_1 — в $\text{м}^3/\text{сек.}$, ΔT — в градусах, для открытой ровной местности в центре Европейской территории СССР и в областях, сходных по

¹ Замена обозначения концентрации q на c связана с тем, что в практических расчетах загрязнения атмосферы последнее применяется более широко.

климатическим условиям, $A=120$. Для наиболее жарких районов СССР и в лесных районах, характеризующихся интенсивным турбулентным обменом, $A=200$. В областях с промежуточными условиями турбулентного перемешивания принимается, что $A=160$.

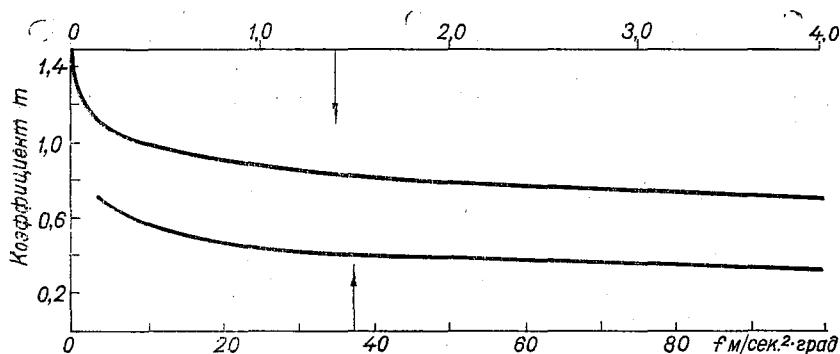


Рис. 3. Зависимость коэффициента m от параметра f .

Коэффициент m является функцией только одного аргумента f и определяется с помощью графика, представленного на рис. 3. Для случая $f < 6$ м/сек.²·град. значения m примерно совпадают с величинами, приведенными в [32].

Главное отличие основной формулы (37) от (1), использованной в [19] и [32], заключается в наличии безразмерного коэффициента n . Зависимость этого коэффициента от параметра v_m представлена на рис. 4. При $v_m \geq 2$ м/сек. n принимается равным единице,

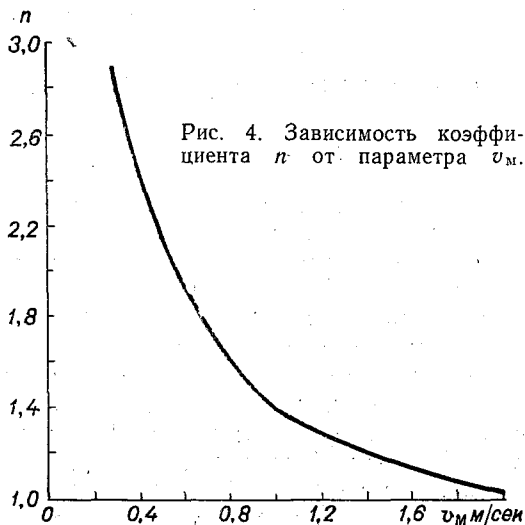


Рис. 4. Зависимость коэффициента n от параметра v_m .

при этом формула (37) переходит в широко используемую в настоящее время формулу (1).

Величина опасной скорости u_m определяется согласно формулам (19), в которых отдельно рассматриваются случаи $v_m < 2$ м/сек. и $v_m > 2$ м/сек. Однако при весьма малых v_m , меньших 0,5 м/сек., расчет u_m по (21) не имеет реального смысла, так как такие малые скорости ветра практически не измеряются и сравнительно редко наблюдаются при неустойчивой стратификации. Поэтому целесообразно при $v_m < 0,5$ м/сек. полагать $u_m \approx 0,5$ м/сек.

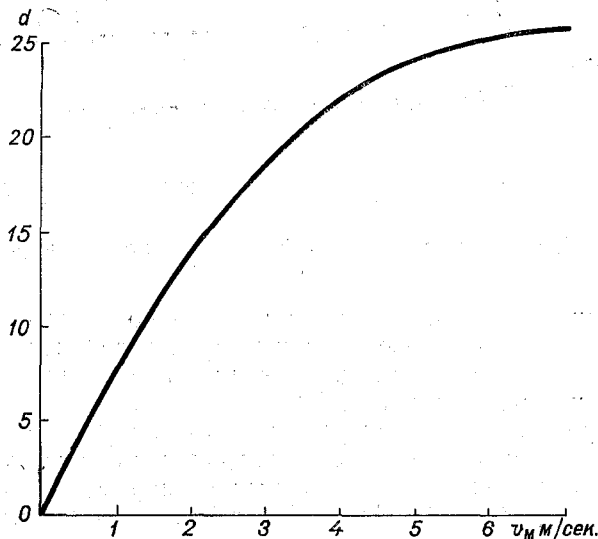


Рис. 5. Зависимость коэффициента d от параметра v_m .

Значение s_m , определяемое формулой (37), относится к расстоянию

$$x_m = dH. \quad (39)$$

Здесь безразмерный коэффициент d приблизительно устанавливается в соответствии с (24) при тех же условиях, для которых определяется s_m ; он в основном зависит от v_m . Поэтому можно провести осреднение его значений по f и заменить $H^{0,2}$ средней величиной, мало меняющейся в широком диапазоне H . Величина d определяется по v_m с помощью графика (рис. 5). Из этого графика следует, что при достаточно больших v_m величина d изменяется от 15 до 25, т. е. в среднем выполняется соотношение $x_m = 20H$, соответствующее результатам, приведенным в [19] и [32]. При $v_m > 2$ м/сек. и $f < 6$ м/сек.²·град. значение $u_m \approx v_m$, что также согласуется с [19] и [32]. В случае $v_m > 2$ м/сек. $n \approx 1$ и выражение для s_m полностью совпадает с (1). Эти выводы представляются весьма

естественными, так как при таких скоростях ветра использованные аппроксимации для K и $\frac{u_1}{k_1}$ не дают существенных отличий от принимавшихся ранее значений.

В случае $v_m < 2$ м/сек. уточнения величин c_m и x_m являются весьма существенными.

Таким образом, формулы для c_m , u_m и x_m , полученные в настоящей работе, удобны тем, что из них в качестве частных случаев

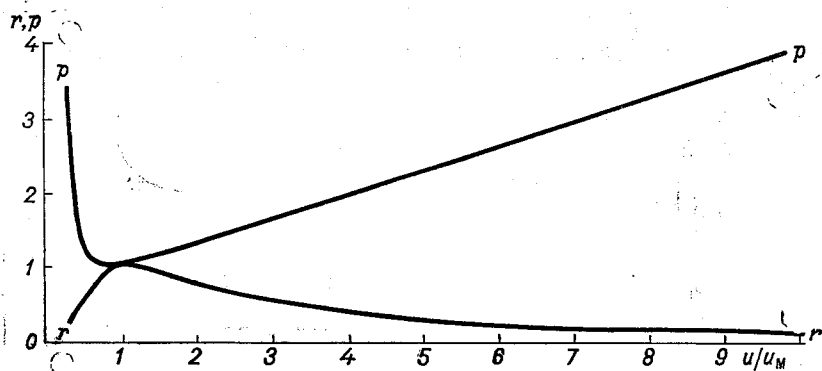


Рис. 6. Зависимость коэффициентов r и p от отношения $\frac{u}{u_m}$.

следуют предыдущие результаты, относящиеся к нагретым примесям и сравнительно большим опасным скоростям ветра. Вместе с тем они позволяют распространить методику расчета рассеивания примесей на значительно более широкий диапазон изменения параметров выброса.

Подобно тому, как были получены значения c_m (37) по q_m (20) и x_m (39) по (24) при $u = u_m$, можно перейти к наибольшему значению концентрации при неблагоприятных условиях c_{nu} и соответствующему значению x_{mu} при $u \neq u_m$ на основании формул (26), (27), (28):

$$\begin{aligned} c_{mu} &= c_m r; \\ x_{mu} &= x_m p. \end{aligned} \quad (40)$$

Величины r и p в общем случае зависят от v_m , f и u . Удобно в качестве нового аргумента ввести $\frac{u}{u_m}$. В случае слабых источников с малыми значениями v_m практический интерес представляют сравнительно большие $\frac{u}{u_m}$, а для мощных источников с большими v_m — малые $\frac{u}{u_m}$. Если также принять во внимание, что в зависимости от мощности источника имеет место определенная корреляция между v_m и f , содержащими, по существу, одни и те же пара-

метры, то r и p можно приближенно свести к функции одного аргумента $\frac{u}{u_m}$. Эти функции графически представлены на рис. 6.

Интересно отметить, что в соответствии с рис. 6 имеют противоположный характер зависимости r и p от $\frac{u}{u_m}$. При $\frac{u}{u_m} < 1$ с увеличением $\frac{u}{u_m}$ возрастает r , следовательно, $c_m u$ растет и приближается к c_m ; p и $x_{m u}$ при этом уменьшаются, но $x_{m u}$ также сближается с x_m . В случае $\frac{u}{u_m} > 1$ рост $\frac{u}{u_m}$ ведет к уменьшению r и увеличению p . Это означает, что, отдаляясь от значений c_m и x_m , величина $c_m u$ убывает, а $x_{m u}$ увеличивается.

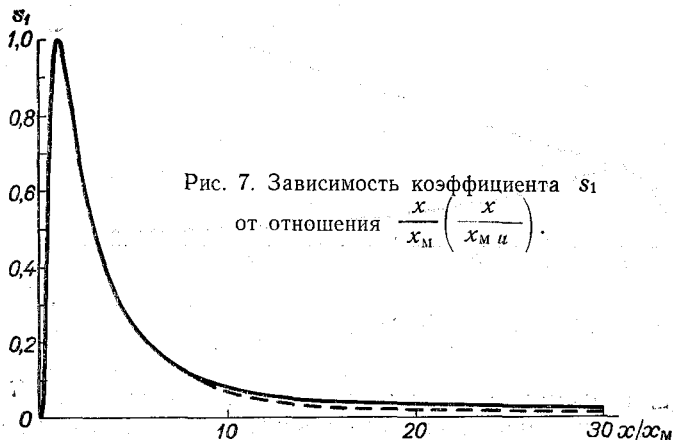


Рис. 7. Зависимость коэффициента s_1 от отношения $\frac{x}{x_m} \left(\frac{x}{x_{m u}} \right)$.

Для тех же условий, при которых определялись c_m и $c_{m u}$, могут быть определены наибольшие значения концентрации c и c_u на расстояниях $x \neq x_m$ и $x \neq x_{m u}$ по направлению среднего ветра.

На основании проведенных расчетов можно ввести интерполяционную функцию s_1 так, что

$$\begin{aligned} c &= c_m s_1 \left(\frac{x}{x_m} \right) & \text{при } u = u_m; \\ c &= c_{m u} s_1 \left(\frac{x}{x_{m u}} \right) & \text{при } u \neq u_m. \end{aligned} \quad (41)$$

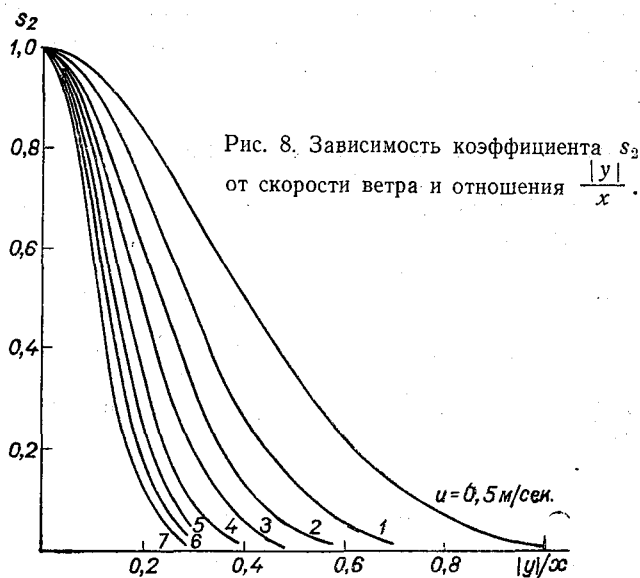
Функция s_1 в зависимости от $\frac{x}{x_m}$ и $\frac{x}{x_{m u}}$ представлена на рис. 7.

При $\frac{x}{x_m} > 8$ расчеты концентрации газообразных веществ производятся по сплошной кривой, а пыли — по пунктирной. По сравнению с приведенной в [19] и [32] зависимостью она продлена до существенно больших $\frac{x}{x_m} \left(\frac{x}{x_{m u}} \right)$, что обусловлено возникающей в некоторых случаях необходимостью суперпозиции концентраций от высоких и низких источников.

Наибольшее значение концентрации c_y по оси y на расстоянии x определяется в соответствии с (41) и (7), принимая во внимание зависимость φ_0 от u . Можно написать

$$c_y = c s_2. \quad (42)$$

Здесь s_2 является функцией $\frac{|y|}{x}$ и u . Она представлена на рис. 8, из которого видно, что зависимость s_2 от u более существенна при сравнительно малых u и значительно слабее для диапазона относительно больших скоростей ветра.



Выше было отмечено, что расчет по приведенным формулам в случае $f=100$ м/сек.²·град. практически пригоден для холодных выбросов, не отличающихся по температуре от окружающего воздуха ($\Delta T=0$).

В целях анализа влияния действующих факторов удобно расчетные формулы при $f=100$ м/сек.²·град. преобразовать, исключив из них ΔT . Для этого следует в выражении (37) для c_m и в выражении (2) для u_m подставить значение $\Delta T = \Delta T_0$, полученное из формулы для f , т. е. $\Delta T = \frac{10 w_0^2 D}{H^2}$. Использование меньших значений ΔT для уточнения расчетов практического смысла не имеет. Тогда из (37) следует, что

$$c_m = \frac{A M n l}{H^{4/3}}, \quad (43)$$

где

$$l = \frac{D}{8 V_1} \quad \text{или} \quad l = \frac{1}{7,1 \sqrt{w_0 V_1}}. \quad (44)$$

Параметр n здесь определяется по-прежнему с помощью графика на рис. 4 по значению v_m , но выражение для v_m в данном случае преобразуется к виду

$$v_m = 1,3 \frac{w_0 D}{H}. \quad (45)$$

Величина A при этом сохраняет указанные выше значения, но изменяет свою размерность на $m^{1/2}$. По значению v_m в (45) находится также величина d с помощью рис. 5 и определяется, следовательно, x_m . В случае холодных выбросов большей частью v_m мало. При этих значениях v_m согласно (19) сохраняется соотношение $u_m \approx v_m$, но v_m вычисляется по (45).

3. Распространение тяжелой полидисперсной примеси

Основные принципы расчета рассеивания в атмосфере тяжелых монодисперсных частиц были изложены в [6], [8] и [12]. Исходные формулы для расчета концентраций тяжелой примеси устанавливались в результате интегрирования уравнения турбулентной диффузии (3) при $w \neq 0$.

Для соотношения между наземными значениями концентрации тяжелой и легкой примесей q_w и q на расстоянии x от источника высотой H из приведенных в [12] формул в общем случае следует соотношение

$$q_w = q \chi \left(\frac{w}{k_1}, \frac{k_1 x}{u_1}, H \right). \quad (46)$$

Здесь функция χ определяется в соответствии с численным решением задачи.

Различия в концентрациях легкой и тяжелой примесей при определенных значениях H и $\frac{k_1 x}{u_1}$ обуславливаются безразмерным параметром $\frac{w}{k_1}$. Этот параметр характеризует влияние гравитационного оседания в процессе турбулентной диффузии примеси. При одном и том же значении w роль оседания примеси будет разной в зависимости от интенсивности турбулентности. При сильной турбулентности, например в случае развитой конвекции, влияние различий в скорости оседания примеси w ослабляется, проявляясь в основном при достаточно больших w и x . В этом случае при малых значениях w (меньше 3 см/сек.) $\chi = 1$.

В [8] были приведены некоторые результаты расчета χ для монодисперсных частиц с безразмерными скоростями осаждения $\frac{w}{k_1}$, изменяющимися в пределах от 0,25 до 1,25 при значениях высот источника H от 50 до 250 м и до эффективных расстояний $\frac{k_1 x}{u_1} = 750$ м.

В последнее время нами проанализированы результаты более точных расчетов распределения приземных концентраций тяжелой примеси, проведенных с более мелкой сеткой при численном решении задачи.¹ Возможность таких расчетов появилась в связи с использованием ЭВМ М-220, быстродействие которой более чем на два порядка превышает быстродействие ранее применявшейся для этой цели ЭВМ «Урал-1», а оперативная память — больше в 4 раза. Наряду с увеличением точности вычислений была исследована более широкая область изменения параметров: $\frac{w}{k_1} = 0 \div 5,0$; $H = 20 \div 500$ м, $\frac{k_1 x}{u_1} \leq \leq 1000$ м.

На рис. 9 даны результаты расчетов величины χ для высоты выброса 400 м, представленные в удобной для использования форме, следующей из соображений размерности. Из этого рисунка можно сделать ряд общих выводов о закономерностях диффузии тяжелой монодисперсной примеси. В частности, из него следует, что вблизи источника концентрации тяжелой примеси могут значительно превышать концентрации легкой примеси.

В рассматриваемом случае максимальная концентрация легкой примеси достигается

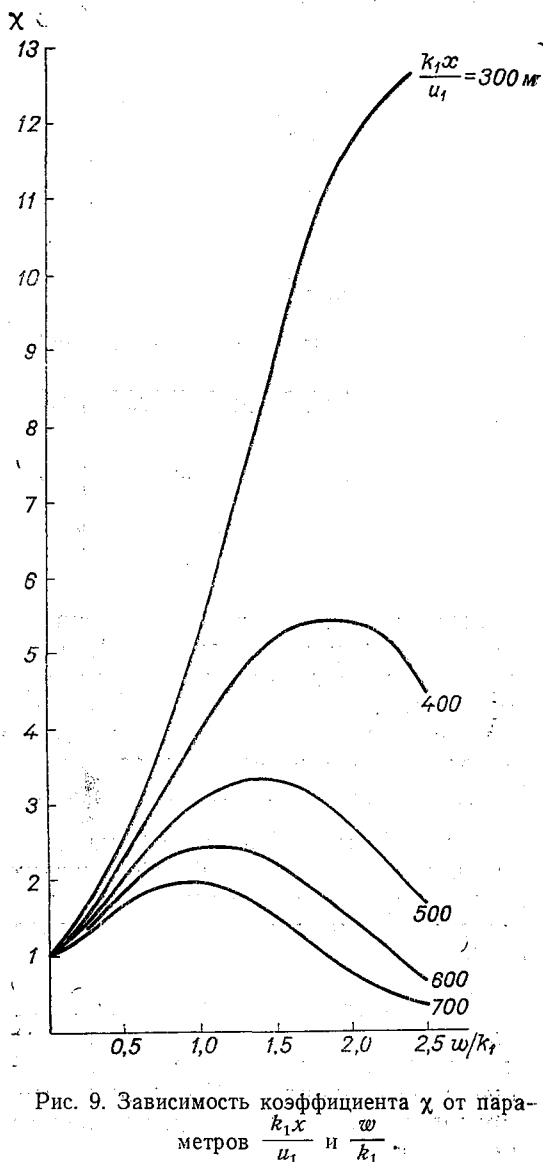


Рис. 9. Зависимость коэффициента χ от параметров $\frac{k_1 x}{u_1}$ и $\frac{w}{k_1}$.

¹ В выполнении этих работ участвовали И. Г. Грачева и В. Б. Киселев.

на эффективном расстоянии $\frac{k_1 x}{u_1} \approx 600$ м. Здесь величина x достигает максимального значения, близкого к двум, при $\frac{w}{k_1} \approx 1$.

Для достаточно больших расстояний при заданном $\frac{w}{k_1}$ величина x становится меньше единицы, что обусловлено частичным выпадением примеси на подстилающую поверхность.

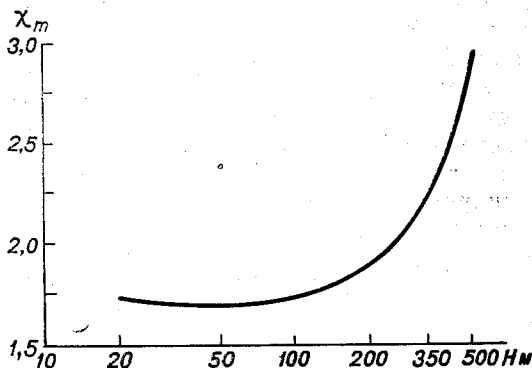


Рис. 10. Зависимость величины $\chi_m = \frac{q_m w}{q_m}$ от высоты источника H при $\frac{w}{k_1} = 1$.

Интересно отметить, что согласно приведенным в [6] формулам величина x одинакова как для осредненных, так и для неосредненных концентраций и, таким образом, не зависит от периода отбора проб.

Расчеты на ЭВМ для монодисперсной примеси подтвердили сделанные в [8] и [12] аналитические оценки, согласно которым при $\frac{w}{k_1} = \text{const}$ величина $\chi_m = \frac{q_m w}{q_m}$ для источников, расположенных в приземном слое атмосферы, практически не зависит от высоты источника, а для более высоких источников сравнительно быстро возрастает с высотой. Для иллюстрации на рис. 10 приведена полученная численно зависимость величины χ_m от H при $\frac{w}{k_1} = 1$.

При расчете рассеивания в атмосфере реальных выбросов пыли (золы) практически всегда следует учитывать их полидисперсность, а также плотность пылевых частиц ρ_n , от которой также зависит скорость их оседания. Обычно скорость оседания пыли в атмосфере определяется с помощью формулы Стокса, которую можно записать в виде

$$w = 1,3 \cdot 10^6 \rho_n r_n^2,$$

где w определяется в см/сек., а плотность (удельный вес) частиц $\rho_{\text{п}}$ и их эффективный радиус $r_{\text{п}}$ задаются соответственно в г/см³ и см.

Как показывают исследования Весоюзного теплотехнического института им. Ф. Э. Дзержинского, Ленинградского филиала НИИ «Гипрогазоочистка» и треста «ЮжОРГРЭС», отчасти проведенные при испытании очистной аппаратуры, дисперсионные характеристики выбрасываемой в атмосферу пыли существенно изменяются в зависимости от качества сырья, режима работы технологического оборудования и очистных устройств. Они также определяются типом пылеулавливающих устройств, их к.п.д. и другими факторами. К сожалению, роль различных факторов пока изучена недостаточно. Имеются только примеры для отдельных производств.

Вместе с тем, для практических целей можно в первом приближении ограничиться типовыми значениями указанных характеристик по материалам, представленным упомянутыми организациями. Согласно этим данным, для золы, образующейся при сжигании угля, и для пыли от апатитового, нефелинового и ряда других производств характерны значения $\rho_{\text{п}}$ от 1 до 2,0—2,5 г/см³. Для пылевых выбросов черной и цветной металлургии часто $\rho_{\text{п}}$ превышает 3—4 г/м³. Диапазон изменения $r_{\text{п}}$ от 0 до 50 мкм, а иногда и более.

Естественно рассматривать не отдельно плотность и спектр размеров частиц, а их комплексную характеристику $P(w)$ — весовую функцию распределения частиц с различными скоростями оседания w_i . С одной стороны, это связано с тем, что в приведенные выше формулы входит непосредственно величина w_i . С другой стороны, такое распределение при эффективной пылеочистке должно быть более консервативным, чем спектр частиц по размерам. Последнее обусловлено тем, что для пыли, прошедшей через очистные устройства, которые работают на инерционном принципе, отмечается существенная корреляция между спектром частиц, их плотностью и к.п.д. пылеулавливания. Тяжелые частицы обычно улавливаются лучше, в результате чего с возрастанием удельного веса пыли при заданном к.п.д. уменьшается максимальный размер частиц, вносящих существенный вклад в спектр прошедшей через очистку пыли. Максимальная скорость оседания при этом меняется в меньшей степени. При к.п.д., равном 90—95%, максимальные w_i , дающие заметный вклад в спектр, не превышают большей частью 50 см/сек. При средних $\rho_{\text{п}}$ от 1 до 2,0—2,5 г/см³ и к.п.д., большем 90%, можно считать, что вес частиц с w_i до 5 см/сек. составляет 40—50% от общего веса пыли, с w_i от 5 до 25 см/сек. — около 30—40% и с большими скоростями оседания — около 20%.

Для выполнения расчетов типовой спектр $P(w)$ в общем случае разбивается на n равных интервалов, каждому из которых соответствует средняя скорость оседания w_i и на фиксированном

расстоянии $\frac{k_1 x}{u_1}$ величина $\chi\left(\frac{w_i}{k_1}\right)$. Суммарное значение концентрации $q_w = \sum_{i=1}^n q_{wi}$. Отсюда

$$q_w = q \sum_{i=1}^n P(w_i) \chi\left(\frac{w_i}{k_1}\right). \quad (47)$$

По результатам расчетов устанавливается максимальная величина суммарной концентрации q_{mw} и расстояние x_{mw} , на котором она достигается. Можно записать, что

$$q_{mw} = q_m F, \quad (48)$$

$$x_{mw} = x_m \kappa. \quad (49)$$

Очевидно, что $F > 1$, $\kappa < 1$. В общем случае, как это следует из (46), F и κ могут зависеть от высоты источника.

По изложенной схеме при $n=10$ были проведены расчеты величины F и κ для ряда характерных спектров пыли. Из них следует, что полидисперсность пыли приводит к разнесению положения максимумов отдельных фракций на оси факела и способствует поэтому уменьшению максимума суммарной концентрации.

Расчеты показали, что коэффициент F несколько возрастает с высотой источника. Для указанного выше спектра, соответствующего сравнительно высокоэффективной пылеочистке с к.п.д., близкими к 95%, величина F равна 1,5—2,0 до эффективных высот источника 300—400 м, а при высотах 500 м несколько больше.

Из вычислений также следует, что в (48) можно принять q_m с показателем степени β_1 примерно таким же, как и в формуле (8). Поэтому в первом приближении при среднем значении F для тяжелой полидисперсной примеси можно использовать те же формулы для опасной скорости ветра, что и для газов.

В соответствии с (48) для максимальной концентрации пыли $c_{м.п}$ при неблагоприятных метеорологических условиях получим

$$c_{м.п} = c_m F, \quad (50)$$

где c_m — максимальная концентрация легкой примеси при неблагоприятных условиях.

Для легких примесей $F=1$. Приблизительно можно принимать F равным единице и для пыли, скорость осаждения частиц которой не превышает 2—3 см/сек.

Для расстояния $x_{м.п}$, где достигается максимальная концентрация полидисперсной пыли $c_{м.п}$, из (49) следует

$$x_{м.п} = x_m \kappa. \quad (51)$$

Величина x_m определяется с помощью формулы (39), а κ , вообще говоря, является функцией высоты источника (табл. 2).

$H(\text{м})$	100	150—200	250—300	350—400	450—500
κ	0,75	0,70	0,65	0,60	0,55

В среднем можно принять, что $\kappa=0,7$.

Из формулы (46) следует, что для расстояния $x_{\text{мип}}$, на котором достигается максимальная концентрация пыли $c_{\text{мип}}$ при скорости ветра u , не равной u_m , также можно записать подобную формулу:

$$x_{\text{мип}} = x_{\text{ми}} \kappa. \quad (52)$$

Здесь κ также определяется табл. 2.

Концентрация $c_{\text{п}}$ на оси факела определяется по формуле

$$c_{\text{п}} = c_{\text{м. п}} s_1 \left(\frac{x}{x_{\text{м. п}}} \right), \quad (53)$$

а

$$c_{\text{ип}} = c_{\text{мип}} s_1 \left(\frac{x}{x_{\text{мип}}} \right). \quad (54)$$

Входящий сюда безразмерный коэффициент s_1 , так же как и для легкой примеси, определяется с помощью графика (рис. 7). Здесь введены определенные уточнения по сравнению с применявшейся ранее схемой расчета осевых концентраций, когда не учитывалось различие в x_m и $x_{\text{м. п}}$, а для пыли при $\frac{x}{x_{\text{м. п}}}$ больше 2 значения s_1 рассчитывались по специальному графику.

Были рассмотрены также другие типы спектров $P(\omega)$, с учетом вариантов, которые соответствуют наибольшим загрязнениям приземного слоя воздуха.

С ухудшением очистки величина F увеличивается. При значениях к.п.д. пылеулавливания 90% и выше в проектных расчетах можно приближенно принимать $F=2$. При к.п.д. от 75 до 90% величина F должна быть увеличена примерно в 1,25 раза, а при более низкой очистке или ее полном отсутствии — в 1,5 раза. Принимая во внимание известную схематичность расчетов, полученные значения F представляются достаточными для практических целей.

Для источников, у которых при опасных условиях с учетом начального подъема высота превышает 350—400 м, следует учесть увеличение F с ростом H .

Для высоты источника около 500 м коэффициент F увеличивается примерно на 10%, что эквивалентно некоторому уменьшению величины β_1 в (8) при $F=\text{const}$.

Величина u_m в этом случае вычисляется аналогично изложенному в предыдущем разделе из уравнения $\frac{\partial q_{mw}}{\partial u} = 0$. Нетрудно показать, что опасная скорость ветра u_m при этом уменьшается.

4. Расчет поля концентраций от многих источников

Для перехода к расчету суммарного загрязнения атмосферы от группы источников может быть использован ряд результатов, изложенных ранее в [12], [24] и [32]. В частности, в случае N близко расположенных труб с одинаковыми параметрами расчет удобно производить по приведенным выше формулам (37), (43), осуществив в них замену

$$V_1 = \frac{V}{N}, \quad (55)$$

где $V = \frac{\pi D^2}{4} \omega_0 N$ — суммарный объем выбрасываемых газов. Под M в преобразованных формулах следует понимать суммарный выброс вредных через все N труб.

Для источников с разными опасными скоростями ветра было найдено, что наибольшая концентрация наблюдается при скорости ветра, примерно равной средневзвешенной опасной скорости ветра

$$u_{mc} = \frac{\sum_{i=1}^N c_{m,i} u_{m,i}}{\sum_{i=1}^N c_{m,i}}, \quad (56)$$

где $c_{m,i}$ и $u_{m,i}$ — значения максимальной концентрации и опасной скорости ветра для i -того источника. Сохраняют свое значение и некоторые другие результаты, полученные ранее для сравнительно небольшого числа источников [12].

Обобщение методики расчета для источников с более широким диапазоном изменения параметров выброса, ставит новые задачи и в отношении определения поля концентрации от группы источников. Они прежде всего связаны с необходимостью учета большого числа разнообразных источников.

При оценке загрязнения воздуха от рассредоточенных по территории источников значительные трудности выявляются при рассмотрении поля концентраций для различных направлений ветра, когда существенно изменяются взаиморасположение источников и связанные с ним местоположение и величина максимальной концентрации. Формальный подход к решению данной задачи состоит в расчете поля концентрации в узлах некоторой достаточно густой сетки точек. Кроме того, такие расчеты должны проводиться для всех возможных направлений ветра. О достаточности шагов сетки и частоты перебора направлений ветра можно судить только на основании весьма трудоемкого даже при использовании ЭВМ численного эксперимента, сопровождающегося измельчением шагов сетки и выбором большого числа направлений ветра.

Нами разрабатывался более эффективный подход, позволяющий существенно сэкономить машинное время счета. Его основ-

ные принципы заключаются в следующем. Направления ветра, для которых следует производить вычисления, должны совпадать с линиями, соединяющими основные по мощности и сравнительно удаленные между собой источники, а если при этом получается несколько близких направлений ветра, то они сводятся к одному. Далее при каждом заданном направлении ветра определяются положения всех точек, в которых наблюдаются максимальные концентрации от каждого отдельного источника. Вычисление поля суммарной концентрации проводится теперь не для узлов регулярной сетки, а для найденных точек расчетных максимумов от отдельных источников. Выполненный анализ и результаты многочисленных расчетов на ЭВМ показывают, что положение суммарного максимума не может существенно отличаться от одной из этих точек, причем погрешности в максимальной концентрации за счет этого отличия, как правило, не превышают 5—10% [24]. В рассматриваемом случае можно говорить об опасных направлениях ветра, соответствующих c_m .

При использовании ЭВМ в некоторых случаях, когда опасные скорости ветра для отдельных источников u_{mi} значительно отличаются от u_{mc} , рассчитанной по (56), расчеты ведутся не только при $u = u_{mc}$, но и для других скоростей ветра, как правило, равных u_{mi} . Это позволяет уточнить расчеты в окрестностях источников с u_{mi} , отличающимся от u_{mc} .

В соответствии с изложенными принципами в Главной геофизической обсерватории была разработана программа для ЭВМ М-220, предназначенная для случая многих источников. Расчеты показали, что использование этой программы позволяет более чем на порядок сократить время счета по сравнению с указанным формальным методом регулярных расчетов. Программа дает возможность производить вычисления c_m и поля максимально возможных концентраций для нескольких сотен источников. Уже к настоящему времени проведены расчеты поля концентраций для крупного города и отдельных районов с учетом до 400 дымовых труб. Подробно некоторые вопросы расчета загрязнения воздуха от многих источников с помощью ЭВМ в соответствии с изложенными принципами рассмотрены в [24].

Примером объектов с большим числом источников являются предприятия искусственного (вискозного) волокна. На них основные выбросы сероуглерода и сероводорода осуществляются через 2—3 высокие трубы, а остальные поступают в атмосферу через несколько сотен вентиляционных шахт, дефлекторов, вентиляторов и других источников, расположенных на крышах производственных помещений. Для таких предприятий важное значение приобретает отдельное рассмотрение для высоких и низких источников. При этом следует различать задачи расчета на промплощадке предприятия и за ее пределами, особенно в жилых массивах, нередко отстоящих на значительном расстоянии от крупных предприятий. Оценка степени загрязнения воздушного бассейна промплощадки приближенно может быть выполнена с помощью

разработанной методики и составленной для ЭВМ программы [24].

Вычисления концентрации от совокупности мелких источников на значительном расстоянии от них могут быть существенно упрощены сведением их к одному или нескольким источникам с тем же суммарным выбросом. Из формул (41) и (42) и графиков на рис. 7 и 8 следует, что наибольшие погрешности при этом возникают, как правило, за счет условного смещения источников вдоль оси y . Поэтому при заданной скорости ветра из графика на рис. 8 для коэффициента s_2 в формуле (42) можно установить расстояние x_p , начиная с которого допустимо такое сведение источников в центр площади их размещения. Для того чтобы относительная ошибка в расчете суммарной концентрации не превышала δ , достаточно выполнения соотношения $s_2 > 1 - \delta$ для всех источников. По значению $s_2 = 1 - \delta$ с помощью рис. 8 определим значение $\eta = \left(\frac{|y|}{x} \right)_{s_2=1-\delta}$.

Если размер рассматриваемой площади в направлении y равен a_1 , то $x_p > \frac{a_1}{2\eta}$. Например, для типового предприятия искусственного волокна при $\delta = 0,1$ $x_p = 1 \div 2$ км.

На расстояниях, больших x_p , практически можно пренебречь и некоторыми различиями высот и других параметров выброса низких источников. Приблизненно это может быть обосновано результатами работы [3], согласно которой на больших расстояниях от низких источников роль высоты выброса невелика. Сравнительные расчеты, выполненные по данной приближенной и изложенной выше точной схемам, показали их удовлетворительное согласование [1].

Концентрации от совокупности мелких источников на значительном удалении от них, полученные таким приближенным способом, можно использовать в качестве фоновых при определении загрязнения воздуха от организованных выбросов из высоких труб.

Целесообразно также производить подобные вычисления для группы мелких источников по приближенной схеме на ранней стадии проектирования, когда еще нет достаточно подробных сведений о взаиморазмещении источников и можно воспользоваться только данными о валовом выбросе вредных веществ, сосредоточив совокупность источников в центре намечаемой промплощадки. Такой подход значительно упрощает предварительные оценки возможности расположения проектируемого предприятия в данной местности и величины допустимого выброса различных веществ в атмосферу.

5. Опытная проверка. Выводы и рекомендации

В дополнение к изложенным результатам по обобщению методики расчета на случаи холодных выбросов, полидисперсной пыли и большого числа источников при практическом использовании тео-

рии атмосферной диффузии могут найти применение ряд полученных ранее выводов, касающихся вопросов аномально опасных условий загрязнения воздуха в случае приподнятых инверсий [7, 9], штителей [9, 10, 14], туманов [11], неоднородного рельефа [9, 13], а также расчета санитарно-защитной зоны [12] и др.

Изложенные результаты теоретических исследований проверялись на обширном опытном материале. Уже опубликованы результаты проверки методики расчета рассеивания в атмосфере нагретых выбросов, которая является частным случаем рассмотренной здесь схемы. Выводы теории подтвердились многочисленными данными наблюдений, проведенными в экспедициях Главной геофизической обсерватории в районе нескольких мощных ТЭС с высотами труб от 120 до 180 м, при гигиенических обследованиях большого числа ТЭС и ТЭЦ с высотами труб от 20—30 до 150—180 м [6, 12, 22, 30], а также Челябинского металлургического и Чимкентского свинцового заводов [12].

В 1970 г. Главной геофизической обсерваторией проведены экспедиционные работы по обследованию загрязнения воздуха вокруг мощной тепловой электростанции в районе Кривого Рога с высотой дымовых труб 250 м [2].

Интересно отметить, что вид формулы для расчета максимальной концентрации c_m по (1) в зависимости от высоты труб H и других параметров был в основном определен, когда H не превышала 120 м. Сейчас при появлении 250-метровых труб предсказанные зависимости полностью сохраняются.

В настоящее время в [34] и некоторых других зарубежных изданиях опубликованы материалы экспериментальных работ в районе тепловых электростанций, которые также согласуются с результатами расчета максимальной концентрации по нашим формулам.

Для сравнительно холодных выбросов первые результаты проверки методики расчета были получены при измерениях концентраций окислов азота под факелом Невского химического завода [23].

Некоторые положения расчета рассеивания в атмосфере тяжелой примеси проверялись и нашли удовлетворительное подтверждение на материалах опытов по сбрасыванию флюоресцирующих порошков с 300-метровой метеорологической мачты Института экспериментальной метеорологии [17] и разбрызгиванию жидкого аэрозоля с самолета, летевшего перпендикулярно к ветру на высотах от 100 до 400 м [27].

В настоящем сборнике излагаются результаты четырех экспедиций по изучению рассеивания в атмосфере холодных или слабо-нагретых вентиляционных выбросов сероуглерода и сероводорода от предприятий искусственного волокна [18]. Экспедиции проводились в разных физико-географических условиях: две в Поволжье, одна на Украине и одна в Сибири. Программа экспедиций включала измерение количества выбрасываемых в атмосферу сероводорода и сероуглерода, скорости выхода вентиляционных газов

в атмосферу, их температуры и др. Одновременно определялось поле концентраций этих газов до расстояний 8—15 км от предприятий, велись метеорологические наблюдения.

Материалы экспедиций были использованы не только для сопоставления с результатами вычислений наземных концентраций вокруг источника, но и для проверки и уточнения проектных данных о параметрах выброса вредных веществ в атмосферу. В экспедиционных работах удалось выявить и некоторые источники выброса, ранее не принимавшиеся во внимание при проектировании предприятий. Полученные результаты свидетельствуют о согласовании между теорией и экспериментом в отношении весьма различных характеристик как в теплое, так и холодное полугодие. В частности, величины наибольшей концентрации сероуглерода и сероводорода отличались от расчетных в пределах точности их измерения. Величины расчетных средневзвешенных опасных скоростей ветра в летнее время составляют около 1 м/сек., а зимой 2—3 м/сек. Примерно при таких же скоростях ветра наблюдаются наибольшие измеренные концентрации. Наибольшие концентрации относятся к непосредственно прилегающим к предприятиям районам. Последнее следует как из расчетов, так и из экспериментальных данных.

Отмеченное согласование теории и эксперимента позволяет рекомендовать к практическому использованию полученные в настоящей работе результаты по усовершенствованию и обобщению предложенных ранее методов расчета рассеивания примесей в атмосфере [19, 32]. Их применение дает возможность обеспечить достаточную чистоту воздушного бассейна и вместе с тем показывает наиболее рациональные и экономически выгодные мероприятия для достижения этой цели.

В первую очередь, целесообразно остановиться на необходимости уменьшения числа труб, которая уже отмечалась в [6] и [12]. Из (37) и (55) следует, что для случая близко расположенных труб с одинаковыми параметрами выбросов примеси

$$c_m = \frac{AMmnF}{H^2} \sqrt[3]{\frac{N}{V\Delta T}}. \quad (57)$$

Для достаточно больших ΔT , точнее, при $v_m > 2$ м/сек., $c_m \sim \sqrt[3]{N}$, так как $n=1$, а m мало меняется в зависимости от N . Эта закономерность имеет важное практическое значение. Из нее следует, что при данных характеристиках выброса приземные концентрации будут несколько меньше при сокращении числа труб. За счет этого можно достигнуть значительной экономии средств. Для примера укажем, что стоимость только одной трубы высотой 250 м для типовой ТЭС 2400 Мвт составляет около 2 млн. руб.

Снижение концентрации c_m с уменьшением N выполняется при сохранении постоянного объема уносимых газов V . Если при этом не изменяется также их скорость уноса ω_0 , то уменьшение числа труб сопровождается увеличением диаметра их устья D . Такая

зависимость c_m от N может быть объяснена особенностями начального подъема ΔH . Из (9) следует, что при увеличении D и сохранении постоянными других параметров данной формулы ΔH возрастает. Это выполняется и при опасной скорости ветра u_m . В частности, при малых f , когда $u_m \approx v_m$, соответствующее выражение для ΔH приобретает вид

$$\Delta H|_{u=u_m} \approx H(0,17 + 0,3 \sqrt[3]{f}). \quad (58)$$

На основании этого условно можно говорить, что начальный подъем от труб большего диаметра выше и, следовательно, наземная концентрация меньше.

Другое обстоятельство, на которое здесь следует обратить внимание, также связано с анализом характера зависимости c_m от входных параметров. Из (57) следует, что наибольшее влияние на c_m оказывает высота труб H , поскольку $c_m \sim \frac{1}{H^2}$. Следующим по важности фактором является величина выброса вредных веществ M , так как, согласно (57), $c_m \sim M$. От других параметров выброса, в частности от V , ω_0 , D , ΔT , величина c_m зависит существенно меньше.

При переходе к сравнительно холодным выбросам, точнее к источникам с большими f и малыми v_m , функциональная зависимость c_m от входных параметров существенно изменяется. Особенно наглядно это проявляется в предельном случае ($\Delta T=0$), для которого

$$c_m = \frac{AMnF}{H^{4/3}} l. \quad (59)$$

Если учесть еще, что в этом случае приближенно $n \sim H^{1/3}$, то из (59) следует, что $c_m \sim \frac{1}{H}$. Таким образом, влияние высоты источника на приземную концентрацию для холодных выбросов значительно меньше, чем для нагретых.

Из (43), (44) и (55) для N труб получим, что в (59) следует принять

$$l = \frac{1}{7,1 \sqrt{\omega_0}} \sqrt{\frac{N}{V}}. \quad (60)$$

Поскольку величина n сравнительно слабо зависит от N , поэтому $c_m \sim \sqrt{N}$. Следовательно, для холодных выбросов зависимость c_m от N также более сильная, чем для нагретых. Это означает, что уменьшение числа труб в случае холодных вентиляционных выбросов может быть еще более эффективным.

Выводом о целесообразности уменьшения числа труб, который следует из методов расчета рассеивания промышленных выбросов в атмосфере [19, 32], все в большей степени руководствуются в проектных работах. Значительно сократилось число труб на мощных электростанциях, та же тенденция намечается при строитель-

стве нефтеперерабатывающих заводов, ряда крупных металлургических объектов и др.

Вместе с тем, не всегда удается централизовать выбросы в одну трубу. Отчасти это связано с необходимостью периодического ремонта труб, разрушаемых за счет коррозии, высоких температур и др. Наличие одной трубы в таких случаях может привести к существенным нарушениям технологического процесса. Поэтому в настоящее время в первую очередь на мощных тепловых электростанциях намечается стремление к созданию многоствольных труб [31]. Они представляют собой несколько близко расположенных труб на единой несущей конструкции, иногда заключенных в общую оболочку. Для данного случая следует учесть, что отмеченные выше зависимости c_m от N для нагретых и холодных выбросов выполняются лишь в определенном диапазоне расстояний между трубами, имеющем верхние и нижние пределы. Верхний предел совпадает с расстоянием $0,5H—H$. При таком расстоянии разница между суммарным максимумом и суммой максимумов концентрации от отдельных источников достаточно мала. Эта разница существенно возрастает с дальнейшим увеличением расстояния между источниками.

Существует и нижний предел в возможности применения указанных зависимостей c_m от N , вступающий в силу при большом сближении труб. Его оценка представляет значительный интерес в связи с упоминавшейся тенденцией к строительству многоствольных труб.

Можно полагать, что, когда трубы соприкасаются между собой, их дымовые факелы практически сливаются. В данном предельном случае поправочный коэффициент в c_m на число труб N равен единице, т. е. концентрация будет такой же, как для одной трубы.

При расстояниях между стволами трубы, исчисляемых в несколько их диаметров, следует в расчеты, проводимые при $N=1$, вводить поправочный множитель, больший единицы, но меньший $\sqrt[3]{N}$ или $\sqrt{N}$ соответственно в случае применения формул (57) или (59). Ориентировочно можно оценить наименьшее расстояние, при котором допустимо использование, например, формулы (57) из условия, что дымовые струи соприкасаются на высоте $\Delta H|_{u=u_m}$ (58) над источником.

Если для такой оценки приближенно положить, что угол расширения факела составляет около 0,2, то это расстояние будет равно $0,1 \Delta H|_{u=u_m}$. В случае многоствольной трубы с N секциями, отстоящими друг от друга на меньшем расстоянии, чем $0,1 \Delta H|_{u=u_m}$, можно рассчитать концентрацию c_m при $N=1$ и умножить ее на некоторый коэффициент, значение которого находится интерполированием между единицей и $\sqrt[3]{N}$ или $\sqrt{N}$ в зависимости от того, какие случаи мы рассматриваем. При интерполяции должно использоваться наибольшее расстояние между секциями. Для такой

оценки полезны также данные опытов по моделированию дымовых факелов от ряда близко расположенных труб.

Подводя итоги, можно заключить, что изложенные выше результаты позволяют значительно расширить пределы применения расчетных методов при оценке рассеивания промышленных выбросов в атмосфере.

ЛИТЕРАТУРА

1. Байков Б. К. и др. Проверка методики расчета рассеивания в атмосфере холодных выбросов на материалах обследования предприятий искусственного волокна.— См. наст. сб.
2. Белугина В. А. и др. Исследование распространения вредных примесей в районе высоких источников выброса.— См. наст. сб.
3. Берлянд М. Е. К теории турбулентной диффузии.— Тр. ГГО, 1963, вып. 138, с. 31—37.
4. Берлянд М. Е. Об опасных условиях загрязнения атмосферы промышленными выбросами.— Тр. ГГО, 1965, вып. 185, с. 15—25.
5. Берлянд М. Е. Метеорологические проблемы обеспечения чистоты атмосферы.— Метеорол. и гидрол., 1967, № 11.
6. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Оникул Р. И. О расчете загрязнения атмосферы выбросами из дымовых труб электростанций.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 3—21.
7. Берлянд М. Е. и др. Численное исследование атмосферной диффузии при нормальных и аномальных условиях стратификации.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 22—32.
8. Берлянд М. Е. и др. Особенности диффузии тяжелой примеси в атмосфере.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 33—40.
9. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Демьянович В. К. Некоторые актуальные вопросы исследования атмосферной диффузии.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 3—22.
10. Берлянд М. Е. и др. Влияние вертикального распространения температуры и скорости ветра на атмосферную диффузию радиоактивных примесей. М., Атомиздат, 1965.
11. Берлянд М. Е., Оникул Р. И., Рябова Г. В. К теории атмосферной диффузии в условиях тумана.— Тр. ГГО, 1968, вып. 207, с. 3—13.
12. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
13. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Куренбин О. И. Влияние рельефа на распространение примеси от источника.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 28—44.
14. Берлянд М. Е., Куренбин О. И. Об атмосферной диффузии примесей при штиле.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
15. Бudyко М. И. Испарение в естественных условиях. Л., Гидрометеониздат, 1968.
16. Бudyко М. И., Гандин Л. С. Определение турбулентного обмена между океаном и атмосферой.— Метеорол. и гидрол., 1966, № 11.
17. Бызова Н. Л., Оникул Р. И. Анализ поля концентраций тяжелой примеси по данным опытов на 300-метровой метеорологической мачте.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 35—41.
18. Вдовин Б. И. и др. Экспериментальные исследования рассеивания в атмосфере холодных вентиляционных выбросов предприятий искусственного волокна.— См. наст. сб.
19. Временная методика расчетов рассеивания в атмосфере выбросов (золы и сернистых газов) из дымовых труб электростанций.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 205—212.
20. Генихович Е. Л., Грачева В. П. Анализ дисперсии горизонтальных колебаний направления ветра.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 42—47.

21. Гильденскиольд Р. С., Рихтер Б. В. Гигиеническая оценка действующей методики расчета рассеивания выбросов ГРЭС в атмосферном воздухе.— В кн.: «Вопросы гигиены, планировки и санитарной охраны атмосферного воздуха». М., 1966.
22. Гильденскиольд Р. С. и др. Результаты экспериментальных исследований загрязнений атмосферы в районе Молдавской ГРЭС.— Тр. ГГО, 1968, вып. 207, с. 65—68.
23. Горошко Б. Б. и др. Результаты наблюдений за загрязнением атмосферы окислами азота от химического завода.— Тр. ГГО, 1966, вып. 185.
24. Грачева И. Г. и др. К расчету загрязнения атмосферы от многих источников.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
25. Грачева В. П., Ложкина В. П. Об устойчивости направления ветра в приземном слое атмосферы.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 41—45.
26. Грачева В. П. К характеристике термической устойчивости в приземном слое воздуха.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
27. Дунский В. Ф., Нездурова И. С., Оникул Р. И. О расчете рассеивания оседающей примеси от линейного источника в пограничном слое атмосферы.— Тр. ГГО, 1968, вып. 207, с. 28—37.
28. Казанский А. Б., Монин А. С. О турбулентном режиме в приземном слое воздуха при неустойчивой стратификации.— Изв. АН СССР, сер. геофиз., 1958, № 6.
29. Монин А. С., Яглом А. М. Статистическая гидромеханика. Механика турбулентности. Ч. 1. М., «Наука», 1965.
30. Оникул Р. И. и др. Результаты анализа экспериментальных данных, характеризующих распределение атмосферных загрязнений вблизи тепловых электростанций.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 23—34.
31. Рихтер Л. А. Газовоздушные тракты тепловых электростанций. М., «Энергия», 1969.
32. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ (пыли и сернистого газа), содержащихся в выбросах промышленных предприятий. СН369-67. Л., Гидрометеоздат, 1967.
33. Berlyand M. E., Kurenbin O. J., Zrajevsky J. M. Theory of Tracer Distribution near Ground. J. Geoph. Res. 1970, v. 75, No. 18.
34. Meteorology and Atomic Energy (D. H. Sladeed.) U. S. Atomic Energy Commission, 1968.

И. М. ЗРАЖЕВСКИЙ, В. В. КЛИНГО

К МОДЕЛИРОВАНИЮ АТМОСФЕРНЫХ ТУРБУЛЕНТНЫХ ДВИЖЕНИЙ НАД НЕОДНОРОДНОЙ ПОДСТИЛАЮЩЕЙ ПОВЕРХНОСТЬЮ

Введение

Разработанные методы расчета рассеяния вредных примесей, выбрасываемых в атмосферу промышленными предприятиями, относятся прежде всего к случаю отдельных источников, расположенных над гладкой подстилающей поверхностью [1].

В последнее время привлекается внимание к исследованиям характера распространения примесей в потоках со значительными градиентами средней скорости [2, 3]. Такие градиенты средней скорости возникают при обтекании атмосферным потоком различного рода неоднородностей земной поверхности, в частности пересеченного рельефа местности или городских построек.

Принимая во внимание трудности при изучении атмосферной диффузии в условиях сложного рельефа как посредством теоретических исследований, так и при постановке экспериментов в естественных условиях [12, 17], представляется целесообразным обратиться к моделированию этих процессов. Уже ведутся работы в этом направлении. В аэродинамической трубе НИИ механики МГУ получены опытные данные о профилях средней скорости и некоторых турбулентных характеристиках при обтекании различных моделей неровностей земной поверхности [1, 5].

Из работ по атмосферному моделированию за рубежом отметим [19—21, 24, 26]. В них предприняты попытки установить критерии подобия для турбулентных потоков и вместе с тем составить некоторые практические рецепты по проведению экспериментальных работ.

Подчеркнем, что задача обоснования возможности моделирования атмосферных процессов даже при упрощенной постановке достаточно сложна и тесно связана с принципиальными вопросами теории турбулентности. И нужно признать, что пока нет удовлетворительного решения ее в отношении критериев подобия.

В данной статье мы попытаемся предложить новый подход к отысканию критериев подобия для атмосферных турбулентных потоков, ограничившись пока нейтрально-стратифицированным состоянием атмосферы. Этот подход основан на описании турбулентного движения посредством замкнутой системы уравнений Б. И. Давыдова [8—10], некоторые идеи замыкания которой уже были использованы А. С. Мониним [13] при исследовании пограничного слоя атмосферы.

Замыкание данной системы уравнений турбулентности достигается за счет определенных гипотез, степень справедливости которых может быть установлена только опытным путем. Поэтому для проверки теоретических выводов, полученных из системы уравнений Давыдова, мы привлекаем экспериментальные факты и некоторые известные теоретические положения.

При установлении физического подобия рассматриваемых процессов и процедуры отыскания критериев подобия будем следовать М. В. Кирпичеву [11].

Исходная система уравнений

Б. И. Давыдов предложил замкнутую систему уравнений относительно средней скорости, вторых и третьих одноточечных моментов пульсационных скоростей, диссипации и потока диссипации турбулентной энергии.

Основные гипотезы, к которым прибегал Давыдов при замыкании системы, связаны с аналогией между динамикой турбулентного движения и молекулярно-кинетической теорией идеального газа, а также с выражением четвертых моментов различных пульсационных величин через вторые.

Мы обратились к системе уравнений Давыдова по следующим причинам:

1. Система уравнений замкнута (некоторые авторы, например [24], исходили из незамкнутых систем уравнений для описания турбулентного движения, что заведомо непригодно для установления критериев подобия уже с точки зрения самых общих принципов теории моделирования).

2. Система включает основные турбулентные характеристики, часть из которых уже может быть экспериментально определена с достаточной точностью, а на экспериментальное измерение остальных в недалеком будущем можно надеяться.

3. Система описывает турбулентность без ограничений, связанных с какой-либо симметрией протекания процесса.

Наконец, эта система нам представляется наиболее обоснованной из всех предложенных до сих пор замкнутых систем для описания турбулентности. И как указывалось во введении, некоторые гипотезы, связанные с ее замыканием, уже применялись к описанию атмосферной турбулентности [13].

В случае исследования турбулентной диффузии над неоднородной подстилающей поверхностью при нейтральной стратификации из системы Давыдова можно найти как поле средней скорости, так и характеристики турбулентной диффузии через указанные параметры турбулентности.

Заметим, что рассматриваемые уравнения являются нестационарными. Они явно содержат диссипацию турбулентной энергии и не включают никаких источников турбулентности. Следовательно, решения этих уравнений должны быть затухающими по времени и описывать вырождающуюся турбулентность. При моделировании же мы должны иметь дело со стационарным потоком (вырождением турбулентности в рабочей части трубы пренебрегаем). Поэтому целесообразно ввести в уравнения внешние источники энергии или распределенные по всему пространству случайные силы. Аналогичное введение случайных сил сделано, например, в [27] при исследовании стационарной турбулентности.

Кроме того, учтем действие силы Кориолиса на земную атмосферу, включив в уравнения Давыдова соответствующие члены. Тогда исходная система будет включать следующие уравнения: уравнение для средней скорости

$$u_k \frac{\partial u_i}{\partial x_k} + \frac{\partial R_{ik}}{\partial x_k} + \frac{\partial P}{\partial x_i} + \overline{K_i} = \nu \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_k^2}; \quad (1)$$

уравнение неразрывности

$$\frac{\partial u_k}{\partial x_k} = 0;$$

уравнение для вторых моментов

$$u_k \frac{\partial R_{ij}}{\partial x_k} + R_{ik} \frac{\partial u_j}{\partial x_k} + R_{jk} \frac{\partial u_i}{\partial x_k} + \frac{\partial S_{ijk}}{\partial x_k} + \frac{\beta Q}{R} \left(R_{ij} - \frac{1}{3} \delta_{ij} R \right) + \\ + B_{ij} - \frac{1}{3} \delta_{ij} B_{kk} + \frac{2}{3} \delta_{ij} Q + \overline{K_i v_j} + \overline{K_j v_i} - F_{ij}^{(2)} = \nu \frac{\partial^2 R_{ij}}{\partial x_k^2}; \quad (2)$$

уравнение для третьих моментов

$$u_m \frac{\partial S_{ijk}}{\partial x_m} + S_{ijl} \frac{\partial u_k}{\partial x_l} + S_{jkl} \frac{\partial u_i}{\partial x_l} + S_{ikl} \frac{\partial u_j}{\partial x_l} + R_{il} \frac{\partial R_{jk}}{\partial x_l} + R_{jl} \frac{\partial R_{ik}}{\partial x_l} + \\ + R_{kl} \frac{\partial R_{ij}}{\partial x_l} + \beta_1 Q \frac{S_{ijk}}{R} + \overline{K_i v_j v_k} + \overline{K_j v_i v_k} + \overline{K_k v_i v_j} - F_{ijk}^{(3)} = 0; \quad (3)$$

уравнение для диссипации турбулентной энергии

$$u_k \frac{\partial Q}{\partial x_k} + \frac{\partial C_k}{\partial x_k} + \alpha \frac{Q}{R} R_{ik} \frac{\partial u_i}{\partial x_k} + 4 \frac{Q^2}{R} - F^{(4)} = \nu \frac{\partial^2 Q}{\partial x_k^2} \quad (4)$$

наконец, уравнение для потока диссипации турбулентной энергии

$$u_k \frac{\partial C_i}{\partial x_k} + C_n \frac{\partial u_i}{\partial x_n} + R_{il} \frac{\partial Q}{\partial x_l} + \frac{2}{9} Q \frac{\partial R_{im}}{\partial x_m} + \frac{\beta_2 Q}{R} C_i + \nu \overline{K_i \left(\frac{\partial v_k}{\partial x_l} \right)^2} - \\ - F_i^{(5)} = 0. \quad (5)$$

В уравнениях (1) — (5) использованы следующие обозначения: u — средняя скорость; v — пульсационная скорость; P — среднее давление, деленное на плотность среды;

$$\begin{aligned} R_{ij} &= \overline{v_i v_j}; & S_{ijk} &= \overline{v_i v_j v_k}; \\ R &= \overline{v_i v_i}; & Q &= \overline{v \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_k} \right)^2}, \end{aligned} \quad (6)$$

где Q — диссипация турбулентной энергии (другими членами, входящими в точное выражение для Q , пренебрегаем);

$$C_i = \overline{v v_i \left(\frac{\partial v_k}{\partial x_l} \right)^2}, \quad (7)$$

где C_i — поток диссипации турбулентной энергии;

ν — кинематическая вязкость среды;

$$\begin{aligned} K_i &= f[(u_1 + v_1) \delta_{2i} - (u_2 + v_2) \delta_{1i}]; \\ K'_i &= f(v_1 \delta_{2i} - v_2 \delta_{1i}), \end{aligned} \quad (8)$$

где f — параметр Кориолиса, равный удвоенной угловой скорости вращения Земли,

$$\delta_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{при } i = j, \\ 0 & \text{при } i \neq j; \end{cases}$$

β , α , β_1 и β_2 — некоторые числовые константы, определяемые из эксперимента (для наших целей их конкретные числовые значения не потребуются);

$$B_{ij} = \frac{1}{2} R_{ni} \frac{\partial u_n}{\partial x_j} \left(2 - \beta + 3 \beta^2 \frac{R_{lm}^2}{R^2} \right);$$

$F^{(i)}$ — дополнительные члены за счет введения в уравнения Навье — Стокса случайной силы.

По дважды повторяющимся индексам производится суммирование. Черта сверху означает осреднение. Ось OX ориентирована по направлению среднего ветра, а ось OZ — перпендикулярно поверхности земли.

Заметим, что вид членов, связанных с силой Кориолиса в системе Давыдова, получается заменой:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u_i}{\partial t} &\text{ на } \frac{\partial u_i}{\partial t} + f(u_1 \delta_{2i} - u_2 \delta_{1i}), \\ \frac{\partial v_i}{\partial t} &\text{ на } \frac{\partial v_i}{\partial t} + f(v_1 \delta_{2i} - v_2 \delta_{1i}). \end{aligned} \quad (9)$$

Далее в соответствии с процедурой нахождения критериев подобия [11] исходную систему (1) — (5) необходимо представить в безразмерном виде. Для этого формально запишем все входящие в эти уравнения величины в виде произведения масштаба для

данной величины на безразмерную величину. (Масштабы обозначим ноликом, а безразмерные величины — волнистой чертой):

$$\begin{aligned} u_i &= U_i^0 \tilde{u}_i; & Q &= Q^0 \tilde{Q}; & x_i &= x_i^0 \tilde{x}_i; & R &= R^0 \tilde{R}; \\ R_{ik} &= R_{ik}^0 \tilde{R}_{ik}; & C_i &= C_i^0 \tilde{C}_i; & P &= P^0 \tilde{P}; & f &= F^0 \tilde{f}; \\ S_{ijk} &= S_{ijk}^0 \tilde{S}_{ijk}; & F^{(i)} &= F^{(i)0} \tilde{F}^{(i)}; \\ \nu &= N^0 \tilde{\nu}; \end{aligned} \quad (10)$$

Физический смысл введенных масштабов будет определен при рассмотрении конкретных случаев моделирования обтекания препятствий в атмосфере.

Подставляя значения величин из (10) в уравнения (1) — (5) и деля на коэффициент при соответствующем члене, получаем набор безразмерных комплексов.

Из (1) после деления на коэффициент при $u_k \frac{\partial u_i}{\partial x_k}$ получим:

$$\begin{aligned} \frac{X_k^0 U_{1,2}^0 F^0}{U_k^0 U_i^0}; & \quad \frac{R_{ik}^0}{U_k^0 U_i^0}; \\ \frac{P^0 X_k^0}{X_i^0 U_k^0 U_i^0}; & \quad \frac{\nu^0}{X_k^0 U_k^0}. \end{aligned} \quad (11)$$

Из уравнения неразрывности получим:

$$\frac{U_2^0 X_1^0}{X_2^0 U_1^0}; \quad \frac{U_3^0 X_1^0}{X_3^0 U_1^0}.$$

Из (2) после деления на коэффициент при $u_k \frac{\partial R_{ij}}{\partial x_k}$ получим

$$\begin{aligned} \frac{F^0 R_{1,2;j}^0 X_k^0}{U_k^0 R_{ij}^0}; & \quad \frac{F^0 R_{1,2;i}^0 X_k^0}{U_k^0 R_{ij}^0}; & \quad \frac{R_{ik}^0 U_j^0}{R_{ij}^0 U_k^0}; \\ \frac{R_{jk}^0 U_i^0}{R_{ij}^0 U_k^0}; & \quad \frac{S_{ijk}^0}{U_k^0 R_{ij}^0}; & \quad \frac{Q^0 X_k^0}{R^0 U_k^0}; & \quad \frac{Q^0 X_k^0}{R_{ij}^0 U_k^0}; \\ \frac{R_{ni}^0 U_n^0 X_k^0}{R_{ij}^0 U_k^0 X_j^0}; & \quad \frac{R_{ni}^0 U_n^0 X_k^0 R_{lm}^0}{R_{ij}^0 U_k^0 X_j^0 R^{0^2}}; \\ \frac{R_{ni}^0 U_n^0 X_k^0}{R_{ij}^0 U_k^0 X_j^0}; & \quad \frac{R_{ni}^0 U_n^0 X_k^0 R_{lm}^0}{R_{ij}^0 U_k^0 X_j^0 R^{0^2}}; & \quad \frac{F^{(2)0} X_k^0}{R_{ij}^0 U_k^0}. \end{aligned} \quad (12)$$

Из (3) после деления на коэффициент при $u_m \frac{\partial S_{ijk}}{\partial x_m}$ получим:

$$\begin{aligned} & \frac{F^0 S_{1,2; jk} x_m^0}{U_m^0 S_{ijk}^0}; \quad \frac{F^0 S_{1,2; ik}^0 X_m^0}{U_m^0 S_{ijk}^0}; \quad \frac{F^0 S_{1,2; ij}^0 X_m^0}{U_m^0 S_{ijk}^0}; \quad \frac{S_{ijl}^0 U_k^0 X_m^0}{S_{ijk}^0 U_m^0 X_l^0}; \\ & \frac{S_{jkl}^0 U_i^0 X_m^0}{S_{ijk}^0 U_m^0 X_l^0}; \quad \frac{S_{ikl}^0 U_j^0 X_m^0}{S_{ijk}^0 U_m^0 X_l^0}; \quad \frac{R_{il}^0 R_{jk}^0 X_m^0}{S_{ijk}^0 U_m^0 X_l^0}; \quad \frac{R_{jl}^0 R_{ik}^0 X_m^0}{S_{ijk}^0 U_m^0 X_l^0}; \\ & \frac{R_{kl}^0 R_{ij}^0 X_m^0}{X_l^0 U_m^0 S_{ijk}^0}; \quad \frac{Q^0 X_m^0}{R^0 U_m^0}; \quad \frac{F^{(3)} X_m^0}{U_m^0 S_{ijk}^0}. \end{aligned} \quad (13)$$

Из (4) после деления на коэффициент при $u_k \frac{\partial Q}{\partial x_k}$ получим:

$$\frac{C_n^0 X_k^0}{X_n^0 U_k^0 Q^0}; \quad \frac{R_{im}^0 U_l^0 X_k^0}{R^0 X_m^0 U_k^0}; \quad \frac{Q^0 X_k^0}{R^0 U_k^0}; \quad \frac{F^{(4)} X_k^0}{Q^0 U_k^0}. \quad (14)$$

Из (5) после деления на коэффициент при $u_k \frac{\partial C_l}{\partial x_k}$ получим:

$$\frac{F^0 C_{1,2}^0 X_k^0}{U_k^0 C_l^0}; \quad \frac{C_n^0 U_l^0 X_k^0}{C_l^0 U_k^0 X_n^0}. \quad (15)$$

Соотношения (11) — (15) дают все возможные безразмерные комбинации, которые могут быть критериями подобия для процессов, описываемых уравнениями (1) — (5). Чтобы отобрать из этих комбинаций критерии подобия, нужно конкретизировать задачу, поставив соответствующие граничные условия. Тогда, согласно (11), только те комплексы из (11) — (15), которые включают величины, заданные на границе, и внутренние параметры системы (такие как вязкость, плотность и т. д.), будут критериями подобия. Кроме того, к ним должны быть добавлены безразмерные комбинации, составленные из величин, заданных на границе и не вошедших в (11) — (15), если такие вообще имеются.

Схема моделирования препятствий в атмосфере

Будем рассматривать динамическое воздействие препятствия на набегающий турбулентный поток. Для моделирования важна не только физическая обоснованность найденных критериев подобия, но и реальная возможность их вариации (в соответствующей лабораторной установке) и совместного экспериментального определения. Другими словами, для этих целей число критериев подобия должно быть небольшим, а измерение и вариация входящих в них величин доступными и надежными.

Поэтому схематизируем рассматриваемый процесс. Моделирование в аэродинамической трубе осуществляется без вращения, следовательно, сила Кориолиса явно не учитывается. Сравниваем

члены, содержащие параметр силы Кориолиса, с другими членами уравнения.

Тогда из условия

$$\frac{X_k^0 U_{1,2}^0 F^0}{U_k^0 U_l^0} \ll \frac{R_{ik}^0}{U_k^0 U_l^0}$$

получим

$$\frac{F^0 X^0 U^0}{R^0} \ll 1, \quad (16)$$

или

$$F^0 \ll \frac{R^0}{X^0 U^0}. \quad (17)$$

Это условие является достаточным, чтобы пренебречь влиянием силы Кориолиса в уравнении (1).

Из условия

$$\frac{F^0 R_{1,2;j}^0 X_k^0}{U_k^0 R_{ij}^0} \ll \frac{Q^0 X_k^0}{R^0 U_k^0}$$

имеем

$$F^0 \ll \frac{Q^0}{R^0}. \quad (18)$$

Выполнение (18) является достаточным условием для того, чтобы влиянием силы Кориолиса можно было пренебречь в уравнении (2).

Наконец, из условий:

$$\frac{F^0 S_{1,2;jk}^0 X_m^0}{U_m^0 S_{ijk}^0} \ll \frac{Q^0 X_m^0}{R^0 U_m^0} \quad \text{и} \quad \frac{F^0 C_{1,2}^0 X_k^0}{U_k^0 C_i^0} \ll \frac{Q^0 X_k^0}{R^0 U_k^0}$$

опять-таки получаем неравенство (18).

Таким образом, выполнение неравенств (17) и (18) является достаточным для пренебрежения силой Кориолиса в атмосфере. Числовые оценки показывают, что если принять характерные для атмосферы значения: $U^0 \sim 10^3$ см/сек., $Q^0 \sim 1$ см²/сек³., $R^0 \sim 10^4$ см²/сек²., то уже для $X^0 = 10^5$ см (17) и (18) не выполняются.

Из-за технических трудностей, связанных с вращением трубы, создать на пластинке пограничный слой, полностью подобный атмосферному (с поворотом средней скорости по высоте), не представляется возможным. Однако известно, что действие силы Кориолиса не только обуславливает поворот ветра с высотой, но и приводит к резкому отличию в распределении по вертикали энергии турбулентности и ее диссипации внутри пограничного слоя на пластинке (без вращения системы) и внутри атмосферного пограничного слоя. Если при воспроизведении в аэродинамической трубе в качестве модели пограничного слоя атмосферы брать погранич-

ный слой на пластинке (без вращения системы), то сила Кориолиса никак не учитывается. Если же моделировать реально существующее вертикальное распределение турбулентных характеристик, то тем самым косвенно учитывается влияние силы Кориолиса на формирование набегающего потока. Таким образом, набегающий поток можно моделировать с точностью до поворота ветра с высотой.

Отметим, что в работах [24] и [19] и ряде других принимается, что силой Кориолиса можно пренебречь при изучении обтекания препятствий, когда рассматриваемая область не превышает 150 км по горизонтали.

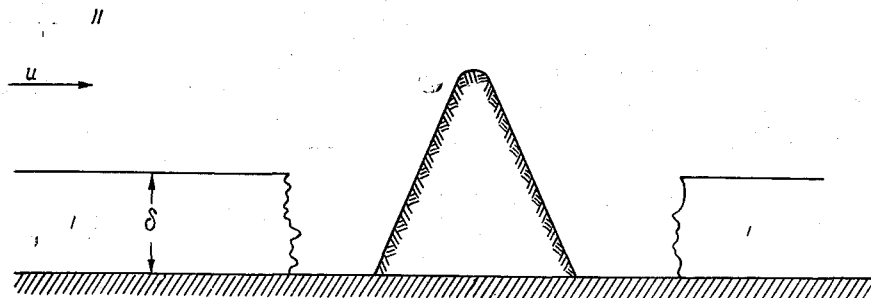


Рис. 1. Схематическое изображение деления набегающего атмосферного потока на области I и II.

Далее, при изучении обтекания препятствий высотой в несколько сотен метров подразделяем набегающий атмосферный поток на две области (I и II), указанные на рис. 1.

Внутренняя область I соответствует приземному слою атмосферы в природе и пограничному слою в аэродинамической трубе. Эта область характеризуется логарифмическим профилем средней скорости, т. е. постоянством «динамической скорости» u_* . Высота ее в атмосфере порядка 100 м.

Во внешней области II средняя скорость, энергия турбулентности и ее диссипация постоянны по высоте.

Такая схематизация для целей практического моделирования представляется вполне допустимой. Так, вертикальные градиенты средней скорости в атмосфере выше 100 м очень незначительны и составляют несколько процентов от градиентов в нижнем слое. Интенсивность турбулентности с высотой (например, согласно [7]) практически не меняется. Относительно изменения диссипации турбулентной энергии в слое атмосферы выше 100 м надежных экспериментальных данных нет, а в ряде случаев они противоречат друг другу. Отмечается лишь ее слабое убывание с высотой в работе [4]. В приземном слое атмосферы при нейтральной стратификации, как известно, диссипация турбулентной энергии убывает пропорционально высоте.

Конечно, данное разделение на две области несколько условно и связано лишь с требованием относительной простоты моделирования.

Определим теперь значения членов $F^{(i)}$, обусловленных введением случайных сил. Полагаем в соответствии с определением области II постоянство в ней турбулентных характеристик и скорости ветра, а также изотропность турбулентности. Тогда следует равенство нулю всех нечетных моментов, недиагональных вторых моментов и потока диссипации энергии.

Из (2) получим

$$F_{11}^{(2)0} = F_{22}^{(2)0} = F_{33}^{(2)0} = \frac{2}{3} Q^0. \quad (19)$$

Аналогично из (3), (4) и (5) находим соответственно

$$F_{ijk}^{(3)0} = 0, \quad (20)$$

$$F^{(4)0} = 4 \frac{Q^0{}^2}{R^0} \quad (21)$$

$$F_i^{(5)0} = 0.$$

Таким образом, масштабы для $F^{(i)}$ выражаются через масштабы для энергии турбулентности и ее диссипации.

Теперь для получения критериев подобия в нашей схеме остается установить, какие турбулентные характеристики могут входить в граничные условия.

В области II с постоянными турбулентными характеристиками R , Q , U очевидно, они же соответствуют и граничным условиям в этой части пространства.

Область I однозначно задана величинами v_* и z_0 . Причем $v_* \sim R_I^{1/2}$ ($R_I - R$ в области I), квадраты всех пульсационных скоростей определяются только v_* . Таким образом, R_I и R_{II} постоянны и нижняя часть области II совпадает с верхней частью I. Поэтому $R_I = R_{II} = R$.

Изотропность в области II, кроме того, предполагает и равенство масштабов по всем направлениям.

Следовательно, в соответствии с теоретическими основами моделирования [11] из всех безразмерных комплексов (11) — (15) критериями подобия будут только те, которые включают R^0 , Q^0 , U^0 и параметр среды ν^0 . Из (11) получим:

$$\frac{R^0}{U^0{}^2} = \text{Ka} \quad (\text{число Кармана}); \quad (22.1)$$

$$\frac{X^0 U^0}{\nu^0} = \text{Re} \quad (\text{число Рейнольдса}). \quad (22.2)$$

Из (12) следует

$$\frac{Q^0 X^0}{R^0 U^0} = \text{idem}. \quad (22.3)$$

А из требования геометрического подобия имеем:

$$\frac{z_0}{X^0} = \text{idem}, \quad \frac{\delta}{X^0} = \text{idem}. \quad (22.4)$$

Все остальные безразмерные комплексы не дадут новых критериев подобия. Если пренебречь влиянием молекулярной вязкости по сравнению с турбулентной, как это обычно делается, то Re нужно исключить из числа критериев подобия. Тогда останется только два критерия (22.1) и (22.3) плюс геометрическое требование (22.4).

Подчеркнем, что подавляющее большинство безразмерных комплексов (11) — (15) не является критериями подобия из-за схематизации набегающего атмосферного потока (рис. 1). Так, уже при отсутствии изотропии в области II потребовалось бы ввести различные линейные масштабы X_i^0 и число критериев подобия в этом случае резко бы возросло.

Анализ полученных критериев подобия

Можно показать, что требование пропорциональности турбулентного и кинематического линейных масштабов есть прямое следствие полученных критериев (22.1) и (22.3). Действительно, разделив (22.3) на корень квадратный из (22.1), получим

$$\frac{Q^0 X^0}{R^{0^{3/2}}} = \frac{X^0}{X_{\text{турб}}^0}, \quad (23)$$

где

$$X_{\text{турб}}^0 = \frac{R^{0^{3/2}}}{Q^0}$$

имеет смысл турбулентного масштаба длины.

Далее, проведем сопоставление выводов из критериев подобия (22.1), (22.3) и (22.4) с экспериментально подтвержденными фактами, установленными при моделировании обтекания препятствий другими авторами.

Авторы работы [22] сравнивали поля скоростей вокруг небольших препятствий в естественных условиях и в аэродинамической трубе. При прочих равных условиях изменялась шероховатость подстилающей поверхности в трубе. Шероховатость определялась по наклону профиля скорости в полулогарифмическом масштабе. Было установлено, что при

$$\frac{z_{0M}}{X_M^0} = \frac{z_{0N}}{X_N^0}, \quad (24)$$

здесь z_{0M} , z_{0N} — значения шероховатости подстилающей поверхности на модели и в натуре соответственно, поля скоростей ближе всего к подобию.

С точки зрения критериев (22.1), (22.3) и (22.4) это объясняется так. Поскольку препятствия были небольших размеров (высота препятствий не превышала нескольких метров, т. е. малых по сравнению с областью I), то на поле набегающего потока существенное влияние оказывали характеристики именно области I . Поэтому и обнаруживалось такое сильное влияние шероховатости.

Условие (24) само по себе соответствует требованию геометрического подобия всех величин с размерностью длины (22.4).

В [26] при моделировании обтекания воздушным потоком наземных препятствий предлагается учитывать параметр

$$G = \frac{R^{0.12}}{U^0}. \quad (25)$$

Эту же величину считал нужным принимать во внимание и автор [21]. Кроме того, в (26) использована в качестве критерия подобия величина S :

$$S = \frac{\left(\frac{du}{dz}\right)^0 X^0}{U^0}, \quad (26)$$

где $\left(\frac{du}{dz}\right)^0$ означает характерный градиент средней скорости.

Критерий (26) соответствует требованию выполнения критерия (22.1) и геометрического подобия логарифмических профилей скорости набегающего потока в пограничном слое трубы и приземном слое атмосферы. В самом деле, (26) можно переписать для логарифмического профиля в виде

$$S = \frac{X^0}{z_0} \frac{V_*^0}{U^0}.$$

Первый множитель здесь равен единице в силу геометрического подобия, а второй представляет собой квадратный корень из (22.1), поскольку $v_* \sim R^{1/2}$. Таким образом, выполнение условий (25) и (26) означает лишь частичное выполнение критериев (22.1), (22.3) и (22.4), а именно не выполняется критерий (22.3), который включает Q^0 — определяющий параметр из области II .

Поэтому при выполнении критериев (25) и (26) следует ожидать лучшего подобия для невысоких препятствий, где решающее влияние оказывает логарифмический профиль в области I .

В работе [21], кроме критерия (22.1), в качестве необходимого условия подобия авторы используют равенство турбулентных чисел Рейнольдса, т. е.

$$\text{Re}_{\text{турб}} = \frac{U^0 X^0}{N_{\text{турб}}^0}, \quad (27)$$

где $N_{\text{турб}}^0$ — характерное значение коэффициента турбулентной вязкости.

Легко видеть, что (27) можно представить в виде отношения критериев подобия (22.1) и (22.3). Действительно, если согласно (14)

$$N_{\text{турб}}^0 = \frac{R^0}{Q^0},$$

то

$$\text{Re}_{\text{турб}} = \frac{U^0 X^0 Q^0}{R^0} = \frac{X^0 Q^0}{\frac{R^0}{U^0}}, \quad (28)$$

следовательно, (27) формально является прямым следствием критериев подобия (22.1) и (22.3). Однако существенно подчеркнуть, что автор [21] не указывает, где нужно производить измерения $N_{\text{турб}}^0$. Критерии (22.1), (22.3) и (27) охватывают только определяющие параметры области II, значит, они не могут обеспечить подобия в области I, в нижней части турбулентного потока.

Авторы работы [19] выдвигают ряд условий, необходимых для подобия явлений небольших и средних масштабов (точно эти масштабы не указываются). Большая часть этих условий совпадает с требованиями геометрического подобия логарифмических частей пограничных слоев модели и натуры. Более того, авторы этой работы считают, что для моделирования обтекания препятствий в атмосфере может быть использован даже ламинарный поток в аэродинамической трубе. Утверждается (без всякого доказательства), что турбулентный поток будет подобен ламинарному, если турбулентное число Re равно молекулярному числу Re .

Нам представляется это утверждение неправильным, поскольку уравнения, описывающие ламинарный поток, и уравнения, описывающие турбулентный поток, совершенно различны. Теория подобия же требует одинаковых уравнений для описания подобных процессов [11]. Да и количественные оценки для приведенных выше характерных значений в атмосфере дают такие значения для турбулентной и кинематической вязкости:

$$N_{\text{турб}}^0 = \frac{R^0}{Q^0} \sim 10^5 \text{ см}^2/\text{сек.},$$

$$\nu_{\text{кин}}^0 \sim 0,1 \text{ см}^2/\text{сек.}$$

Отсюда видно, что если турбулентной атмосфере приписать некоторую вязкость $N_{\text{турб}}^0$, то она на много порядков превосходит вязкость ламинарного потока в трубе. Лишь для очень слабой турбулентности можно надеяться получить подобие.

В работе [24] единственным критерием подобия является

$$\frac{Q^0 X^0}{U^0}. \quad (29)$$

Он соответствует снова комбинации критериев (22.1) и (22.3):

$$\frac{Q^0 X^0}{U^0^3} = \frac{Q^0 X^0}{R^0 U^0} \frac{R^0}{U^0^2}. \quad (30)$$

К критерию (29) применимо все сказанное о только что разработанном критерии (27).

В заключение анализа различных критериев подобия укажем, что все они отражают только часть тех требований, которые, по нашим представлениям (см. критерии (22.1) — (22.4)), должны обеспечить подобие динамического воздействия препятствия на набегающий турбулентный поток. Во всех этих критериях, помимо частичного отсутствия определяющих процесс величин, также не указывается, в каких точках потока указанные величины должны измеряться.

Наконец, можно показать, что из критериев (22.1) и (22.3) следуют формулы Тейлора [16] или [19], согласно которым критическое число Рейнольдса для коэффициента сопротивления шара должно зависеть только от комбинации

$$\frac{v'}{U^0} \left(\frac{D}{L} \right)^{1/5}, \quad (31)$$

где $v' \sim R^{0^{1/3}}$, D — диаметр шара, L — характерный внешний масштаб турбулентности.

Действительно, если

$$L = \frac{R^{0^{3/2}}}{Q^0},$$

то

$$\frac{R^{0^{1/2}}}{U^0} \left(\frac{X^0 Q^0}{R^{0^{3/2}}} \right)^{1/5} = \left(\frac{X^0 Q^0}{R^0 U^0} \right)^{1/5} \left(\frac{R}{U^2} \right)^{2/5}. \quad (32)$$

Таким образом, критерии (22.1), (22.3) являются достаточным условием для справедливости формулы Тейлора, так как любая комбинация критериев подобия есть критерий подобия.

Известно, что при моделировании сопротивления тел в аэродинамической трубе нужно по возможности уменьшать степень турбулентности. Объясним это с помощью предложенных нами критериев. Действительно, если использовать выражение из (32) для внешнего масштаба турбулентности и взять произведение (22.1) и (22.3), которое является также критерием подобия $K_{1,2}$, то получим:

$$K_{1,2} = \frac{R^0}{U^0^2} \frac{Q^0 X^0 R^{0^{1/2}}}{R^0 U^0 R^{0^{1/2}}} = \left(\frac{R^{0^{1/2}}}{U^0} \right)^3 \frac{X^0}{L}. \quad (33)$$

Если $X^0 \ll L$, что практически всегда выполняется в атмосфере для сравнительно небольших тел (например, самолет на больших высотах), то, принимая во внимание, что там $\frac{R^{0^{1/2}}}{U^0} \sim 0,1$, получим

$$K_{1,2} \ll 1. \quad (34)$$

В аэродинамической трубе неравенство $X^0 \ll L$ уже не выполняется, так как величина внешнего масштаба турбулентности соизмерима с размерами обтекаемого тела. Поэтому, чтобы $K_{1,2} \ll 1$, нужно уменьшить степень турбулентности.

Возвращаясь к полученным критериям (22.1) и (22.3), отметим, что они должны обеспечить подобие как внутри пограничного слоя (с добавлением естественного геометрического параметра шероховатости), так и во внешнем потоке.

Представляется, что внешняя часть потока должна существенно влиять на турбулентный режим пограничного слоя в аэродинамической трубе. Поэтому для проверки справедливости предложенных критериев важны результаты экспериментов по влиянию внешних условий на строение пограничного слоя. Такое влияние внешнего потока на 80—90% толщины пограничного слоя отмечается, например, в [18], [20], [21]. Однако характер этого влияния еще недостаточно изучен. В большой аэродинамической трубе А-6 НИИ механики МГУ под руководством С. М. Горлина были поставлены первые опыты по изучению влияния степени турбулентности внешнего потока на характеристики пограничного слоя. С помощью термоанемометра DISA измерялось распределение степени турбулентности внутри пограничного слоя при трех значениях шероховатости щита и при двух значениях степени турбулентности внешнего потока.

На рис. 2 представлено полученное нами распределение степени турбулентности $\epsilon = \sqrt{\frac{v^2}{u^0}}$ внутри пограничного слоя для двух крайних значений шероховатости пластинки и двух значений степени турбулентности. Из него можно сделать два очень важных для наших предположений) вывода: 1) увеличение степени турбулентности внешнего потока приводит к резкому уменьшению вертикального градиента ϵ (при $\epsilon_0 = 0,3\%$ значение ϵ уменьшается примерно в 20 раз при изменении высоты с 0,2 δ до 1,0 δ , где δ — высота пограничного слоя, в то время как при $\epsilon_0 = 4\%$ значение ϵ уменьшается только в 2,5 раза); 2) увеличение ϵ_0 существенно уменьшает влияние шероховатости на величину и распределение по вертикали степени турбулентности.

В той же аэродинамической трубе были проведены весовые эксперименты по изучению зависимости коэффициента сопротивления различных тел от степени турбулентности внешнего потока [6]. Результаты этих экспериментов указывают на существенную зависимость коэффициента сопротивления от степени турбулентности внешнего потока.

Перечисленные выше эксперименты можно рассматривать как косвенное подтверждение правомерности полученного нами критерия (22.1).

Таким образом, сопоставление предлагаемой схемы моделирования обтекания препятствий в пограничном слое атмосферы с используемыми ранее приемами показывает, что она является

более полной. Из критериев подобия (22.1) и (22.3) могут быть получены другие критерии, использованные ранее. Вместе с тем критерии (22.1) и (22.3) никак не вытекают из перечисленных выше фактов и теоретических выводов.

Отметим, что в предложенной упрощенной схеме в качестве определяющих процесс величин остались только две турбулентные

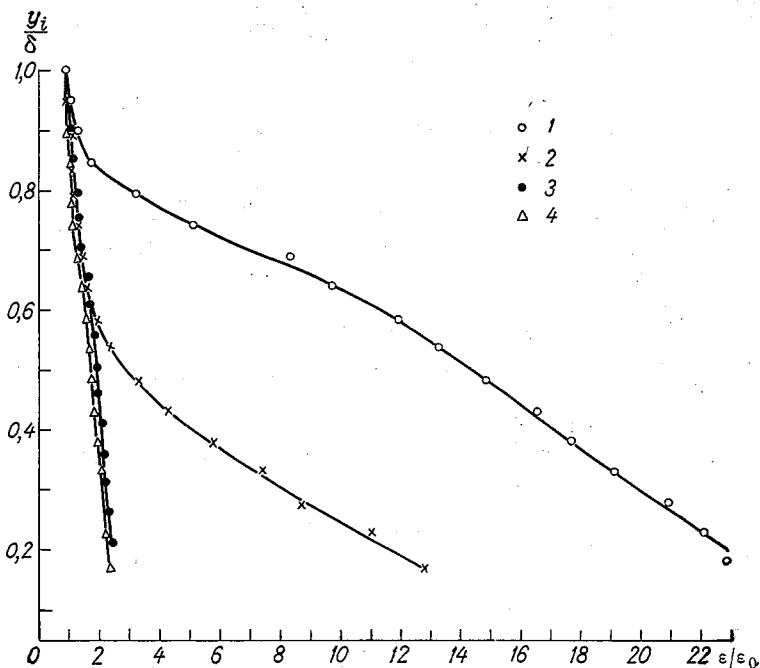


Рис. 2. Распределение степени турбулентности (продольной составляющей) в пограничном слое при $U_0=10$ м/сек.

1) $\epsilon_0=0,2\%$ при шероховатом экране, 2) $\epsilon_0=0,2\%$ при гладком экране, 3) $\epsilon_0=4\%$ при шероховатом экране, 4) $\epsilon_0=4\%$ при гладком экране.

характеристики R^0 и Q^0 . Это вынужденное «обедненное» описание турбулентности связано с трудностями в экспериментальном определении остальных турбулентных характеристик (как в атмосфере, так и в аэродинамической трубе), входящих в безразмерные комплексы (11) — (15). При более полном описании турбулентности возможны иные критерии из безразмерных комплексов (11) — (15).

В заключение укажем на некоторые особенности моделирования препятствий в аэродинамической трубе.

В аэродинамических трубах в настоящее время производятся различного рода эксперименты, связанные главным образом с из-

мерением сопротивления тел. И реже проводятся измерения поля скоростей и некоторых турбулентных характеристик.

Размер натурального тела значительно меньше внешнего масштаба турбулентности, т. е.

$$X^0 \ll L. \quad (35)$$

И чтобы при измерении сопротивления модельного тела был выполнен критерий (33), нужно уменьшать турбулентность набегающего потока в рабочей части трубы.

При моделировании пересеченного рельефа размеры изучаемого препятствия соизмеримы с внешним масштабом турбулентности,

$$X^0 \sim L. \quad (36)$$

Поэтому значение $K_{1,2}$ из (33) не должны стремиться к нулю. Требуется и выполнение критерия (22.1). В атмосфере при безразличной стратификации $\varepsilon_0 \sim 10\%$, следовательно, и в трубе нужно обеспечить такую же степень турбулентности. В этой связи в НИИ механики МГУ были преодолены значительные трудности для создания в трубе степени турбулентности, соответствующей атмосферной.

Что касается отношения диссипаций энергии Q_M в аэродинамической трубе и в атмосфере Q_N , то по данным [19] отношение $\frac{Q_M}{Q_N}$ меняется от 2 до 2350. При этом большие значения этого отношения соответствуют большим степеням турбулентности. Перепишем критерий (22.3) в виде

$$\begin{aligned} \frac{Q_N^0 X_N^0}{U_N^{03}} &= \frac{Q_M^0 X_M^0}{U_M^{03}}, \\ \frac{X_M^0}{X_N^0} &= \frac{Q_N^0 U_M^{03}}{Q_M^0 U_N^{03}}. \end{aligned} \quad (37)$$

Из (37) видно, что при $\frac{Q_M}{Q_N} \sim 1000$ возможно моделирование с соотношением $\frac{X_M^0}{X_N^0} \sim 1000$ при скоростях в трубе, равных скоростям в естественных условиях.

Располагая данными о геометрии исследуемого препятствия и высоте приземного слоя атмосферы, можно добиться выполнения геометрического подобия как натуре и модели, так и приземного слоя атмосферы и пограничного слоя в аэродинамической трубе. Для этого следует определить профиль средней скорости над щитом при отсутствии модели.

Изменяя шероховатость щита добиваемся, что

$$\frac{z_{0N}}{X_N^0} = \frac{z_{0M}}{X_M^0} \quad \text{и} \quad \frac{H_N}{X_N^0} = \frac{H_M}{X_M^0}, \quad (38)$$

где H_N — высота приземного слоя атмосферы, H_M — высота пограничного слоя в трубе. Наконец, скорость внешнего потока в аэро-

динамической трубе (при равенстве ε_0 во внешних потоках) из (37) должна быть

$$U_M^0 = U_N^0 \left(\frac{Q_M^0 X_M^0}{Q_N^0 X_N^0} \right)^{1/3}. \quad (39)$$

Таким образом, приведенные оценки величин, входящих в критерии подобия (22.1), (22.3) и (22.4), свидетельствуют о практической возможности выполнения этих критериев при моделировании атмосферных потоков в существующих аэродинамических трубах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
2. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Демьянович В. К. Некоторые актуальные вопросы исследования атмосферной диффузии.—Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 3—22.
3. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Куренбин О. И. Влияние рельефа на распространение примеси от источников.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 28—44.
4. Бызова Н. Л., Иванов В. Н., Морозов С. А. Турбулентные характеристики скорости ветра в пограничном слое атмосферы.—В кн.: «Атмосферная турбулентность и распространение радиоволн». М., «Наука», 1967.
5. Горлин С. М., Зражевский И. М. Изучение обтекания моделей рельефа и городской застройки в аэродинамической трубе.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 45—59.
6. Горлин С. М., Худяков Г. Е. Влияние начальной турбулентности потока на аэродинамические характеристики плоской пластинки.—Науч. тр. Ин-та механики МГУ, 1970, № 4.
7. Гуревич А. С. и др. Эмпирические данные о мелкомасштабной структуре атмосферной турбулентности.—В кн.: «Атмосферная турбулентность и распространение радиоволн», М., «Наука», 1967.
8. Давыдов Б. И. К статистической динамике несжимаемой турбулентной жидкости.—ДАН СССР, 1959, т. 127, № 4.
9. Давыдов Б. И. К статистической теории турбулентности.—ДАН СССР, 1959, т. 127, № 5.
10. Давыдов Б. И. К статистической динамике несжимаемой турбулентной жидкости.—ДАН СССР, 1961, т. 136, № 1.
11. Кирпичев М. В. Теория подобия. М., Изд-во АН СССР, 1953.
12. Микроклимат холмистого рельефа и его влияние на сельскохозяйственные культуры. Под ред. И. А. Гольцберг, Л., Гидрометеоиздат, 1962.
13. Монин А. С. О свойствах симметрии турбулентности в приземном слое воздуха.—Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, т. 1, 1965.
14. Монин А. С., Яглом А. М. Статистическая гидромеханика. Механика турбулентности. Ч. 1. М., «Наука», 1965.
15. Монин А. С., Яглом А. М. Статистическая гидромеханика. Механика турбулентности. Ч. 2. М., «Наука», 1967.
16. Ротта И. К. Турбулентный пограничный слой в несжимаемой жидкости. Л., «Судостроение», 1967.
17. Сапожникова С. А. Микроклимат и местный климат. Л., Гидрометеоиздат, 1950.
18. Хинце И. О. Турбулентность и ее механизм и теория. М., Физматгиз, 1963.
19. Cermak J. E. et al. Simulation of atmospheric motion by wind-tunnel flows. Technical Report, Fluid Dynamics and Diffusion Laboratory. College of Engineering, Colorado State University, May 1966.

20. Grant H. L. The large eddies of turbulent motion. *J. Fluid Mech.* 4, 1958, pp. 149—190.
21. Inoue E. The structure of surface wind. *Bul. Nat. Inst. Agricul. Sci.*, 1952, Series A, No. 2, p. 93.
22. Jensen M., Franck N. Model-scale tests in turbulent wind. Part 1. Copenhagen, 1963.
23. Millikan C. B., Klein A. L. The effect turbulence. *Aircraft Eng.* 169, August 1933.
24. Nemoto S. Similarity between natural local wind in the atmosphere and model wind in a wind tunnel. *Papers in Meteorology and Geophysics*, 1968, vol. XIX, No. 2, pp. 131—230.
25. Taylor G. I. Statistical theory of turbulence. Part 5. Effect of turbulence on boundary layer. Theoretical discussion of relationship between scale of turbulence and critical resistance of spheres. *Proc. Roy. Soc. London*, 1936, A 151, pp. 307—317.
26. Scorer R. S. The limitations of wind tunnel experiments in the study of airflow around buildings. *Intern. J. Air Water Poll.*, 1963, 7, pp. 927—931.
27. Wyld H. W. Formulations of the theory of turbulence in an incompressible fluid *Ann. Phys.* 1961, v. 14, No. 32.

*Б. И. ВДОВИН, И. М. ЗРАЖЕВСКИЙ,
Т. А. КУЗЬМИНА, Р. И. ОНИКУЛ,
А. А. ПАВЛЕНКО, Г. А. ПАНФИЛОВА,
Г. П. РАСТОРГУЕВА, Б. В. РИХТЕР*

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РАСSEИВАНИЯ В АТМОСФЕРЕ ХОЛОДНЫХ ВЕНТИЛЯЦИОННЫХ ВЫБРОСОВ ПРЕДПРИЯТИЙ ВИСКОЗНОГО ВОЛОКНА

Закономерности распространения в атмосфере выбросов от предприятий с холодными и низкими выбросами до последнего времени оставались мало изученными. В связи с этим действующие в Советском Союзе нормативные документы по расчету рассеивания примесей содержат ряд ограничений в отношении их применения для химических и других производств.

В 1966—1968 гг. Главной геофизической обсерваторией им. А. И. Воейкова (ГГО) под руководством М. Е. Берлянда были проведены четыре комплексные экспедиции по изучению рассеивания в атмосфере сероуглерода и сероводорода от предприятий по производству вискозного волокна в Черкассах, Красноярске и Балаково (две экспедиции). В исследованиях приняли участие: Государственный институт по проектированию предприятий искусственного волокна (Гипроив), Московский научно-исследовательский институт гигиены им. Ф. Ф. Эрисмана, Одесский гидрометеорологический институт, а также местные УГМС. Большую помощь оказали сотрудники обследованных предприятий, в особенности их центральных лабораторий и вентиляционных подразделений.

Основной целью экспедиций являлось получение экспериментального материала для разработки и обоснования методики расчета рассеивания в атмосфере холодных вентиляционных выбросов. Исследовались ингредиенты — сероуглерод CS_2 и сероводород H_2S .

На предприятиях и вблизи них имелись источники (например, теплоэлектроцентрали) выброса в атмосферу сернистого газа. Концентрации его в воздухе не измерялись, а при отборе проб производилась предварительная очистка от него.

Большая часть выбросов сероуглерода и сероводорода направлялась в 2—3 вентиляционные трубы высотой 120 м. Значительное количество этих веществ выделялось в атмосферу также через вентиляционные шахты, вентиляторы, дефлекторы производственных помещений, обрасывалось через канализацию в специальные отстойники, расположенные на некотором расстоянии от предприятий.

В связи с тем, что температура в цехах и под укрытиями технологического оборудования практически изменялась в узких пределах 20—40°, летом в дневное время выбросы по температуре мало отличались от окружающего воздуха, что по установившейся терминологии позволило назвать их холодными.

Экспедиции проводились в Черкассах 20 июля — 5 сентября 1966 г., в Красноярске 27 февраля — 31 марта 1967 г., в Балаково 23 июля — 3 сентября 1967 г. и 13 августа — 9 сентября 1968 г.

В Черкассах предприятие располагалось на окраине города с застройкой преимущественно в 1—2 этажа. Примерно в таких же условиях находилась площадка для метеорологических и аэрологических наблюдений. Местность в радиусе 10—15 км от предприятия была сравнительно ровной, ее главной особенностью являлось прилегающее к городу обширное Кременчугское водохранилище на Днепре площадью более 2000 км².

В Красноярске источник размещался среди жилых районов, в которых преобладала 2—3-этажная застройка, в долине р. Енисей, которая в пределах города имела значительную ширину. Участок в радиусе до 5—8 км от предприятия, где производился отбор проб, имел достаточно ровную подстилающую поверхность. Объем метеорологических наблюдений вблизи предприятия был сравнительно невелик. Основные метеорологические и аэрологические наблюдения проводились на метеостанции Емельяново, расположенной в 30 км от Красноярска в долине р. Енисей на ее равнинном участке с небольшими холмами. Характеризуя подстилающую поверхность, необходимо также отметить, что в связи с аномально ранним наступлением весны с 10 по 17 марта происходило исчезновение снежного покрова.

Балаковский комбинат искусственного волокна располагался на некотором удалении от города Балаково.

Площадка для метеорологических и аэрологических наблюдений размещалась на открытой слегка всхолмленной равнине.

Методика отбора и анализа проб

Распределение примеси в приземном слое воздуха характеризовалось их разовыми концентрациями.

Во всех экспедициях отбор проб осуществлялся в светлое время суток на высоте около 1,5 м, причем в первую очередь под факелом предприятия. Ежедневная продолжительность отбора проб 5—7 часов. Пробы отбирались примерно один раз в час. Период

отбора проб 20—30 мин. В целях исследования более широкого диапазона метеорологических условий, включая приземные и приподнятые инверсии температуры, использовался скользящий график отбора проб. Согласно этому графику, во всех экспедициях, кроме красноярской, в первый и четвертый дни недели отбор проб производился с 14 до 21 часа, во второй и пятый — с 9 до 16 час., а в третий и шестой с 6 до 13 час. Такой график работы позволил более полно учесть влияние особенностей суточного хода метеорологических факторов на рассеивание примесей. В красноярской экспедиции отбор проб производился шесть раз в неделю с 9 до 16 часов.

В летних экспедициях газы, выходящие из высоких труб, были невидимыми. В Красноярске вследствие конденсации содержащихся в вентиляционных газах водяных паров при низких температурах воздуха прослеживался факел от устьев труб до расстояний в несколько сотен метров.

Выбросы из сотен дефлекторов, шахт и других рассредоточенных по территории мелких источников трудно поддавались измерению, быстро меняясь во времени в зависимости от множества факторов, практически не учитываемых. Характеристика загрязнения воздуха вблизи этих источников не являлась прямой задачей.

В связи с этим здесь проводился в сравнительно небольшом объеме отбор проб примерно в 0,5—1 км от центра расположения высоких вентиляционных труб с подветренной стороны от них. Основные наблюдения проводились начиная с расстояния 2 км, где, как показали расчеты [2], образовывался сравнительно однородный общий газовый факел, имевший максимальные концентрации на оси, направленной по ветру и проходившей через центр предприятия. Ось невидимого факела ориентировочно определялась с учетом направления ветра и дымового факела ТЭЦ по характерному запаху.

Пункты отбора размещались на стандартных дистанциях от центра предприятия (0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12 и 15 км). Положение пункта отбора на местности определялось по картам-схемам района, а в случае отсутствия поблизости хорошо выраженных ориентиров уточнялось по показаниям дальномеров и автомобильных спидометров.

В черкасской и балаковской экспедициях 1967 г. обследовались зоны протяженностью 15 км, в балаковской экспедиции 1968 г. — 12 км, а в красноярской — 8 км.

На каждой дистанции на оси факела часть проб отбиралась с помощью установленных на автомашинах электроаспираторов ЛК-1, позволявших одновременно забирать две пробы на сероуглерод и две пробы на сероводород. Однако применение электроаспираторов было связано с необходимостью использования имеющих значительный вес источников электропитания (например, аккумуляторов). Чтобы избежать применения большого числа автомашин,

которые потребовались бы при неустойчивом направлении ветра, в Черкассах и в Балаково в 1967 г. часть проб на сероуглерод и сероводород отбиралась с помощью менее совершенных водяных аспирационных бачков.

Отбор проб в Черкассах и Балаково осуществлялся одновременно на 3—4 дистанциях в нескольких точках на каждой из них. В Красноярске пробы отбирались в одно и то же время только с помощью электроаспираторов в двух точках на разных дистан-

Т а б л и ц а 1

Количество проб сероуглерода и сероводорода, отобранное
в экспедициях на различных дистанциях от центра промплощадки

Расстояние от центра промпло- щадки (км)	Экспедиции							
	черкасская		красноярская		балаковская			
					1967 г.		1968 г.	
	CS ₂	H ₂ S	CS ₂	H ₂ S	CS ₂	H ₂ S	CS ₂	H ₂ S
0,5	62	38	34	21	91	41	171	36
1	320	137	174	91	268	129	257	48
2	680	268	148	79	527	201	193	54
3	252	118	116	60	311	124	229	49
4	299	114	54	27	326	123	321	69
5	250	103	54	27	164	46	212	44
6	143	58	48	25	191	64	182	44
7—8	55	25	46	23	389	110	494	100
9—15	302	126	—	—	295	66	445	91
Итого	2363	987	674	353	2562	904	2504	535

циях. Это было связано с более тяжелыми условиями холодного полугодия.

На оси факела обычно располагалась автомашина, а в обе стороны от нее пункты с водяными бачками. Расстояние между соседними пунктами на одной дистанции не было строго фиксированным, оно изменялось в зависимости от условий отбора и других факторов примерно от 50 до 400 м. В частности, на ближних дистанциях это расстояние было обычно меньше, чем на дальних дистанциях, где поле концентраций более однородно в поперечном факелу направлении.

В первой балаковской экспедиции концентрации сероводорода на периферии факела, как правило, лежали в пределах чувствительности метода измерения, поэтому во второй экспедиции они измерялись только на предполагаемой оси факела по одной пробе на дистанции в заданный момент времени. Результаты исследования приведены в табл. 1.

Всего по сероуглероду оказалось пригодным к обработке более 8000 проб, по сероводороду — около 3000 проб.

В Красноярске отбирались пробы также с помощью самолета и вертолета непосредственно в факелах вентиляционных труб. Полученные результаты были изложены в [7].

В Балаково в 1967 г. был организован стационарный пункт, расположенный в 3 км к северо-западу от предприятия, на котором взято по 200 проб на сероуглерод и сероводород. Кроме того, в течение 5 дней забирался воздух в 100, 250 и 500 м от озера (с подветренной стороны), которое расположено в 5 км от предприятия и используется как отстойник канализационных сбросов. Всего было отобрано около 250 проб на сероуглерод и 50 проб на сероводород.

Отбор проб производился в U-образные поглотительные приборы. Их анализ выполнялся в день отбора или на следующий день. Во всех экспедициях был принят стандартный метод определения в воздухе сероуглерода, для которого предельно-допустимая концентрация (ПДК) составляет $0,03 \text{ мг/м}^3$. Этот метод основан на поглощении сероуглерода спиртовым раствором диэтиламина и определении концентраций по интенсивности желто-коричневой окраски диэтилкарбамата меди [10]. Чувствительность метода $0,03 \text{ мг/м}^3$. Метод не специфичен в присутствии сероводорода. Поэтому в первой экспедиции перед поглотительным прибором с раствором диэтиламина ставился такой же прибор с поглотительным раствором на сероводород. К следующим работам по определению концентраций сероуглерода в воздухе был разработан более удобный и надежный способ отбора проб воздуха [11]. Было предложено использовать специальные патроны с твердым хемосорбентом для очистки от сероводорода и сернистого газа.

Для определения сероводорода (ПДК равно $0,008 \text{ мг/м}^3$) в первой экспедиции использовали стандартный метод [10], основанный на поглощении сероводорода щелочным раствором мышьяковистокислого натрия.

Образующаяся сульфосоля, взаимодействуя с кислым раствором азотнокислого серебра, дает желто-коричневый коллоидный раствор сульфида серебра. Метод специфичен, но чувствительность его довольно мала — $0,012 \text{ мг/м}^3$. В связи с этим в следующих экспедициях использовали более чувствительный метод, основанный на поглощении сероводорода суспензией гидроокиси кадмия и определении по метиленовой сини с парааминодиметиланилином [1]. Чувствительность метода $0,006 \text{ мг/м}^3$. Присутствие сернистого газа в отбираемом воздухе было устранено применением специальных патронов с хемосорбентом на сернистый газ.

При высоких температурах внешнего воздуха поглотители в целях предотвращения сильного испарения содержащегося в них раствора заключали в специальные ванны с холодной водой.

Метеорологические и аэрологические наблюдения

Во всех экспедициях круглосуточно проводились детальные метеорологические и аэрологические наблюдения, причем в период отбора проб комплекс наблюдений существенно расширялся и проводился по учащенному графику. В программу метеорологических наблюдений в приземном слое входили: измерение температуры и влажности воздуха и почвы, скорости и направления ветра, осад-

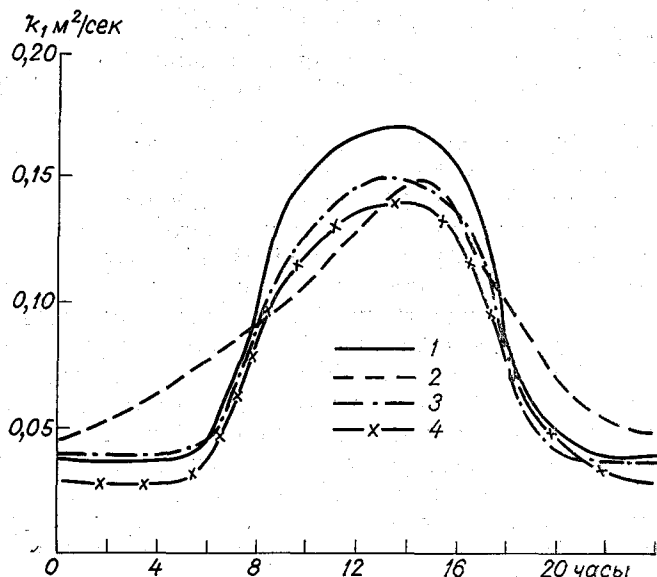


Рис. 1. Средний за период экспедиции суточный ход коэффициента турбулентной диффузии на высоте 1 м, рассчитанный по данным градиентных наблюдений:

1 — Черкассы, 2 — Красноярск, 3 — Балаково 1967 г., 4 — Балаково 1968 г.

ков и давления, визуальные наблюдения за облачностью и особыми явлениями погоды.

Велись градиентные наблюдения на телескопических мачтах за скоростью ветра, температурой и влажностью воздуха в слое до 17 м (в Красноярске до 8 м). Эти наблюдения позволили рассчитать коэффициенты турбулентной диффузии и турбулентные потоки примеси, тепла и влаги. В качестве примера на рис. 1 для всех экспедиций приведены средние данные о суточном ходе коэффициента турбулентной диффузии.

В летних экспедициях выполнялись наблюдения за влажностью почвы и ее температурой на поверхности и глубинах до 20 см. Измерялось также испарение с поверхности почвы с помощью испарителя. Для замыкания теплового баланса подстилающей поверхности проводились и актинометрические наблюдения за компонен-

тами радиационного баланса (прямой, рассеянной и отраженной солнечной радиацией, а также эффективным излучением подстилающей поверхности). Теплобалансовые наблюдения позволили получить независимые дополнительные сведения о коэффициенте вертикальной турбулентной диффузии.

Во всех экспедициях осуществлялась регистрация изменений направления ветра с помощью анеморумбографов типа М-12

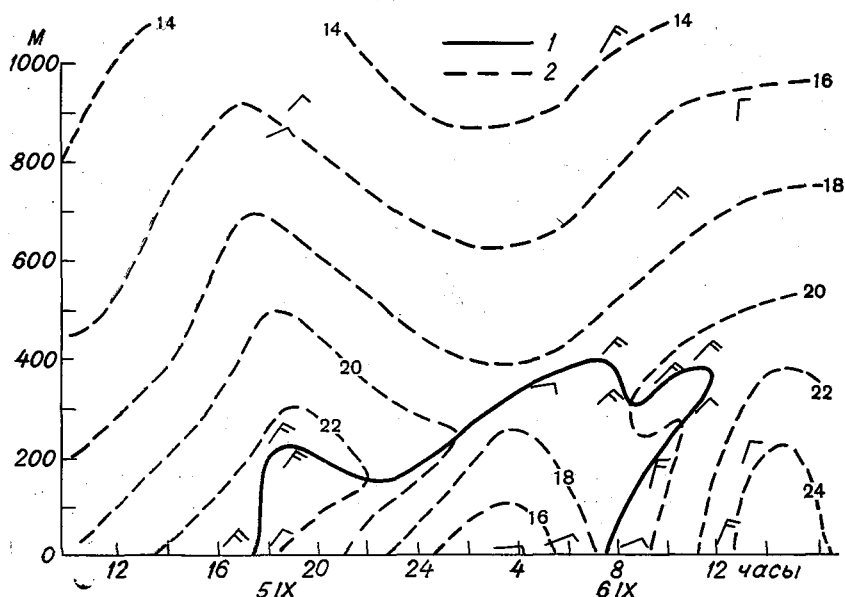


Рис. 2. Временной разрез нижнего километрового слоя атмосферы для ст. Балаково за 5—6 сентября 1968 г.
1 — граница инверсии, 2 — изотермы.

и М-45. На основании этих данных исследовалась дисперсия направления ветра, являющаяся важной характеристикой атмосферной диффузии в поперечном факелу направлении.

Регулярные аэрологические наблюдения включали измерения температуры и влажности воздуха в пограничном слое атмосферы до высот 1—1,5 км с помощью легких самолетов типа ЯК-12, вертолетов МИ-1 и радиозондов. Для радиозондирования применялись радиозонды типа А-58, А-22-IV, А-22-VII, которые выпускались с замедленной скоростью [5, 6, 8].

Скорость и направление ветра на различных высотах в пограничном слое атмосферы определялись с помощью однопунктных и базисных наблюдений за шарами-пилотами и радиозондами. Применение базисных шаропилотных наблюдений позволило получить также некоторые параметры, характеризующие турбулентность в пограничном слое [9].

Для расчета вертикальной составляющей коэффициента турбулентной диффузии программа самолетного зондирования включала регистрацию перегрузок и температурных пульсаций. В Красноярске для определения параметров турбулентной диффузии проводилось также изучение характеристик турбулентной диффузии с помощью самолета и вертолета, исследовавших видимые очертания факелов, выходящих из высоких вентиляционных труб, и распределения концентрации в них.

Более подробные сведения о проводившемся комплексе аэрологических наблюдений даны в [5] и [6].

На основании аэрологических данных для всех экспедиций строились временные разрезы пограничного слоя атмосферы, позволившие наглядно представить эволюцию инверсий, слоев повышенной неустойчивости, ветрового режима и др., а также осуществлять более точно определение аэрологической структуры в период между наблюдениями (рис. 2).

На рисунке проведены изотермы и границы инверсии. На соответствующих высотах показаны также направления и скорости ветра. Одно длинное «перо» соответствует скорости ветра 2 м/сек., а короткое — 1 м/сек.

Характеристика погодных условий

Число отобранных в разные моменты времени проб на сероуглерод и сероводород было неодинаковым. Однако расчеты показали, что удельное количество проб ингредиентов, отобранных при раз-

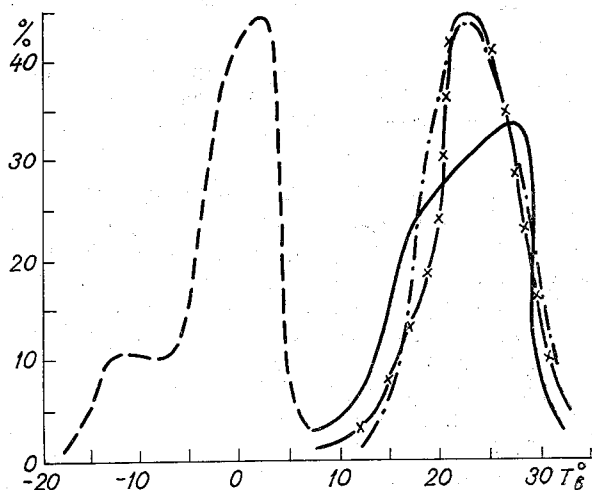


Рис. 3. Количество проб (процент средний по сероуглероду и сероводороду), отобранных при различных температурах воздуха $T_{\text{в}}^0$ на высоте 2 м. Усл. обозначения см. рис. 1.

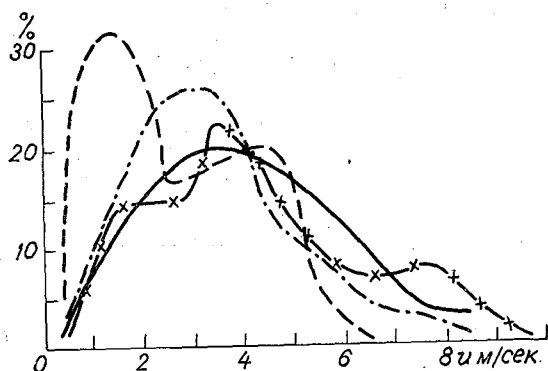


Рис. 4. Количество проб (процент средний по сероуглероду и сероводороду), отобранных при различных скоростях ветра и на высоте флюгера.

Усл. обозначения см. рис. 1.

личных метеоусловиях, оказалось примерно одинаковым, поэтому в табл. 2 и на рис. 3 и 4 приведены осредненные их значения. Указанные рисунки достаточно наглядны и не нуждаются в подробных комментариях. Отметим, что наибольшее число проб относится к конвективным погодным условиям с температурами воздуха 15—30° и скоростями ветра 1—6 м/сек.

Аномально раннее наступление весны в Красноярске привело к тому, что сравнительно полные данные в этой экспедиции получены при температурах выше —10, —15° и в основном от —5 до +5°. При этом ветер был несколько слабее, чем в летнее время.

На основе использования скользящего графика отбора проб, сопровождавшегося учащенными метеорологическими и аэрологи-

Таблица 2

Количество проб (в %), приходящихся на различные типы температурной стратификации в слое 0—500 м

Пункт	Стратификация			
	неустойчивая	равновесная	приподнятая инверсия	приземная инверсия
Черкассы	67	—	21	12
Красноярск	30	40	19	11
Балаково				
1967 г.	51	11	22	16
1968 г.	54	8	20	18

ческими наблюдениями, удалось получить обширный фактический материал по загрязнению атмосферы при всех основных типах стратификации атмосферы: неустойчивая стратификация, равновесные условия, приподнятые и приземные инверсии температуры. Как и следовало ожидать, большая часть проб в летних экспедициях относилась к неустойчивой стратификации, хотя и в зимне-весенних условиях в Красноярске такие условия отмечались нередко. Условия, близкие к равновесным, играли существенную роль только в Красноярске. Повторяемость приземных и приподнятых инверсий температуры во всех экспедициях различалась не очень сильно.

Оценка параметров выброса

Большое значение имело изучение параметров выброса, необходимых для расчета распределения концентраций в атмосфере. Такие работы шли по нескольким направлениям, включавшим изучение литературных данных, обобщение опыта работы сходных производств и непосредственные исследования на предприятиях в период экспедиций. Этими исследованиями руководили сотрудники Гипроива В. Б. Менис и Г. Л. Шмерлинг.

Причиной загрязнения атмосферы вредными выбросами предприятия вискозного волокна являются потери сероуглерода, использующегося на одной из первоначальных стадий производства для обработки щелочной целлюлозы. При этом образовывался ксантогенат целлюлозы, раствор которого в щелочи и носит название «вискоза». Количество сероуглерода, затрачиваемого на ксантогенирование целлюлозы, поддавалось строгому учету. Суммарный выброс сероуглерода в атмосферу не мог превышать его затрат. Это использовалось при критической оценке величин суммарного выделения сероуглерода, основанных на непосредственных измерениях концентрации в трубах, вентиляторах и др., а также позволяло составить научно обоснованный удельный баланс сероуглерода и сероводорода.

Остановимся кратко на описании выбросов этих ингредиентов на различных этапах технологического процесса обследованных предприятий [12] [13].

Уже при ксантогенировании целлюлозы в атмосферу терялось несколько процентов от общего количества сероуглерода, причем это происходило через низкие вентиляционные шахты, к которым подключена местная вентиляция химических цехов.

В подвергаемой специальной обработке вискозе при длительной выдержке в баках образовывалось большое количество тиакarbonатов. Из тиакarbonатов в процессе реакций, протекающих при прядении вискозы, возникал сероводород. В прядильном и отчасти отделочном производстве под укрытием машин и выделялся в наибольших количествах сероуглерод и сероводород. Заметные выделения этих ингредиентов имели место также на кислотных

станциях при регенерации растворов осадительных и отделочных ванн.

Большое внимание на предприятиях уделялось герметизации машин и установке подключенных к газоочистке или к высоким трубам местных вентиляционных отсосов на всех участках технологического оборудования с наибольшими выделениями сероуглерода и сероводорода.

Централизация наиболее загазованного воздуха в высотные трубы выгодна по двум обстоятельствам. Во-первых, при этом в максимальной степени используются естественные рассеивающие свойства атмосферы. Во-вторых, создаются оптимальные предпосылки для эффективной работы сложной и дорогостоящей газоочистной аппаратуры, для чего в первую очередь требуются большие исходные концентрации сероуглерода и сероводорода.

Малогазованные вентиляционные выбросы по возможности также подключались к высоким трубам после газоочистки. При этом величина суммарного выброса менялась незначительно, а в то же время за счет возрастания скорости выхода в атмосферу увеличивался подъем факела и уменьшались концентрации в приземном воздухе. С этой точки зрения оказывается особенно эффективным подключение к высоким трубам за газоочисткой малогазованных, но очень больших по объемам выбросов усиленной вентиляции, включающейся на рабочих местах при открытии прядильных и отделочных машин.

Несмотря на все предпринятые меры на предприятиях при прядении волокна, его отделке, регенерации осадительных ванн и других операциях некоторое количество сероуглерода и сероводорода выделялось в атмосферу через расположенные вблизи крыш зданий низкие источники.

На разных стадиях технологического процесса значительные количества сероуглерода и сероводорода уносились с промышленными стоками в канализацию, из которой попадали в отстойные сооружения, располагающиеся на некотором расстоянии от предприятия. Определенная часть этих веществ связывалась в отстойниках в нелетучие соединения, а остальное попадало в атмосферу.

В. Б. Менисом и Г. Л. Шмерлинг в целях составления удельного баланса сероуглерода и сероводорода выполнена большая работа по обобщению имеющегося материала по потерям сероуглерода и сероводорода на разных стадиях производства вискозного волокна. Оказалось, что собранные данные имеют большой разброс и характеризуются известной противоречивостью. Тем не менее удалось составить достаточно типичный удельный баланс.

Из баланса следует, что примерно 60% затраченного сероуглерода выделяется таким образом, что его можно направить на газоочистку или в высокие трубы. Около 10% сероуглерода уносится промышленными стоками в канализацию. Доля низких выбросов сероуглерода в атмосферу в значительной степени зависит от уровня герметизации прядильных и отделочных машин,

подключения местных отсосов кислотных станций к высоким трубам и др. В среднем можно считать, что низкие выбросы сероуглерода составляют 12—15% общего количества сероуглерода, затрачиваемого на ксантогенирование вискозы. Примерно 15% сероуглерода переходит в сероводород в процессе созревания вискозы. При этом из одной молекулы сероуглерода образуется две молекулы сероводорода. Учитывая молекулярные веса сероуглерода и сероводорода (76 и 34), найдем, что из 1 г сероуглерода получается примерно 0,9 г сероводорода. Соотношение низких и высоких выбросов сероводорода также зависит от мероприятий по герметизации машин и других технологических факторов. Составленный баланс показывает, что при осуществлении наиболее полного комплекса мероприятий по снижению низких выбросов сероводорода они равны примерно 4—5% общего количества образовавшегося сероводорода. Если к высоким трубам не подключена местная вентиляция кислотных станций, то вклад низких выбросов сероводорода может достичь 18—20%. Доля сбросов в канализацию для сероводорода примерно такая же, как и для сероуглерода.

Во всех экспедициях на высоких трубах осуществлялось определение объема выбрасываемого воздуха и концентрации в нем сероуглерода и сероводорода. На основе измерений рассчитывались валовые выбросы этих ингредиентов. Однако если объемы воздуха мало менялись в течение одной экспедиции и с достаточной точностью определялись по производительности работавших вентустановок, то измерение концентраций выбрасываемых газов в трубе, объединяющей большое количество газоходов с резко различающимися уровнями загазованности, оказалось очень сложной задачей.

В Черкассах определение концентраций сероуглерода и сероводорода в трубах производилось впервые и в основном с методическими целями. Результаты этих работ существенно противоречили составленному удельному балансу. В последующих экспедициях удалось добиться удовлетворительного согласования выбросов в высокие трубы по данным непосредственных измерений и удельному балансу сероуглерода и сероводорода.

Газоочистка применялась только в Балаково. В 1967 г. на одном из производств здесь работала сероуглеродная очистка, причем с небольшой эффективностью и не ежедневно. В 1968 г. сероуглеродной очистки не было. В то же время сероводородная очистка работала довольно устойчиво в период обеих экспедиций с коэффициентом полезного действия в среднем 80—85%, причем одновременно ею улавливалось 15—20% сероуглерода. Средний коэффициент полезного действия газоочистки определялся на основании измерений концентраций вредных веществ в газоходах до и после очистных устройств. Эта характеристика эффективности работы газоочистных устройств (КПД) является более удобной, чем иногда используемый при данном способе очистки показатель — остаточная концентрация вредных ингредиентов за газоочистными сооружениями.

На рис. 5 для Красноярска и Балаково по обоим ингредиентам дано отношение M_3/M_6 , где M_3 — экспериментально измеренное количество вредных выбросов в атмосферу за данный день, а M_6 — количество выбросов, рассчитанное по удельному балансу сероуглерода и сероводорода с учетом среднего КПД газоочистки.

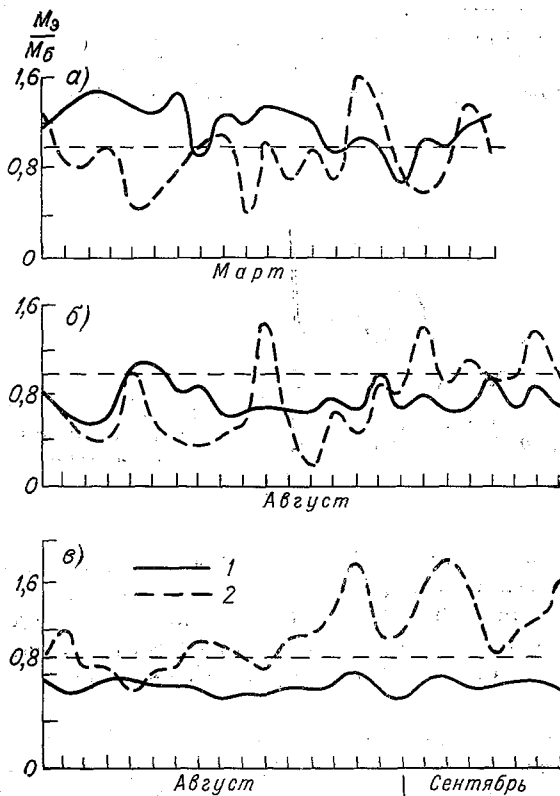


Рис. 5. Сопоставление суммарных выбросов сероуглерода (1) и сероводорода (2) в трубы, рассчитанных по удельному балансу и концентрациям этих ингредиентов в газоходах.

а — Красноярск, 1967 г., б — Балаково, 1967 г., в — Балаково, 1968 г.

Количество выбросов принималось суммарным для всех производств. Согласование балансовых расчетов с измерениями следует считать удовлетворительным.

На обследованных предприятиях высота труб составляла 120 м, а диаметр их равнялся 7 м.

Скорость выхода загазованного воздуха w_0 в атмосферу определялась по объему выбросов V_1 и диаметру устья труб D по фор-

муле $\omega_0 = \frac{4V_1}{\pi D^2}$ В Черкассах значение ω_0 составляло около 12 м/сек., в Красноярске 8 м/сек., в Балаково 6 м/сек.

В Балаково на одном из производств по техническим причинам выбросы осуществлялись на высоте 50 м через отверстие диаметром около 10 м со скоростью 3 м/сек.

На выходе в атмосферу выбросы имели температуру, близкую к температуре производственных помещений (20—40°). Поэтому все холодное полугодие и значительную часть теплого полугодия, особенно ночью, перегрев выбросов ΔT зимой составлял 40—50°

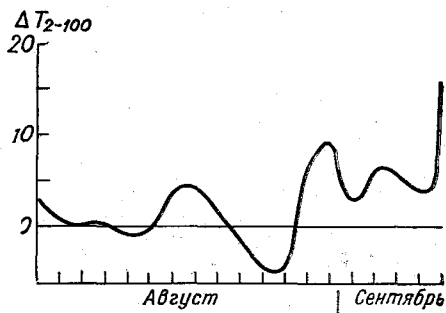


Рис. 6. Средний перегрев выбросов из трубы относительно воздуха на уровне устья трубы.

и более. Однако летом перегрев ΔT был мал, а в дневное время иногда приближался к нулю.

На рис. 6 для Балаково (1968 г.) приведена средняя разность температуры выбросов одного из производств и температуры воздуха на уровне устья трубы в период отбора проб, т. е. в светлое время суток.

На каждом предприятии было велико число рассредоточенных по крышам производственных помещений низких источников выброса. Это вентиляционные шахты, вентиляторы различных типов, дефлекторы и др. Некоторое количество выбросов поступало также из окон и дверей. Низкие выбросы составляли существенную долю от суммарных выбросов.

Комплексные работы по изучению выбросов из низких источников удалось осуществить лишь в 1968 г. в Балаково. Здесь за период экспедиции 3 раза измерялось количество выбросов из 288 источников, а также скорость выхода вентиляционных газов и их температура. При этом были выявлены значительные выбросы от вытяжных установок прядильных цехов, кислотных станций и др. Сумма низких выбросов сероуглерода и сероводорода удовлетворительно согласуется с выбросами, рассчитанными по удельному балансу. Существенные различия выбросов на сходных производствах, небольшое количество выбросов сероуглерода от цехов, где производилось ксантогенирование целлюлозы, свиде-

тельствует о необходимости усовершенствования методики подобных работ и их продолжения.

Диапазон изменения параметров низких источников в Балаково составляет: высота выбросов $H_i = 8 \div 20$ м, диаметр устья $D_i = 0,2 \div 2,2$ м, температура выброса $T_{ri} = 15 \div 40^\circ$, скорость выхода вентиляционных газов $w_{0i} = 3 \div 20$ м/сек. Средние значения этих параметров, взвешенные по вкладу источников в загрязнение воздушного бассейна, равны: $H_i = 15$ м, $D_i = 1$ м, $T_{ri} = 25^\circ$ и $w_{0i} = 5$ м/сек.

В заключение отметим, что, несмотря на существенные трудности, связанные с организацией работ по обследованию предприятий искусственного волокна, были получены результаты, позволившие провести расчеты поля концентраций сероуглерода и сероводорода и исследовать зависимость загрязнения атмосферы от метеорологических условий [2], [4].

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексеева М. В. Определение атмосферных загрязнений. М., Медгиз, 1963.
2. Байков Б. К. и др. Экспериментальная проверка методик расчета рассеивания в атмосфере холодных выбросов на материалах обследования предприятий искусственного волокна.— См. наст. сб.
3. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
4. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу.— См. наст. сб.
5. Вдовин Б. И., Волошин В. Г. О частоте и точности температурного зондирования пограничного слоя атмосферы.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
6. Волошин В. Г. К вопросу о применении радиозондов для исследования пограничного слоя атмосферы.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 223—230.
7. Елисеев В. С. Исследование структуры дымовой струи и определение коэффициента турбулентного перемешивания по вертикальному распределению концентраций.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 95—99.
8. Ефимов П. А. Опыт зондирования нижнего трехкилометрового слоя атмосферы радиозондом А-58.— Тр. ЦАО, 1966, вып. 74.
9. Зайцев А. С. Исследование характеристик турбулентности с помощью шаров-пилотов.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
10. Инструктивно-методические указания по организации исследования загрязнения атмосферного воздуха. М., Медгиз, 1963.
11. Павленко А. А., Кузьмина Т. А. К методам определения сероводорода и сероуглерода.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 188—195.
12. Роговин З. А. Основы химии и технологии производства химических волокон. [В 2-х т.]. Изд. 3-е, М.-Л., «Химия», 1964.
13. Рязов А. Н. Технология химических волокон. М., «Высшая школа», 1964.

*Б. К. БАЙКОВ, Р. С. ГИЛЬДЕНСКИОЛЬД,
И. М. ЗРАЖЕВСКИЙ, Р. И. ОНИКУЛ,
Г. А. ПАНФИЛОВА*

ПРОВЕРКА МЕТОДИКИ РАСЧЕТА РАССЕИВАНИЯ В АТМОСФЕРЕ ХОЛОДНЫХ ВЫБРОСОВ НА МАТЕРИАЛАХ ОБСЛЕДОВАНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ИСКУССТВЕННОГО ВОЛОКНА

В последние годы в Главной геофизической обсерватории им. А. И. Воейкова (ГГО) проводились теоретические исследования [1], направленные на расширение применимости действующей в СССР нормативной методики расчета рассеивания промышленных выбросов в атмосфере [5]. Была создана методика [1], включающая в себя [5] как частный случай и распространяющаяся дополнительно на обширный класс объектов с холодными и слабо-нагретыми выбросами, а также с малыми опасными скоростями ветра. Появилась возможность проведения научно обоснованных детальных расчетов при неблагоприятных метеорологических условиях для вентиляционных выбросов из производственных помещений и технологических установок как при их централизации в высокие трубы, так и для большого числа низких источников.

В последнем случае показана также возможность приближенных расчетов по валовым выбросам, которые наиболее эффективны при характерном, как правило, в настоящее время отсутствии достаточно полных данных о параметрах выброса отдельных низких источников проектируемых предприятий.

Упрощения расчетов связаны с заменой параметров низких источников их средними значениями, приписанными одному расположенному в центре промплощадки источнику. При этом для районов, удаленных от промплощадки на 1—2 км и более, охарактеризованы способы проведения расчетов по валовым выбросам.

В 1966—1968 гг. Главной геофизической обсерваторией при участии Московского научно-исследовательского института гигиены им. Ф. Ф. Эрисмана, Государственного института по проектированию предприятий искусственного волокна и некоторых других органи-

заций были проведены четыре комплексных экспедиции в районе предприятий по производству вискозного волокна, выбрасывающих в атмосферу сероуглерод (CS_2) и сероводород (H_2S): в Черкассах (1966 г.), Красноярске (1967 г.) и Балаково (1967 и 1968 гг.). Описание экспедиций дано в [2].

На этих предприятиях, наряду с преобладающими выбросами через 120-метровые вентиляционные трубы, указанные вещества попадали в атмосферу в значительных количествах через множество низких вентиляционных шахт, вентиляторов, дефлекторов и т. п., а также в некоторой степени из отстойников промышленной канализации.

При обработке данных о концентрациях исследуемых примесей под факелом предприятий использовалась методика, близкая к применявшейся ранее при анализе наблюдений в районе тепловых электростанций [4].

Поскольку первоочередной целью являлась проверка методики расчета концентраций при неблагоприятных метеорологических условиях, то при анализе учитывались только осевые концентрации. Под такими концентрациями условно понимались наибольшие значения концентрации на фиксированном расстоянии от предприятия в данный момент времени.

При обработке сначала на основании значений суммарных валовых выбросов из высоких и низких источников все величины осевых концентраций были приведены к единичному валовому выбросу данного ингредиента (1 г/сек.) по предприятию в целом.

О способах оценки валовых выбросов говорилось в [2]. В соответствии с [2] принималось, что к высоким трубам подводилось около 60% затраченного на ксантогенирование сероуглерода и 85% образовавшегося сероводорода. При расчете высоких выбросов в Балаково учитывался к.п.д. газоочистки. Низкие выбросы сероуглерода и сероводорода полагались равными соответственно 12 и 4%. Для Черкасс, видимо, степень централизации выбросов сероводорода была существенно меньшей, чем для других предприятий.

По балаковской экспедиции 1968 г. имелись также данные для проведения детальных расчетов от высоких труб и примерно 300 низких источников [2].

Нормировка концентраций дала возможность приблизительно сопоставить результаты различных экспедиций. Очевидно, что о полной их сопоставимости говорить нельзя, поскольку в каждой экспедиции заметно различались метеорологические условия, а также соотношение высоких и низких выбросов.

Из рассмотрения было изъято сравнительно небольшое число случаев, соответствующих отключению сероводородной газоочистки, сделанному в научных целях. В основном материалы каждой экспедиции оказались достаточно однородными, поскольку расход сероуглерода на ксантогенирование целлюлозы, являвшийся первопричиной выбросов в атмосферу, температура и объем загазованного воздуха день ото дня изменялись незначительно. Получению

однородных результатов способствовало проведение отбора проб только в светлое время суток.

Метеорологические условия при проведении обеих балаковских экспедиций были достаточно сходными [3]. Нормировка концентраций на валовый выброс в значительной степени устранила и те сравнительно небольшие различия технологического характера, которые произошли между экспедициями за период, примерно равный одному году. Поэтому в данной статье результаты обеих балаковских экспедиций в основном анализируются совместно, что позволило увеличить статистическую надежность результатов.

Для каждого расстояния от центра предприятия, называвшегося дистанцией, строились графики, на которые наносились нормированные концентрации данного ингредиента в зависимости от скорости ветра на уровне флюгера. На этих графиках проводились огибающие сверху основную массу точек линии, позволившие исключить из рассмотрения отдельные резко выделяющиеся концентрации, как правило, обусловленные грубыми ошибками химического анализа и редкими аномалиями метеорологического и технологического режима. В первую очередь анализу подверглись данные для дистанций 1—7 км, поскольку к ним относится около 80% отобранных проб. Графики с огибающими строились как для каждой экспедиции в отдельности, так и для обеих балаковских экспедиций вместе (рис. 1).

Максимальное значение концентрации по огибающей принималось равным максимальной концентрации для этой дистанции. Из максимальных концентраций для каждой дистанции выбиралось наибольшее значение c_m , которому соответствовала экспериментально определенная опасная скорость ветра u_m .

При рассмотрении подобных графиков было необходимо иметь в виду, что, как правило, при конвективных условиях весьма редки как случаи штилей, так и сильных ветров [1]. В связи с этим для краевых участков огибающих кривых характерна меньшая статистическая обеспеченность.

Представлялось, что по ряду причин наибольшую достоверность имели результаты сопоставления теории и эксперимента по концентрациям сероуглерода. Во-первых, это было обусловлено тем, что его валовые выбросы оценены наиболее точно, поскольку они были близки к количеству использованного в производстве сероуглерода. Сероводород не являлся вторичным продуктом, возникающим на определенных этапах технологического процесса. Кроме того, отношение концентраций сероуглерода на оси факела к чувствительности использованных методов химического анализа превышало аналогичную величину для сероводорода. Уровень содержания сероводорода в воздухе часто был ниже чувствительности химических методов анализа, что обусловило наличие большого числа так называемых нулевых проб. И, наконец, сероуглерод более устойчив в атмосферных условиях.

Результаты обработки экспериментальных данных сопоставлялись с рассчитанными по методике ГГО концентрациями [1], так-

же нормированными на валовой выброс соответствующего ингредиента. Значения коэффициента A , учитывающего в формулах неблагоприятность климатических условий рассматриваемого района, в соответствии с [1] принимались 160 для Черкасс и Балаково и 200 для Красноярска. Параметры высоких и низких источ-

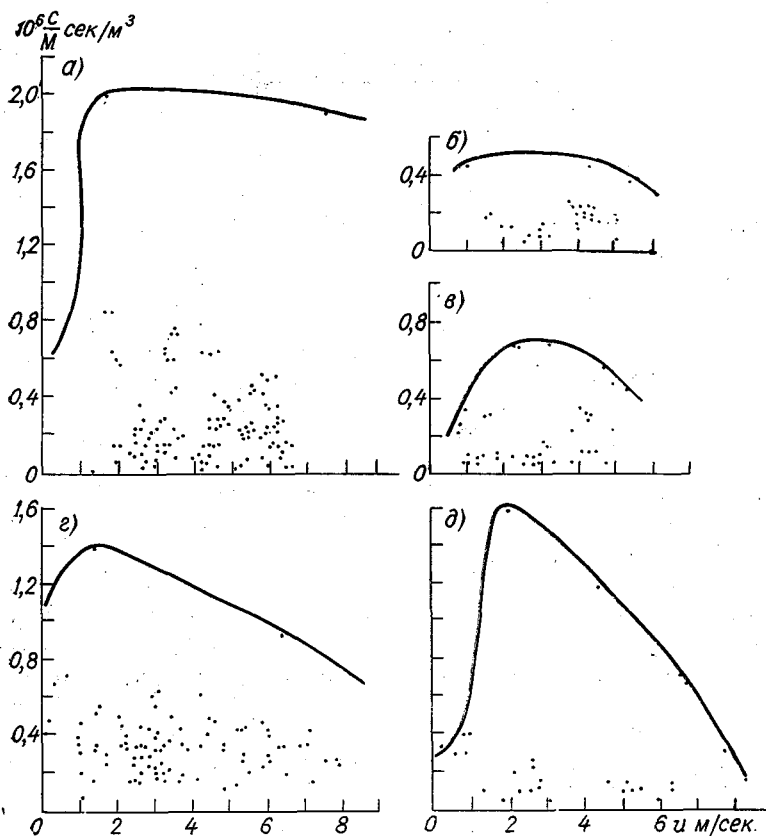


Рис. 1. Зависимость нормированных концентраций $\frac{c}{M}$ от скорости ветра u на дистанции 2 км.

Черкаassy, сероуглерод (а); Красноярск: сероуглерод (б) и сероводород (в); Балаково, 1967—1968 гг.: сероуглерод (г) и сероводород (д).

ников кратко охарактеризованы в [2]. Расчетные температуры воздуха T_v в соответствии с условиями экспедиций принимались 25° для Черкасс и Балаково и 0° для Красноярска.

На рис. 2 представлены результаты расчетов поля концентраций сероуглерода под факелом в Балакове при западном ветре 3 м/сек. и значениях параметров выброса, полученных при проведенных в 1968 г. непосредственных измерениях. Начало координат отнесено к центру расположения высоких труб, а ось x

ориентирована вдоль направления ветра. Изолинии нормированных концентраций, проведенные через 1 сек/м^3 , были построены на основании расчетов для оси x и двух параллельных ей линий: $y = +200 \text{ м}$, а также для точек, где достигались наибольшие концентрации от отдельных источников. Последнее, как показано в [3], должно было обеспечить достаточно полное определение локальных максимумов поля концентраций.

При расчетах детально учитывалось расположение наиболее крупных источников, а однородные мелкие источники одного производственного помещения сводились к центру их расположения (а не к центру всей промплощадки, как при упрощенных расчетах по валовым выбросам).

Рисунок 2 достаточно типичен, в связи с чем при его рассмотрении можно сделать ряд выводов общего характера о распределе-

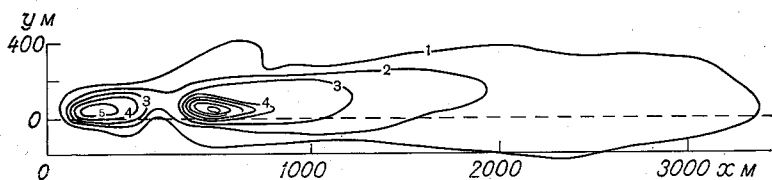


Рис. 2. Распределение рассчитанной концентрации (сек/м^3) сероуглерода под факелом Балаковского комбината искусственного волокна.

нии концентраций в факеле предприятий вискозного волокна. Подобные выводы учитывались при организации экспериментальных работ, последующем анализе данных о фактических концентрациях и при их сопоставлении с результатами расчетов. Наибольшие концентрации соответствовали промплощадке и прилегающим к ней районам, где достигали максимума концентрации от низких источников. Концентрации на промплощадке в 3—5 раз превосходили уровень загазованности воздуха на дистанции 2 км.

На промплощадке и вблизи нее расчеты охарактеризовали сложную структуру поля концентраций. Ее детальное экспериментальное изучение потребовало бы организации большого числа пунктов отбора проб. В проведенных экспедициях такая задача не ставилась, в связи с чем на дистанциях 0,5—1 км число отобранных проб было сравнительно небольшим. С удалением от предприятия концентрации уменьшались, а факел становился, как следовало из расчетов и измерений, все более однородным. Это дало возможность организовать подфакельные исследования с помощью сравнительно небольшого числа пунктов отбора [2].

Для Балаково были выполнены детальные расчеты для нескольких направлений ветра, которые показали, что различия в концентрациях при этом в основном отмечались на промплощадке. Начиная с расстояний 1—2 км от ее центра уровень загазо-

ванности воздуха был примерно одинаковым. Поэтому подробные расчеты (рис. 2) в основном проводились для западного направления ветра. Такие вычисления как по сероуглероду, так и по сероводороду были выполнены при скоростях ветра 0,5, 1, 2, 3, 4, и 5 м/сек. Наибольшая зависимость концентраций от скорости ветра в рассмотренном диапазоне ее изменения имела место на промплощадке (до 2—3 раз), причем максимальный уровень зага-

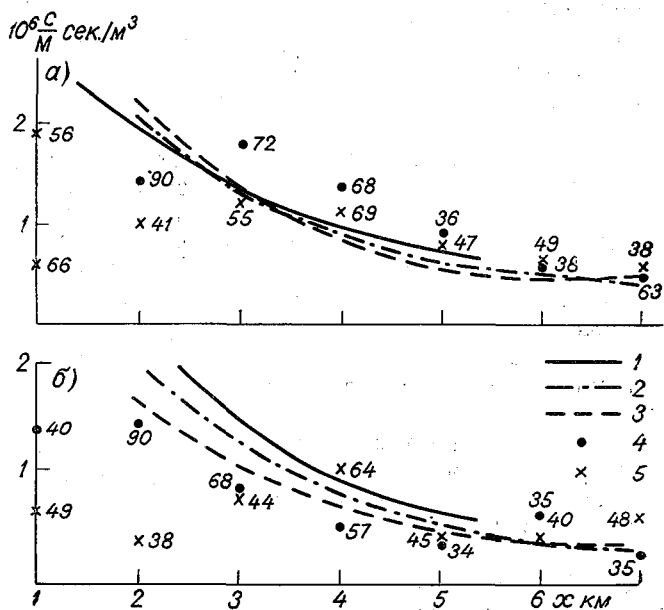


Рис. 3. Рассчитанные и измеренные концентрации по сероуглероду (а) и сероводороду (б).

1 — по измерениям в трубах, 1968 г., 2 — по балансу, 1967 г., 3 — по балансу, 1968 г.; максимальные концентрации на данной дистанции в 1967 г. (4) и в 1968 г. (5); цифры — число осевых проб, по которым определены максимальные концентрации.

зованности отмечался здесь при слабых ветрах. На расстояниях 2 км и более зависимость концентраций от скорости ветра оказалась довольно слабой.

На рис. 3 для Балаково представлена зависимость максимальных концентраций от расстояния x . Сплошной линией показаны результаты расчетов по полной схеме для 1968 г., причем использовались значения нормированных концентраций при опасной для каждой дистанции скорости ветра.

Для тех же дистанций приведены данные о максимальных измеренных концентрациях за 1967—1968 гг. с указанием числа осевых концентраций, по которым они определялись.

Согласование теоретических и экспериментальных данных является удовлетворительным.

На рис. 3 представлены также результаты приближенных расчетов по валовым выбросам сероуглерода и сероводорода отдельно за 1967 и 1968 г., которые определялись по удельному балансу этих ингредиентов на предприятиях с учетом ж.п.д. газоочистки высоких выбросов [2]. Методика таких расчетов изложена в [1]. При их проведении температура и скорость выхода загазованного воздуха для высоких труб принимались такими же, как при детальных расчетах. Все источники сводились к центру расположения высоких труб. Низкие источники заменялись одним, которому приписывались следующие параметры выброса: высота источника 15 м, диаметр его устья 1 м, скорость выхода загазованного воздуха 5 м/сек., его температура 25°. Такие параметры в среднем были характерны для низких источников данного предприятия, о чем свидетельствовали результаты проведенного в 1968 г. обследования. Вычисления осуществлялись для расстояния $x \geq x_p$, величина которого оценивалась в 1—2 км при допустимой погрешности за счет сведения низких источников в одну точку 10—20% [1]. Расчеты осуществлялись для скоростей 1, 2, 3, 4, 5 м/сек., через 1 м/сек., на рис. 3 наносились максимальные значения концентраций. Эти расчеты удовлетворительно согласовались с опытными данными, а также с более точными вычислениями как по величинам концентраций, так и по характеру их изменения с удалением от предприятия.

В Балаково в летнее время для всех источников характерная расчетная опасная скорость ветра составляла 0,5—1 м/сек. Естественно, что в этих же пределах лежала и средневзвешенная опасная скорость ветра [1]. Поэтому при таких скоростях ветра наблюдались наибольшие расчетные концентрации на промплощадке и вблизи нее, т. е. там, где отмечались максимальные концентрации от основных источников. На больших расстояниях зависимость расчетных максимальных концентраций от скорости ветра была не очень существенной. В основном отклонение наибольшей концентрации от ее осредненного в рассмотренном диапазоне скоростей ветра значения не превышало 20—30%. Примерно такая же зависимость от скорости ветра была характерна и для экспериментально полученных концентраций. Практически с некоторой погрешностью можно говорить о широком интервале опасных скоростей ветра.

Из этого, в частности, следует вывод, что при проектировании предприятий для территорий, удаленных на несколько километров от промплощадки достаточно провести расчеты концентраций при средневзвешенной опасной скорости ветра.

Главная особенность материалов красноярской экспедиции заключалась в том, что они относились к условиям холодного полугодия. Объем отобранных здесь проб был сравнительно небольшим. Поэтому он позволил провести лишь только ориентировочное сопоставление расчетов с экспериментальными данными. При вычислениях удельные валовые поступления сероуглерода и сероводорода к высоким трубам и их низкие выбросы соответствовали

тому же удельному балансу, что и для Балаково. По высоким выбросам это удовлетворительно соответствовало измерениям в трубах. Единственное отличие наблюдалось в том, что в Красноярске не работала газоочистка и все подведенные к трубам выбросы попадали в атмосферу. Расчеты проводились по приближенной схеме [1], причем в среднем высота низких источников, диаметр их устья, температура и скорость выхода загазованного воздуха были приняты такими же, как и для Балаково. Температура выбросов 25° и более обусловила в зимних условиях их перегрев относительно окружающего воздуха в несколько десятков градусов. Это в первую очередь привело к возрастанию опасных скоростей ветра для этой экспедиции. Для высоких источников они были близки к 3 м/сек., для низких источников — к 1–1,5 м/сек., средневзвешенная опасная скорость ветра составляла около 2 м/сек.

Сопоставить расчеты по удельному балансу сероуглерода и сероводорода с данными наблюдений можно по рис. 4 а и б.

Нормированные расчетные концентрации сероуглерода оказались примерно такими же, как и для Балаково. По сероводороду, для которого при отсутствии газоочистки низкие выбросы давали меньший вклад, уровень расчетных нормированных концентраций оказался примерно в 2 раза ниже, чем по сероуглероду.

В целом, несмотря на использование приближенных способов оценки низких выбросов и сравнительно небольшой объем отобранных проб, можно заключить, что условия турбулентной диффузии примесей в зимне-весенних условиях представляются менее опасными по сравнению с летним периодом.

Объем отобранных в Черкассах проб сероуглерода и сероводорода сопоставим с их количеством, полученным в каждой балаковской экспедиции. Во всех летних экспедициях оказались сходными погодные условия. В то же время в черкасской экспедиции, кото-

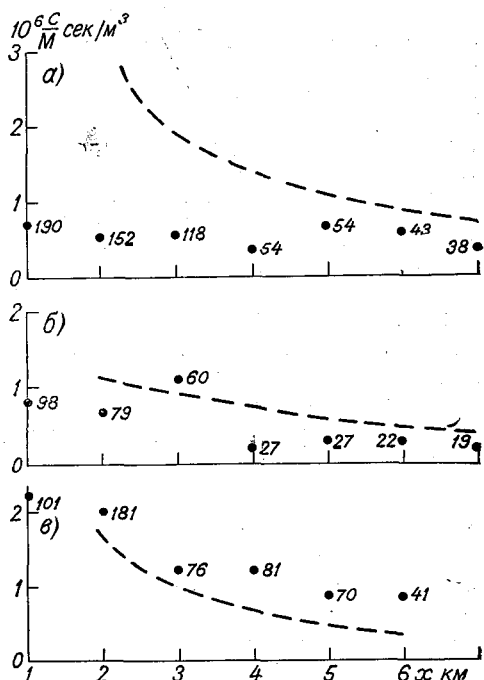


Рис. 4. Рассчитанные и измеренные концентрации в Красноярске для сероуглерода (а) и сероводорода (б) и в Черкассах для сероуглерода (в).

Точками отмечены максимальные концентрации на данной дистанции, а цифрами — число осевых проб, по которым они определены.

рая была первой и во многом носила опытный характер, не удалось измерить валовые выбросы сероуглерода и сероводорода как через высокие, так и через низкие источники выброса. Это привело к тому, что единственно возможным способом их оценки являлось применение удельного баланса сероуглерода и сероводорода. По сравнению с последующими экспедициями отличия имела и методика химического анализа проб. В частности, не производилась предварительная очистка проб на сероводород от сернистого газа.

На рис. 4 в представлены результаты сопоставления расчета и эксперимента по сероуглероду. В зоне 1—3 км согласование следует считать удовлетворительным. Далее рассчитанные концентрации убывали несколько быстрее фактических, что, возможно, было связано с вкладом расположенных невдалеке от предприятия отстойников промышленной канализации.

По сероводороду уровень наблюдавшихся концентраций соответствовал 20 % низких выбросов этого ингредиента.

Согласно расчетам для Черкасс, на промплощадке наиболее опасными были скорости ветра 0,5—1 м/сек. На расстояниях 1—5 км наблюдавшиеся с наибольшей повторяемостью скорости ветра 2—3 м/сек. были примерно одинаково опасными, что, в частности, подтвердилось на рис. 1 а. На больших расстояниях из расчетов и опытных данных следовало и некоторое увеличение концентраций с усилением скорости ветра.

Подведем некоторые итоги.

Расчеты по разработанной методике [1] нашли удовлетворительное экспериментальное подтверждение. При этом впервые проведенные расчеты с использованием удельного баланса сероуглерода и сероводорода дали положительные результаты примерно такого же порядка точности, как и расчеты на основании непосредственных измерений выбросов из источников.

Выявлена существенная роль вклада низких выбросов в суммарные концентрации до значительных расстояний.

В летнее время при конвективных условиях погоды был экспериментально обнаружен наиболее высокий и устойчивый уровень загазованности приземного слоя воздуха, что хорошо согласуется с результатами теоретических исследований.

Показано, что для предприятий вискозного волокна удовлетворительные результаты дали расчеты концентраций при средневзвешенной опасной скорости ветра.

Исследования в Балаково подтвердили довольно высокую эффективность примененной здесь сероводородной очистки. Отметим, однако, что при наличии значительного объема низких выбросов очистка поступающих в трубы газов может оказаться нецелесообразной. Поэтому в настоящее время при проектировании и реконструкции предприятий следует обратить особое внимание на уменьшение такого рода поступлений сероуглерода и сероводорода в атмосферу.

Требуется продолжить работы по уточнению удельного баланса сероуглерода и сероводорода. Это должно сыграть положительную

роль при совершенствовании количественных оценок эффективности различных комплексов мероприятий по охране воздушного бассейна.

Проведенные Гинроивом оценки величин сбросов сероуглерода и сероводорода в канализационные отстойники, выполненные при изучении их удельного баланса на предприятии, показали, что они могут составлять примерно 10% от общего количества затраченного сероуглерода и образовавшегося сероводорода. Хотя степень нейтрализации этих ингредиентов в отстойниках изучена недостаточно, имеются основания полагать, что при определенных условиях их вклад в загазованность воздуха может быть значительным. Поэтому при проектировании предприятий вискозного волокна и их реконструкции следует предусматривать максимально возможное возвращение сбросов в канализацию на газоочистку с последующей централизацией воздуха с достаточными концентрациями в высокие трубы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу.— См. наст. сб.
2. Вдовин Б. И. и др. Экспериментальные исследования рассеивания в атмосфере холодных вентиляционных выбросов предприятий искусственного волокна.— См. наст. сб.
3. Грачева И. Г. и др. К расчету загрязнения атмосферы от многих источников.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
4. Оникул Р. И. и др. Результаты анализа экспериментальных данных, характеризующих распределение атмосферных загрязнений вблизи тепловых электростанций.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 23—34.
5. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ (пыли и сернистого газа), содержащихся в выбросах промышленных предприятий. СН-369-67. Л., Гидрометеиздат, 1967.

В. А. БЕЛУГИНА, Н. С. БУРЕНИН,
П. И. ВЕЛИКАЯ, Б. Б. ГОРОШКО

ИССЛЕДОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ВРЕДНЫХ ПРИМЕСЕЙ В РАЙОНЕ ВЫСОКИХ ИСТОЧНИКОВ ВЫБРОСА

Главной геофизической обсерваторией им. А. И. Воейкова проводились экспериментальные работы в районе тепловых электростанций с высотой выброса 120 м (Щекинская и Черепетская ГРЭС) и 180 м (Молдавская ГРЭС) [5, 6, 7, 9]. Полученные данные позволили проверить согласование теоретических разработок по расчету поля концентраций, проводимых под руководством М. Е. Берлянда [2, 3, 10], с экспериментальными данными. Проведенное сравнение показало удовлетворительное согласование результатов. После этого были утверждены методики расчета поля концентраций пыли и сернистого газа от промышленных предприятий [1, 10].

Методику расчета весьма важно проверить для более высоких источников, так как сейчас на многих ГРЭС выброс осуществляется через трубы высотой 250 м, а в последующем и через более высокие трубы. Задача, таким образом, состояла в получении экспериментальных данных о поле концентраций в районе ГРЭС с высотой выброса 250 м. Для ее решения была выбрана Кривоужская ГРЭС-2, на которой имеются две трубы высотой 250 м и одна труба высотой 180 м. Работы проводились в июне — июле 1970 г. силами украинского экспедиционного отряда ГГО.

Программой работ предусматривалось проведение градиентных наблюдений за скоростью и направлением ветра, а также температурой и влажностью воздуха на высотах 0,5 и 2,0 м. Поле концентраций измерялось под факелом ГРЭС одновременно на 5—6 дистанциях с периодической их сменой на расстояниях от источника 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10 и 15 км. Отбор проб осуществлялся в утреннее, дневное и вечернее время с целью охватить различные метеорологические условия. Отличительной особенностью проводимых работ было то, что в них впервые производился отбор проб

не только сернистого газа и пыли, но также окислов азота и окиси углерода. При этом на основные ингредиенты, сернистый газ и пыль, отбиралось по две параллельные пробы. Анализ проб осу-

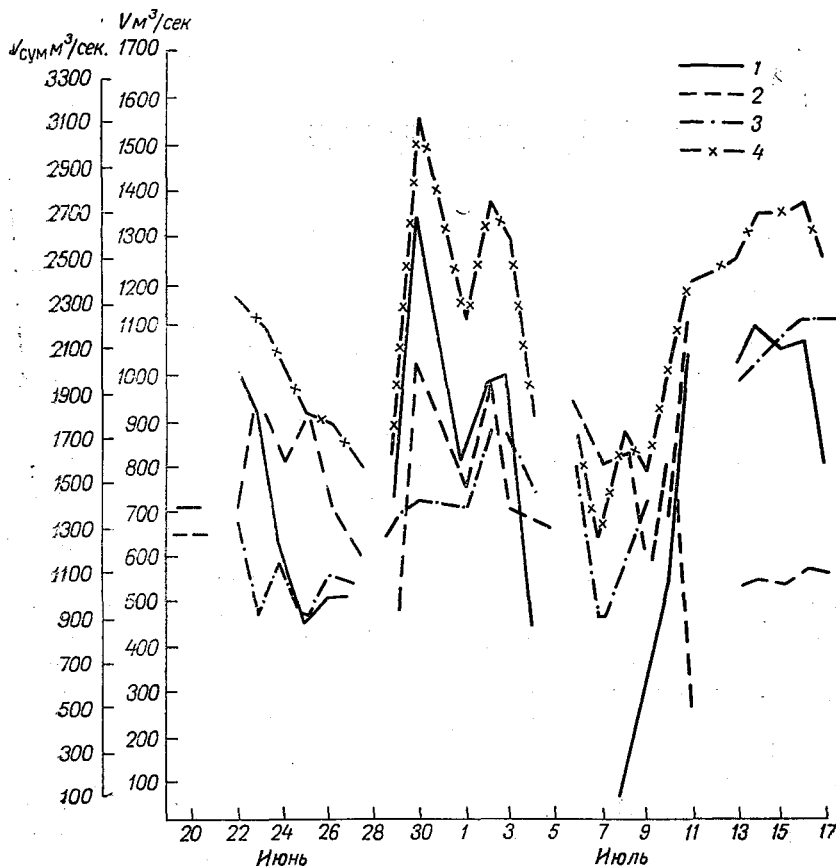


Рис. 1. Колебание объема дымовых газов, выбрасываемых из труб ГРЭС.

1 — высота трубы 180 м, 2 и 3 — высота труб 250 м 4 — суммарный выброс из трех труб.

ществлялся согласно методикам, принятым в системе Гидрометслужбы.

Непосредственно на электростанции производилось определение общего объема газов, выбрасываемых из каждой трубы, их температуры и количества сернистого газа и пыли, поступающих в атмосферу в единицу времени. В газоходах за фильтрами производился отбор и химический анализ проб на сернистый газ и окислы азота.

В период обследования источник работал нестабильно, т. е. объем выбрасываемых газов изменялся в больших пределах. Это видно из рис. 1, где представлено изменение объема выбрасываемых газов в атмосферу по каждой трубе и общий объем по всем трубам. Одновременно происходили изменения и в выбросе вредных веществ. Поэтому при расчете поля концентраций учитывались только максимальные величины выброса на ГРЭС, так как они способствовали созданию наиболее опасных условий загрязнения атмосферы. Измеренные концентрации под факелом обрабатывались по методике, предложенной М. Е. Берляндом [8],

Таблица 1

Ингредиент	Данные	Расстояние от источника (км)						
		1	2	3	5	7	10	15
Пыль	Вычисленные	0,3	0,7	0,9	1,0	0,7	0,6	0,4
	Опытные	0,5	0,8	0,9	1,0	0,9	0,8	0,7
Сернистый газ	Вычисленные	0,4	0,7	0,9	1,0	0,9	0,7	0,5
	Опытные	0,6	0,7	0,9	1,0	0,9	0,7	0,6

которая заключается в том, что на график наносятся все полученные концентрации при одинаковых скоростях ветра и проводится огибающая кривая по максимальным значениям.

Расчет поля концентраций производится согласно «Указаниям по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ (пыли и сернистого газа), содержащихся в выбросах промышленных предприятий» [10].

Построенные графики распределения концентраций по мере удаления от источника на основе экспериментальных и расчетных данных показывают, что их значения удовлетворительно совпадают. Это можно проследить по табл. 1, в которой по снятым с графика значениям представлено отношение максимальных концентраций пыли и сернистого газа для ряда расстояний от источника к максимальной концентрации на 5 км ($q/q_{\max}$).

Необходимо отметить, что фактические концентрации несколько больше, чем расчетные. На максимуме это различие составляет 7%. Такое несовпадение вполне естественно, если учесть погрешности определения расхода топлива, химического анализа топлива и проб. Отдельные значения максимальных концентраций оказались выше огибающих кривых. В процентном отношении они составляют незначительную часть от общего количества отобранных проб. Выше экспериментальной кривой оказалось 1,4% проб на 1—4 км, 1% на 10—15 км, 0,03% на максимуме. Несколько большее различие наблюдается на ближних дистанциях, что объясняется влиянием низких (из труб высотой 30 м) и неорганизо-

ванных выбросов (с газоходов, склада угля и т. д.). В расчете они не учитывались. По мере удаления от источника эффект влияния неорганизованных выбросов уменьшается и достигает минимальных значений с расчетными концентрациями на максимуме.

В меньшей степени согласуются расчетные и фактические концентрации по содержанию пыли. На максимуме эти различия состав-

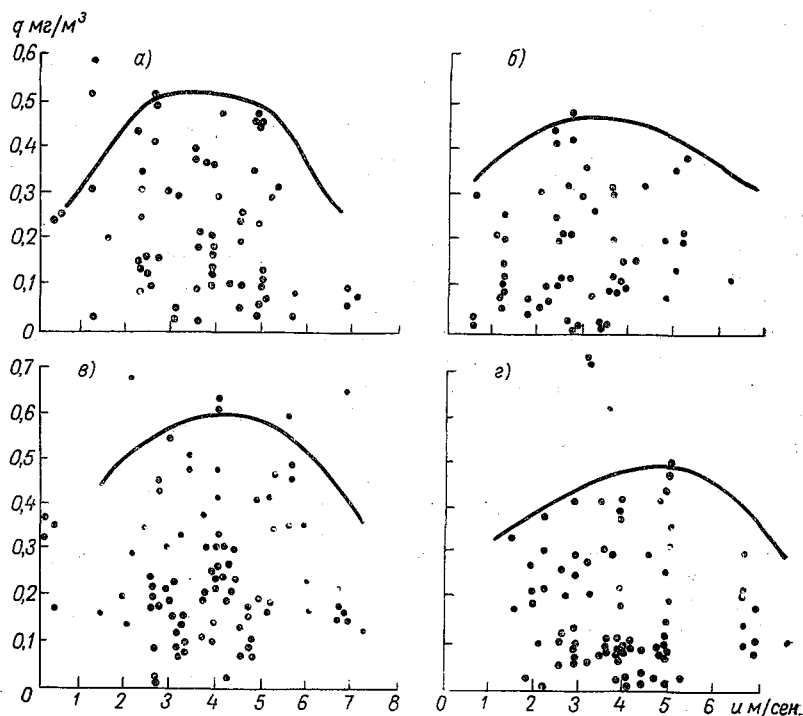


Рис. 2. Распределение концентраций сернистого газа в зависимости от скорости ветра на различных расстояниях от источника выброса.

а — 1 км, б — 3 км, в — 5 км, г — 8 км.

ляют 20% и увеличиваются на дальних дистанциях. Здесь, однако, необходимо учитывать, что весовой метод определения не исключает попадания естественной пыли, которая может значительно увеличить концентрации. Не исключается возможность ошибки и в принятом значении работы электрофильтров с к.п.д., равным 95%, так как наладка электрофильтров длительное время не производилась и есть вероятность, что к.п.д. фильтров, взятый при расчетах, значительно завышен. Указанные факторы способствовали увеличению значений измеряемых концентраций по сравнению с расчетными.

На рис. 2 представлено распределение концентраций в зависимости от скорости ветра на расстояниях 1, 3, 5 и 8 км. Скорость

ветра отнесена к высоте флюгера ($h_{\text{ф}}=10$ м) по данным измерения на высоте 2 м с учетом логарифмического ее распределения. Из рисунков следует, что концентрации с увеличением скорости ветра возрастают, достигают максимального значения, а затем уменьшаются. Таким образом, существует некоторая опасная скорость u_m , при которой наблюдаются максимальные концентрации. Для обследуемого источника, согласно рис. 2, $u_m=4\div 5$ м/сек. Опасная скорость рассчитывалась по формуле

$$u_m = 0,65 \sqrt[3]{\frac{V \Delta T}{H}},$$

где V — объем выбрасываемой газовой воздушной смеси (м³/сек.), ΔT — разность между температурой выбрасываемой газовой смеси и температурой окружающего атмосферного воздуха, H — высота источника выброса. Расчеты по данной формуле дали $u_m \approx 5$ м/сек. Таким образом, существует удовлетворительное согласование экспериментально установленного и рассчитанного значений опасной скорости ветра.

Впервые в районе ГРЭС производились измерения концентраций окислов азота. Анализ отобранных проб показал, что в выбрасываемых газах содержатся окислы азота. Их максимальные концентрации примерно в 7 раз меньше, чем концентрации сернистого газа.

ЛИТЕРАТУРА

1. Временная методика расчетов рассеивания в атмосфере выбросов (зола и сернистого газа) из дымовых труб электростанций.—Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 205—212.
2. Берлянд М. Е. и др. Численное исследование атмосферной диффузии при нормальных и аномальных условиях стратификации.—Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 22—32.
3. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Оникул Р. И. О расчете загрязнения атмосферы выбросами из дымовых труб электростанций.—Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 3—21.
4. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
5. Гильденскиольд Р. С. и др. Результаты экспериментальных исследований загрязнения атмосферы в районе Молдавской ГРЭС.—Тр. ГГО, 1968, вып. 207, с. 65—68.
6. Горошко Б. Б. Постановка экспериментальных работ по изучению распространения вредных примесей от мощных источников.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 109—115.
7. Горошко Б. Б. и др. Метеорологические наблюдения при исследовании промышленных загрязнений приземного слоя воздуха.—Тр. ГГО, 1963, вып. 138, с. 18—30.
8. Оникул Р. И. и др. Результаты анализа экспериментальных данных, характеризующих распределение атмосферных загрязнений вблизи тепловых электростанций.—Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 23—34.
9. Рихтер Б. В., Гильденскиольд Р. С., Стяжкин В. М. Распределение приземных концентраций сернистого газа и зола в зоне тепловой электростанции.—Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 84—87.
10. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ (пыли и сернистого газа), содержащихся в выбросах промышленных предприятий. СН-369-67. Л., Гидрометеониздат, 1967.

В. С. ЕЛИСЕЕВ

СТЕРЕОФОТОГРАММЕТРИЧЕСКОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗДУШНОГО ПОТОКА В ПОГРАНИЧНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ НАД ХОЛМОМ

Введение

За последние годы наземные стереофотограмметрические методы исследования находят обширное применение в народном хозяйстве. Широкое использование наземной стереофотограмметрической съемки объясняется многими присущими только ей преимуществами перед другими методами исследования. Одним из главных преимуществ является то обстоятельство, что фотографическое изображение может быть использовано для высокоточных измерений координат объекта в трехмерном пространстве. Фотографический метод позволяет также фиксировать действия кратковременных процессов, а сложные расчленять на отдельные фазы.

Стереофотограмметрические методы находят применение и в геофизических исследованиях. Известны исследования по изучению волнения с помощью стереофотограмметрической съемки [8], а также ряд задач по исследованию физики высокой атмосферы, где они являются одними из основных способов изучения воздушных потоков и диффузионных характеристик на высотах 50—200 км [17].

Данный метод с успехом можно применять и при исследовании структуры ветра и турбулентных характеристик в пограничном слое атмосферы.

В настоящее время для получения профиля ветра в нижних слоях атмосферы обычно используется метод шаров-пилотов. Однако он дает возможность определения только интегральной скорости ветра в последовательных слоях атмосферы. Детализация полученного таким образом профиля ветра ограничена как со стороны техники слежения за перемещением шаров-пилотов, так и недостаточной реакцией последнего на различного рода движения

воздуха, особенно по мере того как масштаб колебаний ветра уменьшается [19].

Другим подходом к решению рассматриваемой задачи является использование ряда дистанционных анемометров, прикрепленных к кабелю аэростата. Здесь нужно учитывать не только некоторые трудности в его обслуживании, но и практическое отсутствие возможностей установки нескольких аэростатов, если необходимо получить пространственную структуру воздушных потоков.

В последнее время в метеорологической практике стали использовать высотные мачты с установленными на них датчиками ветра. Примером такой мачты в СССР является 300-метровая метеорологическая башня в г. Обнинске. Высотные мачты, являясь в настоящее время одним из лучших способов определения вертикального профиля ветра в нижнем 300—500-метровом слое атмосферы, имеют и ряд недостатков. Основными недостатками для широкого их использования являются: отсутствие мобильности, значительная стоимость их создания и обслуживания, опасность для авиации.

В связи с этим в ряде стран предпринимались попытки создания такого метода получения профиля ветра, который был бы свободен от указанных недостатков. К таким методам может быть отнесено фотографирование дрейфа и деформации первоначально созданной вертикальной струи дыма, образованной от падающей дымовой ракеты, или дымовой полосы, остающейся от специального дымового патрона, сброшенного с самолета.

Один из вариантов данного метода был использован в 1952 г. Кембриджским авиационным исследовательским центром в содружестве с Директоратом геофизических исследований [16]. При этом с вертолета на высоте примерно 1,5 км сбрасывалась авиационная дымовая шашка, оставляющая за собой дымовой след, который и фотографировался. Однако создание непрерывной дымовой трассы встретило ряд технических затруднений. Поэтому в последующих экспериментах к стальному кабелю прикреплялись дымовые патроны и кабель поднимался при помощи вертолета, при подаче электрического импульса на взрыватели шашек образовывалась не струя, а дымовое облако.

Первый подъем 200-метрового стального кабеля на вертолете был произведен в феврале 1953 г. Метод оказался чрезвычайно трудным, так как при свободном свисании нижний конец кабеля отклонялся на 600 м по направлению ветра и нередко кабель повреждался при соприкосновении с землей. Для восстановления очень длинного и громоздкого кабеля после каждого опыта требовалось слишком много времени, что препятствовало проведению непрерывной работы по программе. Вместе с тем испытания показали, что видимость и постоянство клубов дыма было очень хорошим. Определение пространственных координат дымовых облаков осуществлялось графическим способом с помощью специальных калибровочных номограмм.

В последние годы в ГДР был проведен цикл работ по фотографированию дымовых следов от дымовых патронов, сбрасываемых

с самолета, и дымовых полос, создаваемых падающими специальными патронами, подъем которых осуществлялся с помощью мортиры. Фотографирование проводилось двумя аэрофотокамерами при использовании «нормального случая» съемки, а обработка негативов велась на высокоточном стереокомпараторе [14].

Последнее десятилетие характеризуется возросшим вниманием исследователей к проблемам загрязнения атмосферы. Полученные решения по расчету распространения вредных примесей от мощных промышленных источников относятся к местности с относительно ровной поверхностью [2, 18 и др.]. В то же время большое количество источников локализовано в довольно сложных формах рельефа, где пространственное распределение ветра имеет свои собственные закономерности.

Имеется ряд теоретических [7, 10, 11] и микроклиматических экспериментальных [9, 12] работ по изучению влияния сложных форм рельефа на воздушный поток. Полученные данные при микроклиматических исследованиях относятся к приземному слою воздуха до высот 2—4 м, в то время как теоретические работы связаны с определенной стилизацией постановки задачи. В связи с этим в Главной геофизической обсерватории им. А. И. Воейкова проведен цикл работ как в теоретическом [3, 4], так и экспериментальном [6] плане по исследованию влияния сложных форм рельефа небольших масштабов на структуру потока и рассеяние примеси. Одной из таких работ является развитие методов наземной стереофотограмметрической съемки для определения коэффициентов турбулентной диффузии по видимым очертаниям дымовых струй и выявление закономерностей в структуре поля ветра над неоднородными и сложными формами рельефа.

Реализация метода

Использование методов наземной стереофотограмметрической съемки для исследования структуры и диффузионных характеристик воздушного потока в пограничном слое атмосферы возможно при наличии четырех основных компонент, с помощью которых осуществляется полное обеспечение решения поставленной задачи. К ним относятся: безопасные средства создания дымовых трасс, стереофотограмметрическая установка, автоматическая аппаратура для обработки стереопар, электронная вычислительная машина для решения алгоритма трансформации координат заснятого объекта и расчета необходимых параметров структуры воздушного потока.

Поскольку за основу решения уравнений связи между координатами исследуемых целей и координатами их изображений нами взят аналитический метод (как наиболее точный) для фотографирования совместно с Московским институтом инженеров геодезии, аэрофотосъемки и картографии была создана универсальная аппаратура для наземной стереофотограмметрической съемки дымо-

вых трасс, позволяющая использовать «общий случай» съемки [5].

Съемочная аппаратура изготовлена на базе отечественных аэрофотоаппаратов АФА-41/20, совмещенных с высокоточными опти-

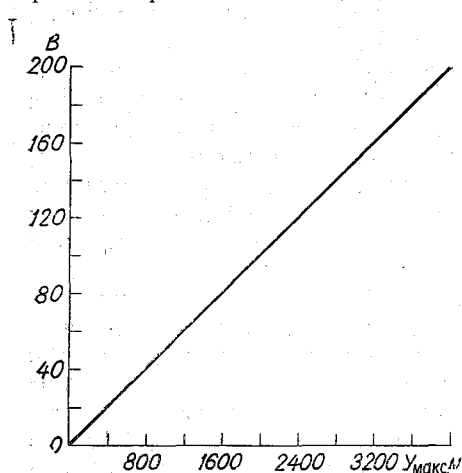


Рис. 1.

ческими теодолитами. Использование аэрофотоаппаратов вместо обычно используемых фототеодолитов объясняется тем, что небольшой размер фотопластин при работе с фототеодолитом приводит к увеличению погрешности метода, так как уменьшение масштаба съемки увеличивает ошибки в измерениях пространственных координатах. Кроме того, минимальная дискретность съемки аэрофотоаппарата составляет 2,2 сек. вместо 1—2 мин. Фотографирование производится на черно-белую или цветную обратимую пленку с форматом кадра 19×19 см.

Для исключения влияния деформации аэрофотопленки производится прижим ее на стекло с впечатыванием при фотографировании по всему полю изображения координатных крестов. На рис. 1 приведен возможный пространственный масштаб съемки с помощью данной аппаратуры для $U_{\text{макс}}$. Такой же масштаб применяется для следующих характеристик:

$U_{\text{макс}}(\text{м})$	400	800	1200	1600	2000	2400	2800	3200	3600	4000
$U_{\text{мин}}(\text{м})$	80	160	240	320	400	480	560	640	720	800
Глубина фотогра- фирования	320	640	960	1280	1600	1920	2240	2560	2880	3200
Горизонтальный охват(м)										
макс.	360	720	1080	1440	1800	2160	2520	2880	3240	3600
мин.	72	144	216	288	360	432	504	576	648	720
Площадь фото- графирования (км ²)	0,069	0,276	0,622	1,106	1,728	2,488	3,387	4,424	5,599	6,912
$h_{\text{макс}}(\text{м})$	180	360	540	720	900	1080	1260	1440	1620	1800
$h_{\text{мин}}(\text{м})$	36	72	108	144	180	216	252	288	324	360

Для обеспечения эффективности аналитического метода обработки стереопар вместо обычного стереокомпаратора используется автоматизированный прецизионный стереокомпаратор «Стекометр» и ЭВЦМ. В результате этого производительность снятия только координат увеличивается в 5—7 раз по сравнению с обычным

стереокомпаратором и, кроме того, ликвидируются ошибки оператора. Средняя точность измерения координат составляет $\pm 2 \cdot 10^{-3}$ мм. С помощью пишущего автомата проводится автоматическая регистрация результатов измерений в десятичной системе счисления на бумажных бланках, и перфорирующие полученные данные на перфоленте позволяет проводить расчеты по специально разработанной программе непосредственно на ЭВМ М-220. Таким образом, использование автоматической аппаратуры для снятия координат и ЭВМ позволяет проводить точные расчеты весьма большого количества точек.

За основу создания дымовых трасс были взяты стандартные пиротехнические средства, с помощью которых возможно создание вертикальных трасс оранжевого цвета непосредственно от поверхности земли. Эти средства безопасны в употреблении и сравнительно недорогие. Созданная дымовая полоса сохраняется в течение одной минуты, а цветовая характеристика создает наряду с яркостным контрастом добавочный цветовой контраст, что позволяет получать хорошее изображение на фотонегативах при любом фоне фотографирования.

Определение скорости ветра по стереофотоснимкам и анализ погрешностей

Остановимся на некоторых вопросах, связанных с точностью расчета скорости ветра по стереофотограммам вертикальных дымовых трасс.

Пусть X_{0i} , Y_{0i} , Z_{0i} — пространственные координаты особых точек дымовой струи, полученные в начальный момент времени t_0 . Значения данных координат при «нормальном случае» съемки определяются формулами:

$$X_{0i} = Bx_{0i}p_{0i}^{-1}; \quad (1)$$

$$Y_{0i} = Bf_k p_{0i}^{-1}; \quad (2)$$

$$Z_{0i} = Bz_{0i}p_{0i}^{-1}. \quad (3)$$

Вследствие смещения особых точек в поле ветра пространственные координаты тех же самых точек приобретут новые значения X_{1i} , Y_{1i} , Z_{1i} . Тогда формулы (1) — (3) для определения численных значений координат запишутся в виде:

$$X_{1i} = Bx_{1i}p_{1i}^{-1}; \quad (4)$$

$$Y_{1i} = Bf_k p_{1i}^{-1}; \quad (5)$$

$$Z_{1i} = Bz_{1i}p_{1i}^{-1}. \quad (6)$$

Следовательно, пространственные координаты пути, проходимого особыми точками вследствие переноса их ветром, если пренебречь малым членом ($p_{0i}\Delta p$), будут

$$\Delta X = B[(x_{1i} - x_{0i})p_{0i} - x_{0i}\Delta p] p_{0i}^{-2}; \quad (7)$$

$$\Delta Y = -Bf_k p_{0i}^{-2} \Delta p; \quad (8)$$

$$\Delta Z = B[(z_{1i} - z_{0i})p_{0i} - z_{0i}\Delta p] p_{0i}^{-2}. \quad (9)$$

Таким образом, по наблюдениям с двух стереопар, полученных в два момента времени с определенным временным интервалом, определяется скорость и направление ветра и его составляющие по осям X, Y, Z . Поскольку из (7) — (9)

$$\Delta X = \Phi_1(B, x_{1i}, x_{0i}, p_{0i}, \Delta p),$$

$$\Delta Y = \Phi_2(B, f_k, p_{0i}, \Delta p),$$

$$\Delta Z = \Phi_3(B, z_{1i}, z_{0i}, p_{0i}, \Delta p),$$

$$\Delta p = \Phi_4(p_{1i}, p_{0i}).$$

квадраты средней ошибки смещений особых точек дымовой струи по осям X, Y, Z запишутся в виде:

$$S_{\Delta X}^2 = \left(\frac{d\Delta X}{dB}\right)^2 S_B^2 + \left(\frac{d\Delta X}{dx_{1i}}\right)^2 S_{x_{1i}}^2 + \left(\frac{d\Delta X}{dx_{0i}}\right)^2 S_{x_{0i}}^2 + \left(\frac{d\Delta X}{dp_{0i}}\right)^2 S_{p_{0i}}^2 + \left(\frac{d\Delta X}{dp_{1i}}\right)^2 S_{p_{1i}}^2; \quad (10)$$

$$S_{\Delta Y}^2 = \left(\frac{d\Delta Y}{dB}\right)^2 S_B^2 + \left(\frac{d\Delta Y}{df_k}\right)^2 S_{f_k}^2 + \left(\frac{d\Delta Y}{dp_{0i}}\right)^2 S_{p_{0i}}^2 + \left(\frac{d\Delta Y}{dp_{1i}}\right)^2 S_{p_{1i}}^2; \quad (11)$$

$$S_{\Delta Z}^2 = \left(\frac{d\Delta Z}{dB}\right)^2 S_B^2 + \left(\frac{d\Delta Z}{dz_{1i}}\right)^2 S_{z_{1i}}^2 + \left(\frac{d\Delta Z}{dz_{0i}}\right)^2 S_{z_{0i}}^2 + \left(\frac{d\Delta Z}{dp_{0i}}\right)^2 S_{p_{0i}}^2 + \left(\frac{d\Delta Z}{dp_{1i}}\right)^2 S_{p_{1i}}^2. \quad (12)$$

Определив значения производных для уравнений (10) — (12) и пренебрегая малыми членами, получим, что теоретическое значение средней квадратической ошибки в скорости ветра за интервал времени Δt , при $S_{p_{0i}} = S_{p_{1i}} = S_p$; $S_{x_{0i}} = S_{x_{1i}} = S_x$ и $S_{z_{0i}} = S_{z_{1i}} = S_z$ равняется:

$$S_V = A^{1/2} \Delta t^{-1}, \quad (13)$$

где

$$A = 2B^2 p^{-4} (S_x^2 p^2 + S_p^2 x_1^2 + S_z^2 p^2 + S_p^2 z_1^2) + 2\Delta Y^2 S_p^2 \Delta p^{-2}.$$

При расчете средней скорости ветра с использованием нескольких реализаций N

$$S_{\bar{V}} = A^{1/2} N^{-1/2} \Delta t^{-1}. \quad (14)$$

И, наконец, среднеквадратическая ошибка пульсаций скорости ветра

$$S_{V'} = A^{1/2} \Delta t^{-1} (1 + N^{-1/2})^{1/2}. \quad (15)$$

Задавая численные значения входных параметров, которые близки к значениям, полученным в описываемом эксперименте, получим, что при $B=135$ м $\Delta t=3$ сек., $\Delta Y=3$ м, $N=5$, $x_1=60$ мм и $z_1=40$ мм

$$S_V = 0,24 \text{ м/сек.},$$

$$S_{\bar{V}} = 0,11 \text{ м/сек.},$$

$$S_{V'} = 0,29 \text{ м/сек.}$$

При этом следует отметить, что в зависимости от x_1 и z_1 ошибка может меняться по полю снимка.

Используя для расчета следы дымовых трасс, мы получаем скорость ветра за достаточно короткие промежутки времени. В то же время часто требуется получить средний профиль ветра за время порядка 10 мин. В данной связи требуется определить, сколько нужно реализаций стереопар с дымовыми трассами для получения надежных десятиминутных средних значений скорости ветра.

Полагая, что над ровной поверхностью распределение компонент скорости подчиняется закону Гаусса (в работе [16] показано подобное распределение скоростей), плотность вероятности пульсаций скоростей запишется в виде

$$F(u') = 2 \pi^{-1/2} \sigma^{-1} \exp \left[-\frac{u'^2}{2 \sigma^2} \right], \quad (16)$$

где пульсационные скорости отсчитываются относительно выбранных средних.

Тогда вероятность того, что средние значения скорости из N реализаций будут отклоняться от десятиминутной средней не более чем на величину ϵ , определится из функции Лапласа:

$$2 \Theta(\epsilon) = \frac{2}{\sqrt{2\pi}} \int_0^\epsilon \exp \left[-\frac{\epsilon^2}{2} \right] d\epsilon, \quad (17)$$

где

$$\epsilon = \alpha \sigma^{-1} N^{1/2}.$$

В то же время Дерстом [13] показано, что с корреляцией, равной 0,87 для скорости ветра, варьирующей в пределах от 4 до 18 м/сек.,

$$\sigma(10 \text{ мин. } 05 \text{ сек.}) = -0,2 + 0,14 V.$$

При такой связи величины σ с десятиминутной средней скоростью воздушного потока формула (17) для рассмотренной выше задачи о необходимом количестве дискретных измерений будет

$$2 \Theta(\epsilon) = \frac{2}{\sqrt{2\pi}} \int_0^{\frac{\alpha N^{1/2}}{-0,2 + 0,14 V}} \exp \left[-\frac{\epsilon^2}{2} \right] d\epsilon. \quad (18)$$

Задавая $2\Theta(\epsilon) = 95\%$ и $\alpha = 0,5$ м/сек., получим, что при $V = 4$ м/сек. $N = 2$, а при $V = 10$ м/сек. $N = 23$.

Проведенные расчеты относятся к случаю, когда распределение компонент скорости подчиняется закону Гаусса. При наличии сложного рельефа распределение скоростей может не подчиняться этому закону, тогда вопрос о временном осреднении не может решаться подобным образом. В то же время, если рассматривать холм как характерное минимальное расстояние, на котором должно существовать динамическое воздействие собственно самого

холма, то $\tilde{T} = \frac{\tilde{L}}{V}$, где $\tilde{L}$ — характерный масштаб препятствия, т. е.

длина холма, а $\tilde{T}$ — характерное время. Тогда при изменении скорости ветра от 2 до 20 м/сек., при $\tilde{L} = 500$ м характерное время осреднения будет меняться от 4 мин. до 25 сек. При средней скорости ветра 5 м/сек. $\tilde{T} \approx 2$ мин.

Экспериментальные исследования обтекания холма воздушным потоком

Обеспечение всех четырех компонент использования стереофотограмметрического метода наземной съемки дымовых трасс позволило провести летом 1969 г. в долине р. Раздана эксперимент по изучению пространственной структуры воздушного потока над холмом в естественных условиях. Эксперимент проводился при участии сотрудников ГГО (Е. Л. Генихович, А. С. Зайцев, Н. М. Иванова и др.), МИИГАиКа (Б. А. Новаковский, В. В. Синцов) и БРИСа УГМС АрмССР (Г. Э. Косоян).

В соответствии с поставленной задачей в долине был выбран холм высотой около 100 м и длиной 500 м. Склоны холма, покрытые выжженной солнцем травой, имели крутизну $15-30^\circ$.

Над холмом (рис. 2) создавались вертикальные дымовые трассы оранжевого цвета, которые затем фотографировались стереофотограмметрической установкой с базой между камерами, равной 135 м. Фотографирование проводилось на черно-белую и цветную обратимую пленку типа ЦО-2 маршрутной съемкой с интервалом 3 сек. до полного рассеяния дымовых трасс. Вблизи места расположения стереофотограмметрической аппаратуры проводились градиентные наблюдения за температурой воздуха и скоростью ветра.

Всего было снято около 500 стереопар, причем фотографирование проводилось как в утреннее, так и в вечернее время. Дальнейшая обработка материала велась на «Стекометре».

При определении скорости ветра по особым точкам дымовых трасс съемка с минимальным интервалом времени приобретает очень большое значение. Чем меньше интервал между последовательными стереоизображениями, тем легче и точнее измеряются



Рис. 2.

пространственные координаты смещения трасс, так как за трехсекундный интервал времени очертания элементов дымовых трасс за счет диффузии изменяются незначительно. Поэтому появляется возможность почти безошибочно установить идентификацию этих элементов на двух последовательных стереопарах. Обработка материала проводилась как по особым точкам на границах струи, так и через постоянный интервал по высоте. Сравнение двух способов определения профиля ветра показало хорошее согласование. Трансформация стереофотограмметрических координат в пространственные и определение вектора скорости ветра и его составляющих проводились на ЭВЦМ М-220 по специально разработанной программе.

Из сложной пространственной картины реального течения воздуха над грядой, расположенной перпендикулярно общему потоку, можно выделить профиль трех компонент скорости и общую скорость ветра и его направление. Из-за отсутствия температурного зондирования изменения в профиле ветра рассматриваются только с точки зрения динамического влияния холма на поток. Влияние горной гряды, отстоящей от места проведения эксперимента на расстоянии около 1 км исключается выбором толщины исследуемого пограничного слоя, достаточно малой по сравнению с расстоянием до гряды ($\frac{H}{x} = 0,1$).

Наличие на рис. 2 видимых изображений локальных изгибов приводит к выводу о существовании в скоростном поле, наряду с крупными возмущениями, еще и более мелких колебаний. Такие возмущения малого масштаба, очевидно, связаны с рождением возмущений в зоне градиентов скорости и температуры.

На рис. 3 в качестве примера приведено распределение относительных скоростей u/u_0 в различных сечениях холма. Здесь u_0 — скорость воздушного потока на расстоянии 50 м от подножия холма. Поскольку фотографирование проводилось с интервалом $\Delta t = 3$ сек. на рисунке вертикальными линиями показаны предельные отклонения абсолютных значений u/u_0 за двухминутный интервал времени. Из-за малоконтрастного изображения нижней части дымового следа, минимальная высота, начиная с которой можно было определить смещение трасс, составляла 5 м.

Из рис. 3 видно, что в передней части холма наблюдается постепенное увеличение скорости ветра до высот 40—50 м. При этом максимум относительной скорости на высотах 5—40 м уменьшается со 120 до 30% от скорости в набегающем потоке при сдвиге его с $x=250$ м ($H=5$ м) до $x=470$ м ($H=40$ м). За холмом поток затормаживается до 70% на высоте 5 м. Изолинии u/u_0 в общих чертах напоминают конфигурацию холма, но, как уже указывалось выше, со смещением максимума против потока на $H=5$ м и по потоку от вершины холма на вышележащих высотах.

На высоте 70 м конфигурация изолиний имеет зеркальное отображение, причем наветренная и подветренная стороны холма характеризуются уменьшением скорости ветра по сравнению с на-

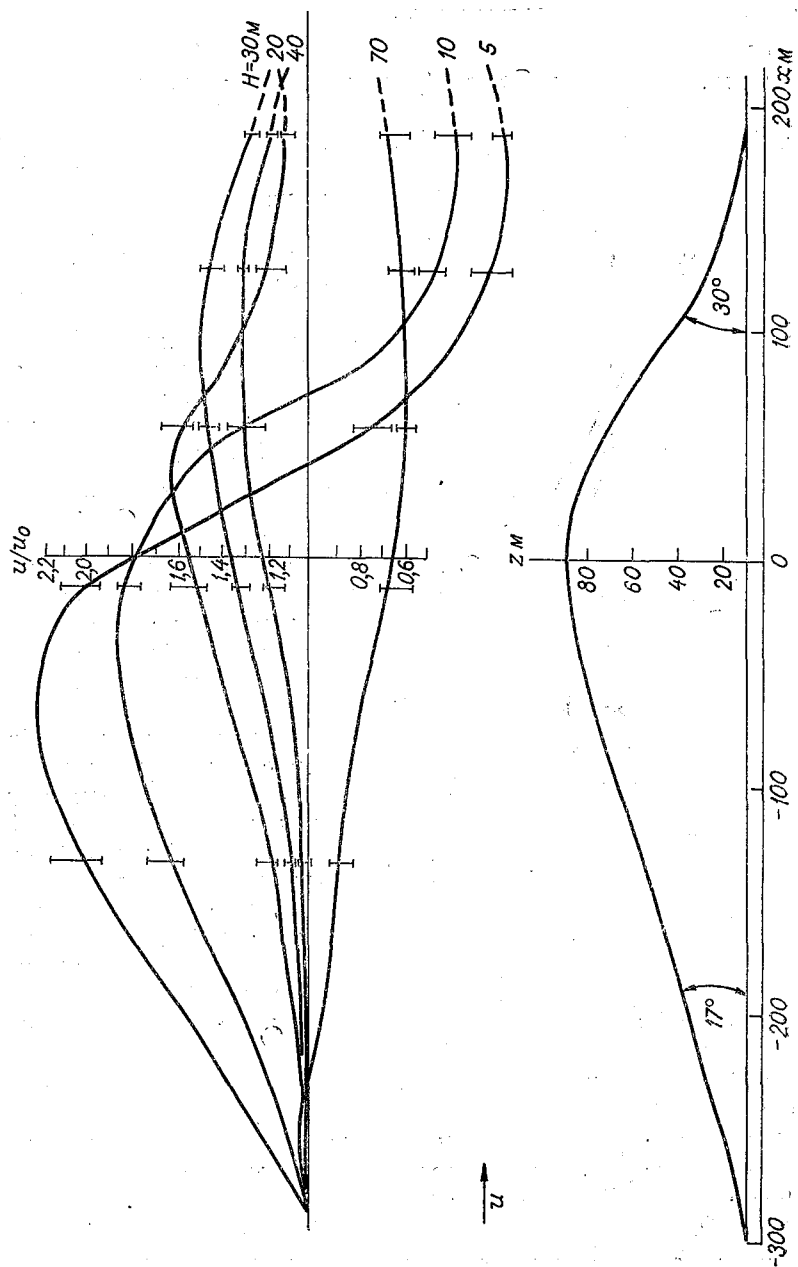


Рис. 3.

бегающим потоком и более низкие значения $u/u_0 = 30\%$ ($x \approx 350$ м) находятся на подветренной стороне холма.

На рис. 4 показано вертикальное распределение относительных скоростей u/u_0 в различных сечениях холма: на расстоянии $x = -150$ м от вершины холма (1); над вершиной холма (2); на подветренной стороне холма на расстоянии $x = 100$ м (3). Из графика (рис. 4) видно, что 50-метровый слой воздуха за холмом характеризуется увеличенными скоростями ветра, а 15-метровый слой от поверхности земли — заниженными. При этом направление воздушных потоков в этом слое противоположно общему набегающему на холм потоку. Образуется эллиптический вихрь с полуосями $a_1 \approx 75$ м и $a_2 \approx 100$ м со скоростями ветра в нижней его части 0,5 м/сек. и в верхней части 2,5 м/сек. Наибольшая изменчивость относительной скорости ветра наблюдается на высоте 5 м от поверхности холма с постепенным уменьшением абсолютного значения u/u_0 при увеличении высоты. Увеличение скорости ветра в передней части холма отмечается и в работе [1], где, по данным наблюдений за полетом уравновешенных демпферных шаров над склонами $\alpha \approx 10^\circ$, отмечалось, что

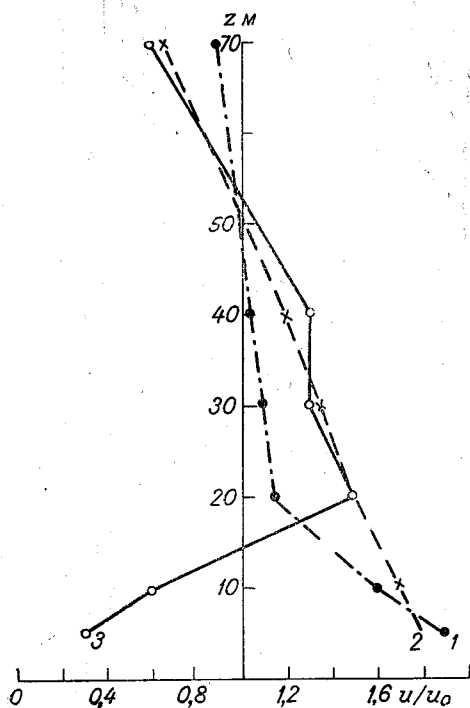


Рис. 4.

ра наблюдаются на высоте 4—6 м от поверхности склона и составляют 6—8 м/сек. По нашим данным, скорость ветра в средней части холма на высоте 5 м составляла 5,5 м/сек. Но если вертикальный профиль u/u_0 в средней части наветренного склона имеет максимум на высоте 5 м, резко уменьшается до высоты 20 м, а затем более замедленно уменьшается до высоты 50 м, то профиль на вершине холма имеет непрерывное постепенное уменьшение до высоты 50 м.

Дальнейшая обработка материала позволит провести анализ всех трех составляющих скорости ветра в различных сечениях холма, а также может выявить закономерности в строении структуры воздушного потока в утренние и вечерние часы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Аситашвили А. В., Сапицкий К. А., Хвелелидзе З. В. Изучение локальной циркуляции ветра в районе Душети ГрузССР.— Метеорол. и гидрол., 1968, № 5.
2. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
3. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Демьянович В. К. Некоторые актуальные вопросы исследования атмосферной диффузии.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 3—22.
4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Куренбин О. И. Влияние рельефа на распространение примеси от источников.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 28—44.
5. Буров М. И., Елисеев В. С., Новаковский Б. А. Стереометрический метод исследования атмосферной диффузии.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
6. Горлин С. М., Зражевский И. М. Изучение обтекания моделей рельефа и городской застройки в аэродинамической трубе.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 45—59.
7. Дородницын А. А. Влияние рельефа земной поверхности на воздушные течения.— Тр. ЦИП, 1950, вып. 21.
8. Крылов Ю. М. Спектральные методы исследования и расчета ветровых волн. Л., Гидрометеониздат, 1966.
9. Микроклимат холмистого рельефа и его влияние на сельскохозяйственные культуры. Под ред. И. А. Гольцберг, Л., Гидрометеониздат, 1962.
10. Монин А. С. Модель ветра склонов.— Тр. ЦИП, 1948, вып. 8.
11. Мусаелян Ш. А. Волны препятствий в атмосфере. Л., Гидрометеониздат, 1962.
12. Соломатина Н. И. О влиянии рельефа на метеорологические характеристики в приземном слое воздуха.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 58—69.
13. Durst C. S. Wind speeds over short periods of time. Met. Mag. 1960, v. 89.
14. Kolbig J. Die Ermittlung des Windprofils bis 300 m über Grund durch Photogrammetrische Vermessung von Rauchmarkierungen. Zs. f. Met. 1965, Bd. 17.
15. Lettay H. and Davidson B. Exploring the atmosphere's first mile. 1957, v. 1, 2.
16. Lettay H. und Schwerdtfeger W. Untersuchungen über atmosphärische Turbulenz und Vertikalaustausch von Treibballon. Met. Zeit., 50, 1937.
17. Lloyd K. and Sheppard L. Atmospheric structure at 130—200 km altitude from observations on grenade glow clouds during 1962—63. Austr. J. Physics., 323, 1966.
18. Meade P. S. Meteorological aspects of peaceful uses of atomic energy. Part 1. WMO. Tech. Note. 1960, No. 33.
19. Scoggins J. R. Aerodynamics of Spherical Balloon Wind Sensors. J. Geop. Res. 1964, v. 69.

ПУЛЬСАЦИИ НАПРАВЛЕНИЯ ВЕТРА В ПОГРАНИЧНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ

При исследовании диффузии примесей от различного вида источников весьма важной характеристикой являются пульсации направления ветра. Согласно теоретическим исследованиям [1], колебания направления ветра являются одной из характеристик, определяющих ширину дымового факела и рассеяние примеси в направлении, перпендикулярном основному переносу. Ряд экспериментальных исследований [2, 3, 5, 7] позволил выявить количественные закономерности зависимости дисперсии горизонтальной составляющей ветра от скорости ветра и неустойчивости атмосферы в приземном слое. При этом было установлено, что дисперсия направления ветра уменьшается в среднем с 10—15 до 2—3° при увеличении абсолютного значения средней скорости ветра от 1 до 10 м/сек. и зависит от состояния устойчивости атмосферы.

При исследовании рассеивания примеси от высоких источников (высота труб современных ГРЭС, например, достигает высот 200—250 м) становится необходимым знание дисперсии направления ветра во всем пограничном слое атмосферы. Экспериментальные исследования для пограничного слоя весьма ограничены [7] и проводились только на специальных метеорологических мачтах.

При исследовании распространения выбросов от Комбината химического волокна (г. Балаково) в июле — августе 1967 г. проводились учащенные базисные шаропилотные наблюдения. Методика проведения и некоторые результаты анализа этих наблюдений опубликованы в работе [4].

Отметим также, что за время проведения наблюдений было выпущено 387 шаров-пилотов в 27-суточных сериях. Отсчеты по теодолитам проводились через 20 сек.: в течение 2-часовой серии выпускалось не менее 10 шаров-пилотов. Расчеты характеристик ветра проводились на ЭВМ «Урал-4» с использованием стандартной методики обработки [6]. Далее проводился расчет среднего за 2-часовой период направления ветра на данном уровне и средней квадратичной величины отклонений направления ветра от сред-

него (Φ_0). Следует отметить, что из анализа были исключены случаи постоянного (по знаку) отклонения направления ветра по времени, что обычно наблюдается при постепенном повороте ветра.

Прежде чем переходить к анализу полученных данных, следует остановиться на точности вычислений направления ветра по данным базисных шаропилотных наблюдений. Специальные эксперименты, поставленные по исследованию точности, показали, что ошибки метода наблюдений для направления ветра в 90% случаев не превышают 10° . Учитывая, что эти эксперименты проводились в неблагоприятных (с точки зрения шаропилотных наблюдений) условиях, данную оценку можно считать завышенной.

На основании проведенной обработки материалов наблюдений вблизи Балаковского ЗИВ оказалось возможным получить суточный ход профиля дисперсии направления ветра (табл. 1).

Таблица 1

Время (часы)	Высота (м)												
	50	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000	1200	1400
10—12	17	14	14	13	14	10	11	10	10	90	8	—	—
14—16	16	16	18	14	15	20	13	16	18	17	15	11	18
7—9 и 17—19	8	10	8	10	12	11	10	9	10	10	8	8	—

Из табл. 1 видно, что в утренние и вечерние часы (данные этих двух периодов мало отличались и были объединены) колебания направления ветра не велики, относительно постоянны по высоте и характеризуются в среднем величинами порядка $8—10^\circ$. В дополненные часы заметным становится рост пульсаций направления ветра в нижней части пограничного слоя атмосферы. По-видимому, это вызвано развитием термической турбулентности, причем величины Φ_0 возрастают в 1,5—2 раза. В послеполуденные часы интенсивный турбулентный обмен охватывает большие слои. Возрастает скорость ветра во всем пограничном слое. Вертикальный профиль становится слабовыраженным, а величины дисперсии максимальными, причем четко выражено расслоение пограничного слоя на отдельные слои (по-видимому, причины этого — струйные течения пограничного слоя, т. е. локальные усиления скорости ветра).

При исследованиях нижней части пограничного слоя [7] было выявлено влияние неоднородности подстилающей поверхности на дисперсию направления ветра, особенно в самых нижних слоях. Естественно было ожидать, что на колебания направления ветра в пограничном слое небольшие неоднородности не будут оказывать существенного влияния (здесь не рассматривается влияние крупных форм рельефа).

Проведенный анализ показал, что некоторая зависимость от направления ветра скорее связана с общей синоптической ситуацией в период проведения экспериментальных работ. Так, при направлениях ветра $0-90^\circ$ дисперсия направления в среднем на $2-6^\circ$ меньше, чем при направлениях $90-180^\circ$ (табл. 2). Анализ пока-

Таблица 2

На- правление ветра (град.)	Высота (м)										
	50	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000
$0-90$	12	12	12	11	14	13	11	10	9	10	8
$90-180$	19	19	16	17	15	17	15	11	14	14	16

зал также, что направления ветра $0-90^\circ$ были характерны для устойчивых синоптических процессов, в то время как направления $90-180^\circ$ характеризовали смену синоптических ситуаций и существенную неоднородность процессов.

Анализ зависимости дисперсии направления ветра от скорости ветра показал четкое уменьшение Φ_0 при увеличении скорости вет-

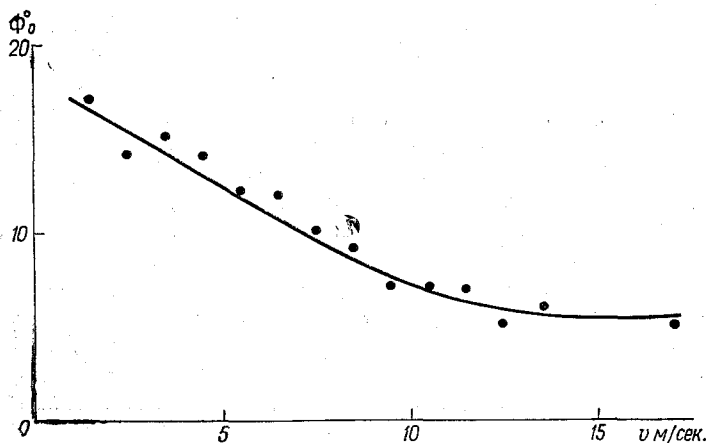


Рис. 1.

ра (рис. 1). На рисунке точками отмечены средние значения. Число случаев осреднения для каждого диапазона скоростей ветра колебалось от 15 до 40. Характерной особенностью приведенной зависимости является прекращение уменьшения дисперсии направления ветра при скоростях $12-13$ м/сек. Аналогичные особенности получались и для приземного слоя [2], однако здесь уменьшение прекращалось при скорости 7 м/сек.

Определенной зависимости Φ_0 от устойчивости обнаружить не удалось. По-видимому, это связано с ограниченным объемом материала. Можно лишь отметить, что сверхадиабатическим условиям (по значениям величин $\Delta T/\bar{v}^2$, где ΔT — разность температур на границах слоя, а $\bar{v}$ — средняя скорость ветра в слое) соответствуют наибольшие значения дисперсии направления ветра.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Демьянович В. К. Некоторые актуальные вопросы исследования атмосферной диффузии.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 3—22.
2. Генихович Е. Л., Грачева В. П. Анализ дисперсии горизонтальных колебаний направления ветра.— Тр. ГГО, 1965, вып. 172, с. 42—47.
3. Грачева В. П., Ложкина В. П. Об устойчивости направления ветра в приземном слое атмосферы.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158, с. 41—45.
4. Зайцев А. С. Исследования характеристик турбулентности с помощью шаров-пилотов.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238.
5. Ариель Н. З. Некоторые результаты наблюдений за пульсациями температуры и направления ветра.— Тр. ГГО, 1961, вып. 107, с. 60—65.
6. Ильин Б. М., Честная И. И. Обработка базисных шаропилотных наблюдений на ЭВМ Урал-4.— Тр. ГГО, 1968, вып. 226.
7. Munn R. E. and Reimer A. Turbulence statistics at 30 and 200 feet at Pinawa, Manitoba. *Atm. Env.*, 1968, v. 2.

ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИЗЕМНЫХ ИНВЕРСИЙ ТЕМПЕРАТУРЫ ВОЗДУХА В СЛОЕ 0,5—2 м (по данным градиентных наблюдений)

Сведения об инверсиях температуры приземного слоя воздуха крайне важны при рассмотрении вопросов турбулентного перемешивания, которое в свою очередь, помимо переноса в атмосфере тепла, влаги, количества движения, определяет такие важные в практическом отношении явления, как интенсивность рассеяния примесей, распространение световых электромагнитных волн и др.

В условиях инверсий турбулентный обмен сильно понижается, поэтому особенно важно знать все закономерности распределения инверсий во времени и пространстве. Обычно режимные данные об инверсиях приземного слоя температуры воздуха характеризуют по разностям температуры почва — воздух. Однако последние из-за различного механизма прогревания почвы и воздуха не всегда позволяют однозначно судить о температурной стратификации в рассматриваемом слое воздуха. Поэтому представляется целесообразным и интересным дать характеристику инверсий температуры воздуха в слое 0,5—2 м по данным специальных градиентных наблюдений на теплобалансовых станциях.

По программе теплобалансовых станций измерения температуры воздуха на уровнях 0,5—2 м проводятся в теплую часть года (при положительных температурах) 6 раз в сутки (1, 7, 10, 13, 16, 19 час. местного среднего солнечного времени), в холодную — 2 раза в сутки (1 и 13 час.).

За температуру в данный срок принимается в теплую часть года среднее ее значение из пяти отсчетов сухого термометра аспирационного психрометра, расположенного на данном уровне, в холодную — из трех отсчетов. В холодный период года измерения с помощью аспирационного психрометра производятся только до предела шкалы термометра, т. е. до -30° . Наблюдения производятся на площадках метеорологических станций, которые покрыты естественной луговой растительностью, свойственной данному географическому району. Уровень установки психрометров отсчи-

тывается от поверхности почвы. Данные о скорости ветра, используемые в данной работе, получены также при теплобалансовых наблюдениях по ручному анемометру, установленному на высоте 2 м, который в срок наблюдения экспонируется в течение 10 мин. Методика производства наблюдений изложена в «Руководстве» [1].

Список станций, использованных для обработки данных, приведен в табл. 1, а расположение их по территории показано на

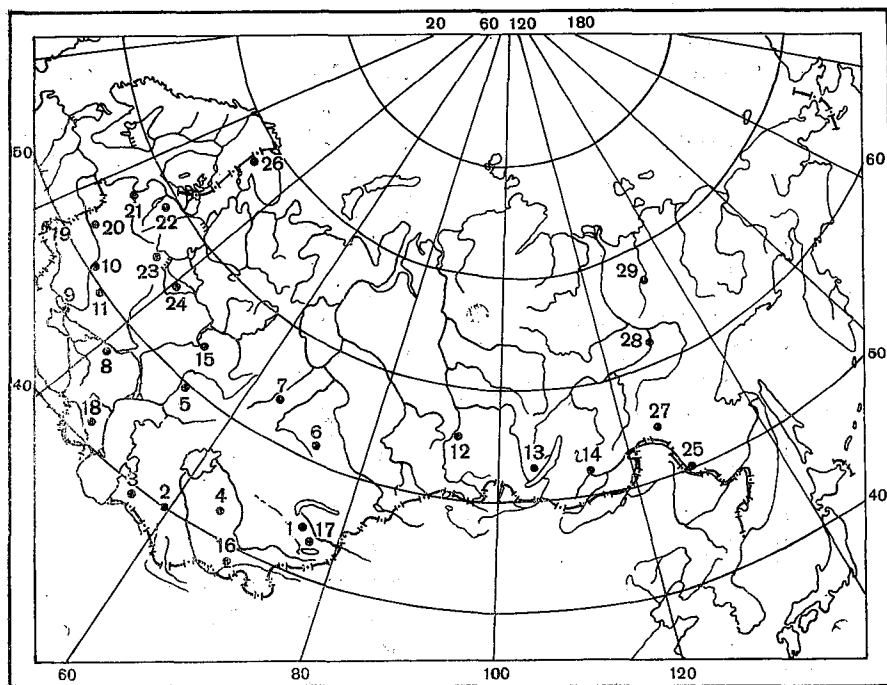


Рис. 1. Карта станций, материалы которых использованы для расчета повторяемостей инверсий.

рис. 1. По своему местоположению пункты наблюдений охватывают типичные ландшафтно-географические зоны.

Для выборки в основном использован материал наблюдений за 5—7-летний период, в холодный период — за 3-летний. При обработке опытного материала проводилась выборка случаев отрицательных разностей температуры воздуха (Δt) в слое 0,5—2 м по срокам наблюдений во все месяцы года. При этом выделялось несколько градаций. По интенсивности инверсий данные были разделены на две группы — при Δt от $-0,1$ до $-0,5$ и при $\Delta t < -0,5$. По скорости ветра выборка относилась к трем группам скоростей на уровне 2 м: < 2 м/сек., $2-4$ м/сек. и > 4 м/сек. По температуре воздуха через каждые 10° .

Таблица 1

Список станций, материал наблюдений которых использован для выборок инверсий приземного слоя воздуха (0,5—2 м)

№ п/п	Название	Годы наблюдений	Географическая зона
1	Айдарлы	1963—1968	Пустыня
2	Акмолла	1962—1967	"
3	Беки-Бент	1962—1968	"
4	Тамды	1961—1967	"
5	Калмыково	1962—1967	"
6	Целиноград	1962—1968	Степи
7	Рудный	1963—1968	"
8	Гигант	1961—1967	"
9	Аскания-Нова	1961—1967	"
10	Борисполь	1962—1967	"
11	Полтава	1962—1967	"
12	Солянка	1963—1968	"
13	Хомутово	1963—1968	"
14	Чита	1964—1968	"
15	Куйбышев	1962—1967	"
16	Душанбе	1963—1968	Широкие долины
17	Фрунзе	1964—1968	То же
18	Телави	1962—1967	"
19	Берегово	1961—1967	Смешанный лес
20	Пинск	1963—1968	То же
21	Рига	1962—1967	"
22	Николаевское	1963—1967	"
23	Смоленск	1962—1967	"
24	Павелец	1962—1967	"
25	Толстовка	1964—1968	"
26	Хибины	1963—1968	Хвойный лес
27	Сковородино	1962—1968	То же
28	Якутск	1962—1967	"
29	Верхоянск	1964—1967	"

Таблица 2

Среднее число случаев с инверсией в зависимости от периода
осреднения (за срок 1 час)

Станция	Меся- цы	Период осреднения, число лет				
		3	4	5	6	7
Тамды	I	22	22	23	23	23
	II	23	22	22	22	22
	III	25	26	26	26	
	IV	26	25	25	25	25
	V	30	29	29	29	29
	VI	29	29	29	29	29
	VII	31	31	30	30	30
	VIII	30	30	30	28	28
	IX	30	30	30	29	29
	X	26	27	28	28	28
	XI	27	27	26	26	26
	XII	23	23	22	22	22
Гигант	IV	22	21	18	19	19
	V	26	26	26	25	24
	VI	24	24	24	24	24
	VII	28	28	28	28	27
	VIII	26	26	25	25	25
	IX	24	24	25	24	24
	X	23	24	24	24	23
Аскания-Нова	IV	19	19	19	21	21
	V	25	24	24	24	24
	VI	24	23	24	24	24
	VII	28	28	28	28	28
	VIII	28	27	27	27	27
	IX	26	27	27	26	26
	X	21	22	23	23	23
Берегово	IV	23	23	23	24	24
	V	26	26	26	26	26
	VI	26	26	26	25	26
	VII	27	27	27	27	28
	VIII	27	27	26	26	26
	IX	26	26	25	25	26
	X	23	25	24	25	26
	XI	16	17	17	17	18

Станция	Меся- цы	Период осреднения, число лет				
		3	4	5	6	7
Сковородино	VI	22	23	21	—	—
	VII	22	23	23	24	—
	VIII	24	25	25	25	—
	IX	25	24	22	21	—

Кроме того, на примере данных некоторых станций показана устойчивость выборок при осреднении за разный период. Установлена связь инверсий температуры в слое 0,5—2 м с разностью температур в слое 0—2 м и определена вероятность образования инверсий в дневное время при отсутствии прямой радиации (при пасмурной погоде по нижней облачности).

Для оценки устойчивости данных, полученных за относительно небольшое число лет наблюдений, было проведено сравнение среднемесячного числа случаев с инверсией при осреднении данных за разное число лет наблюдений для пяти станций, находящихся в различных ландшафтных зонах. Результаты показаны в табл. 2. Из таблицы видно, что существенных различий числа случаев с инверсией при разном осреднении начиная с 3-летнего периода не наблюдается. Во все месяцы года они практически не превышают 1—2 дней, т. е. не выходят за пределы 5—10% (из 147 случаев только в 15 имеется отклонение на 2 и лишь в 6 случаях более 2). Поэтому можно считать, что уже 3-летние средние выборки в известной мере достаточны для характеристики режима инверсий приземного слоя воздуха.

В табл. 3 приведен годовой ход повторяемости инверсий в различных географических зонах для дня и ночи по данным наблюдений за 3-летний период. Он назван типичным, так как получен на основании осреднения (с точностью до 5%) значений повторяемостей по ряду станций в пределах данной ландшафтной зоны. Из приведенных материалов можно видеть, что ночью во всех ландшафтных зонах для всех месяцев в приземном слое наблюдается инверсия температуры, повторяемость которой составляет от 40—50 до 100%. Наиболее часто инверсии наблюдаются в теплое время года (повторяемость их во всех зонах более 70—80%), в холодное время их повторяемость снижается на 30—40%. Наименьшая вероятность инверсий отмечается в зимние месяцы (декабрь—январь). Значительного различия в частоте инверсий в отдельных ландшафтных зонах не отмечается. Однако выделяются данные станций, расположенных в широких долинах (Душанбе, Телави, Фрунзе), где в ночное время во все месяцы года повторяемость инверсий составляет от 80 до 100%. Велика также она в зоне лесов, особенно хвойных. В зонах небольшого увлажнения (пустыни,

степи) годовой ход повторяемости инверсий выражен более резко (амплитуда составляет 35—40%).

Днем инверсии температуры воздуха наблюдаются лишь в холодную половину года, летом вероятность их появления невелика. При этом в холодное время повторяемость инверсий разная в раз-

Таблица 3

Типичный годовой ход повторяемости (%) инверсий температуры приземного слоя воздуха над луговой поверхностью в различных географических зонах

Зоны	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Ночь												
Пустыни	60	55	60	75	75	80	80	95	90	70	70	65
Степи												
ЕТС	50	60	60	80	85	85	90	85	85	70	60	50
Казахстана . . .	50	60	65	70	80	80	90	85	70	60	60	45
Сибири и Дальне- го Востока	60	70	80	80	80	90	85	80	85	80	65	40
Леса												
смешанные	50	70	70	80	90	90	90	90	85	80	65	50
хвойные	75	65	85	90	80	90	85	85	80	85	75	70
Долины широкие . .	90	80	80	90	95	95	100	95	95	95	90	85
День												
Пустыни	20	15	10	1	1	0	0	0	1	1	5	10
Степи												
ЕТС	20	20	10	1	1	0	0	0	1	3	10	20
Казахстана	20	10	15	2	1	1	1	0	0	1	10	15
Сибири и Дальне- го Востока	25	15	15	10	1	1	0	1	3	5	15	20
Леса												
смешанные	35	40	30	10	5	3	1	2	5	5	20	35
хвойные	30	40	40	30	5	5	5	5	5	35	50	60
Долины широкие . .	15	10	5	5	5	0	0	0	0	3	5	10

личных ландшафтных зонах и зависит от характера подстилающей поверхности. В зоне хвойных лесов она даже летом составляет около 5%, а в период с октября по апрель, когда на поверхности лежит снежный покров, достигает 30—60%. В зоне смешанных лесов период, когда повторяемость инверсий составляет 20—40%, сокращается до ноября—марта. Наименьшие величины повторяемости отмечаются в зоне широких горных долин, где лишь в декабре—феврале они составляют 10—15%, а в остальных зонах такие величины наблюдаются лишь в ноябре—марте.

Таблица 4

Суточный ход позторяемости (%) изверсий приземного слоя воздуха над луговой поверхностью в различных географических зонах

Зоны	Месяц	Срок наблюдения (часы)					
		1	7	10	13	16	19
Пустыни (Айдарлы)	IV	80	25	2	0	1	85
	V	80	10	1	1	5	80
	VI	85	15	0	0	0	65
	VII	85	15	1	0	1	70
	VIII	90	20	1	0	1	80
	IX	90	40	1	1	1	90
	X	80	80	5	2	15	90
Степи ЕТС (Аскания-Нова)	V	85	15	15	5	15	85
	VI	80	10	5	5	5	70
	VII	95	5	1	1	5	65
	VIII	85	10	1	1	3	80
	IX	90	20	2	0	3	90
	X	75	45	5	5	20	85
	V	90	10	5	2	5	65
	VI	80	3	1	0	5	30
Казахстана (Целиноград) . . .	VII	80	2	1	0	1	25
	VIII	75	10	1	1	2	65
	IX	65	20	3	3	5	80
	X	65	50	5	5	35	75
	VI	90	10	5	5	10	60
	VII	90	1	1	1	5	55
	VIII	90	5	1	1	5	90
	IX	90	50	5	5	15	90
Леса Сибери и Дальнего Востока (Солянка)	V	90	10	0	1	10	60
	VI	85	5	0	0	5	40
	VII	85	1	0	1	10	60
	VIII	90	15	1	1	10	80
	IX	85	30	5	5	15	90
	X	70	50	5	5	25	70
	VI	75	10	10	0	20	75
	VII	80	10	10	0	35	80
Леса смешанные (Павелец)	VIII	90	15	5	0	40	95
	IX	90	40	5	5	40	95
	VI	75	10	10	0	20	75
	VII	80	10	10	0	35	80
	VIII	90	15	5	0	40	95
	IX	90	40	5	5	40	95
	VI	75	10	10	0	20	75
	VII	80	10	10	0	35	80
Леса хвойные (Сковородино)	VIII	90	15	5	0	40	95
	IX	90	40	5	5	40	95
	VI	75	10	10	0	20	75
	VII	80	10	10	0	35	80

Зоны	Месяц	Срок наблюдения (часы)					
		1	7	10	13	16	19
Долины широкие (Душанбе)	I	90	90	20	15	75	95
	II	100	80	10	5	35	90
	III	90	80	10	5	30	90
	IV	100	50	10	5	50	90
	V	95	30	5	10	50	95
	VI	100	30	5	10	55	95
	VII	100	15	1	2	15	95
	VIII	100	20	1	0	15	100
	IX	95	25	0	1	15	100
	X	95	70	5	1	40	95
	XI	95	95	3	1	75	90
	XII	90	90	10	10	90	100

В табл. 4 приведены данные по суточному ходу повторяемости инверсий. Они получены для летнего периода времени (когда выполняются шестиразовые измерения) по данным наблюдений за пять лет на примере отдельных станций, расположенных в рассматриваемых ландшафтных зонах. Из таблицы видно, что повторяемость инверсий меняется в разные часы суток. Наибольшие значения ее относятся к ночи (1 час), велики они и вечером (19 час.). Наименьшие значения отмечаются в дневное время (10, 13, 16 час.), а в утренние сроки (7 час.), в особенности осенью, они могут составлять 50% и более. Отмечается заметное изменение суточного хода повторяемости инверсий в разные месяцы года в сторону увеличения ее дневных значений в осенние и весенние месяцы, что особенно наглядно подтверждается на примере ст. Душанбе.

Для характеристики инверсий разной интенсивности были проведены выборки разности температуры воздуха в слое 0,5—2 м по абсолютной величине больших, чем $0,5^{\circ}$ (т. е. $\Delta t < -0,5^{\circ}$). Повторяемость таких инверсий приведена в табл. 5 лишь для ночного времени, так как днем (13 час.) инверсий такой интенсивности наблюдаются очень редко и только в холодное время года. Ночью, как видно из табл. 5, они имеют значительную повторяемость, причем разную в различных ландшафтных зонах и меняющуюся в годовом ходе. Наибольшая повторяемость инверсий со значениями более $0,5^{\circ}$ отмечается во всех ландшафтных зонах в летнюю часть года, в холодное время она в 2—3 раза меньше, чем в теплое. В более сухих районах (пустыни, степи) повторяемость меньше, чем в более увлажненных (лес хвойный, широкие долины), тогда как амплитуда ее годовых колебаний, наоборот, больше в сухих районах.

Таблица 5

Повторяемость инверсий ночью при значении $\Delta t_{0,5-2} < -0,5^\circ$
(по данным за 3-летний период)

Зоны	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Пустыни	17	10	10	15	19	23	25	30	26	18	17	19
Степи												
ЕТС	6	8	10	18	30	35	36	27	27	19	6	2
Казахстана	0	6	8	15	14	26	20	16	20	6	8	3
Сибири и Дальнего Востока	17	24	26	28	26	26	25	18	24	18	10	10
Леса												
смешанные	9	9	10	21	28	35	34	31	22	15	8	6
хвойные	30	17	43	47	34	41	36	34	31	36	25	18
Долины широкие	56	56	41	46	52	65	70	61	57	47	61	55

Таблица 6

Повторяемость инверсий при различных скоростях ветра u_2
в ночное время

Зоны	u_2 (м/сек.)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Пустыни	<2	20	25	20	30	30	30	35	35	40	30	20	20
	>4	10	15	15	15	15	15	15	20	15	10	10	15
Степи													
ЕТС	<2	15	25	25	35	55	60	65	55	60	40	20	15
	>4	10	10	10	10	5	1	1	2	5	2	5	10
Казахстана	<2	15	25	30	40	35	45	45	45	40	25	35	20
	>4	10	15	15	10	15	10	10	5	10	15	10	5
Сибири и Дальнего Востока	<2	35	45	45	55	50	65	75	65	65	55	40	20
	>4	5	5	5	5	5	1	1	1	1	2	5	5
Леса													
смешанные	<2	25	30	35	40	50	70	65	70	55	40	30	20
	>4	10	10	10	5	5	1	1	1	2	5	5	10
хвойные	<2	45	40	65	60	65	70	70	65	65	70	55	45
	>4	5	10	5	5	1	1	0	0	1	5	5	5
Долины широкие													
	<2	75	80	65	80	80	85	90	85	90	85	75	60
	>4	2	2	1	0	0	1	1	1	0	3	1	1

Из анализа выборок выяснилось, что температура воздуха в общем не оказывает влияния на формирование инверсий, одни и те же значения вероятности инверсий могут быть при любых значениях температуры воздуха и различия определяются только повторяемостями того или иного предела температуры в данный период времени.

Влияние скорости ветра на формирование инверсий проявляется более четко, что видно из табл. 6, где приведена повторяемость инверсий ночного времени для различных месяцев года при скорости ветра менее 2 м/сек. и более 4 м/сек. Ночью в теплую часть года на значительной части СССР большая часть инверсий (более

Таблица 7

Повторяемость инверсий при пасмурной погоде днем

Зона	Срок (часы)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Лес смешанный	10	—	—	—	—	4	4	8	6	10	10	6	—
	13	12	12	5	2	3	2	8	7	12	10	11	20
	16	—	—	—	—	30	12	14	14	17	29	42	—
Степь	10	—	—	—	6	10	8	4	7	8	8	—	—
	13	11	8	16	0	6	6	9	5	8	8	13	12
	16	—	—	—	—	18	10	13	10	20	24	—	—

50%) возникает при скоростях ветра менее 2 м/сек., лишь в пустынной зоне и степях Казахстана повторяемость инверсий при такой скорости снижается до 30—45%, т. е. в этих районах инверсии образуются в основном при скоростях более 2 м/сек. При скоростях ветра более 4 м/сек. повторяемость инверсий не превышает 10—15% преимущественно только в пустынных и степных районах. В холодную часть года повторяемость инверсий при скоростях ветра более 2 м/сек. увеличивается.

Данные наблюдений показали, что инверсии температуры в приземном слое воздуха могут образовываться и при пасмурной погоде. В табл. 7 приведены повторяемости инверсий, полученные из 30—70 случаев наблюдений при пасмурной погоде за период 1962—1968 гг. Как видно, при пасмурной погоде повторяемость инверсий невелика, как правило, составляет менее 10%, однако она увеличивается летом во вторую половину дня, а также в холодное время года.

Для выяснения связи инверсий температуры воздуха в слоях 0—2 и 0,5—2 м была проведена выборка соответствующих значений разностей температуры по наблюдениям за 1965—1967 гг. для пяти станций, расположенных в разных ландшафтных зонах. Ре-

зультаты приведены в табл. 8 в виде средних значений разности температур почва — воздух (Δt_{0-2}) для различных пределов градиентов температуры воздуха ($\Delta t_{0,5-2}$) при скорости ветра менее 2 м/сек.; включены те средние значения, которые получены не менее чем из пяти случаев отдельных наблюдений. Из табл. 8 вид-

Таблица 8

Средние значения Δt_{0-2} при различных $\Delta t_{0,5-2}$
и скорости ветра $u_2 < 2$ м/сек.

Станция	$\Delta t_{0,5-2}$	Месяц			
		I	IV	VII	X
Беки-Бент	0,0, —0,2	—0,5	—0,7	—0,6	—2,1
	—0,3, —0,5		—1,4	—0,8	—2,5
	—0,6, —1,0		—2,2	—2,9	—2,8
	<—1,0	—5,7			—4,0
Аскания-Нова	0,0, —0,2		—0,5	—0,9	—2,5
	—0,1, —0,5		—1,3	—1,3	—2,1
	—0,6, —1,0		—1,6	—2,2	—3,5
	<—1,0			—3,2	—1,4
Солянка	—0,0, —0,2			0,0	—0,4
	—0,3, —0,5	—4,6	—1,9	0,0	—1,4
	—0,6, —1,0	—7,3	—4,6	—1,3	—3,4
	<—1,0		—5,7	—2,3	—6,4
Николаевское	0,0, —0,2		—2,2	0,2	—0,2
	—0,3, —0,5		—3,3	—0,3	—0,7
	—0,6, —1,0		—3,5	—0,4	
	<—1,0		—3,6	—0,7	
Сковородино	0,0, —0,2		—1,4	—0,2	—0,7
	—0,3, —0,5	—1,6	—2,8	0,4	—0,4
	—0,6, —1,0		—3,1	0,2	—0,9
	<—1,0		—5,1		—0,2

но, что для создания инверсий температуры в воздухе должен иметь место перепад температур, причем даже для слабых инверсий (до $-0,2^\circ$) он составляет от $-0,5^\circ$ до $-2, -2,5^\circ$. С ростом интенсивности инверсий увеличивается перепад, причем для выбранных нами пределов инверсий от $0,0-0,2$ до -1° и менее перепад увеличивается в 2—3 раза. Отмечается изменение в годовом ходе значений перепада при создании инверсий одной и той же интенсивности — в зимнее время (при наличии снежного покрова) — они выше; при отсутствии снежного покрова (ст. Беки-Бент) годовой ход выражен слабо.

Представленные в данной работе данные дают достаточно полную характеристику инверсий температуры воздуха в двухметровом слое.

ЛИТЕРАТУРА

1. Руководство по градиентным наблюдениям и определению составляющих теплового баланса. Л., Гидрометеониздат, 1964.
2. Васильева Л. Г., Голубова Т. А. Приземная инверсия температуры воздуха в разных районах СССР.—Тр. ГГО, 1970, вып. 264, с. 3—22.

Е. Л. ГЕНИХОВИЧ, Л. Ю. ПРЕОБРАЖЕНСКИЙ

ВЕРТИКАЛЬНАЯ СТРУКТУРА ЭНЕРГИИ ТУРБУЛЕНТНОСТИ НАД ВЗВОЛНОВАННОЙ ПОВЕРХНОСТЬЮ

Выполненные в последние годы экспериментальные работы по исследованию структуры ветра над морем позволили определить характеристики турбулентности в приводном слое. Полученные результаты указывают на существенные отличия в структуре турбулентного потока над морем по сравнению с приземным слоем атмосферы. В частности, при безразличной стратификации отношение энергии турбулентности к квадрату динамической скорости не является универсальной константой [3, 4, 8]. Однако выполненные измерения не позволяют достаточно детально описать вертикальное распределение энергии турбулентности, которое должно зависеть от характеристик волнения. Подтверждением этого могут служить особенности в форме энергетических спектров и в виде корреляционных функций пульсаций скорости ветра [1, 3, 8].

Пульсации продольной u' и вертикальной w' компонент скорости ветра измерялись в морских экспедициях ГГО в Северной Атлантике с плавучего буя типа вехи Фруда и на Балтийском море с установленной на грунт конструкции. Измерения проводились с помощью термоанемометров, установленных на уровнях 1, 2 и 5 м. Как следует из полученных данных, дисперсии продольной и вертикальной компонент скорости ветра σ_u^2 и σ_w^2 зависят от характеристик волнения и от высоты над средним уровнем моря.

Для примера на рис. 1 приведены вертикальные профили σ_u и σ_w в зависимости от безразмерной высоты z/λ , где λ — средняя длина волн 50%-ной обеспеченности, для значений динамической скорости v_* 0—9, 10—19 и 20—40 см/сек. (Это приблизительно соответствует аэродинамически гладкому, промежуточному и шероховатому режимам обтекания водной поверхности [5].)

Приведенные результаты, а также данные измерений спектров [3] свидетельствуют о том, что при обтекании потоком взволнованной поверхности происходит добавочная генерация турбу-

лентной энергии, связанная с искривлением линий тока и изменением кривизны профиля скорости вблизи границы. Представляется целесообразным построить простую математическую модель этого процесса.

Чтобы описать характер воздушного потока вблизи искривленной подстилающей поверхности, в уравнения движения следует

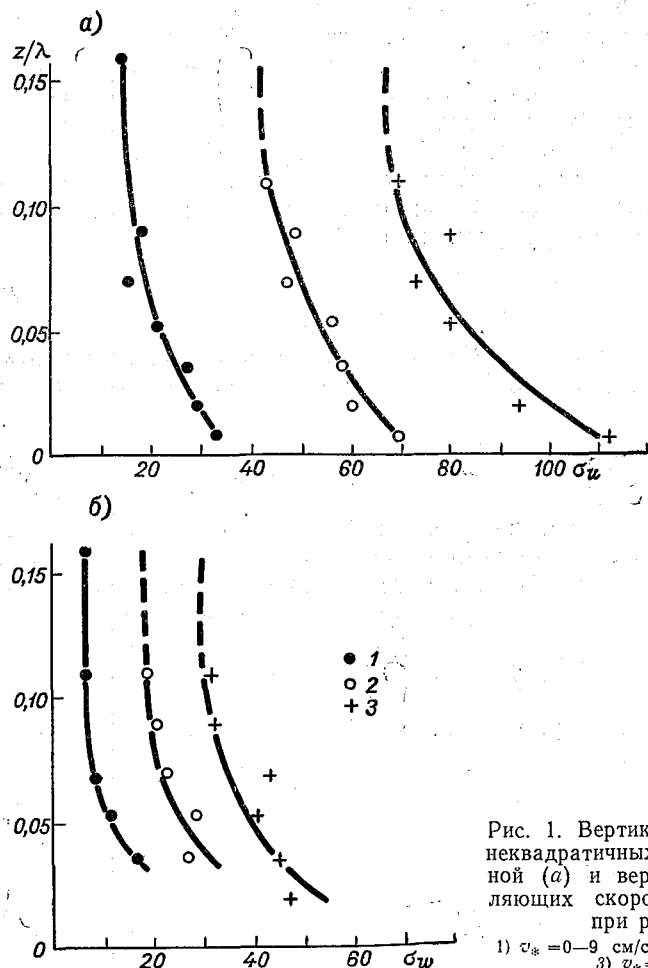


Рис. 1. Вертикальные профили среднеквадратичных пульсаций продольной (а) и вертикальной (б) составляющих скорости ветра над морем при различных v_* .

1) $v_* = 0-9$ см/сек., 2) $v_* = 10-19$ см/сек., 3) $v_* = 20-40$ см/сек.

перейти к потоковым координатам (функция тока и потенциал скоростей потенциального течения в рассматриваемой области). Получающиеся уравнения упрощаются обычными методами теории пограничного слоя [2], причем в случае малой крутизны волн можно показать, что в первом приближении скорость ветра на некотором уровне над поверхностью зависит только от значения

функции тока потенциального течения на этом уровне. В связи с этим для компоненты скорости вдоль линии тока мы воспользуемся простейшей моделью

$$u = \frac{v_*}{\kappa} \ln \frac{\psi}{\psi_0}, \quad (1)$$

где ψ — значение функции тока, ψ_0 — потоковая шероховатость подстилающей поверхности, $\kappa = 0,4$ — постоянная Кармана.

Характер вертикального распределения осредненной по времени энергии турбулентности b можно определить из уравнения баланса энергии турбулентности.

Считая взволнованную поверхность однородной в перпендикулярном ветру направлении и предположив изотропию для коэффициента турбулентного обмена k , запишем трансформационное слаговое баланса энергии турбулентности Tr в виде

$$Tr = k \left\{ \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + 4 \left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 \right\}. \quad (2)$$

Известно (см., например, [8]), что для потенциального течения над бегущей синусоидальной поверхностью функция тока имеет вид

$$\psi = u_\infty \left\{ z + a e^{-\frac{2\pi z}{\lambda}} \cos \left(\frac{2\pi x}{\lambda} - \omega t \right) \right\}, \quad (3)$$

где u_∞ — скорость невозмущенного набегающего потока, a — амплитуда, λ — длина, ω — циклическая частота бегущей волны. Если соотношения (1) и (3) подставить в (2) и осреднить полученное выражение по времени, то получим зависимость

$$Tr = k u_\infty^2 \left(\frac{du}{d\psi} \right)^2 \left(1 + \frac{10\pi^2 a^2}{\lambda^2} e^{-\frac{4\pi z}{\lambda}} \right). \quad (4)$$

Для коэффициента турбулентного обмена примем согласованную с (1) модель

$$k = \kappa v_* \frac{\psi}{u_\infty}, \quad (5)$$

из которой, в частности,

$$k u_\infty \left(\frac{du}{d\psi} \right) = v_*^2. \quad (6)$$

Пренебрегая диффузионным членом, запишем уравнение баланса энергии турбулентности в виде

$$Tr = Di. \quad (7)$$

причем диссипативный член Di будем определять по формуле Колмогорова

$$Di = \frac{c b^2}{k}, \quad (8)$$

где, согласно [7], $c=0,046$. Тогда из (4), (6) и (8) получим окончательное выражение для энергии турбулентности

$$\frac{b}{v_*^2} = \frac{1}{\sqrt{c}} \left(1 + 10 \frac{\pi^2 a^2}{\lambda^2} e^{-\frac{4\pi z}{\lambda}} \right)^{\frac{1}{2}}. \quad (9)$$

Из формулы (9) следует, что энергия турбулентности b пропорциональна динамической скорости v_* и убывает по мере удаления от границы раздела.

Однако числовые коэффициенты, входящие в это выражение, определены на основании грубой модели течения, в которой не учи-

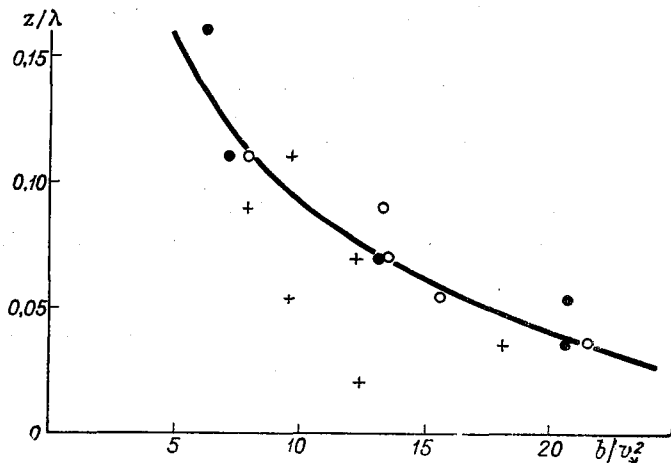


Рис. 2. Вертикальное распределение энергии турбулентности в приводном слое (кривая рассчитана по формуле (10)).

Уел. обозначения см. рис. 1.

тываются такие факторы, как несинусоидальная форма взволнованной поверхности, трансформация профиля скорости вдоль отдельной волны и связанное с этим обстоятельством возможное изменение динамической скорости v_* . Поэтому мы предположим, что измерение энергии турбулентности с высотой описывается соотношением типа (9)

$$\frac{b}{v_*^2} = \frac{1}{\sqrt{c}} \left(1 + A \frac{a^2}{\lambda^2} e^{-B \frac{z}{\lambda}} \right)^{\frac{1}{2}}, \quad (10)$$

коэффициенты которого определяются из экспериментального графика (рис. 2), на котором приведена зависимость b/v_*^2 от безразмерной высоты z/λ , причем величина b определялась по формуле

$$b = \frac{2\sigma_u^2 + \sigma_w^2}{2}.$$

Кривая, рассчитанная при эмпирических значениях констант $A=1 \cdot 10^5$ $B=32$, приведена на этом же рисунке, причем отношение a/λ принималось равным $0,25 \cdot 10^{-1}$, что соответствует крутизне крупных океанических волн. Сопоставление формул (9) и (10) показывает, что для реальных течений скорость затухания граничного возмущения с высотой, по-видимому, больше, чем та, которая предсказывается теорией потенциальных течений. Таким образом, модель (1) для скорости ветра можно считать удовлетворительной, если в формуле (3) коэффициент 2π в экспоненте заменить на большую величину.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бышев В. И., Кузнецов О. А. Структурные характеристики атмосферной турбулентности в приземном слое над открытым океаном. Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, 1969, т. 5, № 6.
2. Ван-Дайк М. Методы возмущений в механике жидкости. М., «Мир», 1967.
3. Волков Ю. С. Спектры пульсаций скорости и температуры воздушного потока над взволнованной поверхностью моря. Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, 1969, т. 5, № 12.
4. Зубковский С. Л., Кравченко Т. К. Прямые измерения некоторых характеристик атмосферной турбулентности в приземном слое. Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, 1967, т. 3, № 2.
5. Китайгородский С. А. Мелкомасштабное взаимодействие океана и атмосферы. Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана, 1969, т. 5, № 11.
6. Милн-Томсон Л. М. Теоретическая гидродинамика. М., «Мир», 1964.
7. Монин А. С., Яглом А. М. Статистическая гидромеханика, ч. I, М., «Наука», 1967.

НЕКОТОРЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ПРОГНОЗА СОДЕРЖАНИЯ ПРИМЕСЕЙ В ГОРОДСКОМ ВОЗДУХЕ

Наиболее значительное скопление примесей в воздухе имеет место, когда повышенные выбросы осуществляются в период неблагоприятных для их рассеивания метеорологических условий. В связи с этим необходимо прогнозирование таких условий и предотвращение чрезмерных выбросов.

Отработка методики прогноза связана с изучением метеорологических факторов, определяющих значительное скопление примесей в приземном слое воздуха.

Для отдельных случаев известны метеорологические условия, при которых отмечаются повышенные концентрации примесей в воздухе. Это в первую очередь относится к городам, где промышленные предприятия расположены за пределами жилых кварталов. Здесь необходимым условием повышенного содержания примесей в воздухе является соответствующее направление ветра. При заданном направлении ветра метеорологические факторы, создающие наиболее интенсивное скопление примесей в приземном слое воздуха, в значительной степени были проанализированы в теоретических исследованиях [2—5]. С ними связаны опасная скорость ветра, зависящая от параметров выбросов, приподнятая инверсия, расположенная над источниками, туманы. На основании указанных зависимостей в некоторых городах (Дзержинск, Запорожье) начато оперативное метеорологическое обеспечение промышленных предприятий.

Значительно более сложной задачей является установление метеорологических условий повышенного содержания примесей в воздухе в городах, на территории которых расположено большое количество различных источников выбросов. Здесь практически невозможно учесть параметры выбросов от всех источников, тем более что многие из них оказываются случайными. Задача принимает статистический характер. В ряде работ [11—16 и др.], в том числе и в исследованиях, выполненных ранее автором [6—9], изучались связи между наличием примесей в воздухе в городах

и метеорологическими условиями, а также синоптическими процессами. Получены отдельные статистически значимые связи, которые относительно четко проявляются в среднем, но в конкретных случаях могут иметь существенные исключения. При дальнейшем уточнении этих связей наибольшее внимание уделялось изучению метеорологических условий общего содержания примесей в воздухе над всем городом. Для его характеристики пользовались параметром

$$P = \frac{m}{n},$$

где n — общее число наблюдений в течение рассматриваемого промежутка времени (одни или несколько суток), m — число наблюдений в течение этого же промежутка с концентрациями, превышающими в 1,5 раза среднесезонные значения по данным каждого пункта в отдельности [10]. Очевидно, что параметр P может меняться от 0 до 1. В среднем $P \approx 0,2$.

Метеорологические условия содержания примесей в воздухе в целом над городом изучаются отдельно по сезонам года. В данной работе приводятся результаты анализа материалов за холодное полугодие 1967-68 г. по городам Ленинград, Свердловск, Алма-Ата, Курск, Красноярск, а также за два холодных полугодия (1967-68 и 1968-69 гг.) по материалам г. Читы. При рассмотрении содержания примесей в воздухе в условиях застоя использованы также материалы Иркутска и Новосибирска за период октябрь 1967 г. — март 1968 г.

Само введение параметра P может быть полезным для уточнения связей. Дело в том, что информация о концентрациях примесей в воздухе по ряду причин, в частности из-за неперIODических колебаний выбросов, содержит случайную составляющую. С этим могут быть связаны нарушения установленных зависимостей. Параметр P в меньшей степени, чем значения отдельных концентраций, подвержен влиянию случайных колебаний выбросов [10] и в большей степени определяется метеорологическими условиями. Таким образом, при использовании P мы исключаем по крайней мере одну из причин нарушения связей. Оказалось, однако, что и при этом полученные ранее связи между метеорологическими условиями и содержанием примесей в воздухе не всегда реализуются в конкретных случаях. Например, известно, что к опасным условиям в городах относится застой воздуха, характеризующийся очень слабыми ветрами ($0-1$ м/сек.) и приземными инверсиями. Анализ материалов по восьми указанным городам показал, что повторяемость повышенного содержания примесей в воздухе ($P \geq 0,2$) в условиях застоя составляет только 70%. В то же время высокие величины P нередко имели место при условиях погоды, которые не всегда относят к неблагоприятным для больших городов.

Отсюда следует вывод, что отмеченные выше нарушения статистических связей определяются не только наличием случайной

составляющей в информации, но и тем, что не учитываются некоторые существенные метеорологические факторы. При дальнейшем анализе, с одной стороны, более детально рассматривается проявление известных связей, с другой стороны, делается попытка выявить и рассмотреть новые факторы.

В первую очередь представляет интерес вопрос о том, как в среднем меняется содержание примесей в воздухе при нарушении условий застоя (сочетание штиля и приземной инверсии) в связи с усилением ветра и разрушением инверсии и какой из указанных факторов является более существенным. Оказывается, что усиление ветра до 1—2 м/сек. вызывает меньшее снижение содержания примесей в атмосфере, чем ликвидация приземной инверсии при сохранении штиля (табл. 1). В таблицу не включены дан-

Таблица 1

**Показатель содержания примесей в воздухе по городу
при условиях, близких к застойным**

Город	Скорость ветра (м/сек.) при наличии призем- ной инверсии			Штиль и отсутствие приземной инверсии
	штиль	1	2	
Ленинград	0,27	0,23	0,19	0,14
Свердловск	0,18	0,17	0,18	0,12
Алма-Ата	0,37	0,33	—	0,17
Красноярск	0,33	0,33	0,30	0,19
Чита	0,25	0,23	0,16	0,20

ные по г. Курску, так как в течение рассматриваемого периода здесь было мало случаев с отсутствием ветра.

Результаты, представленные в табл. 1, соответствуют выводам теоретических исследований М. Е. Берлянда [3], из которых следует, что ослабление ветра до штиля оказывает двоякое воздействие на содержание примесей в воздухе. С одной стороны, концентрация примесей в приземном слое атмосферы должна сильно возрасти. В то же время неограниченно возрастает подъем перегретых выбросов, которые при отсутствии ветра переносятся в более высокие слои атмосферы и рассеиваются. Однако если штиль сопровождается инверсией, то для поднимающихся выбросов создается потолок, препятствующий их дальнейшему подъему. В результате концентрации примесей у земли сильно возрастают. Именно поэтому, как видно из табл. 1, в условиях штиля содержание примесей в воздухе резко снижается при отсутствии инверсий: когда штиль не сопровождается большой устойчивостью атмосферы, то даже низкие перегретые выбросы переносятся в более высокие слои и не загрязняют приземный слой воздуха.

Таким образом, наличие штиля или слабого ветра само по себе не может рассматриваться в качестве неблагоприятной ситуации. Рассмотрение повторяемости слабых ветров как характеристики для оценки потенциала загрязнения воздуха зимой на обширной территории [1] оправдано тем, что они чаще всего сопровождаются устойчивой стратификацией.

Скорость ветра и устойчивость атмосферы не определяют полностью характер содержания примесей в воздухе, и учет только этих параметров недостаточен, таким образом, для его предсказания. При анализе других факторов представлялось естественным рассмотреть в первую очередь направление ветра. Обработка наблюдений за концентрациями примесей в отдельных точках ряда городов показала, что в большинстве случаев связь между содержанием примесей в воздухе и направлением ветра при таком анализе не обнаруживается [6]. Это объясняется особенностями распространения примесей в городе: большим числом источников с различными характеристиками выбросов, сложным полем ветра, созданием фоновой концентрации. В настоящей работе при обработке значений P , характеризующих содержание примесей в воздухе по городу в целом, удалось обнаружить, что при определенных направлениях ветра в среднем содержание примесей в городской атмосфере повышено. Это видно из табл. 2.

Таблица 2

Повторяемость случаев с повышенным содержанием примесей в воздухе ($P > 0,2$) при некоторых направлениях ветра

Город	Неблагоприятные направления ветра	Повторяемость (%)
Ленинград	В, ЮВ, Ю, ЮЗ	79
Свердловск	ЮВ, Ю	68
Курск	С, СВ, В	58
Красноярск	СВ, В	83
Алма-Ата	ЮВ, В	80
Чита	С, СВ, В, ЮВ	60

Таким образом, направление ветра можно рассматривать как один из самостоятельных факторов, определяющих загрязнение воздуха в городе.

Скопление примесей в городском воздухе зависит от температуры воздуха в приземном слое: с относительно высокой температурой при прочих равных условиях связано повышенное загрязнение воздуха. Это часто бывает трудно проследить из-за наложения влияния других факторов. Например, к значительному скоплению примесей приводит застой воздуха, который обычно наблюдается

при весьма низких температурах. Выход активных зимних циклонов обуславливает значительное повышение температуры и в то же время приводит к очищению атмосферы от примесей. Следовательно, если рассматривать связь концентраций примесей в воздухе с ее температурой независимо от остальных условий погоды, то чаще обнаруживается не увеличение, а уменьшение содержания примесей в воздухе с ростом температуры, что будет определяться указанными выше сопутствующими явлениями.

Таким образом, необходимо рассмотреть связь между загрязнением воздуха и его температурой при примерно одинаковых

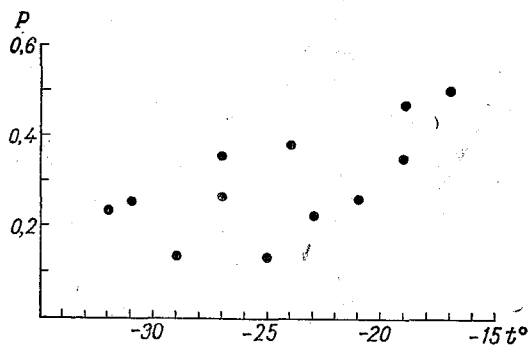


Рис. 1. Связь между содержанием примесей в воздухе (параметр P) и дневной температурой в условиях сильного застоя. Чита.

других условиях погоды. Это удалось сделать по материалам городов Алма-Аты и Читы, где преобладают слабые ветры и изменчивость метеоусловий сравнительно невелика. По данным трех зимних месяцев г. Алма-Аты (декабрь 1967 г., январь и февраль 1968 г.) было отобрано 18 случаев, когда приземная инверсия сопровождалась скоростью ветра 0—1 м/сек. Для них исследовалась зависимость между величиной P и максимальной температурой воздуха (t_m) соответствующего дня. Оказалась, что имеется определенная положительная связь, выраженная коэффициентом корреляции $r=0,47 \pm 0,19$. При $t_m > 0$ в среднем $P=0,43$, при $t_m < 0$ $P=0,24$.

По наблюдениям в Чите отобрано 12 случаев, когда в условиях застоя воздуха в дневные часы сохранялась мощная приземная инверсия (мощностью не менее 500 м и интенсивностью не менее 5°). Здесь корреляция с температурой воздуха оказалась еще более тесной (рис. 1), $r=0,66 \pm 0,17$.

Тенденция к повышению содержания примесей в воздухе при относительно высокой температуре проявляется не только в условиях застоя. Так, в Ленинграде при зимних оттепелях и слабых ветрах содержание примесей в воздухе оказалось повышенным ($P > 0,2$) в 7 случаях из 8; в Свердловске при температуре воздуха в зимний период выше -10° и скорости ветра 1—2 м/сек. — в 10 случаях из 13; в Красноярске при температуре воздуха

выше 8° и скорости ветра не более 5 м/сек. повышенное содержание примесей в воздухе наблюдалось 9 раз из 11.

Можно предположить две причины прямой связи содержания примесей в городском воздухе с его температурой. Во-первых, в условиях застоя воздуха при низких зимних температурах усиливается эффект острова тепла и соответственно поступление в город относительно чистого воздуха вследствие местной циркуляции. Аналогичный вывод был сделан и И. А. Зильберштейном [5]. Вторая причина может быть связана с усилением всплывания пере-

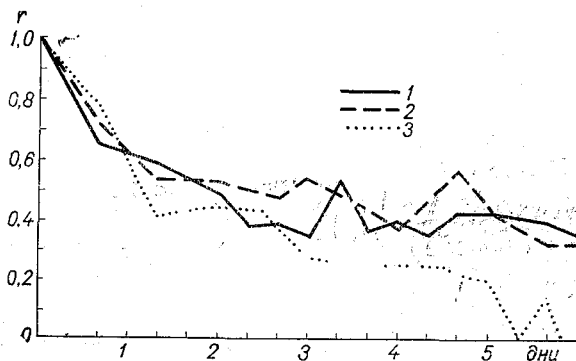


Рис. 2. Автокорреляционная временная функция параметра P .

1 — Красноярск, 2 — Алма-Ата, 3 — Чита.

гретых выбросов при понижении температуры за счет увеличения разности температур между выбрасываемыми примесями и окружающим воздухом.

Существенное влияние на содержание примесей в городском воздухе оказывает инерционный фактор. Содержание примесей в воздухе по городу в целом в сильной степени зависит от его величины в предшествующие дни, причем это обстоятельство в ряде случаев является причиной нарушения известных связей.

Для изучения инерционного фактора был проведен анализ временной корреляционной функции величин P , рассчитанной на ЭВМ «Урал-4» по специально составленной программе. Ход функции для нескольких городов показан на рис. 2. В связи с тем что наблюдения за содержанием примесей в воздухе проводятся по скользящему графику (в понедельник, среду и пятницу в 15, 18 и 21 час; во вторник, четверг и субботу в 6, 9 и 12 час.) с выходным днем в воскресенье, интервалы в сутках между средними сроками оказались следующими: $\frac{2}{3}$, $1\frac{1}{3}$, 2, $2\frac{1}{3}$, $2\frac{2}{3}$, 3, $3\frac{1}{3}$, $3\frac{2}{3}$ и т. д. Из рис. 2 видно, что устойчивая положительная корреляция сохраняется в течение 4—5 суток. При интервале $\frac{2}{3}$ суток $r=0,7\div 0,8$, при интервале 4—5 суток $r=0,25\div 0,30$.

Рассмотрим инерционный фактор в виде, удобном для использования в прогностических целях.

В табл. 3 представлены данные о повторяемости случаев с повышенным загрязнением воздуха после различных значений в предшествующий день.

Здесь приводятся результаты подсчетов по всем рассмотренным городам вместе. Однако отмеченные особенности имеют место и для каждого из городов в отдельности.

Из таблицы видно, что только величина показателя P в текущий день в значительной степени определяет содержание примесей

Таблица 3

Повторяемость (%) повышенного содержания примесей в воздухе ($P > 0,2$) в зависимости от величины P в предшествующий день (в скобках приводится число случаев соответствующей выборки)

P_{n-1}	Наблюдения проводились			
	в текущий день утром, в предшествующий — вечером		в текущий день вечером, в предшествующий — утром	
	в общем случае	при застое воздуха	в общем случае	при застое воздуха
$<0,1$	11 (105)	24 (33)	24 (66)	50 (10)
$\geq 0,3$	92 (109)	95 (39)	66 (75)	100 (14)

в городском воздухе в последующий день. При этом особенно тесная связь обнаруживается между содержанием примесей в воздухе текущего дня по данным утренних наблюдений и предшествующего — по данным вечерних наблюдений. В табл. 3 приводятся также данные о содержании примесей в воздухе в условиях застоя в зависимости от величины P в предшествующий день (P_{n-1}). Наиболее примечательным является здесь то обстоятельство, что после дня с относительно чистым воздухом ($P_{n-1} < 0,1$) и в условиях застоя повышенного содержания примесей не отмечается. Именно с этим связано большинство случаев, когда при застое воздух был сравнительно чист. Таким образом, обнаруживаются два вида инерции: метеорологическая и самого содержания примесей в воздухе. Метеорологическая инерция означает тенденцию к сохранению тех атмосферных факторов, которые определяют уровень содержания примесей в воздухе. Существенно в данном случае то, что некоторые из них могут быть неизвестны, и с помощью рассмотрения предшествующего содержания примесей в воздухе они в какой-то степени учитываются автоматически. Относительно чистый воздух в условиях застоя после дней с малыми значениями P определяется инерцией самого содержания примесей в воздухе.

В периоды застоя воздуха проявление инерционного фактора в указанном выше виде нарушается. Скопления примесей в городском воздухе в эти периоды не происходит. По данным ряда горо-

дов нами выделен 21 случай застоя воздуха в зимний сезон с периодами длительностью не менее трех суток. Оказалось, что только в двух случаях, причем оба раза застой продолжался только трое суток, отмечался непрерывный рост содержания примесей в воздухе. Таблица 4 дает представление об изменении содержания примесей в воздухе в течение рассмотренных периодов застоя.

Таблица 4

Число случаев с различным ходом содержания примесей в воздухе в течение длительных периодов застоя (3 дня и более)

Общее число	Непрерывный рост	Непрерывное падение	Один максимум в среднем периоде	2—3 максимума в течение периода	Без изменений
21	2	7	4	6	2

Таким образом, в течение периода застоя воздуха чаще всего наблюдается либо колебание содержания примесей в атмосфере с одним или несколькими максимумами, либо его уменьшение. Характерные примеры хода содержания примесей в воздухе

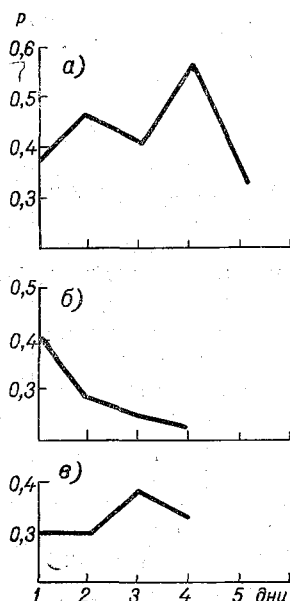


Рис. 3. Характерные типы изменения содержания примесей в воздухе в период застоя воздуха.

а) Красноярск, 30/I—3/II 1968 г.; б) Чита, 25—28/XII 1967 г.; в) Красноярск, 6—9/XII 1967 г.

в период застоя показаны на рис. 3. Очевидно, в рассматриваемых условиях имеются причины, препятствующие непрерывному росту содержания примесей в воздухе. Во-первых, при поступлении и рассеивании примесей в какой-то момент времени может насту-

пить динамическое равновесие, так как при возрастании концентраций примесей в городе возрастает одновременно их удаление вследствие увеличения градиента концентраций. Во-вторых, в условиях застоя воздуха за счет скопления примесей, так же как и за счет снижения температуры (о чем ранее уже указывалось), усиливается эффект городского острова тепла, что приводит к оживлению турбулентного обмена. Оказалось, что наиболее опасными являются случаи возникновения застоя, если в предшествующий день, когда ситуация не была еще застойной, наблюдалось повышенное значение параметра P . По материалам двух зимних сезонов г. Читы отобрано 19 таких случаев ($P_{n-1} > 0,25$), при этом в среднем $P = 0,34$. Если же застойная ситуация наблюдается не первый день, то при $P_{n-1} > 0,25$ по данным Читы в среднем содержание примесей в воздухе не столь значительно, $P = 0,28$.

Таким образом, опасным оказывается момент снижения скорости ветра до значений менее 1 м/сек. и наступление условий застоя воздуха. В этих условиях по данным всех рассмотренных городов наблюдалось 12 случаев (из 44) с наиболее значительным содержанием примесей в воздухе ($P > 0,4$). Из приведенных материалов видно, что существует ряд причин метеорологического характера, определяющих концентрацию примесей в городском воздухе. Они находятся в сложном взаимодействии друг с другом и с особенностями распространения выбросов в городе. Однако можно выделить несколько метеорологических факторов, которые действуют совместно и в то же время (в некоторой степени) независимо друг от друга, определяя содержание примесей в городском воздухе: скорость ветра, устойчивость пограничного слоя атмосферы, направление ветра, температура приземного слоя воздуха, предшествующее загрязнение воздуха в городе. Полученные результаты позволяют в первом приближении сформулировать метеорологические условия повышенного содержания примесей в воздухе для использования выводов в прогностических полях. По сути дела, речь идет о формулировании правил для прогноза содержания примесей в воздухе, поскольку метеорологические условия систематически предсказываются.

Были сформулированы правила прогноза повышенного содержания примесей в воздухе и правила прогноза наиболее опасного скопления примесей в городском воздухе. В первом случае речь идет об альтернативном прогнозе повышенного содержания примесей в воздухе, за которое условно принято $P > 0,2$. Очевидно, что такие прогнозы представляют определенный интерес, хотя практическое значение их ограничено. Наибольший интерес представляют прогнозы дней с самым высоким содержанием примесей в воздухе, в течение которых реально требовать уменьшения выбросов и предотвращения опасности для здоровья людей.

Выделены следующие метеорологические условия, определяющие повышенное содержание примесей в воздухе ($P > 0,2$).

1. Застой воздуха (приземная инверсия и скорость ветра 0—1 м/сек.).

В целом по всем рассмотренным городам повторяемость случаев с $P > 0,2$, как уже отмечалось, около 70%. Наиболее высокий процент отмечен в Алма-Ате (80%), Красноярске (78%), Иркутске (79%). Правило в указанном виде не оправдывается в Свердловске (33%) и Новосибирске (50%), что, по-видимому, связано с большим вкладом высоких выбросов, для которых, как известно, застой не является опасной ситуацией.

2. Застой воздуха в сочетании с относительно повышенным загрязнением воздуха в предшествующий день $P_{n-1} > 0,15$.

В целом по всем рассмотренным городам повторяемость $P > 0,20$ составляет 88%. Это правило оправдывается по материалам каждого города в отдельности.

3. Неблагоприятные направления ветра.

В каждом из рассмотренных городов имеется одно или несколько направлений ветра, при которых содержание примесей в воздухе относительно повышено. Повторяемость случаев $P > 0,2$ при таких неблагоприятных направлениях ветра по всем городам вместе составляет 75%.

4. Относительно высокая по сравнению со средними величинами температура воздуха при слабых ветрах.

Это условие имеет высокую обеспеченность в Ленинграде, Свердловске, Красноярске, Алма-Ате, однако критерии для различных городов оказались разные. По указанным четырем городам повторяемость $P > 0,2$ составляет 80%.

5. Высокий уровень концентрации примесей в воздухе в предшествующий день при условии, что не ожидается резких изменений погоды, обуславливающих очищение атмосферы от примесей (выход развитого циклона, значительное увеличение градиента давления и др.).

Если в предшествующий день $P_{n-1} > 0,3$, то в последующий день по материалам всех рассмотренных городов вместе независимо от других условий повторяемость $P > 0,2$ составляет 80%. Необходимость учета возможных резких изменений погоды при использовании инерционного фактора очевидна.

К метеорологическим условиям наиболее опасного скопления примесей в городском воздухе могут быть отнесены два типа случаев.

1. Случаи опасного содержания примесей в воздухе при сочетании нескольких указанных выше неблагоприятных метеорологических условий, включая $P_{n-1} > 0,25 \div 0,30$.

Ниже приводим условия наиболее интенсивного загрязнения воздуха для отдельных городов.

Красноярск. Застой воздуха или относительно высокая температура ($t > 8$) при слабых ветрах в сочетании с $P_{n-1} \geq 0,3$. В течение зимы наблюдалось 14 дней с указанными условиями, которые включали в себя все случаи наиболее интенсивного содержания примесей в воздухе.

Алма-Ата. Застой воздуха при положительной максимальной температуре днем в сочетании с $P_{n-1} \geq 0,30$. 8 дней с указанными

условиями включали все случаи с наиболее опасным скоплением примесей в воздухе.

Ленинград. Слабый ветер (до 2 м/сек.) со стороны неблагоприятных направлений (В, ЮВ, ЮЗ) в сочетании с приземной инверсией. 16 дней с этими условиями включают все опасные случаи. Если поставить дополнительным условием $P_{n-1} \geq 0,30$, то остается только 6 дней с весьма интенсивным содержанием примесей в воздухе.

Свердловск. Одно из трех неблагоприятных условий — застой воздуха, относительно высокая температура ($t > -10$) при слабом ветре и его неблагоприятном направлении (ЮВ, Ю) в сочетании с $P_{n-1} > 0,25$. 12 дней с указанными условиями включают все случаи опасного содержания примесей в воздухе.

Чита. Приземная инверсия и штиль или наличие очень слабого переноса (скорость ветра 0—1 м/сек.) с С, СВ, В и ЮВ с исключением из рассмотрения наиболее холодных дней ($t < -30^\circ$) при $P_{n-1} > 0,15$. За два зимних сезона было отмечено 22 дня с указанными условиями, которые включают все случаи наиболее интенсивного содержания примесей в воздухе.

2. Опасные скопления примесей в воздухе во всех рассматриваемых городах при уменьшении скорости ветра до величины менее 1 м/сек. и формировании застоя при условии, что в предшествующий день $P_{n-1} > 0,25$.

Исходя из приведенных выше положений, в каждом из городов в течение зимнего сезона имеется возможность дать около 10 предупреждений об опасной концентрации примесей в воздухе, на основании которых городским властям следует принимать меры для сокращения выбросов примесей в воздух.

ЛИТЕРАТУРА

1. Безуглая Э. Ю. К определению потенциала загрязнения воздуха.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 69—79.
2. Берлянд М. Е. и др. О загрязнении атмосферы промышленности выбросами.—Метеорол. и гидрол., 1963, № 8.
3. Берлянд М. Е. Об опасных условиях загрязнения атмосферы промышленными выбросами.—Тр. ГГО, 1966, вып. 185.
4. Берлянд М. Е., Онискул Р. И., Рябова Г. В. К теории диффузии в условиях тумана.—Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
5. Зильберштейн И. А. О загрязненности атмосферного воздуха в Чите.—«Охрана природы и воспроизводство естественных ресурсов». Вып. 1. Чита, 1967.
6. Сонькин Л. Р., Разбегаева Е. А., Терехова К. Н. К вопросу о метеорологической обусловленности загрязнения воздуха над городами.—Тр. ГГО, 1966, вып. 185.
7. Сонькин Л. Р. Некоторые результаты синоптико-климатологического анализа загрязнения воздуха в городах.—Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
8. Сонькин Л. Р., Чаликов Д. В. Об обработке и анализе наблюдений за загрязнением воздуха в городах.—Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
9. Сонькин Л. Р. Анализ метеорологических условий опасного загрязнения воздуха в городах.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234.

10. Сонькин Л. Р., Денисова Т. П. Метеорологические условия формирования периодов интенсивного загрязнения воздуха в городах.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 33—41.
11. Шевчук И. А., Введенская Л. И., Володкевич Л. И. Повторяемость метеорологических условий, способствующих увеличению загрязнения приземного слоя атмосферы.— Тр. Новосиб. регион. ГМИ, 1969, вып. 2.
12. Dickon R. R. Meteorological factors affecting particulate air pollution of a city.— BAMS, 1961, v. 42, No. 8.
13. Harada H. Relation between air pollution in Osaka and Anticyclone.— J. Met. Res., 1968, v. 20, No. 12.
14. Holzworth G. C. Large-Scale Weather Influences on Community Air Pollution Potential in the United States.— J. Air Poll. Contr. Assoc., 1969, v. 19, No. 4.
15. Lawrence E. N. High values of atmospheric pollution in Summer of Kew and the associated Weather.— Atmospheric Environment, 1969, v. 3, No. 12.
16. Noack R. Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Luftverunreinigung und meteorologischen Faktoren.— Angewandte Meteorologie, 1963, Bd. 4, H. 8—10.

К СТАТИСТИЧЕСКОМУ ОПРЕДЕЛЕНИЮ СРЕДНИХ И МАКСИМАЛЬНЫХ ЗНАЧЕНИЙ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПРИМЕСЕЙ

При организации наблюдений по контролю за загрязнением воздуха одним из необходимых условий является сопоставимость данных измерений различных пунктов как в одном городе, так и по ряду городов. В системе Гидрометеослужбы это в значительной степени обеспечивается проведением регулярных наблюдений, характеризующихся едиными методами отбора и анализа проб воздуха во всех городах. Различают стационарные и маршрутные наблюдения в определенных пунктах города, а также выездные наблюдения под факелами промышленных предприятий на разных расстояниях от источников выбросов. На стационарных пунктах отбор проб осуществляется 2—3 раза в день, т. е. 500—1000 измерений в год. Маршрутные наблюдения проводятся один раз в сутки или реже и общее их количество за год обычно не превышает 100—150. Наблюдения под факелом источников выбросов производятся эпизодически. На определенном расстоянии от предприятия количество измерений редко бывает больше 20—30. В некоторых городах наблюдения за загрязнением воздуха производятся только в течение периода обследования химического состава воздушного бассейна. Количество отборов и анализа проб воздуха в этом случае может быть различным. В связи с этим значения средних и максимальных концентраций за любой период наблюдений могут оказаться несравнимыми из-за различия в числе измерений.

В работе [1] отмечалось, что во многих случаях распределение вероятности концентраций примеси в воздухе городов удовлетворительно описывается логарифмически нормальным законом

$$f(q) = \frac{1}{sq\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{\ln^2 \frac{q}{m}}{2s^2}}, \quad (1)$$

где $f(q)$ — плотность распределения концентрации примеси q ; s и m — параметры логарифмически нормального распределения.

При условии, что распределения исследуемых величин являются логарифмически нормальными, на основании (1) можно получить аналитические выражения для среднего значения концентрации примеси q , ее дисперсии σ^2 , коэффициента вариации V , максимальной концентрации примеси q_m с любой вероятностью ее превышения и для вероятности F появления величины q выше какого-либо значения q_m :

$$\bar{q} = m e^{s^2/2}, \quad (2)$$

$$\sigma^2 = m^2 e^{s^2} (e^{s^2} - 1), \quad (3)$$

$$v = \frac{\sigma}{q} = \sqrt{e^{s^2} - 1}, \quad (4)$$

$$q_m = m e^{zs\sqrt{2}}, \quad (5)$$

$$F(q > q_m) = \frac{1}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \left(\frac{\ln \frac{q_m}{m}}{s\sqrt{2}} \right) \right], \quad (6)$$

$$\text{где } z = \frac{\ln \frac{q_m}{m}}{s\sqrt{2}};$$

для вероятности превышения q_m в 0,1% случаев

$$q_m = m e^{3s}. \quad (7)$$

С помощью этих выражений из экспериментальных данных можно получить все необходимые характеристики. В практической работе, однако, выполнение расчетов оказывается весьма трудоемким. Наибольший интерес обычно представляет определение q_m с различной вероятностью его превышения. Оно может быть получено из (2) и (3) через $\bar{q}$ и σ^2

$$q_m = \frac{\bar{q}}{\sqrt{1 + \frac{\sigma^2}{q^2}}} e^{z\sqrt{2} \sqrt{\ln \left(1 + \frac{\sigma^2}{q^2} \right)}} \quad (8)$$

При этом вычисление $\bar{q}$ и σ^2 из материала наблюдений не представляет особых трудностей.

Для удобства и ускорения расчетов q_m нами была построена номограмма, с помощью которой по известным значениям $\bar{q}$ и σ при заданной вероятности повышения можно определить q_m . На рис. 1 приведена такая номограмма для $F(q > q_m) = 0,1\%$. Вероятность превышения q_m в 0,1% случаев является наиболее приемлемой характеристикой, поскольку она дает самую хорошую согласованность с наблюдаемым значением максимума при большом числе наблюдений. Если измерения производятся три раза в день, т. е. более 1000 в год, то 0,1% соответствует одному из них.

Для проверки возможности определения максимальной концентрации примеси с помощью номограммы были использованы данные наблюдений за сернистым газом, окисью углерода и дву-

окисью азота в 1968—1969 гг. по 30 городам СССР (80 стационарных пунктов). Предварительно была проверена применимость логарифмически нормального закона к данным распределения кон-

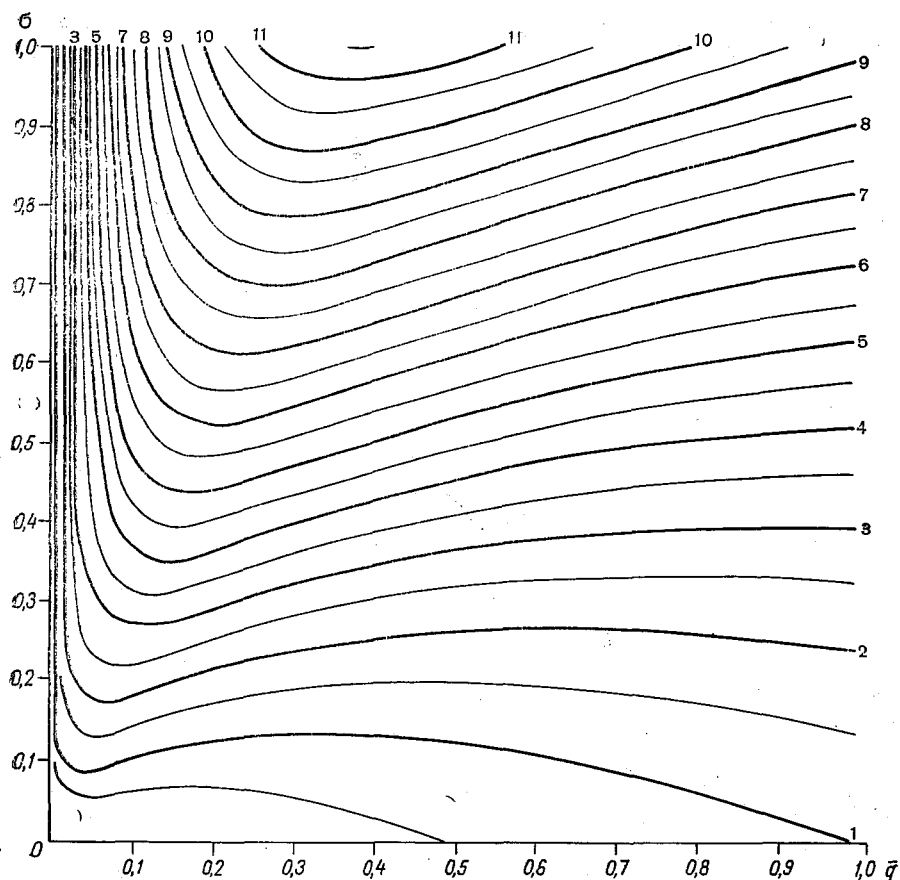


Рис. 1. Номограмма для вычисления q_m по данным $\bar{q}$ и σ .

центраций примесей. Концентрации всех примесей, как правило, распределены логарифмически нормально.

На основании вычисленных средних концентраций примеси и σ по номограмме определены значения q_m с вероятностью ее превышения в 1 и 0,1% случаев. Анализ результатов показал, что максимальная концентрация примеси, вычисленная при $F(q > q_m) = 1\%$, обычно ниже зафиксированной при наблюдениях. На рис. 2 показана связь между рассчитанными и наблюдаемыми значениями максимума при $F = 0,1\%$.

Из графика видно, что вычисленные максимальные концентрации всех примесей почти никогда не бывают ниже наблюдаемых.

Обычно они равны или несколько выше q_m , полученного из измерений. Наблюдаемый максимум чаще всего соответствует 0,1—0,5% вероятности того, что он будет превышен. Это связано с тем, что количество измерений в течение рассматриваемого периода может быть любым и поэтому величина зафиксированного максимума может изменяться в широких пределах. Используя расчетный

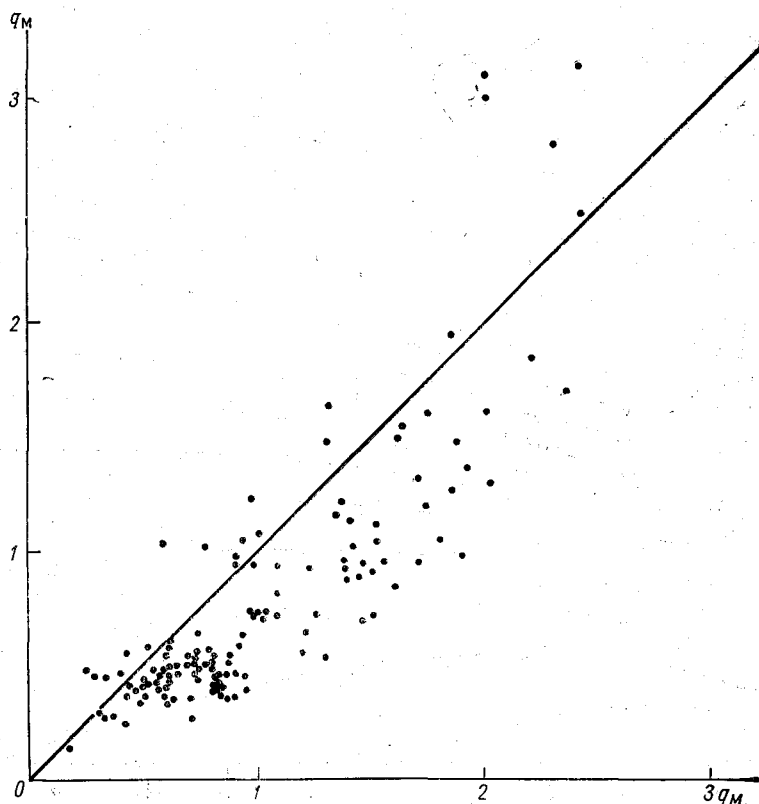


Рис. 2. Связь между рассчитанными (по горизонтали) и наблюдаемыми (по вертикали) максимальными концентрациями примесей.

метод, мы имеем возможность установить вполне реальный максимум с любой вероятностью его превышения.

Относительная погрешность в определении q_m зависит, как видно из (8), от ошибки в расчете $\bar{q}$ и σ . В связи с этим были проанализированы данные дисперсии концентрации примесей. Установлено, что дисперсия загрязнения воздуха зависит от вида примеси [4]. Как показали данные, σ зависит в первую очередь не от вида примеси, а от величины $\bar{q}$, поскольку характерной особен-

ностью логарифмически нормального распределения является то, что коэффициент вариации близок к 1, т. е. чем выше средний уровень загрязнения воздуха данной примесью, тем больше ее дисперсия. Вместе с тем, отмечается также зависимость от вида примеси.

Как видно из табл. 1, коэффициент вариации для концентрации окиси углерода в большинстве городов изменяется от 0,5 до 1 и лишь в нескольких случаях превышает 1. Среднее квадратическое отклонение для концентраций сернистого газа, пыли и двуокиси азота составляет от 0,5 до двух средних значений. В тех же

Таблица 1

Повторяемость (%) различных значений коэффициента вариации V

Примесь	Количество случаев	Градации V			
		0,00—0,50	0,51—1,00	1,01—2,00	2,01
Сернистый газ	60	—	43	40	17
Двуокись азота	65	—	60	34	6
Окись углерода	61	6	80	13	—
Пыль	34	—	68	26	6
Сажа	33	—	12	64	24

пределах изменяется коэффициент вариации для концентрации сажи, но обычно он больше 1.

В пределах одного города, как получено из данных наблюдений на стационарных пунктах, коэффициент вариации концентраций примеси меняется незначительно. Средние квадратические отклонения концентрации сернистого газа, вычисленные для 20 точек города, почти одинаковы [3, 4].

Средние концентрации примеси вычисляются из данных измерений, количество которых, как показано выше, может существенно различаться.

Чтобы ответить на вопрос, какова ошибка замены истинного параметра x значением $\bar{q}$, полученным из ограниченной выборки, пользуются выражением для доверительной вероятности

$$p(\bar{q} - \bar{x}) < t_g \frac{\sigma}{\sqrt{n}} = a, \quad (9)$$

где t_g — параметр Стьюдента, a — заданное значение доверительной вероятности,

$$\bar{x} = \bar{q} \pm t_g \frac{\sigma}{\sqrt{n}}. \quad (10)$$

При доверительной вероятности 0,95 $t_g = 1,96$. Как было показано, для концентрации примесей $q = \sigma$. Следовательно, чтобы обеспечить вычисление q с погрешностью 20%, число измерений n

должно быть не меньше 100. При $2q = \sigma$ количество измерений следует увеличить до 400, а при $\sigma = 0,5q$ n соответственно уменьшить до 25.

Известно, что из-за связанности между соседними членами выборки объем информации, необходимый для вычисления $\bar{q}$ с заданной точностью, увеличивается на множитель $\sqrt{\frac{1+\rho(1)}{1-\rho(1)}}$, где ρ — значение нормированной корреляционной функции за период времени, равный интервалу между наблюдениями [2]. В связи с этим интересно было определить вид временной корреляционной функ-

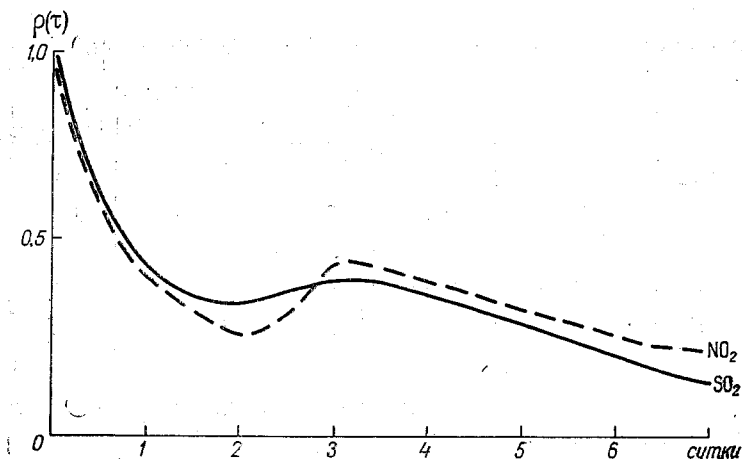


Рис. 3. Временные нормированные $\rho(\tau)$ корреляционные функции сернистого газа и двуокиси азота. Днепропетровск.

ции и соответственно величину множителя для различных примесей. На рис. 3 показан общий характер зависимости нормированной корреляционной функции загрязнения воздуха от времени τ , вычисленной по данным наблюдений за концентрацией сернистого газа и двуокиси азота в Днепропетровске зимой 1968 г. Временная корреляция для концентрации этих примесей почти одинакова.

Для определения разовой концентрации примеси в атмосфере отбор проб производится, как правило, в течение 20—30 мин. В системе гидрометеорологической службы наблюдения выполняются через 3 часа по скользящему графику, три дня в неделю в дополнительное время и три дня — в послеполуденное. Между вечерними и утренними измерениями разница во времени составляет 9 и 15 час. Как видно из рис. 3, коэффициент корреляции загрязнения воздуха при различии в сроках измерений до 3 час. составляет 0,80, а при интервале в 9 и 15 час. уменьшается до 0,69—0,70 и 0,51—0,55 соответственно. Таким образом, для повышения точности расчета средней концентрации примеси объем необходи-

мой информации при данных сроках измерений должен быть увеличен более чем в два раза.

В соответствии с изложенным могут быть даны некоторые рекомендации по планированию работы пунктов наблюдений за химическим составом атмосферы.

В целях обеспечения вычисления средней концентрации сернистого газа, двуокиси азота, пыли и сажи с погрешностью, не превышающей 20% от нее, количество измерений каждой из указанных примесей должно быть не менее 200, а при $\sigma = 2q$ должно быть увеличено до 800.

В связи с тем что концентрации окиси углерода характеризуются меньшей по сравнению с другими примесями величиной дисперсии, 150—200 наблюдений могут обеспечить необходимую точность определения средней концентрации этой примеси.

При организации обследования загрязнения воздушного бассейна города или производства выездных наблюдений под факелом промышленных предприятий следует учитывать особенности годового хода концентраций примесей и выполнять такие работы в период возможного максимума.

Для сопоставимости данных, характеризующих уровень загрязнения воздуха в городе, удобно использовать не наблюдаемый, а рассчитанный по (8) максимум концентрации примеси.

Вместе с тем сведения об изменчивости измеряемых концентраций примеси, а также их статистических характеристиках с целью выявления сомнительных данных следует использовать при критическом анализе информации о загрязнении воздуха.

ЛИТЕРАТУРА

1. Безуглая Э. Ю. Использование статистических методов для обработки данных наблюдений за загрязнением воздуха.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 42—47.
2. Введение в статистические методы обработки гидрометеорологической информации на ЭЦВМ. Под ред. Е. М. Борисенкова. Л., ААНИИ, 1966.
3. Juda J. Planung und Auswertung von Messungen der Verunreinigungen in der Luft. — Staub, 1968, Bd. 28, No. 5, s. 186—193.
4. Stratmann H., Rosin D. Untersuchungen über die Bedeutung einer empirischen Kenngrösse zur Beschreibung der Häufigkeitsverteilung von SO_2 — Konzentrationen in der Atmosphäre. — Staub, 1964, Bd. 24, Nr. 12.

К ВОПРОСУ О ВЫБОРЕ КОЛИЧЕСТВА ПУНКТОВ ОТБОРА ПРОБ И ЧАСТОТЕ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА ЗАГРЯЗНЕНИЕМ АТМОСФЕРЫ

Отбор проб для изучения загрязнения атмосферы и их химический анализ требует значительной затраты времени. Поэтому вопрос об оптимальном количестве пунктов для отбора и частоте отбора проб имеет большое значение.

Несколько проще обстоит дело с изучением загрязнения атмосферы в районе отдельных источников. Остановимся сначала на нем, с тем чтобы на этой основе перейти к вопросу организации наблюдений на территории города с большим числом источников выброса вредных веществ.

Вопросы организации обследования загрязнения атмосферы вокруг крупных предприятий уже частично рассматривались [8—11]. При этом отмечалось, что наименьший интервал между дистанциями наблюдений устанавливается на ближних расстояниях. По мере удаления от источника интервалы увеличиваются, потому что с подветренной стороны от предприятия существенное влияние оказывают неорганизованные выбросы и выброс из низких труб, концентрации от которых быстро уменьшаются. Кроме того, учитывается, что и при высоких трубах концентрация с удалением от источника сначала быстро растет, достигает максимума, а затем медленно уменьшается [1, 4, 7, 17]. Наибольшие концентрации, согласно [1, 17], встречаются на дистанциях от $10H$ до $40H$ с максимумом примерно на $20H$, где H — высота выброса вредных веществ. Следовательно, нужно производить более частые наблюдения на расстояниях в указанном интервале. Необходимость наблюдений на дальних дистанциях зависит от мощности выброса, высоты источника и метеорологических условий рассеивания примеси. Она может быть установлена путем расчета ожидаемых величин концентраций или экспериментально по данным пробных измерений.

На каждой дистанции целесообразно устанавливать 3—5 точек отбора на расстоянии 50—40 м друг от друга в зависимости от

ширины факела. Подобная расстановка необходима, в связи с тем что даже при устойчивом направлении факела наблюдается колебание его оси в результате колебания вектора ветра. По мере удаления от источника факел расширяется и размывается. В таком случае определение направления его оси затрудняется и, чтобы получить значения максимальных осевых концентраций, необходимо увеличить число точек отбора по крайней мере до 5 (расстояние между ними устанавливается до 200 м, а иногда и больше).

Под факелом источника, имеющего стабильный выброс вредных веществ, наблюдается суточный ход концентраций под влиянием изменения метеорологических элементов, определяющих рассеивание примесей. Основываясь на этом, можно высказать определенные соображения в целях выявления максимальных концентраций. Теоретически [3] и путем обработки экспериментального материала [7] показано, что на величину концентраций значительное влияние оказывает изменение стратификации, скорости ветра и степени турбулентности в атмосфере. Последние исследования показывают, что существует некоторый опасный градиент температуры, при котором отмечаются максимальные концентрации у земли.

Представляет интерес рассмотреть изменение средних месячных разностей температуры Δt в слое 0,5—2 м. В табл. 1 представлены средние значения Δt для малооблачной погоды,

Таблица 1

Изменение средней месячной разности температур
в слое 0,5—2 м в августе

Погода	Срок наблюдений (часы)										
	0	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
Малооблачная	−0,4	−0,7	−0,5	0	0,8	1,2	1,6	0,7	−0,8	−0,8	−0,3
Пасмурная . . .					0,6	0,7	0,8	0,4			

когда в срок наблюдений количество верхней и средней облачности не превышало 7 баллов, а нижней — 3—4 баллов, и для пасмурной погоды. Из таблицы следует, что наибольшие изменения наблюдаются утром и вечером в малооблачную погоду: с 8 до 10 час. от 0 до 0,8°C, а с 16 до 18 час. от 0,7 до −0,8°C. Значительное изменение Δt в течение часа дает основание предположить, что при наблюдении через час возможны случаи, когда опасные условия фиксироваться не будут. Следовательно, при организации обследования источника необходимо производить отборы проб не реже чем один раз в час. Соответственно и метеорологические наблюдения должны производиться ежечасно. Особенно важно иметь учащенные наблюдения в период возможно наибольшего изменения градиента, т. е. в ясную погоду в светлое время суток. В целом при организации работ по обследованию источников с высоким вы-

бросом вредных веществ в летний период в средней полосе ЕТС необходимо производить отборы примерно с 6 до 21 часа, чтобы зафиксировать наиболее опасные условия с максимальными концентрациями.

В условиях города проведение работ по изучению химического состава воздуха особенно сложно, потому что колебание уровня концентраций в каждый отдельный момент времени зависит от многих причин как постоянно действующих, так и изменяющихся в больших пределах в течение суток и даже часа. К первым можно отнести такие, как размеры города, рельеф местности, планировка и застройка жилых районов и микрометеорологические особенности города, наличие зеленых насаждений, водоемов, расположение промышленных источников, наличие организованных и неорганизованных выбросов, их высота и температура уходящих газов; ко вторым — изменение объема вредных веществ, поступающих в атмосферу, колебание метеорологических элементов, определяющих степень рассеивания примесей, химическая устойчивость элементов и их физические свойства, периодически действующие и случайные источники. Весь этот комплекс свойств в той или другой степени крупному промышленному центру и определяет степень загрязнения его воздушного бассейна.

Воздушная масса, проходя над территорией города, будет постепенно насыщаться вредными веществами. Таким образом, с наветренной стороны концентрации будут меньше, а с подветренной — больше. В этом плане можно привести измеренные концентрации сернистого газа в северной части г. Ленинграда. При северном направлении ветра максимальные концентрации были в 3,5—4 раза меньше, чем при южном. Чем больше размеры города, тем продолжительнее одна и та же воздушная масса будет находиться над его территорией, соответственно и концентрации возрастут.

Планировка жилых кварталов оказывает влияние на их аэрацию. Если здания размещены плотно, то это способствует уменьшению скорости ветра, т. е. обмен воздуха происходит медленнее, и образуются зоны застоя, способствующие накоплению вредных веществ. Особенно это опасно при низких выбросах. Современная свободная внутриквартальная застройка более благоприятствует воздухообмену внутри застройки, а значит и уменьшению концентраций [13].

К микроклиматическим особенностям городской застройки необходимо отнести наличие острова тепла в центре города и, как результат, создание местной циркуляции воздуха, направленной к центру города [5, 14]. Возникновение местной циркуляции приводит к переносу вредных веществ от окраин к центру города и повышению здесь концентраций.

По принципу расположения источников выброса города можно разделить на два типа [6]: к первому относятся те, где основные источники расположены на одной промплощадке. При таком размещении, естественно, будет влиять направление воздушного потока, т. е. направление смещения основного факела, где и будут

наблюдаться максимальные концентрации. Ко второму типу необходимо отнести те города, в которых источники выброса рассредоточены по всей территории. В таких случаях создается общий фон загрязнения воздушного бассейна, довольно однородный по всей его площади.

На рис. 1 представлены средние концентрации окиси углерода за осенний период (сентябрь — октябрь) для одного из городов Украины. Так как промышленные предприятия размещены по всему городу и так как окись углерода в больших количествах выбра-

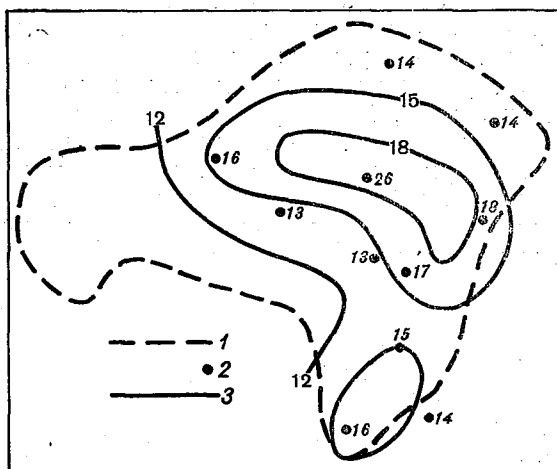


Рис. 1. Распределение нормированных средних концентраций окиси углерода по территории города за осенний период.

1 — граница города, 2 — пункты отбора проб, 3 — изолинии равных концентраций.

сывается автотранспортом также по всему городу, то средние концентрации мало изменяются на его территории. Подобное деление городов имеет принципиальное значение, так как от него зависит способ организации наблюдений, обеспечивающий получение достоверных данных.

Высота выброса вредных веществ играет существенную роль в создании поля концентраций в городе. Условно все источники можно разделить на высокие и низкие. К высоким относятся трубы высотой больше 50 м, к низким — трубы с высотой выброса ниже 50 м и неорганизованные выбросы. Концентрации увеличиваются в зоне факела высокого источника при возрастании турбулентного обмена. Уменьшение турбулентного обмена при установлении инверсионного распределения температуры и слабой скорости ветра должно приводить к возрастанию концентраций у земли при низком и неорганизованном выбросах вредных веществ.

Ряд авторов [18, 22 и др.] указывают, что максимальные концентрации наблюдаются при штиле или близким к штилевым значениям скорости ветра, а с усилением ветра происходит очищение воздушного бассейна. Такие выводы справедливы при наличии низких выбросов. Это подтверждается, например, работой [15], где дана зависимость величин концентрации пыли и сернистого газа от скорости ветра в теплое и холодное полугодия. Обнаруженные два максимума концентрации при штиле и при скорости ветра 4—6 м/сек. физически можно объяснить тем, что в первом случае увеличению концентраций способствовали низкие выбросы, а во втором — выбросы из высоких источников. Скорость ветра 4—6 м/сек. оказалась опасной для высоких источников, расположенных на территории города. Это обусловило появление вторичного максимума. В других случаях вторичный максимум может не обнаружиться. Теоретически [1, 2] и путем обработки экспериментального материала [7] показано, что величины концентраций в районе высоких источников уменьшаются с установлением инверсионного распределения температуры и при слабом ветре в приземном слое. В городе при наличии низких источников эти условия будут приводить к повышению концентраций в результате уменьшения воздухообмена.

Из других факторов, определяющих степень загрязнения города, необходимо остановиться на колебании объема выброса вредных веществ в атмосферу. Они зависят, во-первых, от технологических процессов, а во-вторых, от периодичности работы. Мелкие предприятия, имеющие низкий выброс, как правило, работают в первую половину дня. Своеобразной спецификой обладают выбросы автотранспорта. Они перемещаются и рассредоточены по всему городу с наиболее интенсивным выбросом вредных веществ также в первой половине дня. Сжигание топлива с целью обогрева помещений в индивидуальных топках наиболее часто осуществляется в утреннее и вечернее время. Этот процесс имеет и годовой цикл с максимумом в зимние месяцы.

Отмеченные обстоятельства затрудняют разработку жестких принципов проведения работ по изучению загрязнения воздушных бассейнов городов. В различных странах данный вопрос решается по-разному. Так, например, в США организуются станции с непрерывной регистрацией основных ингредиентов. В городе, как правило, создается одна такая станция [19]. Естественно, что при подобной организации исследований полученные данные не могут характеризовать загрязнение атмосферы всего города. В г. Нашвилле (США) [23] была применена методика постепенного приближения к оптимальному количеству постов по контролю за чистой атмосферного воздуха. В начальный период на территории города было организовано 119 пунктов по отбору проб, площадь которого равна 29 миль². В дальнейшем, по мере поступления материала и его обработки, выяснилось, что пробы, отобранные на ряде пунктов, хорошо согласуются по величине концентраций. Тогда из числа этих пунктов оставался один наиболее характерный,

а остальные закрывались. Таким образом было найдено необходимое оптимальное число пунктов отбора проб. Такой способ позволяет выявить наиболее репрезентативные места отбора для определенного района города, но является очень трудоемким и дорогостоящим.

В других случаях для обоснования принципа организации наблюдений, необходимого количества пунктов отбора проб, частоты и общего количества отобранных проб используется то обстоятельство, что логарифмически нормальное распределение соответствует действительному распределению независимо от длительности серии наблюдений (неделя, месяц, год) и от вида примесей [20]. Тогда суммарная повторяемость выражается следующим выражением:

$$F(Si) = \frac{1}{\sigma_1 \sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{\lg Si} \exp \left[-\frac{(\lg S - a)^2}{2\sigma_1^2} \right] d(\lg S),$$

где $F(Si)$ — вероятность того, что концентрация примеси S меньше Si ; a — среднее значение логарифма концентраций; σ_1 — стандартное отклонение концентраций.

Отсюда следует, что для получения основных характеристик загрязнения (средние концентрации, максимальные и повторяемость) необходимо производить последовательные измерения на плотной сети пунктов (в вершинах квадрата со стороной 2 км) при условии небольшой длительности отдельных наблюдений (от 20 до 30 мин.). Чтобы вычислить среднюю концентрацию с точностью до 20%, нужно произвести не меньше 60 отдельных измерений, а продолжительность времени наблюдения должна быть не меньше года. День и час единичных наблюдений рекомендуется выбирать с помощью таблиц случайных чисел.

Основным недостатком такой организации обследования является то, что полученный материал дает возможность характеризовать загрязнение атмосферы города в целом величинами основных характеристик. Это исключает возможность выявления районов максимального и минимального загрязнения. При этом не учитывается, что жесткие условия расположения пунктов отбора проб (отклонение от намеченной сетки не более 200 м) могут привести к нерепрезентативности самих пунктов, а в отдельных случаях это просто невыполнимо в городских условиях.

В других случаях при организации наблюдений [21] использовалась геометрическая сетка расположения пунктов отбора (Детройт, Виндзор, Париж, Нашвилл). В Лос-Анджелесе принимались во внимание характерные для города траектории перемещения воздушных масс.

Основные принципы организации наблюдений в нашей стране кратко изложены в [12] и более подробно в [16]. В них указывается, что основу обследования составляет отбор проб на пунктах, которые организуются с частотой один пункт на площади 10—20 км² в равнинной местности и на площади 5—10 км² в пересеченной местности. Таким образом, в первом случае расстояние

между пунктами будет составлять примерно от 3,2 до 4,5 км, а во втором — от 2,2 до 3,2 км. Такая частота пунктов позволит получить характеристики загрязнения атмосферы микрорайонов и города в целом. Организация пунктов по указанной сетке, по нашему мнению, обладает рядом преимуществ. Отсутствие жесткого закрепления расстояния между пунктами даст возможность разместить их более рационально. В первую очередь это относится к выбору более репрезентативных точек. К тому же можно будет получить детальную характеристику в наиболее загрязненных и населенных районах путем организации плотной сети пунктов отбора проб за счет уменьшения их числа на окраинах города в тех местах, где загрязнение минимальное.

Расположение города на пересеченной местности требует увеличения числа пунктов в силу особых условий рельефа, способствующих застою воздуха или возникновению местных течений. Поэтому пункты отбора проб необходимо размещать как на пониженных формах рельефа, так и на вершинах.

Для проверки изложенных соображений были проведены работы по обследованию одного из городов протяженностью с севера на юг 25—30 км и с запада на восток около 20 км. На его территории было организовано 29 пунктов по отбору проб, каждый из которых при равномерном расположении приходился бы примерно на площадь в 20 км². Однако, учитывая размещение источников выброса, жилых районов, рельеф местности и т. д., плотность в наиболее загрязненных районах составляла один пункт на 5—10 км² за счет уменьшения плотности на периферии города с мелкими поселками частной застройки, отсутствием крупных источников выброса и большой зоной зеленых насаждений. В дальнейшем все 29 пунктов отбора проб были перенесены в северный район города, территория которого составляла примерно $\frac{1}{5}$ всей площади города, где раньше было 7 точек отбора. В период организации густой сети пунктов отбора расстояние между ними составляло 1—2 км.

По полученным данным были рассчитаны средние месячные концентрации, повторяемости концентраций больше некоторых значений, а также построены изолинии равных средних месячных концентраций по следующим ингредиентам: пыль, сернистый газ, фенол, двуокись азота, окись углерода. Анализ данных показывает, что увеличение числа точек отбора проб не дало возможности сделать уточнение по основным характеристикам как во времени, так и в пространстве.

В табл. 2 для двух городов Украины представлено расстояние между точками и отклонение средних месячных и максимальных значений концентраций в процентах. Оказывается, что расстояние между точками в городских условиях играет не главную роль и не является определяющим в различии между величинами концентраций. Так, например, расстояние между точками (пункт 1) 1—2, 7—8, 6—8, 5—9 изменяется от 2,6 до 3,6 км, а во втором городе

Превышение средних месячных и максимальных концентраций (в процентах) в городах при различном расстоянии между точками

147

при расстоянии между точками от 1,2 до 2,6 км различия в концентрациях не превышают 40%, что в пределах точности методик определения. В других случаях даже при меньших расстояниях наблюдаются значительные различия между средними и особенно максимальными концентрациями.

При детальном рассмотрении причин изменений концентраций от точки к точке выясняется, что различие определяется в основном местоположением пунктов отбора проб и в меньшей степени расстоянием между ними. В этом смысле основное влияние оказывает близость оживленных автострад и промышленных площадок. Таким образом, густота сети при расстоянии между точками 3—4 км может оказаться достаточной для получения общих характеристик поля концентраций по территории города. В этом случае, когда концентрация примеси определяется главным образом влиянием локальных источников, целесообразно производить определение путем отбора проб с помощью автомашин на различных расстояниях от центра выброса.

Важное значение имеет также определение требуемой частоты отбора проб и продолжительности общего периода работ по обследованию.

На основании того, что метеорологические элементы и выброс вредных веществ претерпевают изменения в течение суток, понятно, что существует необходимость проведения наблюдений за концентрациями примесей с наиболее широким охватом суточных колебаний. Можно предположить, что эти колебания будут максимальными в светлое время суток.

Известно, что и метеорологические элементы и выброс в атмосферу претерпевают наибольшее изменение в дневной период. Эти вопросы рассмотрены в [5, 6], где показана зависимость концентраций от изменений метеорологических элементов в суточном и годовом ходе, а также от высоты выброса. Полученные результаты дают возможность сделать вывод, что отборы проб при изучении загрязнения воздушного бассейна города необходимо производить в течение всех суток. Более детальные наблюдения целесообразно производить с 6 до 21 часа. По аналогии с метеорологическими наблюдениями можно рекомендовать соблюдение промежутка времени между отборами 3 часа. Для уменьшения числа наблюдателей предлагается использовать скользящий график, т. е. три дня в неделю в первую часть дня, а три дня во вторую, чередуя их через день. Полученные нами данные показывают, что применение подобного графика оправдано. Естественно, что при таком графике наблюдений максимальные значения не всегда будут улавливаться. Это видно, например из данных табл. 3. Она составлена на основе ежечасных 20-минутных отборов сернистого газа на одном из городских пунктов в августе 1969 г. Данные второй колонки характеризуют суточные максимальные концентрации из всех сроков наблюдений; в третьей даны значения, если бы отбор осуществлялся в светлое время суток (в 7, 10, 13, 14, 17 и 20 час.); в четвертой колонке — отклонение концентраций третьей от вто-

Таблица 3

Максимальные и средние нормированные концентрации сернистого газа (мг/м^3) и их отклонение при различной частоте отбора проб в процентах (пункт 1)

№ п/п	Максимальное из всех сроков	Максимальное из сроков 7, 10, 13, 14, 17, 20	Отклонение (%)	Максимальное по скользящему графику	Отклонение (%)	Среднее суточное из всех сроков	Среднее суточное из сроков 7, 10, 13, 14, 17, 20	Отклонение (%)	Среднее суточное по скользящему графику	Отклонение (%)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	0,56	0,50	11	0,50	11	0,29	0,29	0	0,37	—28
2	0,25	0,23	8	0,23	8	0,18	0,18	0	0,19	—6
3	1,01	1,01	0	1,01	0	0,90	0,94	—4	0,94	—4
4	0,61	—	—	—	—	0,60	—	—	—	—
5	1,34	1,34	0	0,40	70	0,45	0,53	—18	0,27	40
6	0,52	0,33	37	0,33	37	0,25	0,19	24	0,21	16
7	0,78	0,78	0	0,78	0	0,46	0,46	0	0,46	0
8	0,13	0,13	0	0,12	8	0,09	0,08	11	0,06	33
9	0,46	0,46	0	0,46	0	0,27	0,31	—15	0,31	—15
10	0,23	0,10	56	0,10	56	0,11	0,07	36	0,03	73
11	0,28	0,17	39	0,17	39	0,09	0,07	22	0,06	33
12	0,35	0,35	0	0,31	11	0,22	0,25	—14	0,24	—9
13	0,66	0,53	20	0,53	20	0,44	0,46	—5	0,49	—11
14	0,43	0,43	0	0,43	0	0,32	0,34	—6	0,35	—9
15	0,28	0,28	0	0,23	18	0,19	0,20	—5	0,17	10
16	0,68	0,51	25	0,51	25	0,26	0,22	15	0,26	0
17	0,38	0,38	0	0,28	26	0,21	0,20	5	0,16	24
18	0,34	0,33	3	0,33	3	0,17	0,15	12	0,18	—6
19	0,28	0,28	0	—	—	0,12	0,21	—75	—	—
20	0,24	0,24	0	0,10	58	0,09	0,10	—11	0,03	67
21	0,52	0,51	2	0,47	10	0,35	0,36	—3	0,30	14
22	0,33	0,33	0	0,21	36	0,16	0,17	—6	0,14	12
23	0,69	0,69	0	0,23	67	0,11	0,19	—73	0,13	—18
24	0,23	0,17	26	0,17	26	0,12	0,09	25	0,09	25
За месяц	1,34	1,34	0	1,01	25	0,25	0,25	0	0,24	4

рой; в пятой — при отборе проб по скользящему графику, т. е. один день в 7, 10 и 13 час., а второй — в 14, 17 и 20 час.; в седьмой, восьмой и десятой колонках — средние концентрации соответственно по всем срокам, в светлое время суток и по скользящему графику, а в девятой и одиннадцатой — отклонение от средних по всем срокам.

Из приведенной таблицы следует, что выборка максимальных значений из месячных данных и расчет средних месячных значений концентраций удовлетворительно характеризуют степень загрязнения атмосферы при отборе по скользящему графику. Отклонение максимальных и средних месячных значений концентраций при шестипазовом отборе и по скользящему графику от величин при ежечасном отборе не превышает погрешностей метода определения данного ингредиента. Хуже согласуются максимальные и средние суточные концентрации при различной частоте отбора проб. Однако при детальном рассмотрении таблицы выясняется, что максимальный процент отклонения наблюдается при малых значениях концентраций, когда погрешность определения возрастает. Подобные результаты были получены на двух других пунктах в том же городе и при отборе проб на всех трех пунктах на сернистый газ, окислы азота, фенол, окись углерода и пыль.

Полученные данные показывают, что поле концентраций различных ингредиентов обладает известной инерцией. Это дает возможность рекомендовать для получения основных характеристик загрязнения атмосферы скользящий график отбора проб воздуха на территории города.

Для того чтобы уменьшить пропуски максимальных концентраций, целесообразнее использовать автомашины для отбора проб под факелами основных источников загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
2. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Оникул Р. И. О расчете загрязнения атмосферы выбросами из дымовых труб электростанций.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158.
3. Берлянд М. Е. и др. Численное исследование атмосферной диффузии при нормальных и аномальных условиях стратификации.— Тр. ГГО, 1964, вып. 158.
4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Куренбин О. И. Влияние рельефа местности на распространение примесей от источников.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 28—44.
5. Буренин Н. С., Горошко Б. Б. К изучению загрязнения атмосферы города промышленными выбросами.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 136—144.
6. Буренин Н. С., Горошко Б. Б., Пьянцев Б. Н. Экспедиционное изучение загрязнения воздушного бассейна промышленных городов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 100—108.
7. Горошко Б. Б. Некоторые особенности распространения вредных примесей от высоких источников в зависимости от синоптико-метеорологических факторов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
8. Горошко Б. Б. Постановка экспериментальных работ по изучению распространения вредных примесей от мощных источников.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 109—115.
9. Горошко Б. Б. и др. Метеорологические наблюдения при исследовании промышленных загрязнений приземного слоя воздуха.— Тр. ГГО, 1963, вып. 138.
10. Горошко Б. Б., Зайцев А. С., Назаренко В. Я. Вопросы методики и результаты исследования загрязнения атмосферы с помощью вертолета.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 85—94.

11. Горошко Б. Б. Экспедиционное исследование загрязнения промышленными выбросами городов.— В кн.: «Метеорологические аспекты промышленных загрязнений атмосферы». М., Гидрометеониздат, 1968.
12. Горошко Б. Б., Огнева Т. А. Основные принципы организации обследования состояния загрязнения атмосферы в городах.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 123—135.
13. Колужный Д. Н., Пальгов В. И., Думанский Ю. В. Влияние характера городской застройки на наземные инсоляции и аэрации в условиях УССР.— В кн.: «Вопросы прикладной климатологии». Л., Гидрометеониздат, 1960.
14. Расторгуева Г. П. Особенности термического режима городов.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 145—152.
15. Сонькин Л. Р., Разбегаетова Е. А., Терехова К. М. К вопросу о метеорологической обусловленности загрязнения воздуха над городами.— Тр. ГГО, 1966, вып. 185.
16. Методические указания Управлению гидрометеорологической службы по обследованию загрязнения воздуха в городах и промышленных центрах. ГГО, 1970.
17. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ (пыли и сернистого газа), содержащихся в выбросах промышленных предприятий. СН-369-67. Л., Гидрометеониздат, 1967.
18. Dickson R. R. Meteorological factors affecting particulate air pollution of a city. — BAMS, 1961, v. 42, No. 8.
19. Gräfe K. Lufthygienische Probleme in Pennsylvania, New Jersey und New York.— Städtshygiene, 1968, v. 19, No. 4.
20. J u d a J. Planung und Auswertung von Messungen der Verunreinigungen in der Luft. — Staub Reinhaltung der Luft, 1968, Nr. 5.
21. K a t z M. Measurement of air pollutants. World Health Organization. Geneva, 1969.
22. Lawrence N. E. Forecasting air pollution potential.— Month. Weath. Rev., 1960, v. 88, No. 3.
23. Stalker W. W., Dickerson R. C. Sampling station and time requirements for urban air pollution surveys. Pt. 3. Two-and four-hour soiling index. — J. Air Poll. Contr. Assoc., 1964, v. 12, No. 4.

Э. Ю. БЕЗУГЛАЯ, А. А. ГОРЧИЕВ,
Е. А. РАЗБЕГАЕВА

ГODOVOЙ И СУТОЧНЫЙ ХОД СОДЕРЖАНИЯ АТМОСФЕРНЫХ ПРИМЕСЕЙ В ГОРОДСКИХ УСЛОВИЯХ

Уровень содержания примесей в воздухе городов подвергается значительным колебаниям. Эти изменения являются функцией метеорологических элементов и параметров выбросов, которые также не остаются постоянными.

Для метеорологических элементов характерны два основных цикла изменений — суточный и годовой, в то время как выбросы имеют три цикла — суточный, годовой и недельный. В результате взаимодействия этих циклов устанавливается определенный суточный и годовой ход концентраций примесей в атмосфере. Изучение его имеет большое значение для планирования режима работы промышленных предприятий и эффективного учета метеорологических факторов.

Изучение годового хода, проведенное по данным наблюдений во многих городах США, Канады, Западной Европы, позволило отметить зимний максимум концентраций примесей, определяемый главным образом повышенными выбросами их в связи с дополнительным использованием топлива для обогрева зданий [9—11]. Барретт [8] указывал, что годовые колебания пыли сходны по всей Англии и имеют высокую корреляцию. Большое влияние на годовой ход загрязнения приземного слоя воздуха оказывают сезонные особенности развития атмосферных процессов. В Токио, например, вследствие обильных муссонных дождей летом отмечается уменьшение содержания сернистого газа и окислов азота в 2 раза по сравнению с зимним уровнем [12]. Повышенное загрязнение воздуха и фотохимический смог в Лос-Анджелесе, наблюдаемые в конце лета и осенью, четко связаны с высокой продолжительностью солнечного сияния, постоянными инверсиями оседания и бризовыми ветрами [9]. Измерения оседающей пыли [6], концентраций сернистого газа и пыли [5] в воздухе, а также 3,4-бензпирена [7] в Ленинграде показали в разные годы наличие весеннего максимума.

Анализ данных наблюдений в ряде городов Советского Союза позволил Л. Р. Сонькину [5] выявить некоторые особенности годового хода запыленности воздуха, характерные для определенных географических районов. В частности, обнаружен летний максимум концентраций примесей в Западной Сибири и Казахстане, а зимний в Восточной Сибири.

Проводятся изучения суточных изменений загрязнения городского воздуха. Суточный ход концентраций примесей с максимумом в утренние часы и минимумом после полудня наблюдается во многих странах [10, 11]. Выполненные в Монреале исследования суточных изменений показали наличие двух типов, зависящих от сезона. Зимой чаще всего встречаются типы суточного хода с малой амплитудой колебаний, в другие сезоны амплитуда значительно увеличивается. Смена первого типа на второй весной происходит постепенно, в отличие от резкого перехода к зимнему типу осенью [13].

Из различных примесей наибольшее содержание в городском воздухе имеют окислы серы и азота, окись углерода и пыль, поэтому изучение годового и суточного хода проводится в первую очередь для этих примесей. Основной вклад в загрязнение воздуха окисью углерода и окислами азота создается автотранспортом, количество которого из года в год увеличивается, а также выбросами предприятий химической, нефтехимической, металлургической и деревообрабатывающей промышленности. Сернистый газ содержится в выбросах ГРЭС, ТЭЦ, котельных и других источников загрязнения воздуха, осуществляющих выбросы на высотах от 10 до 200 м. Пыль в большом количестве выбрасывается цементными заводами, ТЭЦ, ГРЭС.

Ниже приводятся результаты изучения суточного и годового хода концентраций указанных примесей, полученные на основе анализа данных систематических измерений на стационарных пунктах в 50 городах страны в 1968—1969 гг.

Для анализа годового хода использованы данные наблюдений в тех городах, в которых имелось несколько пунктов, а периоды и количество измерений на каждом из них примерно совпадали. Вычислены средние значения за каждый месяц ($q_{\text{ср}}$), нормированные на средние годовые концентрации примеси по городу ($q_{\text{год}}$).

$$M = q_{\text{ср}}/q_{\text{год}}.$$

Такой подход дает возможность более четко выделить месяцы, в которые наблюдалось наибольшее отклонение от среднего значения, и сравнить сезонные изменения уровня загрязнения воздуха в различных городах. При анализе годовых изменений концентрации примесей были использованы средние месячные значения M .

В годовом ходе значительный рост концентрации сажи наблюдается в холодное полугодие. Он обусловлен переходом промышленных предприятий и котельных на зимний режим работы.

На сезонные изменения запыленности воздуха наряду с выбросами промышленных предприятий большое влияние оказывает степень покрытости почвы растительностью или снегом. Отсутст-

вие развитого растительного покрова после таяния снега в большей степени определяет весенний максимум запыленности, отмеченный во многих районах страны. В 1969 г. в ряде городов Украины, Нижнего Поволжья и Северного Кавказа отмечен зимний (февральский) максимум концентрации пыли, обусловленный пыльными бурями.

Особенности годового хода газообразных примесей более сложные. Это вызвано главным образом тем, что метеорологические условия различным образом влияют на распространение примесей от высоких и низких источников выбросов. Размещение промышленных предприятий по территории города, различие в характере и высоте их выбросов играют существенную роль в формировании годового хода содержания примеси в атмосфере.

В городах, где основной вклад в загрязнение воздуха создается низкими выбросами, например автотранспортом, отмечается сравнительно плавное изменение от месяца к месяцу содержания примесей в атмосфере. При наличии в городе также выбросов из высоких труб влияние метеорологических условий, определяющих рассеивание примесей, не будет однозначным и определение типа годового хода атмосферных примесей представляет некоторую трудность. Работа котельных только в холодное полугодие, использование топлива с различным содержанием сернистых соединений в течение года, изменение режима работы предприятий являются причиной больших колебаний в количестве выбросов сернистого газа и формирования сложного годового хода концентраций. В связи с этим в некоторых городах сезонные изменения проявляются четко, в других — на хорошо заметные колебания накладываются пульсации, связанные с характером выбросов.

Несмотря на указанные трудности, анализ средних месячных значений величины M для газообразных примесей позволил выделить четыре основных типа их сезонных изменений, которые представлены на рис. 1.

I. Повышенное содержание примесей в воздухе наблюдается весной и осенью; зимой и летом содержание примесей в воздухе понижено.

II. Повышенное содержание примесей в воздухе отмечается зимой и летом, весной и осенью оно понижено.

III. Годовой ход с максимальным содержанием примесей в воздухе зимой и минимальным — летом.

IV. Годовой ход с максимальным содержанием примесей в воздухе летом и минимальный — зимой.

Анализ показывает, что, хотя годовой ход концентраций примесей в атмосфере и не является одинаковым для разных веществ, наибольшее загрязнение воздуха обычно наблюдается в одни и те же сезоны.

Для каждого города был установлен преобладающий тип годового хода отдельно в 1968 и 1969 гг. На рис. 2 представлена карта, на которой выделены районы с преобладанием одного из типов годового хода.

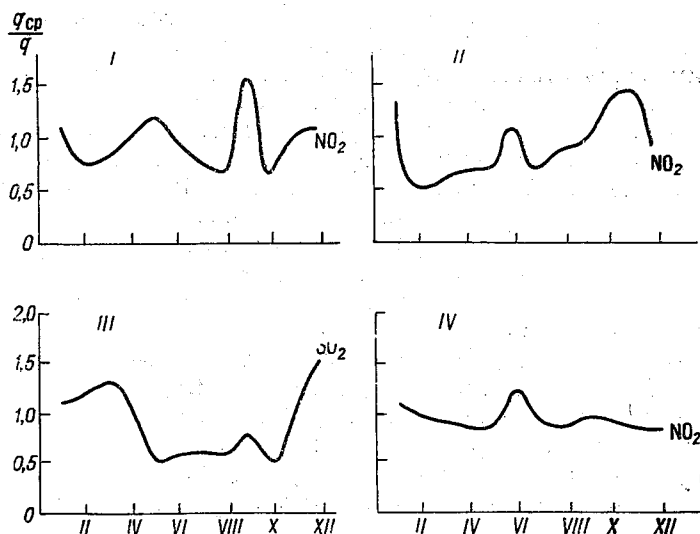


Рис. 1. Типы годового хода концентраций примесей.
I — Ленинград, II — Сыктывкар, III — Иркутск, IV — Николаев.

Зимний максимум концентрации примесей в городском воздухе формируется в основном в городах Восточной Сибири, Якутии, Дальнего Востока, Средней Азии и некоторых городах Закавказья, летний — над большей частью Европейской территории СССР (ЕТС), на Украине и Северном Кавказе. Два максимума в годо-

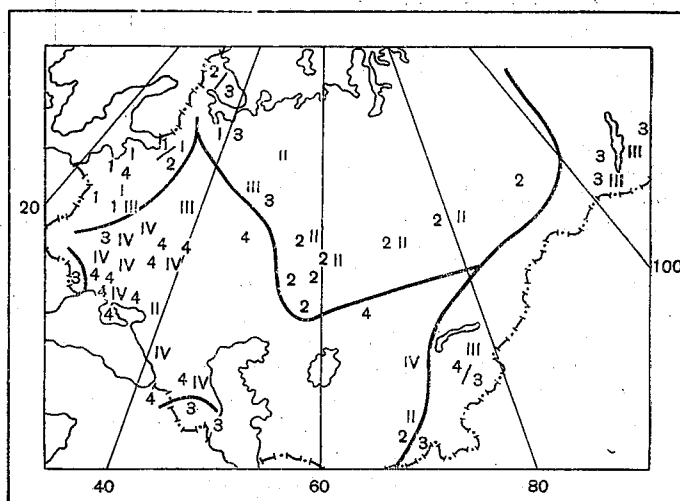


Рис. 2. Распределение типов годового хода загрязнения воздуха в 1968 г. (римские цифры) и 1969 г. (арабские цифры).

вом ходе (зимой и летом) наблюдались в городах Урала, северо-востока ЕТС, Западной Сибири. Тип годового хода с весенним и осенним максимумами загрязнения воздуха отмечены в некоторых городах Прибалтики и на северо-западе ЕТС.

Рисунок 2 показывает, что неблагоприятные условия для распространения выбросов способствуют созданию не только зоны загрязненной атмосферы, но могут охватывать большие районы. Это возможно только в том случае, если они обусловлены крупномасштабными процессами циркуляции атмосферы, обеспечивающими перенос и рассеивание примесей. Следует подчеркнуть, что, несмотря на незначительное повышение выбросов зимой вследствие сжигания топлива, во многих городах отмечен летний максимум загрязнения воздуха. Для всех изучаемых примесей были определены величины амплитуды годового хода (A) в каждом городе, а затем, как это было сделано для средних месячных концентраций примесей, они были нормированы на среднее годовое значение $A/q_{\text{ср-год}}$. Оказалось, что величины $A/q_{\text{ср-год}}$ изменяются от 0,2 до 4. В табл. 1 дана повторяемость нормированных амплитуд колеба-

Таблица 1

Повторяемость % различных величин амплитуды годовых колебаний (A) концентрации примесей

Примесь	Градации амплитуды				Количество случаев
	0,00—0,50	0,51—1,00	1,01—2,00	>2,00	
Пыль	8	38	32	22	37
Сернистый газ	2	31	49	18	84
Двуокись азота	8	27	49	16	85
Оксид углерода	19	62	19	0	65

ния вредных веществ по градациям и количество городов, в которых проводились измерения данной примеси.

Как видно из таблицы, наиболее значительными амплитудами годовых колебаний отличаются концентрации сернистого газа. В 18% случаев она превышает удвоенную величину средней годовой концентрации примеси. Почти такими же амплитудами характеризуются годовые колебания двуокси азота и пыли. Однако для этих примесей возрастает число случаев, когда амплитуда была незначительная — не превышала половины среднего годового значения. Относительная амплитуда годового хода концентрации окиси углерода характеризуется наименьшими значениями. В преобладающем числе городов (81%) она не превышает $q_{\text{ср-год}}$. Самая большая величина составила 1,75.

Наибольшие амплитуды годового хода запыленности отмечены в тех городах, где наблюдались пыльные бури, и, следовательно,

средние концентрации пыли в отдельные месяцы были высоки. Для сернистого газа и двуокиси азота высокие амплитуды годовых изменений характерны для тех городов, где отмечается зимний максимум загрязнения воздуха, т. е. там, где в зимнее время рост концентрации примесей, создаваемый за счет повышенного сжигания топлива, усиливается вследствие высокой частоты неблагоприятных для рассеивания выбросов метеорологических условий (например, Иркутск).

Метеорологический анализ информации за 1967—1969 гг. позволил обнаружить связь между сезонными изменениями примеси и повторяемостью скорости ветра 0—1 м/сек. По данным наблюдений более чем в 30 городах было отмечено, что увеличение слабых ветров в годовом ходе сопровождается повышением средних месячных значений концентраций окислов азота, окиси углерода и сернистого газа. Рассчитанные коэффициенты корреляции для связи повторяемости слабых ветров со средней месячной концентрацией окиси углерода составили 0,47—0,71. Наиболее высокая корреляция обнаруживается в городах с преобладанием низких источников выбросов, а также там, где слабые ветры наблюдаются в большом слое и часты приподнятые инверсии в соответствии с результатами [2]. Увеличение концентраций сернистого газа часто отмечается в месяцы с наибольшим числом дней с туманом и дымкой. Это хорошо согласуется с теоретическими выводами и физическими представлениями о механизме распределения сернистого газа в туманах [1].

Поскольку высокая частота туманов сопровождается большой повторяемостью слабых ветров и температурных инверсий, то все эти факторы совместно приводят к повышению уровня загрязнения воздуха. В Кривом Роге, например, в ноябре 1968 г. средняя месячная концентрация сернистого газа возросла в 3 раза по сравнению со средней годовой при увеличении повторяемости приподнятых инверсий и туманов почти в 2 раза.

Местные климатические условия оказывают значительное влияние на годовой ход. Так, например, в Баку отмечается осенне-летний максимум загрязнения воздуха сернистым газом, связанный с особенностями режима циркуляции на побережье Каспийского моря. В этот период повышена повторяемость ветров с моря, при которых устойчиво стратифицированный слой поступает с моря на сушу. Повторяемость типов стратификации с приподнятыми инверсиями летом достигает максимума [4].

Для анализа причин сезонных изменений содержания примесей в атмосфере были вычислены средние месячные величины $\bar{M}$, полученные осреднением этих значений по трем примесям,

$$\bar{M} = \frac{M_{\text{SO}_2} + M_{\text{NO}_2} + M_{\text{CO}}}{3}.$$

Такое осреднение дает возможность сгладить флуктуации примесей, связанные с изменением режима выбросов, и более четко выделить колебания, которые возникают благодаря факторам,

действующим одновременно на все виды примесей. Для каждого месяца 1968 г. были построены карты распределения значений $\bar{M}$ (рис. 3), на которых четко выделяются зоны со значениями $\bar{M}$ выше (или ниже) среднего годового, т. е. повышенным или пониженным уровнем примесей в воздухе. На эти карты из данных ежедневных синоптических бюллетеней ГМЦ нанесены траектории циклонов и антициклонов у поверхности земли. Оказалось, что изо-

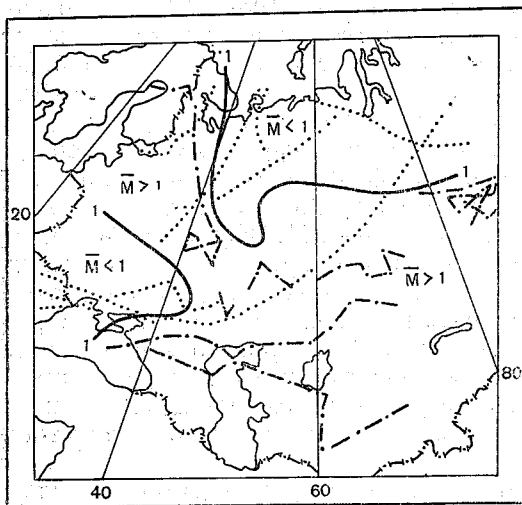


Рис. 3. Распределение относительного загрязнения воздуха. Февраль 1968 г.

линии среднего годового $\bar{M}$ ($\bar{M}=1$) являются обычно границей между зонами перемещения циклонов и антициклонов. В холодное полугодие зоны повышенного содержания примесей в воздухе формируются вдоль путей перемещения малоподвижных антициклонов, для которых характерны слабые ветры, инверсии температуры ночью и интенсивный турбулентный обмен в дневное время, отсутствие направленного переноса воздушной массы в нижнем слое тропосферы до высоты 3—5 км и отсутствие продолжительных осадков. Наибольшие значения $\bar{M}$ отмечены вблизи тех районов, где антициклон сохраняется в течение нескольких дней, наименьшие — в районах активной циклонической деятельности.

В теплое полугодие распределение примесей в воздухе оказывается более сложным. Чаще всего повышение средних месячных концентраций наблюдается в районах перемещения циклонов со слабо развитым барическим полем и давлением в центре выше 1000 мб, при которых в большой толще тропосферы наблюдается ослабленный турбулентный обмен.

Анализ суточного хода концентраций примесей на территории СССР проводился по данным наблюдений в 48 городах за окисью углерода, двуокисью азота и сернистым газом в холодное (октябрь — март) и теплое (апрель — сентябрь) полугодия 1968—1969 гг.

Наиболее заметные суточные колебания обнаружены для концентраций сернистого газа в городах южных районов. Для холодного полугодия характерен суточный ход с ярко выраженными максимумами в утренние и вечерние часы (рис. 4 а). Он определяется тем, что ночью в результате радиационного выхолажива-

ния обычно формируются приземные инверсии, которые сохраняются до восхода солнца; при этом скорость ветра невелика. Дисперсия выбросов, поступающих в атмосферу города в течение ночи от низких источников холодных выбросов, является ослабленной из-за большой устойчивости атмосферы. В то же время с утра увеличиваются выбросы заводов, котельных и т. д., связанные с началом рабочего дня. Поэтому максимальное содержание примесей в атмосфере будет наблюдаться в утренние часы.

После восхода солнца происходит разрушение инверсии от ее основания. Хотя выбросы низких источников сохраняются, теперь они осуществляются во все увеличивающийся объем воздуха, и, следовательно, концентрации примесей не возрастают. Одновременно увеличение скорости ветра приводит к уменьшению загрязнения воздуха в послеполуденные часы до минимума.

Следует отметить, что высокие источники выбросов при этих условиях ~~почти~~ обычно не создают большого вклада в загрязнение воздуха при малом слое перемешивания, поскольку такие выбросы находятся выше инверсии, и таким образом, не попадают к земле. Но при разрушении инверсии в утренние часы воздух вместе с примесями от высоких источников перемешивается с нижележащими слоями, что может способствовать дополнительному повышению концентраций. Иногда возможно появление более значительного вечернего максимума, обусловленного усилением устойчивости.

Дневной максимум в суточном ходе концентраций сернистого газа наблюдается в городах северной и центральной части ЕТС.

Он связан с тем, что в зимнее время в северных районах происходит разрушение температурных инверсий в более поздние часы, и максимум сдвигается. Аналогичный суточный ход создается за счет усиленного турбулентного обмена в промышленных городах, в которых выбросы осуществляются через высокие трубы.

В теплый период суточный ход выражен не столь ярко, однако в ряде городов отмечается дневной максимум концентраций (рис. 4 б). Амплитуда суточных изменений концентраций сернистого газа обычно невелика и в большинстве городов (около 70%) не превышает половины среднего значения.

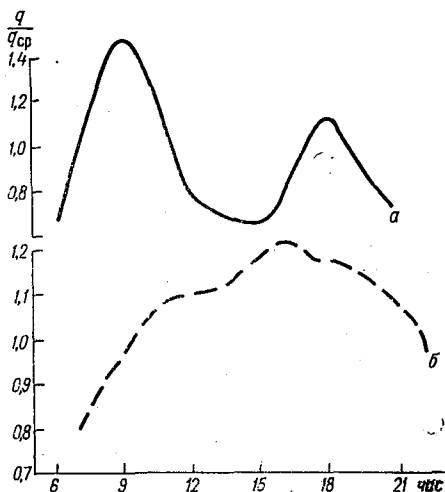


Рис. 4. Суточный ход концентраций сернистого газа в холодный (а) и теплый (б) периоды.

Как в холодный, так и в теплый периоды отчетливо выделяются два основных типа суточного хода концентраций окиси углерода: с максимумом в дневные часы и ровным ходом концентраций в течение суток с незначительной амплитудой, которая в 90% случаев составляет 0,1—0,5 от средней величины за год. Такое распределение вызвано тем, что основные выбросы окиси углерода обусловлены автотранспортом. Наличие максимума концентраций примеси днем в ряде городов можно объяснить наибольшей интенсивностью движения в эти часы грузового транспорта.

По двуокиси азота в большинстве рассмотренных городов не обнаружены заметные суточные колебания концентраций (ампли-

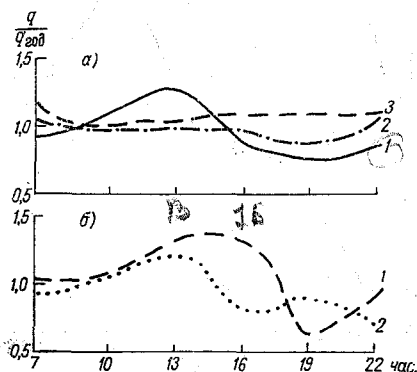


Рис. 5. Изменение суточного хода концентрации сернистого газа в зависимости от скорости (а) и направления ветра (б).

Скорость ветра: 1) 0—2 м/сек., 2) 3—5 м/сек., 3) 6—10 м/сек.; направление ветра: 1) северное, 2) южное.

туда 0,00—0,02 мг/м³) как в холодное полугодие, так и в теплое.

Ниже рассмотрен суточный ход загрязнения воздуха для средних условий. При различных скоростях и направлениях ветра, температурной стратификации, облачности и т. д. суточные изменения концентрации примеси могут существенно различаться. По наблюдениям в г. Баку проанализирован суточный ход сернистого газа при различных скоростях и направлениях ветра. Для изучения использованы данные пункта измерений, расположенного в центре жилого района и непосредственно не подверженного влиянию источников выбросов.

Как видно из рис. 5 а наибольшая концентрация сернистого газа отмечена в 13 час. При этом суточные изменения четко выражены только при очень малых скоростях ветра (0—2 м/сек.). При скорости 3—10 м/сек. суточный ход почти не выражен. Это, очевидно, связано с тем, что в жилом районе увеличение концентрации сернистого газа происходит только при ослаблении ветра, а рост скорости сопровождается быстрым рассеиванием примеси, вследствие чего содержание ее в воздухе почти не изменяется в течение суток.

На рис. 5 б представлены кривые суточных изменений концентрации сернистого газа в Баку при северном и южном ветрах

со скоростью 0—2 м/сек. На рисунке видно, что при южном ветре загрязнение воздуха сернистым газом значительно ниже, чем при северном, в чем проявляется очищающее влияние Каспийского моря. Кроме того, при южном ветре небольшое повышение концентрации примеси наблюдается только в 13 час., а при северном — сохраняется в течение дня.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берлянд М. Е., Оникул Р. И., Рябова Г. В. К теории атмосферной диффузии в условиях тумана.— Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
2. Берлянд М. Е., Оникул Р. И. Физические основы расчета рассеивания в атмосфере промышленных выбросов.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 3—27.
3. Безуглая Э. Ю. К определению потенциала загрязнения воздуха.— Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 69—79.
4. Вдовин Б. И., Горчиев А. А. Типовые профили температуры в нижнем километровом слое атмосферы над Апшеронским полуостровом.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 195—200.
5. Сонькин Л. Р., Разбегаева Е. А., Терехова К. М. К вопросу о метеорологической обусловленности загрязнения воздуха над городами.— Тр. ГГО, 1966, вып. 185.
6. Томсон Н. М. Санитарная охрана атмосферного воздуха от загрязнений Л., Медгиз, 1959.
7. Шабад Л. И., Дикун П. П. Загрязнение атмосферного воздуха канцерогенными веществами. Л., Медгиз, 1959.
8. Baggett C. F. Correlations of smoke concentration in Great Britain.— *Int. J. Air Wat. Poll.*, 1963, v. 7, pp. 991—993.
9. Colucci I. M., Begeman C. R., Kuml er K. Lead concentrations in Detroit, New York and Los Angeles air.— *J. Air Poll. Contr. Assoc.*, 1969, v. 19, No. 4.
10. Comm ins B. T., Waller K. E. Observations from a ten-year-study of pollution at a site in the city of London.— *Atm. Envir.*, 1967, v. 1.
11. Gajz ago L. Variation of the SO₂-content of the air as a function of weather conditions.— *Idojárás*, 1964, v. 2.
12. Jamoto M. Air pollution in Tokyo. A summary of aerometric surveys during 1963—64. Tokyo, Japan, 1965.
13. Summers P. W. The seasonal weekly and daily cycles of atmospheric smoke content in central Montreal.— *J. Air Poll. Contr. Assoc.*, 1968, v. 16, No. 8.

КУЛОНОМЕТРИЧЕСКИЙ МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ ГАЛОГЕНСОДЕРЖАЩИХ СОЕДИНЕНИЙ В ВОЗДУХЕ

Проблема определения большого числа вредных веществ в воздухе автоматическими приборами может быть решена лишь при наличии многоцелевых газоанализаторов. Ранее нами были подобраны условия для кулонометрического определения одним прибором ряда серусодержащих соединений (двуокиси серы, сероводорода и сероуглерода) при их совместном присутствии в воздухе [3]. Целью настоящего исследования является разработка условий для непрерывного кулонометрического определения свободных галогенов и галогенсодержащих соединений.

Определение свободных галогенов

В литературе описан ряд кулонометрических ячеек, предназначенных для определения хлора и других свободных галогенов [7—9]. Большинство из них рассчитано на непрерывное протекание или циркуляцию электролита. Простота и надежность ячейки непроточного типа, разработанной для определения двуокиси серы [1], побудила нас использовать подобную конструкцию и для определения свободных галогенов. Для этого ячейка на двуокись серы (малая модель) была изменена следующим образом. Пирролюзитовый электрод был заменен электродом из пористого серебра, нанесенного на графит, и ячейка была заполнена другим электролитом. Ввод газа в раствор осуществлялся, во избежание сорбции галогена, при помощи узкой фторопластовой трубки.

Серебряный электрод готовился многократным нанесением кристаллов нитрата серебра на нагретый графитовый стержень с последующим разложением соли в печи при температуре 600—800°C.

При попадании в ячейку воздуха, содержащего свободный галоген, на электродах протекают следующие реакции:



Непрерывный барботаж воздуха через ограниченный объем электролита в ячейке непроточного типа может привести к быстрому испарению воды и кристаллизации растворенных солей на электродах, что влечет за собой снижение выхода тока. Поэтому разработке состава электролита для заполнения кулонометрической ячейки было уделено специальное внимание.

Представилось необходимым ввести в состав электролита соединения, препятствующие высыханию и способствующие растворению свободных галогенов в водной среде. Обычно используемые в подобных случаях органические жидкости — глицерин, этиленгликоль и др. — нежелательны из-за возможности химической реакции. Нами рекомендуется электролит, представляющий собой 25%-ный раствор хлорида лития, отличающегося высокой гигроскопичностью.

Для повышения растворимости галогенов в воде применяются йодиды щелочных металлов, образующие слабые комплексы с выделяющимся йодом. Однако введение йодидов в состав электролита является нежелательным из-за ухудшения работы серебряного электрода. Поэтому поиски комплексообразователя велись среди органических веществ.

Нам не удалось найти комплексообразователь непосредственно для хлора, поэтому мы решили использовать способность элементарного брома к комплексообразованию, в частности, с ацетамидом. Для перевода хлора в эквивалентные количества брома в электролит — хлорид лития — вносилось небольшое количество бромида лития. На основании опытов по проверке удерживающей способности хлора и брома был выбран следующий состав электролита: хлорид лития — 25%, бромид лития — 0,02%, ацетамид — 4%.

Раствор хлорида лития с указанными добавками испытывался непосредственно в кулонометрической ячейке. Сравнивалась сила тока, генерируемого ячейкой, содержащей электролиты различного состава, при постоянной концентрации галогена в просасываемом через ячейку воздухе.

Для равномерной подачи хлора и брома использовался диффузионный дозатор [2]. При дозировании хлора в ампулу дозатора заливался раствор хлора в четыреххлористом углероде, при дозировании брома — чистый бром. Постоянная подача паров йода обеспечивалась пропусканием через слой его кристаллов воздуха, расход которого ограничивался очень тонким стеклянным капилляром. Концентрации разных галогенов регулировались таким образом, чтобы генерируемый ячейкой ток находился в пределах 30—40 мка. Результаты измерений, полученные с электролитами различного состава, представлены в табл. 1.

Из полученных данных видно, что выход тока по электроактивному веществу сравнительно мало изменяется для электролитов, имеющих разный состав. Наименьшее значение имеет состав электролита в случае определения йода, который дает почти одинаковый выход тока во всех испытанных растворах. При малой рас-

гворимости йода в растворе электролита это объясняется, по-видимому, хорошей сорбируемостью йода на электродах, что отмечается рядом авторов. Хлор дает наибольший выход тока в электролите 4, бром дает примерно одинаковые результаты во всех электролитах, содержащих ацетамид.

Таким образом, испытания в ячейке подтвердили целесообразность использования электролита следующего состава: хлорида лития 25 %, бромид лития — 0,02 %, ацетамида — 4 %. Фоновый

Таблица 1

Величина тока (мкА) в зависимости от состава электролитов

№ электролита	Состав электролита	Хлор	Бром	Йод
1	Хлорид лития — 25 %	26,0	33,0	41,0
2	Хлорид лития — 25 %, ацетамид — 4 %	28,0	43,5	42,5
3	Хлорид лития — 25 %, ацетамид — 25 %	29,5	44,5	42,5
4	Хлорид лития — 25 %, ацетамид — 4 %, бромид лития — 0,02 %	30,0	45,0	41,5
5	Бромид калия — 3,5 %, йодид натрия — 0,075 %, фосфатный буфер pH — 7	29,0	44,0	42,5
6	Хлорид лития — 25 %, бромат лития — 10 %	29,0	41,5	41,0

ток ячейки с указанным электролитом и электродом из золотой сетки поверхностью 8 см² составлял 0,3 мкА и воспроизводился с погрешностью $\pm 0,1$ мкА.

В специальных опытах выяснялась оптимальная скорость пропускания воздуха, содержащего хлор. С этой целью в поток воздуха, просасываемого через ячейку, из дозатора подавалось постоянное количество газа в единицу времени и определялась зависимость величины генерируемого тока от скорости воздуха. Из полученных данных следует, что в диапазоне от 30 до 100 мл/мин. величина тока не зависит от скорости, а при более высоких (или низких) скоростях незначительно снижается.

Выход тока, генерируемого кулонометрической ячейкой по подаваемому в нее электроактивному веществу, оценивался сравнением с данными химического анализа. Для этого параллельно определялись количества хлора или брома, выходящие в единицу времени из диффузионного дозатора.

Сравнительные опыты проводились на относительно больших концентрациях веществ для обеспечения оптимальной точности фотометрических измерений: 10—40 мг/м³ для хлора и 2—10 мг/м³ для брома. Найденный таким образом выход тока оказался близ-

ким к теоретическому и равным соответственно $98 \pm 2\%$ и $94 \pm 3\%$ при $f=9$ и 5 и $\alpha=0,95$ (где f — число степеней свободы, α — степень надежности).

Полученные результаты свидетельствуют о возможности использования разработанной ячейки для определения микроконцентраций хлора без предварительной калибровки.

Определение хлористого водорода

Определение хлористого водорода и других галогеноводородов кулонометрическим путем возможно после окисления их до свободного галогена.

Изучая реакции хлористого водорода с различными окислителями, мы пришли к заключению, что наиболее перспективной является реакция с броматом калия, так как она не сопровождается потерей хлора, имеющей место при окислении металлосодержащими анионами или окислами.

И. Е. Тычкова и Е. Д. Филянская [5], изучавшие свойства ряда окислителей в связи с разработкой линейно колористического метода определения HCl в воздухе, также пришли к заключению, что бромат калия является наиболее пригодным окислителем хлористого водорода.

Для увеличения химической активности нейтрального бромата калия последний в виде насыщенного раствора наносился нами на пористые материалы с более или менее развитой удельной поверхностью. Во избежание адсорбции хлора применялись крупнопористые носители. Этому требованию удовлетворяют инертные носители, предназначенные для газовой хроматографии: диатомитовый носитель ТНД-ТС-М и гидротермально обработанный силикагель с уд. пов. $70 \text{ мг}^2/\text{г}$ — силихром-3.

Кроме названных, был испытан также обладающий очень малой адсорбционной способностью пористый фторопласт-4.

Окислители готовили следующим образом. Носители кипятили с разбавленной $1:1 \text{ HCl}$ и промывали горячей дистиллированной водой до нейтральной реакции, после чего прокаливали при 900°C 1 час. Необходимое количество порошка (фракция $0,2\text{--}0,25 \text{ мм}$) нагревали в сушильном шкафу до температуры 100°C и равномерно смачивали горячим раствором бромата калия. Навеску брали из такого расчета, чтобы готовый продукт содержал сухой соли 20% по весу. Затем порошок высушивали $2\text{--}3$ часа при температуре $110\text{--}120^\circ\text{C}$, периодически помешивая.

Носитель фторопласт-4 готовили следующим образом. Просеянный порошок фторопласта насыпали на алюминиевый поддон слоем толщиной 20 мм и помещали на 30 мин. внутрь муфельной печи, нагретой до 380° . Во избежание местных перегревов поддон ставили на фарфоровые подставки. Затем спекшуюся массу извлекали, разрезали ножницами на небольшие куски, измельчали на электрической кофейной мельнице и отсеивали фракцию $0,25\text{--}$

0,5 мм. Порошок фторопласта смачивали равным объемом ацетона и заливали таким же объемом насыщенного при температуре 30° водного раствора бромата калия. Выпадающий при этом в осадок бромат калия при перемешивании равномерно распределяется в порах носителя. Затем препарат заливали первоначальным объемом ацетона, сливали лишнюю жидкость и высушивали сначала на воздухе, а затем в сушильном шкафу при температуре 60°C.

Испытания различных окислителей проводили на заданных концентрациях хлористого водорода, получавшихся в диффузионном дозаторе [2].

В качестве источника хлористого водорода был использован раствор хлористого лития в соляной кислоте. Воздух перед подачей в дозатор осушался носителем ТНД, импрегнированным хлористым калием или хлористым литием.

Испытуемый окислитель помещался в вертикальную стеклянную трубку на тампон из кварцевой ваты. Скорость пропускания смеси воздуха с хлористым водородом составляла 100 мл/мин. В опытах измерялась сила тока в кулонометрической ячейке, пропорциональная количеству хлористого водорода, окисленному в свободный галоген. Полученные данные (средние из нескольких определений) представлены в табл. 2.

Таблица 2

Влияние носителя на окисление хлористого водорода броматом калия
(выход тока в мка)

Носитель	Объем окислителя (мл)								
	0,01	0,025	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	1,0
Фторопласт-4	—	16	22	23	26	27,4	31	31	—
ТНД	—	30	30	31	26,5	—	26	—	—
Силохром-3	28,5	28,5	28,5	29,5	29,5	—	—	29,5	30,5

Результаты измерений свидетельствуют о высокой окислительной активности KBrO_3 , нанесенного на силохром-3 и ТНД; более 90% хлористого водорода (при концентрации его порядка 7 мкг/л и скорости 100 мл/мин.) окисляется слоем объемом всего в 0,01 мл. Бромат калия на фторопласте показывает меньшую окислительную способность — для достижения полноты окисления необходимо 0,4 мл порошка.

При использовании в качестве носителя ТНД максимальный выход свободного галогена наблюдался при объеме слоя 0,1 мл. При дальнейшем увеличении количества окислителя ток уменьшался, что объясняется, по-видимому, взаимодействием свободного галогена с материалом носителя. Это нежелательное явление не наблюдалось при испытаниях окислителя на носителе силохроме-3.

Далее исследовалось влияние влажности воздуха на полноту окисления HCl . В серии опытов было установлено, что в осушен-

ном воздухе окислительная активность слоя заметно снижается — при количестве окислителя 0,3 мл показания в осушенном воздухе примерно на $\frac{1}{3}$ меньше, чем в обычном.

Нагревание слоя также снижает его окислительную способность. Так, при постоянной концентрации HCl повышение температуры окислителя до 100°C привело к снижению тока в кулонометрической ячейке со 155 до 80 мка, т. е. выход хлора снизился примерно вдвое. После охлаждения слоя его окислительная способность полностью восстанавливалась, что свидетельствует об отсутствии разложения. Поскольку при эксплуатации прибора могут встретиться различные условия, нам представилось весьма желательным подобрать окислитель, нечувствительный к изменению температуры. Уменьшение активности окислителя при повышении температуры и в осушенном воздухе свидетельствует, по-видимому, о том, что для успешного протекания реакции в слое должно содержаться небольшое количество влаги.

Для поддержания достаточной влажности в состав окислителя была введена гигроскопическая соль — хлорид лития — в количестве 1,5 и 20% по весу. Наиболее благоприятные результаты были получены с окислителем, содержащим 5% хлорида лития. Обладая при комнатной температуре такой же окислительной способностью, как и без LiCl , этот хемосорбент сравнительно мало изменял ее при нагревании даже до 100°C . При объеме окислителя 0,3 мл выход тока снижался всего на 8%, тогда как без добавки хлорида лития — вдвое.

Таким образом, для окисления HCl при расходе анализируемого воздуха 100 мл/мин. рекомендуется использовать 0,2 мл силохрома-3, содержащего 20% по весу бромата калия и 5% хлорида лития.

Полнота окисления хлористого водорода в указанных условиях проверялась путем сравнения данных определения концентрации HCl в воздухе химическим методом (по реакции с роданидом ртути) и результатов кулонометрического определения.

Газовые смеси получались динамическим путем и содержали от 50 до 200 мг/м^3 HCl . Найденный таким образом выход тока составил $92 \pm 3,5\%$ при $f=14$ и $\alpha=0,95$.

Определение хлорированных углеводов

Для кулонометрического определения хлорированных углеводов необходимо было в первую очередь создать сожигательное устройство небольшого веса и габаритов, обеспечивающее возможность пропускания анализируемого воздуха со скоростью, определяемой техническими данными кулонометрической ячейки — 100 мл/мин.

С целью максимальной интенсификации процесса мы пошли по пути каталитического сожжения в присутствии мелко раздробленной платины на носителе. Были испытаны катализаторы, содер-

жащие различное количество платины на носителях различной структуры. Высокая степень дисперсности платины достигалась восстановлением ее хлорида раствором аскорбиновой кислоты, нейтрализованной карбонатом натрия. Катализаторы готовили следующим образом. Носитель равномерно пропитывали раствором хлорной платины в воде из расчета 1 или 5% платины (в пересчете на металл), высушивали в сушильном шкафу при температуре 200°C и кипятили 15 мин. в небольшом количестве 10%-ного раствора аскорбиновой кислоты, предварительно нейтрализованной до pH=7 карбонатом натрия.

Катализатор тщательно промывали при кипячении дистиллированной водой (до отрицательной реакции на ион хлора и еще три раза после этого), высушивали в сушильном шкафу и прокаливали при температуре 800° в течение 1 часа. Испытания катализаторов проводили в вертикально установленной кварцевой трубке диаметром 3 мм, обогреваемой печью МА-Г с зоной накала длиной 50 мм. Температура печи измерялась и поддерживалась на заданном уровне потенциометром ЭПВ. Катализатор помещался на введенный в трубку тампон из кварцевой ваты. Нижний конец трубки с катализатором присоединялся к патрону, содержащему 0,2 мл окислителя, соединенному с кулонометрической ячейкой. Через систему непрерывно просасывался воздух со скоростью 100 мл/мин.

Испытывалась эффективность катализаторов при сожжении паров дихлорэтана, постоянный поток которых создавался с помощью диффузионного дозатора [2]. В опытах измерялся ток кулонометрической ячейки, генерируемый при попадании в нее хлора, образующегося при окислении продукта каталитического сожжения дихлорэтана — хлористого водорода. В табл. 3 представлены величины этого тока по отношению к принятому за 100% току кулонометрической ячейки при сожжении дихлорэтана в пустой кварцевой трубке диаметром 6 мм в печи с длиной зоны накала 190 мм, при температуре 900° и скорости протягивания воздуха 30 мл/мин.

Из приведенных в таблице данных видно, что при температуре 900° все испытанные катализаторы на основе диспергированной платины обеспечивают полное сожжение дихлорэтана уже при объемах слоя 0,05 мл; при 700° — силикагель с небольшой удельной поверхностью, но высоким содержанием платины — 5% и силикагель с относительно большой удельной поверхностью — 346 м²/г. Особенно высокой окислительной способностью обладает платина, нанесенная на окись алюминия, обеспечивающая количественное сожжение даже при температуре 600°. Однако медленность десорбции образующегося хлористого водорода делает нецелесообразным его применение.

Таким образом, на основании проведенных экспериментов в качестве катализатора сожжения дихлорэтана рекомендуется платинированный крупнопористый силикагель (уд. пов. 300—400 м²/г),

содержащий не менее 1% платины, при слое 0,1 мл и температуре 700°.

После изыскания оптимальных условий каталитического сжигания дихлорэтана, окисления образующегося хлористого водорода и кулонометрического определения свободного галогена

Таблица 3

Сравнительные результаты испытаний различных катализаторов сжигания

№ п/п	Носитель	Уд. пов. (м²/г)	Содержание платины (%)	Объем катализатора (мл)	Окислилось дихлорэтана (%) при температуре °С			
					900	800	700	600
1	Пустая трубка . . .	—	—	—	88	38,3	0	—
2	—	—	99,9	Сетка Pt 4,5 см²	95	67		
3	Силохром-1	26	5	0,05	100	100	98	
4	Силохром-3	70	1	0,05	100	95	57	
5	ИНЗ-600	≈40	5	0,05	100	89		
6	Хромосорб	1—2	1	0,05	100	95	60	
7	Силикагель	346	1	0,025		91	73	
				0,05	100	100	97	85
				0,1		100	99	92
8	Оксид алюминия . .	Не известна	5	0,05	100	100	100	100

Примечание. Условия опытов: диаметр трубки 2,6 мм, скорость протягивания воздуха 0,1 л/мин., концентрация дихлорэтана 10 мг/м³.

метод был проверен в целом на заданных концентрациях дихлорэтана.

Для непрерывного получения точно известных малых концентраций паров летучей жидкости был разработан диффузионный дозатор с оптическим измерением ее расхода [4].

При статистической обработке результатов измерений было получено, что в диапазоне концентраций от 2 до 37 мг/м³ выход тока составляет 95% от теоретического с вероятным квадратичным отклонением среднего арифметического (для $\alpha=0,95$) $\pm 2,2\%$ при $f=17$. При определении очень малых концентраций паров, порядка 0,4 мг/м³, выход тока снижался до 80%.

Далее нами проверялась возможность определения описанным методом других хлорированных углеводородов. На основании проведенных экспериментов было найдено, что хлористый метилен дает выход тока 82% от теоретического, хлороформ — 92%. Четыреххлористый углерод в выбранных условиях не окисляется.

Так как при кулонометрическом определении хлорированных углеводов мешают хлор и хлористый водород, нами был испытан ряд сорбентов для их поглощения. Наилучшие результаты показал карбонат калия в смеси с тиосульфатом натрия, нанесенный на инертный пористый носитель ТНД (сферохром-1) и окрашенный фенолфталеином. Сорбент эффективно задерживает хлор и хлористый водород, не поглощая пары легколетучих хлорированных углеводов. По мере обработки сорбент обесцвечивается.

Таким образом, на основании проведенных исследований был разработан кулонометрический метод определения в воздухе различных хлорсодержащих веществ. Метод в принципе может рассматриваться как общий для определения хлора в органических соединениях (не перхлорированных), однако наблюдавшиеся некоторые отклонения выхода тока от теоретического указывают на необходимость экспериментальной проверки в каждом отдельном случае.

Полученные данные были взяты за основу при конструировании действующего макета автоматического газоанализатора на свободные галогены, хлористый водород и хлорированные углеводороды. При определении хлора анализируемый воздух подается непосредственно в кулонометрическую ячейку, при определении хлористого водорода — предварительно пропускается через трубку с окислителем — силохромом-3, содержащим 20% бромата калия и 5% хлорида лития. Хлорированные углеводороды определяются после сожжения на платинированном крупнопористом силикагеле при температуре 700—800°C и окисления броматом калия. Для удаления хлора и хлористого водорода при определении хлорированных углеводов используется патрон со смесью карбоната калия и тиосульфата натрия, нанесенной на пористый носитель.

При расходе анализируемого воздуха 0,1 л/мин. и использовании вторичного прибора со шкалой 0—5 мка описанный газоанализатор имеет чувствительность порядка десятых долей миллиграмма на кубометр воздуха и инерционность 10—15 мин.

Подводя итог изложенному, можно отметить, что использование предварительных реакций с твердыми сорбентами и катализаторами является весьма перспективным путем для создания многоцелевых газоанализаторов непрерывного действия. Достоинством подобных приборов по сравнению с другими известными многоцелевыми газоанализаторами, например фотоколориметрическими, является возможность быстрого перехода от измерения содержания одного соединения к измерению другого простым переключением многоходового газового крана.

ЛИТЕРАТУРА

1. Альперин В. З. и др. Усовершенствованная гальваническая кулоно-полярографическая ячейка для измерения малых концентраций двуокиси серы. — В кн.: «Автоматизация химических производств», вып. 1. М., 1968, с. 76—82.

2. Вольберг Н. Ш. Устройства для динамической подачи малых количеств газов и паров в поток воздуха.— В кн.: «Методы определения вредных веществ в воздухе». Л., 1968, с. 130—134.
3. Вольберг Н. Ш. Кулонометрический метод определения серусодержащих соединений в воздухе.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 107—114.
4. Вольберг Н. Ш. Дозатор паров летучих жидкостей.— Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 229—231.
5. Тычкова И. Е., Филянская Е. Д. Линейно-колористический метод определения хлористого водорода.— Тр. ВНИИОТ, 1967, с. 280.
6. Dubois L., Zdrojewski A., Monkman. The Analysis of Carbon Monoxide in Urban Air at the ppm Level, and the Normal Carbon Monoxide Value. — J. Air Poll. Control Ass., 1966, v. 16, No. 3, pp. 135—140.
7. Ersepke Z., Baranek J. Analysátor chlórů v ovzduší.— Chem. Průmysl, 1966, 16, 8, pp. 496—497.
8. Soucek J. Coulometrické stanovení chloru v plynech. — Chem. Průmysl, 1963, v. 13, pp. 470—471.
9. Wacławik J., Waszak S. Ciągłe oznaczanie małych ilości chloru w gazach.— Chem. analit. (Polska), 1967, v. 12, pp. 877-883.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФТОРИСТОГО ВОДОРОДА В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ

Для определения HF в атмосферном воздухе и воздухе промышленных предприятий применяют главным образом методы, основанные на свойстве фтора давать довольно прочные неокрашенные соединения с некоторыми многовалентными катионами и тем самым препятствовать образованию окрашенных комплексов этих катионов с соответствующими органическими реактивами [2]. Применяются как титрометрические, так и фотометрические варианты этих методов.

Так, широкое распространение получил метод обратного титрования раствором азотнокислого тория с индикатором ализариновым красным [3, 9]. Достоинством метода является возможность определения фтор-иона в широком интервале концентраций, от 1 мкг до 50 мг в пробе. Однако при малых концентрациях фтор-иона метод является в значительной степени субъективным из-за недостаточной четкости перехода окраски в точке эквивалентности.

Из фотометрических наиболее часто применяется метод, основанный на разрушении титанхромотропового комплекса [1, 4, 5]. Его достоинствами является сравнительная простота выполнения анализов и достаточная специфичность. Определяемый минимум — 1,5 мкг в 5 мл пробы.

Высокой чувствительностью обладают фотометрические методы, основанные на применении соединений тория, циркония, лантана и церия с различными органическими реактивами (арсеназо I, пирокатехиновым фиолетовым, эриохромцианином, ксиленоловым оранжевым, торонам и др.) [8].

Для определения фтористых соединений в воздухе Д. Н. Финкельштейн использовал торий-тороновый комплекс [7]. Разработанный им метод позволяет определить 2—40 мкг фтора в пробе 25 мл. Определению не мешает присутствие 2—5-кратных по отношению ко фтору количеств алюминия. Влияние окислителей уstra-

няется введением в раствор 1—2 мл 5%-ного раствора солянокислого гидроксилamina.

Для серийных определений фтористого водорода в атмосферном воздухе представилось целесообразным использовать вместо радиоактивного тория нетоксичный и легкодоступный цирконий. По имеющимся в литературе данным наиболее высокую чувствительность при определении фтора в различных объектах обеспечивает комплекс циркония с ксиленоловым оранжевым [8, 10, 11]. Этот комплекс и был взят нами за основу при разработке метода определения HF в атмосферном воздухе.

Для реакции подобного типа большое значение имеет pH , поэтому первой задачей было выяснение оптимальной для определения фтора кислотности. С этой целью измерялась оптическая плотность растворов, содержащих постоянные количества фтористого натрия ($C=2$ мкг/5мл и $C=4$ мкг/5мл) при различной концентрации соляной кислоты. Измерения оптической плотности производились на фотоэлектрocolориметре ФЭК-56 со светофильтром № 6, максимум пропускания которого 540 нм.

Полученная зависимость оптической плотности от кислотности среды представлена на рис. 1. Из графика видно, что в диапазоне концентраций соляной кислоты от 0,4 до 1 н. чувствительность определений максимальна и сравнительно мало зависит от изменения кислотности растворов. Оптимальной является концентрация кислоты, равная 0,6 н. Для получения такой кислотности раствор азотнокислого цирконила следует готовить на 3,5 н. соляной кислоте.

Специально исследовалось мешающее влияние SO_4^{2-} и Al^{+++} , обычно сопутствующих фтористому водороду. К растворам, содержащим различные количества фтор-иона, добавлялись известные количества SO_4^{2-} (в виде H_2SO_4 и Na_2SO_4) и Al^{+++} (в виде $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$). Полученные результаты (рис. 2) свидетельствуют о том, что присутствие SO_4^{2-} сказывается лишь при сравнительно боль-

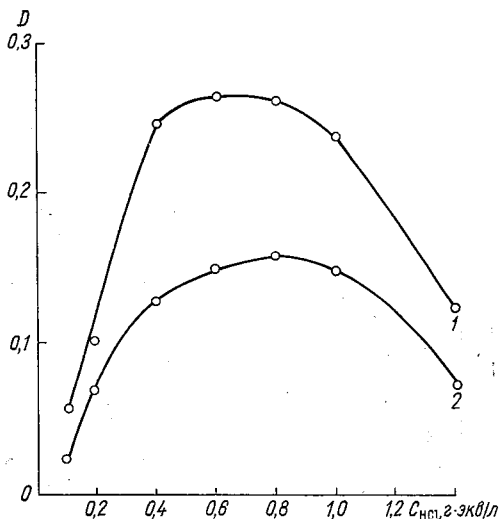


Рис. 1. Зависимость оптической плотности растворов комплекса циркония с ксиленоловым оранжевым от концентрации соляной кислоты.

1 — для содержания фтор-иона 2 мкг в 5 мл пробы, 2 — для содержания фтор-иона 4 мкг в 5 мл пробы.

ших его концентрациях, которые не встречаются обычно в воздухе. Присутствие же Al^{+++} оказывает значительное влияние. Так, даже при концентрации алюминий-иона, равной 2 мкг/мл, наблюдается некоторое отклонение от кривой, построенной без алюминия, а при

концентрации 20 мкг/мл определяется всего 40% от заданного количества фтор-иона (рис. 3).

Сопоставляя константы нестойкости фторидных комплексов [6], можно заметить, что комплексы фтора с цирконием значительно прочнее комплексов с алюминием. Поэтому цирконий должен вытеснять алюминий из его соединений со фтором. Наблюдающееся влияние солей алюминия может быть объяснено медленностью процесса вытеснения.

Данные опытов показывают, что нагревание на водяной бане в течение 30 мин. существенно снижает влияние алюминия на результаты определения фтор-иона. В этом случае возможно определение F^- в присутствии 12-кратного количества алюминия.

При разработке метода особое внимание было уделено вопросам отбора и хранения проб. Для выяснения допустимой скорости протягивания воздуха через систему

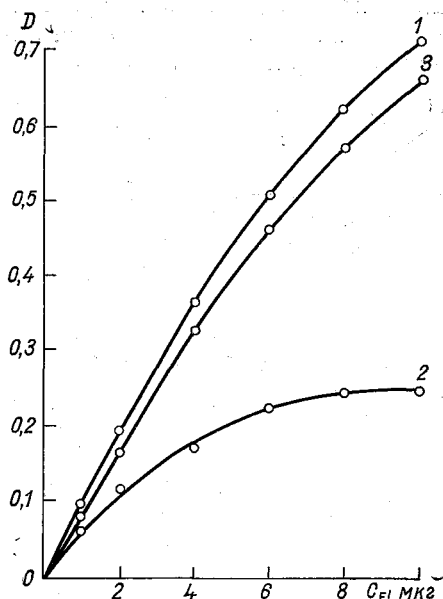


Рис. 2. Зависимость оптической плотности раствора реактива от концентрации фтор-иона (C_{FI} , мкг/5 мл).

1 — при отсутствии SO_4^{2-} , 2 — в присутствии 162 000 мкг/мл SO_4^{2-} (в виде 3,5 н. H_2SO_4), 3 — в присутствии 880 мкг/мл SO_4^{2-} (в виде раствора Na_2SO_4).

из двух поглоительных приборов, соединенных последовательно, пропускали с различной скоростью воздух, содержащий фтористый водород. Постоянную концентрацию HF получали при помощи дозатора рис. 4. Количество фтор-иона варьировали от 1,5 до 14 мкг в пробе. В опытах было установлено, что при скоростях до 5 л/мин. количество фтористого водорода, определенное во втором поглоительном приборе, не превышает 5% заданного количества, а при 3 л/мин. — 3%. Таким образом, для определения фтор-иона в атмосферном воздухе отбор проб следует производить при скорости 2—3 л/мин. При этом обеспечивается практически полное улавливание в первом поглоительном приборе.

Поскольку эффективности поглоительных приборов с пористой пластиной и поглоительных приборов Рыхтера оказались прибли-

зительно одинаковыми, более целесообразным представилось использовать поглотители Рыхтера, имеющие меньшую поверхность соприкосновения с раствором.

Учитывая возможность взаимодействия фтористого водорода со стеклом поглотительных приборов, определялась допустимая продолжительность хранения отобранных проб (табл. 1).

Из полученных данных видно, что за сутки концентрации иона фтора снижаются, хотя и незначительно. Поэтому желательно анализировать пробы в день отбора.

Проведенные исследования позволяют рекомендовать следующий ход анализа. Исследуемый воздух протягивают через поглотительный прибор Рыхтера, наполненный 5 мл бидистиллированной воды, со скоростью 3 л/мин. Для очистки воздуха от аэрозолей соединений алюминия и сульфатов, а также для улавливания твердых фторидов перед поглотительным прибором присоединяют патрон с фильтром АФА-В-10. В лаборатории с целью вымывания F' , адсорбированного на стекле входной трубки, через нее в поглотительный прибор вводят воду до метки 6 мл. Выливание раствора производят через эту же грубку. Для анализа к 5 мл раствора пробы добавляют 1,6 мл раствора азотнокислого цирконила ($80 \text{ мг } ZrO(NO_3)_2 \cdot 2H_2O$) и раство-

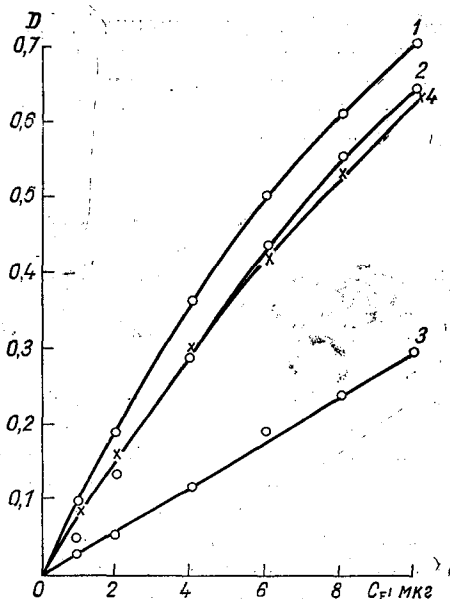


Рис. 3. Зависимость оптической плотности раствора реактива от концентрации фтор-иона (C_F , мкг/5 мл).

1 — при отсутствии Al^{III} , 2 — в присутствии 2 мкг/мл Al^{III} , 3 — в присутствии 20 мкг/мл Al^{III} , 4 — в присутствии 120 мкг/мл Al^{III} с предварительным нагреванием.

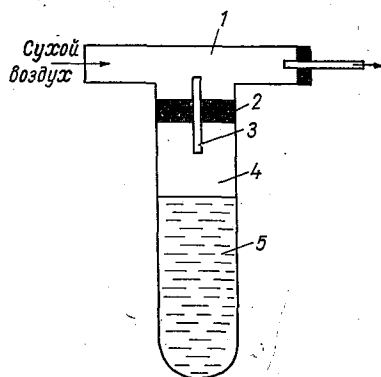


Рис. 4. Дозатор фтористого водорода.

1 — полиэтиленовый тройник; 2 — полиэтиленовая пробка; 3 — тефлоновый капилляр, впаянный в пробку; 4 — полиэтиленовый сосуд; 5 — смесь концентрированных серной и фтористоводородной кислот 1:1.

ряют в 1 л титрованной 3,5 н. соляной кислоты, тщательно перемешивают и выдерживают 30 мин. Одновременно готовят пять холостых проб, приливая к 5 мл воды по 1,6 мл раствора азотнокислого циркониила. Через 30 мин. во все пробы, в том числе и холостые, приливают по 2,6 мл 0,02%-ного раствора ксиленоло-

Таблица 1

Изменение концентрации F' при хранении
в стеклянных поглотительных приборах

Задано F' (мкг)	0,25	0,50	1,00	2,00	4,00	5,00	6,00	8,00	10,00
Найдено F' через сут- ки (мкг)	0,28	0,60	0,89	1,99	4,00	4,87	5,50	7,80	9,60

вого оранжевого (готовят 0,2%-ный его раствор, который нужно хранить в течение 3—5 дней; в день анализа разбавлением из него готовят 0,02%-ный раствор) и вновь тщательно перемешивают. Для получения средней холостой пробы все пять проб сливают вместе. Через 3—5 мин. определяют оптическую плотность растворов при $\lambda=540$ нм по отношению к средней холостой пробе. Измерения производят в кювете с расстоянием между гранями 20 мм.

Концентрацию фтористого водорода в пробе находят по калибровочному графику, построенному по данным измерений оптиче-

Таблица 2

Воспроизводимость результатов анализа
($n=18$ и $\alpha=0,95$)

Содержание F' мкг . .	0,125	0,25	0,50	1,00	2,00	4,00	6,00	8,00	10,00
Вероятное квадратичное отклонение от среднего арифметического (мкг)	0,03	0,07	0,04	0,06	0,10	0,15	0,10	0,10	0,10
Относительная погреш- ность определения (%)	24	28	8	6	5	3,7	1,7	1,25	1,5

ской плотности шкал стандартов. Стандартные растворы готовят в колбах на 100 мл так, чтобы каждые 5 мл раствора содержали соответственно по 0,125; 0,25; 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 6,0; 8,0; 10,0 мкг фтор-иона. Калибровочный график строят на основании средних величин, вычисленных из результатов измерений четырех-пяти шкал. Погрешность определения различных концентраций фтор-иона, полученная при статистической обработке результатов анализа 18 серий стандартов, проведенных в различное время разными аналитиками, вычисленная для надежности $\alpha=0,95$, приведена в табл. 2.

Чувствительность метода 0,002 мг/м³ при скорости отбора проб 3 л/мин. и времени отбора 20 мин. Точность определения предельно допустимой концентрации для атмосферного воздуха (0,02 мг/м³) — $\pm 6\%$.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бабко Н. К., Ходулина П. В. Цветная реакция на ион фтора с титанхромотроновым реактивом.— Журн. аналитической химии, 1952, № 5.
2. Киселева Е. К. Анализ фторсодержащих соединений. М., «Химия», 1966.
3. Методика контроля за состоянием воздушной среды в электролизных цехах алюминиевых заводов. Свердловск, 1960.
4. Панин К. П. Метод определения малых количеств фтора в атмосферном воздухе с применением титанхромотропового реактива.— Гигиена и санитария, 1959, № 9.
5. Панин К. П. Об определении фтора в атмосферном воздухе.— Гигиена и санитария, 1967, № 12.
6. Справочник химика. Т. 3. М., «Химия», 1965, с. 39.
7. Финкельштейн Д. Н. Избирательный метод колориметрического определения фтористых соединений в воздухе.— Гигиена и санитария, 1969, № 9.
8. Tušl J. Fotometrické metody stanovi fluoru. — Chem. Listy, 1967, v. 61, No. 10.
9. Matuzak M. P., Brown D. R. Thorium Nitrate titration of fluoride with special reference to determining fluorine and sulfur in hydrocarbons.— Ind. Eng. Chem. Anal. Ed., 1945, v. 17, No. 12.
10. Novak J., Areno H. Silikaty, 1964, v. 8, No. 1.
11. Novak R. Патент ЧССР, кл. 42e, 3/53, № 105 355.

НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ СЕРНИСТОГО ГАЗА В СВОБОДНОЙ АТМОСФЕРЕ

В загрязнении атмосферного воздуха большая роль принадлежит газообразным соединениям серы. Наиболее распространенной примесью в тропосфере является сернистый газ, выделяющийся в основном в результате сжигания топлива. Однако исследования, проведенные рядом авторов [6, 8, 9], показывают, что соединения серы как газообразные, так и в виде аэрозолей присутствуют повсеместно и не только в тропосфере, но и в стратосфере.

В последнее время интерес к изучению соединений серы в атмосфере значительно возрос в связи с открытием в стратосфере на высоте 20—25 км так называемого сульфатного слоя, состоящего из сульфатных частиц [8—10]. Относительно его происхождения существуют различные мнения. Х. Юнге и ряд других авторов [8, 9] объясняют существование этого слоя окислительными процессами газообразных соединений серы, главным образом сернистого газа и сероводорода, и фотохимическими реакциями, в которых они участвуют. При этом считается, что вышеуказанные соединения серы имеют тропосферное происхождение. Мартелл [10] указывает, что границы этого слоя более размыты, и предполагает, что он обусловлен в основном коагуляцией ядер Айткена, состоящих на больших высотах преимущественно из сульфатов. Недостаток экспериментальных данных о вертикальном распределении сернистого газа в атмосфере не позволяет, однако, произвести оценку относительной роли его окисления или коагуляции ядер Айткена в процессе образования сульфатного слоя в нижней стратосфере.

В облачной воде, туманах и осадках постоянно содержатся сульфаты, являющиеся часто преобладающей примесью [1, 4, 5, 9]. На основе проведенных экспериментальных исследований [7, 8] высказывается предположение, что одним из важных источников сульфатов в атмосферных водах являются процессы окисления

сернистого газа в каплях в присутствии катализаторов. Следовательно, и при изучении процессов формирования химического состава осадков важно знать о содержании сернистого газа в свободной атмосфере. Между тем такие данные в настоящее время весьма немногочисленны [6].

В связи с этим в марте — апреле 1969 г. нами выполнялись самолетные измерения содержания сернистого газа в свободной атмосфере в окрестностях одного из городов северо-запада ЕТС. Полеты проводились на самолете ИЛ-14 при различных метеорологических условиях. За указанный период было выполнено 15 полетов и получено 15 вертикальных профилей содержания сернистого газа в атмосфере до высоты около 2500 м.

Для измерения концентрации сернистого газа использовался метод Веста и Гаеке как наиболее чувствительный из обычно применяемых способов, который позволяет определять концентрацию сернистого газа в анализируемом растворе с точностью до 0,1 мкг [11, 2]. Аналитический метод Веста и Гаеке имеет большое преимущество по сравнению с другими методами, заключающееся в том, что при его использовании улавливается газ как таковой, и наличие сульфатных аэрозолей в атмосфере не оказывает влияния. Этот метод основан на фиксации сернистого газа при пропускании воздуха через 0,1 н. раствор сулемы и хлористого натрия $\text{Na}_2(\text{HCl}_4)$ и формировании устойчивого нелетучего иона дисульфитмеркурата.

Взятие проб воздуха проводилось нами при помощи ротационной установки ПРУ-4. Исследуемый воздух аспирировался со скоростью 5 л/мин. в течение 15—20 мин. через U-образный поглотитель с пористой перегородкой, заполненной 5 мл поглотительного раствора. Как показали специальные исследования [6], максимальная возможная ошибка при заборе пробы, обусловленная флуктуациями скорости воздушного потока при взятии пробы, потерей абсорбционного раствора вследствие разбрызгивания и испарения, адсорбцией следов газа в соединительных узлах и температурным влиянием, составляет около $\pm 10\%$.

После отбора проб при проведении анализа в лаборатории следовали за тем, чтобы объем поглотительного раствора, который мог уменьшиться в результате разбрызгивания, сохранялся все время постоянным, равным исходному. Это достигалось добавлением дополнительного количества поглотительного раствора перед анализом. Анализ проводится колориметрическим методом с использованием солянокислого парарозанилина и формальдегида. Конечным продуктом реакции этого метода является образование пурпурно окрашенной довольно устойчивой парарозанилинсульфокислоты. Калибровочная кривая строилась при использовании свежеприготовленных рабочих растворов, содержащих соответственно 20 и 2 мкг/мл SO_2 . Содержание сернистого газа в исходном растворе, из которого приготавливались рабочие растворы, определялось, помимо взвешивания навески, титрованием 0,01 н. раствора йода. В качестве индикатора при титровании применялся

бензол, являющийся более чувствительным индикатором, чем крахмал [3]. Все используемые растворы готовились на свежеполученном бидистилляте.

Перед колориметрированием в пробирки с пробами добавлялось 0,5 мл раствора иарарозанилина и 0,5 мл 0,2%-ного раствора формальдегида, после чего они тщательно закрывались. По истечении 25 мин. в них развивалась краснофиолетовая окраска, сохраняющаяся около 30 мин. Определение оптической плотности растворов проводилось на фотоколориметре ФЭК-М в кюветах с расстоянием между рабочими гранями 10 мм с использованием зеленого светофильтра.

Все определения содержания сернистого газа проводились не позднее чем через 1—3 дня после отбора проб, хотя, как показали предварительные лабораторные опыты, пробы устойчивы до 8 дней. По истечении этого срока наблюдается заметное уменьшение концентрации сернистого газа, и на 12-й день после хранения она может составлять 25—40% от первоначального значения в зависимости от исходной величины.

В период полетов примерно с 15 марта вся ЕТС была занята обширной малоградиентной областью высокого давления, которая сохранялась до конца месяца. Погода на северо-западе ЕТС характеризовалась очень слабыми ветрами и отсутствием облачности. Над городом в течение многих дней существовала промышленная дымка. С 31 марта 1969 г. началась перестройка барического поля. Над Скандинавией образовался обширный глубокий циклон. Северо-запад ЕТС, в том числе и район полета, находился в зоне четко выраженного направленного переноса с юго-запада.

В дни полетов непосредственно перед вылетом пробы воздуха отбирались у земли на аэродроме, во время полетов — на высотах 300, 600, 900, 1200 м, а в некоторых случаях — и на больших высотах (вплоть до 2600 м). На этих уровнях проводился облет города по кругу радиусом примерно 15—20 км. На взятие одной пробы затрачивалось около 20 мин. По окончании полетов пробы доставлялись в химическую лабораторию для анализа.

Полученные результаты измерений концентрации сернистого газа в атмосфере в соответствии с наблюдавшейся синоптической обстановкой удалось объединить в две группы. Первая из них охватывает все случаи измерений, проводившихся при антициклонической ситуации, характеризующейся устойчивостью, слабыми ветрами и наличием температурных инверсий. Ко второй группе относятся данные, полученные в условиях четко выраженного переноса воздушных масс с сильно развитой турбулентностью в атмосфере. На рис. 1 и 2 представлены некоторые результаты измерений концентрации сернистого газа, типичные для вышеуказанных групп.

Как видно из рис. 1 *а, б*, характерной особенностью распределения сернистого газа в атмосфере при антициклонических условиях является заметное увеличение его концентрации в подынверсионном слое. Одновременно с пиком концентрации сернистого

газа наблюдается инверсия температуры на высоте. Следует отметить, что во время полетов визуально наблюдались промышленная дымка и струи дыма, которые распространялись до высоты инвер-

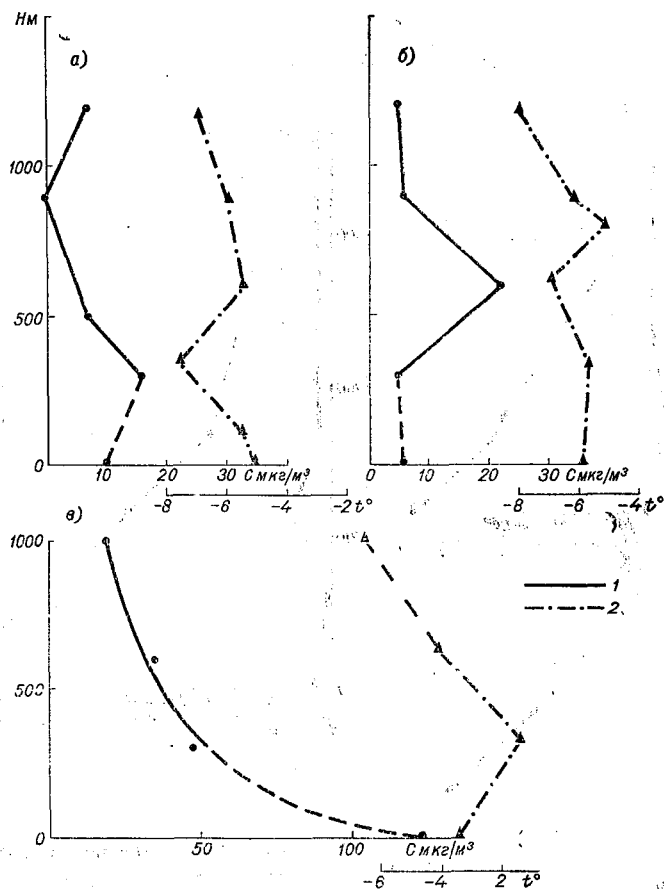
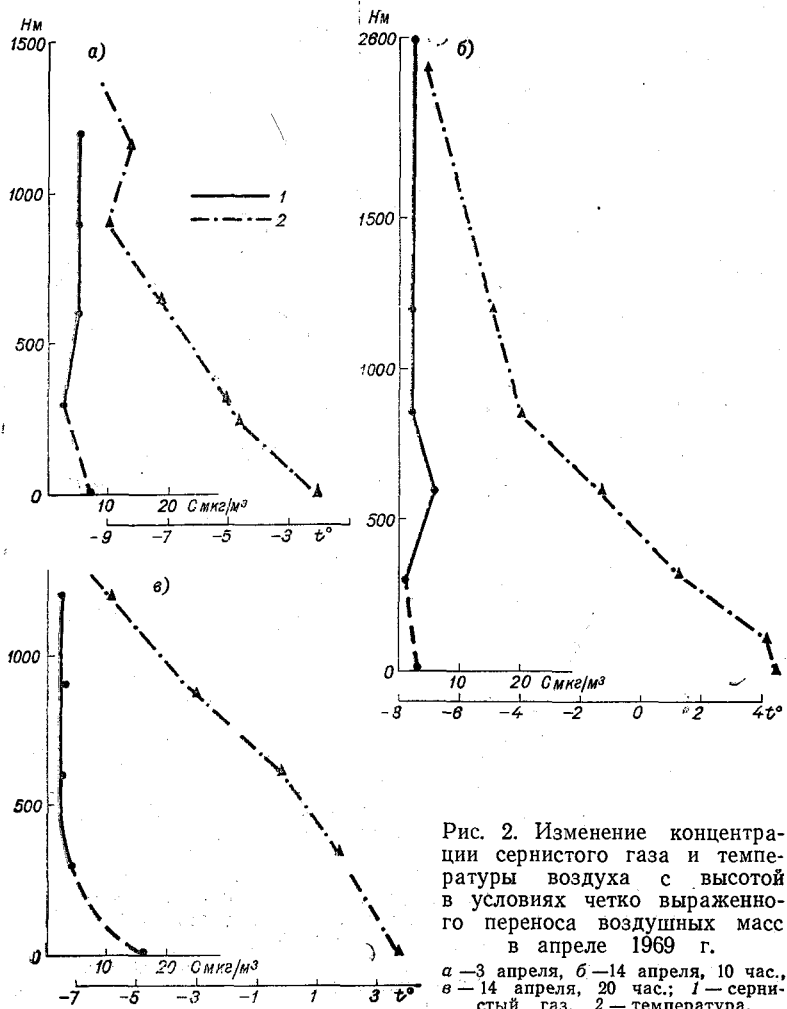


Рис. 1. Изменение концентрации сернистого газа и температуры воздуха с высотой при антициклонических условиях в марте 1969 г.

а — 24 марта, б — 26 марта, в — 19 марта; 1 — сернистый газ, 2 — температура.

сии и растекались под ней. Именно на этих уровнях и отмечался максимум концентрации сернистого газа. У земли в районе аэродрома концентрация сернистого газа была обычно невелика (примерно 10 мкг/м^3 , а в некоторых случаях она была еще меньше). Это можно объяснить отсутствием выноса воздушных масс от города в направлении аэродрома в дни наблюдений. Лишь в одном случае 19 марта 1969 г. (см. рис 1 в) концентрация сернистого газа у земли на аэродроме была высокой и превышала

120 мкг/м³. В этом случае город находился в передней части антициклона. У земли наблюдался северный ветер (т. е., со стороны города), скорость которого достигала 10 м/сек. От земли до уровня 330 м существовала инверсия температуры. На этом уров-



не концентрация сернистого газа была довольно высокой (около 50 мкг/м³). Однако поскольку в этом случае наземная концентрация сернистого газа велика, то, несмотря на температурную инверсию на высоте, высотный максимум концентрации сернистого газа отсутствует.

Совершенно иной характер имеет распределение концентрации сернистого газа в атмосфере при четко выраженном переносе воз-

душных масс. На рис. 2 представлены типичные профили концентрации сернистого газа и температуры в атмосфере для этих условий. 3 апреля 1969 г. (см. рис. 2 а) город располагался в области направленного переноса воздушных масс с северо-запада. Скорость ветра у земли составляла 8—10 м/сек. 14 апреля 1969 г. (см. рис. 2 б, в) город находился в тылу циклона; у земли отмечался юго-западный ветер со скоростью 13—18 м/сек.

Большая скорость ветра у земли и на высоте и развитый турбулентный обмен приводят к выравниванию концентраций сернистого газа в атмосфере. В этом случае, как видно из приводимых рисунков, концентрация сернистого газа у земли более низкая по сравнению с антициклоническими условиями. Она мало изменяется с высотой, т. е. устанавливается почти однородное распределение сернистого газа в атмосфере. Даже на высоте 2600 м (см. рис. 2 б) концентрация сернистого газа не равняется нулю и мало отличается от значений на более низких уровнях.

Таким образом, проведенные исследования подтверждают постоянное присутствие сернистого газа в атмосфере, при этом из приведенных результатов анализа видно заметное изменение содержания его с высотой в нижних слоях тропосферы в зависимости от метеорологических условий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дроздова В. М. и др. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР. Л., Гидрометеиздат, 1964.
2. Засухин Э. Н., Черепанова В. П. Фотоколориметрическое определение сернистого газа в атмосферном воздухе.—Тр. ГГО, 1965, вып. 185.
3. Лавриненко Р. Ф. О содержании серы в атмосферных осадках.—Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
4. Петренчук О. П. Химический состав облачной воды в районах Западной Сибири.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 130—136.
5. Петренчук О. П., Дроздова В. М. Химический состав облачной воды в районах промышленных городов при разных метеорологических условиях.—Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 201—209.
6. Georgii H. W., Jost D. Untersuchung über die Verteilung von Spurgasen in der freien Atmosphäre.—Pure and Appl. Geophys., 1964, v. 59.
7. Junge C. E., Ryan T. G. Study of the SO_2 oxidation in solution and its role in atmospheric chemistry.—Quart. Journ. Roy. Met. Soc., 1958, v. 84, No. 359.
8. Junge C. E., Chagnon C. W., Manson J. E. A world-wide stratospheric aerosol layer.—Science, 1961, No. 133.
9. Junge C. E. Air Chemistry and Radioactivity. New-York London, Academic Press, 1963.
10. Martell E. A. The size distribution and interaction of radioactive and natural aerosol in the stratosphere.—Tellus, 1966, v. 18, No. 2—3.
11. West P. W., Gaeke G. C. Fixation of Sulfur Dioxide as Disulfitomercurate and Subsequent Colorimetric Estimation.—Analytical Chemistry, 1956, v. 28, No. 12.

Р. Ф. ЛАВРИНЕНКО

О ЗАКОНОМЕРНОСТЯХ ИЗМЕНЕНИЯ pH В АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКАХ

Величина pH в атмосферных осадках является одной из основных физико-химических характеристик. Она позволяет судить о формах нахождения составляющих ингредиентов в осадках, в известной мере об источниках их происхождения. Величина pH в атмосферных осадках изменяется в довольно широком диапазоне — от 4 до 7. Иногда встречаются значения меньше 4 и больше 7.

Задача настоящей работы заключалась в том, чтобы выяснить, какие компоненты в осадках являются определяющими в установлении того или другого значения pH, как сказывается на изменении pH в осадках близость промышленного города. В связи с этим рассматривались характеристики осадков при разных значениях pH. В дополнение к систематически выполняемым в лаборатории ГГО химическим анализам осадков в январе — феврале 1970 г. автором были специально с большой предосторожностью собраны пробы снега в пос. Воейково (15 км от Ленинграда).

При их анализе основное внимание уделялось определению ионов SO_3^{-2} , SO_4^{-2} , HCO_3^{-1} , Ca^{+2} , Mg^{+2} , NH_4^{+1} , pH и удельной электропроводности κ . pH определялось стеклянным электродом на pH-метре ЛПУ-01. Используемые методы определения химического состава проб атмосферных осадков изложены в работе [2]. Ион SO_3^{-2} определялся сразу же после выпадения осадков по методу, описанному в работе [3], в этот же момент измерялись pH и κ . Когда это было возможно, в пробах по прошествии нескольких дней повторно определялись SO_3^{-2} , pH и κ . Концентрация SO_3^{-2} во всех случаях постепенно уменьшалась до 0, pH и κ изменялись очень незначительно, хотя казалось бы, что с окислением SO_3^{-2} в SO_4^{-2} pH должно понижаться. Малый объем проб не позволил исследовать ожидаемое понижение pH в большом числе случаев. Ион SO_4^{-2} определялся лишь через несколько дней, когда $\text{SO}_3^{-2} = 0$.

Из естественных агентов, влияющих на величину рН в атмосферных осадках, наиболее существенным является CO_2 . Равновесной точкой для атмосферных осадков можно считать $\text{pH}=5,5$, что соответствует среднему содержанию CO_2 в воздухе при 20°C [4]. По О. А. Алекину, рН растворенной уголекислоты равно 5,6 [1].

Указанное равновесное значение рН нужно считать довольно устойчивым, и наблюдаемые изменения CO_2 в атмосфере на нем мало сказываются. Так, ожидаемое 25%-ное увеличение концентрации CO_2 в земной атмосфере к концу этого столетия должно привести к 25%-ному увеличению концентрации иона водорода в природных водах или к понижению рН всего на 0,1 (концентрация иона водорода изменяется почти линейно с концентрацией свободного CO_2).

Из табл. 1 видно, какая часть осадков в пос. Воейково по химическому составу и величине $\text{pH}=5,5 \div 5,8$ относится к естествен-

Таблица 1

Повторяемость числа проб с разными значениями рН
в осадках пос. Воейково

Год	рН					
	4,0—5,5	5,5—5,8	> 5,8	4,0—5,5	5,5—5,8	> 5,8
	Летний период (IV — X)			Зимний период (XI — III)		
1962	84	15	1	16	13	6
1963	49	11	2	17	3	3
1964	49	15	5	16	9	—
1965	65	17	14	26	10	11
1966	74	7	10	19	12	7
1967	52	7	13	15	7	9
1968	53	14	10	6	8	14
1969	55	15	15	7	4	19
Среднее, %	74	15	11	47	26	27

ному состоянию атмосферы. Данный тип осадков (назовем его равновесным или нейтральным) характеризуется небольшими удельными электропроводностями примерно $(7 \div 20) \cdot 10^{-6} \text{ом}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$ и соответственно малой минерализацией. В табл. 2 а приводятся данные по химическому составу осадков, собранных автором зимой 1970 г. в Воейково, которые могут служить примером данного типа осадков.

Большая часть проб летних осадков, как видно из табл. 1, относится к кислому типу. В пробах данного типа рН изменяется примерно от 4,0 до равновесной точки 5,5. Кислый характер осадков главным образом определяется продуктами сгорания топлива, в первую очередь сернистым газом SO_2 . Ежегодный мировой

Химический состав проб осадков, собранных
в январе — феврале 1970 г. в пос. Воейково

Дата сбора осадков	Количество ионов (мг/л)										pH	$\frac{\% \cdot 10^6}{(\text{он}^{-1} \cdot \text{см}^{-1})}$ при $t = 20^\circ \text{C}$
	SO_3^{-2}	SO_4^{-2}	Cl^{-1}	NO_3^{-1}	HCO_3^{-1}	Na^{+1}	K^{+1}	Mg^{+2}	Ca^{+2}	NH_4^{+1}		
а)												
6/1	0,62	2,00	0,43	0,00	1,22	0,67	0,00	0,46	0,00	0,04	5,9	7,7
14	—	1,85	—	0,08	0,31	0,20	—	0,00	0,22	0,25	5,6	6,5
14 — 15	—	4,70	1,31	0,06	—	2,80	—	—	0,03	0,29	6,0	16,0
16	—	2,40	0,85	0,00	0,85	0,20	0,10	0,10	0,10	0,75	5,9	8,4
22	—	1,00	0,57	0,47	1,83	0,16	0,20	0,91	1,22	0,14	5,6	17,7
14/II	0,08	2,85	—	0,73	—	—	—	—	—	0,26	5,5	14,8
б)												
4/II	2,42	6,00	—	—	—	—	—	—	—	0,76	4,5	32,5
8	3,98	6,60	—	—	—	—	—	—	—	0,80	5,4	26,0
9 — 10	0,85	1,58	—	—	—	—	—	0,27	0,48	0,38	5,0	17,3
10 — 11	0,20	1,50	0,21	0,90	0,00	0,19	0,10	0,18	0,27	0,41	4,7	18,8
14 — 15	0,96	3,00	0,39	1,12	0,00	0,18	0,20	0,11	0,44	0,08	4,7	20,8
в)												
15 — 16/1	—	23,00	—	—	—	—	—	1,26	3,20	—	5,6	57,5
4 — 5/II	—	18,90	1,38	1,00	0,00	1,30	—	2,19	3,00	2,40	5,4	66,0
6 — 8	—	15,40	—	—	—	—	—	2,92	3,10	0,73	6,0	53,4
13	12,40	8,62	—	—	—	—	—	—	—	1,12	5,5	27,7
2	—	30,50	—	—	—	2,70	0,75	—	8,00	0,82	6,7	89,0
4	—	11,80	1,63	0,76	1,83	1,10	0,38	1,85	3,00	1,00	6,1	41,5
12 — 13	11,50	11,50	—	0,58	1,34	0,50	0,27	0,92	3,30	1,04	6,1	35,6
14	32,60	22,50	—	—	—	—	—	0,64	6,65	—	7,4	51,8
15 — 16	77,40	31,06	—	—	—	3,70	0,90	1,65	11,30	—	6,6	91,5

выброс SO_2 составляет 80 млн. т, из которых от 50 до 60 млн. т от сжигания угля и примерно 10 млн. т из сырой нефти [6].

Количественные оценки скорости окисления SO_2 в SO_4^{-2} во времени в свежевыпавших осадках приводятся в работе [3]. Мегоу и Кокс [5] изучали улавливание SO_2 растущими и уже существующими каплями и обнаружили, что коэффициент скорости абсорбции быстро падает при увеличении концентрации SO_2 ; однако присутствие аммиака увеличивает скорость захвата SO_2 каплями и скорость поглощения газообразного SO_2 примерно в 4 раза.

Подобное действие аммиака экспериментально изучено Ван дер Хенвол и Мезоном [6].

При изучении взаимосвязи концентраций ионов NH_4^{+1} и SO_4^{-2} в осадках нами было обнаружено, что в кислых пробах с небольшими удельными электропроводностями концентрации этих ионов соответствуют кислой соли NH_4HSO_4 . Как видно из рис. 1, сочетания ионов NH_4^{+1} и SO_4^{-2} , соответствующие средней соли $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, встречаются лишь в отдельных случаях. Кривые на рис. 1 подтверждают выводы работ [5, 6].

Химический состав кислого типа осадков может быть проиллюстрирован табл. 2 б. Осадки этого типа, как видно из табл. 1, характерны для промышленного района в летний период.

При сгорании угля, помимо кислых продуктов образуются и щелочные твердые частицы золы. В зимнее время они существенно изменяют характер осадков; несмотря на высокие концентрации SO_3^{-2} (см. табл. 2 в), pH осадков, загрязненных золой, значительно возрастает. При растворении

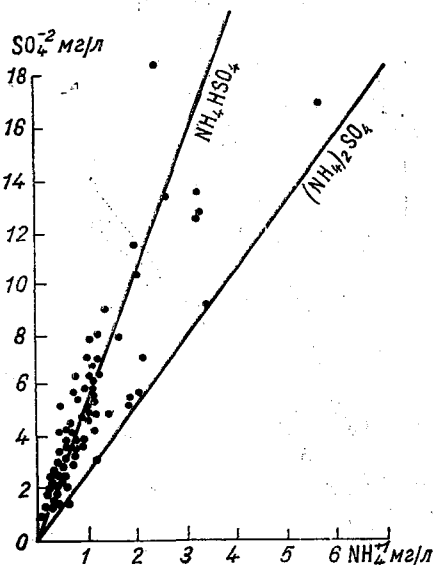
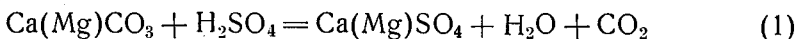
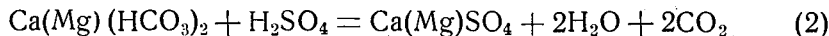


Рис. 1. Корреляция между концентрациями NH_4^{+1} и SO_4^{-2} в пробах при $\text{pH}=4,0-5,5$ (по данным анализа проб, собранных в пунктах Воейково и Ленинград в 1969 г.).



и нейтрализации



при общей высокой минерализации и удельной электропроводности pH близко к равновесному значению.

Следует заметить, что в табл. 1 в число равновесных проб в зимний период входят и пробы, довольно загрязненные кислыми и щелочными компонентами; в результате их нейтрализации устанавливается близкое к равновесному значению pH (см. табл. 2 в: 15—16/I, 4—5, 6—8/II).

В тех случаях, когда основным загрязнителем являются твердые частицы, которые при растворении создают щелочную среду, pH возрастает до 7 и выше. Такие осадки отличаются высокой концентрацией ионов Ca^{+2} , Mg^{+2} , HCO_3^{-1} и соответственно высокой удельной электропроводностью.

Графическое изображение связи ионов SO_4^{-2} и NH_4^{+1} в осадках, pH которых выше 5,5 (рис. 2), не дает четкой зависимости, однако и здесь можно проследить, что значительная часть точек группируется около прямых NH_4HSO_4 и $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. То, что часть точек сосредоточена левее прямой, соответствующей NH_4HSO_4 , обуслов-

лено, по-видимому тем, что некоторая доля SO_4^{-2} связывается с ионами Ca^{+2} и Mg^{+2} по уравнениям (1) и (2).

Как видно из табл. 2 в, концентрации ионов SO_3^{-2} превышают ионы SO_4^{-2} . В работе [3] нами уже отмечалось, что концентрация SO_4^{-2} , определенная опытным путем, была меньше ожидаемой, т. е. расчетной. Концентрация ионов SO_3^{-2} определялась сразу же после таяния снега, температура такого раствора равна 5–10°C. При дальнейшем повышении температуры (приблизительно до 20°C) равновесие реакции $\text{SO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}_2\text{SO}_3$ смещается влево. Превышение ионов SO_3^{-2} над SO_4^{-2} показывает, что происходит не только окисление SO_3^{-2} в SO_4^{-2} , но и выделение растворенного SO_2 .

Следует отметить, что аналитическое определение концент-

рации ионов, особенно колориметрическим методом (SO_3^{-2} , SO_4^{-2} , NH_4^{+1}), затруднено в осадках, загрязненных твердыми примесями вследствие образования стойких коллоидных взвесей, что в результате может привести к завышенным данным.

Многие авторы [2, 7] указывают на возможную зависимость содержащихся в осадках примесей от формы выпадения их в виде дождя или снега. Более высокие концентрации примесей в зимнее время они объясняют тем, что кристаллические элементы осадков падают в атмосфере медленнее каплей и имеют большую площадь захвата. Наш опыт сбора осадков и опыт других исследователей говорит о том, что и в зимнее время нередко очень чистые осадки (см. табл. 2 а). Однако при зимней устойчивой стратификации атмосферы возможно сильное загрязнение проб осадков вследствие оседания частиц сажи, золы и поглощения газообразных примесей (SO_2) как в момент выпадения, так и в перерывах между выпадениями осадков.

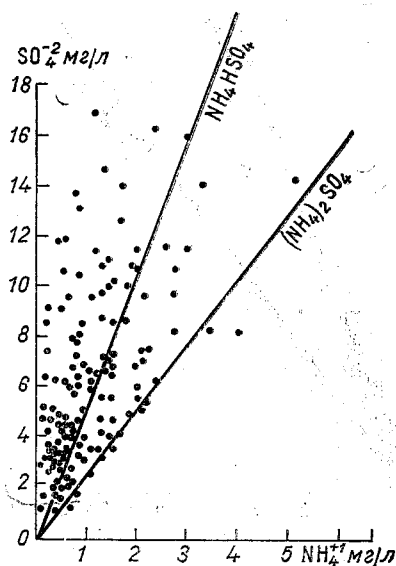


Рис. 2. Корреляция между концентрациями NH_4^{+1} и SO_4^{-2} в пробах при pH > 5,5.

Сравнение рН зимних и летних осадков показывает более высокую долю щелочных компонентов зимой. Среднее летнее (апрель — октябрь 1969 г.) для пос. Воейково $\text{pH}=5,38$, для осадков, собранных непосредственно в Ленинграде, 5,28. Среднее зимнее (ноябрь — март 1969 г.) для Воейково $\text{pH}=5,69$, для Ленинграда — 6,61. В ГДР (под Дрезденом) [4] среднее значение рН за период с 1958 по 1962 г. равно 4,5; среднее значение за 1964 г. равно 4,6, среднее за зимнее полугодие (октябрь — март) равно 4,41, за летнее (апрель — сентябрь) — 4,49. Эти данные говорят о высокой степени загрязнения атмосферы кислыми компонентами над территорией ГДР.

По скандинавской сети значения рН располагаются вокруг равновесного $\text{pH}=5,5$ [4], из чего можно предполагать состояние атмосферы в этом районе близким к естественному.

Таким образом, в результате проведенного анализа достаточно большого числа данных химического состава проб атмосферных осадков можно сделать следующие выводы.

Равновесное значение рН соответствует маломинерализованным осадкам, т. е. чистой атмосфере.

В кислых пробах атмосферных осадков в большинстве случаев преобладающими ионами являются NH_4^{+1} и SO_4^{-2} , концентрации которых соответствуют или кислой соли NH_4HSO_4 , или средней $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Щелочная реакция осадков определяется ионами Ca^{+2} , Mg^{+2} и HCO_3^{-1} , образующимися при выщелачивании частиц пыли и почвы.

В случае одновременного нахождения в атмосфере кислых и щелочных компонентов реакция осадков может быть слабокислой, нейтральной или щелочной в зависимости от соотношения растворимой части этих компонентов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Адекин О. А. Основы гидрохимии. Л., Гидрометеониздат, 1970.
2. Дроздова В. М. и др. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР. Под ред. Е. С. Селезневой. Л., Гидрометеониздат, 1964.
3. Лавриненко Р. Ф. О содержании серы в атмосферных осадках. — Тр. ГГО, 1968, вып. 207.
4. Mrose C. Measurements of pH, and chemical analyses of rain, -snow, and -fog, -water. — Tellus, 1966, v. 18, No. 2—3.
5. Megaw W. J., Cox L. C. A comparison of the uptake of sulphur dioxide in growing and existing droplets. Proc. of the 7th Int. Conf. on condensation and ice nuclei. Academia — Prague, 1969.
6. Pierrard J. M. Environmental Appraisal — Particulate matter, Oxides of Sulfur, and Sulfuric Acid. — J. Air Poll. contr. Sept. 1969, v. 19, No. 9.
7. Петренчук О. П., Селезнева Е. С. Изменение концентрации основных химических примесей в осадках в зависимости от метеорологических условий. — Тр. ГГО, 1962, вып. 134.

ОЦЕНКА МУТНОСТИ АТМОСФЕРЫ ПО АКТИНОМЕТРИЧЕСКИМ ДАННЫМ

Для оценки степени загрязнения атмосферы наряду с локальными необходимо знать и интегральные характеристики поля концентраций. Поскольку надежное получение этих интегральных величин связано с организацией густой измерительной сети, большое значение приобретает разработка методов непосредственного определения осредненных характеристик. За рубежом с этой целью используются наблюдения с помощью приборов типа солнечного фотометра Фольца [5]. Однако в нашей стране в настоящее время для этой цели проще всего пользоваться данными актинометрических наблюдений. Такой подход позволяет получить представление об общем фоне загрязнения атмосферы на территории Советского Союза и оценить степень загрязнения отдельных пунктов.

Для количественной оценки мутности атмосферы в актинометрии чаще всего используется два параметра: коэффициент прозрачности P и фактор мутности T . P определяется отношением конечной интенсивности солнечной радиации I к первоначальной (приходящей на границу атмосферы) I_0 при оптической массе $m=1$.

$$P = \frac{I}{I_0}. \quad (1)$$

T представляет собой отношение логарифмов коэффициентов прозрачности реальной P и идеальной P_i атмосферы

$$T = \frac{\ln P}{\ln P_i}. \quad (2)$$

Пользоваться коэффициентом прозрачности как характеристикой содержания аэрозолей в атмосфере не слишком удобно, поскольку он сильно увеличивается с ростом массы атмосферы m вследствие избирательности молекулярного рассеяния. Фактор

мутности меньше зависит от m , так как показывает степень отличия прозрачности реальной атмосферы от идеальной.

Известно, что T можно представить как отношение оптических толщин реальной Θ и идеальной Θ_i атмосферы

$$T = \frac{\Theta}{\Theta_i}. \quad (3)$$

В свою очередь

$$\Theta = \int_0^{\infty} a_i \rho_i dh + \int_0^{\infty} a_w \rho_w dh + \int_0^{\infty} a_d \rho_d dh, \quad (4)$$

где a_i — коэффициент молекулярного рассеяния, a_w и a_d — коэффициенты ослабления радиации водяным паром и пылью, ρ_i и ρ_w — плотность воздуха и водяного пара, ρ_d — концентрация пыли.

Таким образом, использование фактора мутности помогает выделить составляющие общего ослабления радиации за счет релеевского рассеяния, а также влажной и остаточной (аэрозольной) мутности. Поэтому в данной работе для оценки фона загрязнения атмосферы и был выбран фактор мутности. Его легко получить из данных наблюдений за прямой радиацией при определенной оптической массе или путем вычисления по методу С. И. Сивкова [2], согласно которому фактор мутности находится на основании значений прямой солнечной радиации, приведенной к среднему расстоянию между Землей и Солнцем и к одной и той же высоте Солнца.

Несмотря на то что для изучения режима прозрачности атмосферы актинометрические характеристики стали использоваться уже в 20-х годах, до настоящего времени еще мало работ, посвященных оценке фона загрязнения атмосферы на больших территориях.

Наиболее полное исследование распределения коэффициента прозрачности атмосферы по территории Советского Союза, основанное на использовании многолетних радиационных характеристик, было выполнено З. И. Пивоваровой [4]. В ее статье приведены карты распределения коэффициента прозрачности для четырех наиболее характерных месяцев года. Установлено, что годовой ход прозрачности в основном определяется изменением абсолютной влажности, т. е. имеет максимум зимой, а минимум летом, выделены районы с наибольшей и наименьшей прозрачностью, а также рассмотрено распределение величины аэрозольного ослабления по территории.

На основании этой работы можно заключить, что наиболее загрязненной атмосфера оказывается над Европейской территорией Союза, Средней Азией и крупными индустриальными районами. Здесь же приводится некоторая оценка влияния городских условий на прозрачность атмосферы.

В отличие от [4], в настоящей работе рассматриваются фоновые характеристики распределения мутности атмосферы по территории СССР от месяца к месяцу. Особое внимание уделяется при-

мёнению актинометрического метода для оценки степени загрязнения атмосферы в городах.

Для того чтобы получить общий фон мутности атмосферы над территорией Советского Союза, были использованы построенные нами карты распределения норм интенсивностей прямой солнечной радиации, приходящей на горизонтальную поверхность (S') в условиях ясного неба в основные актинометрические сроки (карты построены по данным справочников по климату СССР, ч. I, за каждый из пяти сроков). Учитывая, что в течение всего года во все сроки наблюдений изолинии интенсивности имеют хорошо выраженный широтный ход без существенных изгибов и замкнутых областей (за исключением очагов пониженной интенсивности солнечной радиации вокруг крупных промышленных городов),

Таблица 1
Распределение средних значений фактора мутности по широтам в течение года

Широта (град.)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
45	2,24	2,38	2,30	2,67	2,85	2,91	3,38	3,01	2,60	2,66	1,87	1,95
50	1,49	2,54	2,04	2,76	2,85	3,15	3,14	2,72	2,68	2,26	2,06	1,74
55		2,18	2,06	2,79	2,88	3,00	3,05	2,91	2,76	2,41	2,00	
60		2,24	2,03	2,49	2,65	2,77	2,82	2,62	2,41	2,14	1,80	
65			2,13	2,64	2,37	2,36	2,65	2,37	1,98	1,18		
70			2,73	2,29	2,26	2,30	2,45	2,25	1,96	2,25		

с карт были сняты среднеширотные значения интенсивности солнечной радиации за каждый срок, по которым по методике С. И. Сивкова были вычислены значения фактора мутности за все месяцы года. Затем эти данные были осреднены и получены средние за месяц значения фактора мутности (T) для разных широт, начиная от 45° и кончая 75° . В табл. 1 приведены данные через 5° широты.

Как видно из табл. 1, на территории СССР мутность атмосферы постепенно убывает с ростом широты, что легко объяснить общегеографическими и метеорологическими условиями (наличием степных и пустынных поверхностей и больших площадей пахотных земель, более сильными ветрами и т. д.). Однако на общем фоне понижения фактора мутности с юга на север с начала весны и до глубокой осени прослеживается некоторое увеличение мутности в области $50-55^\circ$ с. ш., что, по-видимому, связано с концентрацией промышленности в этом поясе и запылением атмосферы за счет промышленных выбросов.

Перестройка оптических свойств атмосферы происходит в начале весны (март) и в середине или даже конце осени.

При общем увеличении фактора мутности весной, которое, вероятно, связано с таянием снега и повышением конденсационной мутности, в средних широтах в марте наблюдается некоторое уменьшение T , вызванное, по-видимому, приходящимся на этот сезон усилением обмена между верхними и нижними слоями атмосферы. Такой механизм отмечался, например, в годовом ходе радиоактивного загрязнения атмосферы [3] и переноса примеси через тропопазу [1]. Понижение мутности осенью может быть связано с изменением характера осадков (увеличение продолжительности обложных осадков, числа дней с осадками и вымывания аэрозолей). Что касается летнего периода, то, несмотря на увеличение суммы осадков в летние месяцы, из-за их кратковременности и ливневого характера они, по-видимому, не в состоянии очистить атмосферу, тем более, что из-за сильных конвективных токов замутнение в этот период распространяется на гораздо большую высоту.

По данным, помещенным в табл. 1, можно проследить годовой ход мутности атмосферы на каждой широте. Однако поскольку в северных широтах определить величину T в зимние месяцы не удается, мы можем судить об изменении фактора мутности в течение года лишь в умеренных широтах, где годовой ход T простой, с максимумом в июне — июле и минимумом в декабре — январе.

По данным интенсивностей S' за летние месяцы, когда имеются пять сроков наблюдений, удалось проследить, как меняется фактор мутности в течение дня на разных широтах (табл. 2).

Как видно из табл. 2, максимум мутности наблюдается в полуденные часы.

Получив представление об общем фоне мутности атмосферы над территорией СССР, рассмотрим возможность применения

Таблица 2

**Суточный ход фактора мутности летом
(июнь — август)**

Широта (град.)	Время (часы, мин.)					
	6,30	9,30	12,30	15,30	18,30	Среднее
40	2,62	3,08	3,31	3,36	—	—
45	2,59	2,84	3,18	3,17	—	—
50	2,63	2,93	3,06	3,02	2,25	2,78
55	2,83	2,85	3,05	3,07	2,67	2,89
60	2,22	2,63	2,63	2,88	3,05	2,68
65	2,14	2,17	2,45	2,59	2,74	2,42
70	1,92	2,21	2,34	2,39	2,40	2,25

актинометрического метода для оценки загрязнения в городах. К сожалению, параллельных актинометрических наблюдений на станциях в городе и за городом очень мало. Нам удалось выбрать три такие группы:

- 1) Ленинград — Воейково — Ларьянская — Николаевское,
- 2) Москва МГУ — Собакино,
- 3) Иркутск — Хомутово.

По данным наблюдений за прямой солнечной радиацией для этих групп станций были рассчитаны средние многолетние значения фактора мутности за каждый месяц года. На рис. 1 приведен годовой ход фактора мутности, осредненного за все актиметрические сроки для ленинградского куста станций. Из рис. 1 видно, что годовой ход и значения фактора мутности в Ленинграде и за его пределами резко отличаются между собой. В Ленинграде наблюдаются два максимума, в мае (3,95) и в январе (3,66), и два минимума, в марте (2,94) и октябре (2,72), тогда как в пригороде сохраняется простой суточный ход мутности, с максимумом в июле и минимумом в январе. Летний максимум фактора мутности как в Ленинграде, так и на загородных станциях обусловлен повышенной аэрозольной мутностью. Зимний максимум наблюдается только в городе, причем в Ленинграде он особенно велик и менее четко выражен в Москве, что обусловлено, вероятно, высокой мутностью в Ленинграде в зимний период вследствие его морского климата.

Мутность воздуха на пригородных станциях значительно ниже, чем в городе. В пос. Воейково, который по сравнению с другими станциями более загрязнен из-за близости города, значение фактора мутности в среднем за год на 25% ниже, чем в Ленинграде. В табл. 3 приведены средние месячные значения T для Ленинграда и пригорода (данные станций Воейково, Ларьянская и Николаевское осреднены). Из нее следует, что средняя за год мутность атмосферы в городе на 28% больше, чем вне города, причем наиболее существенна эта разница в январе (74%), когда в городе наблюдается зимний максимум T , и в мае и ноябре (40%) в связи с на-

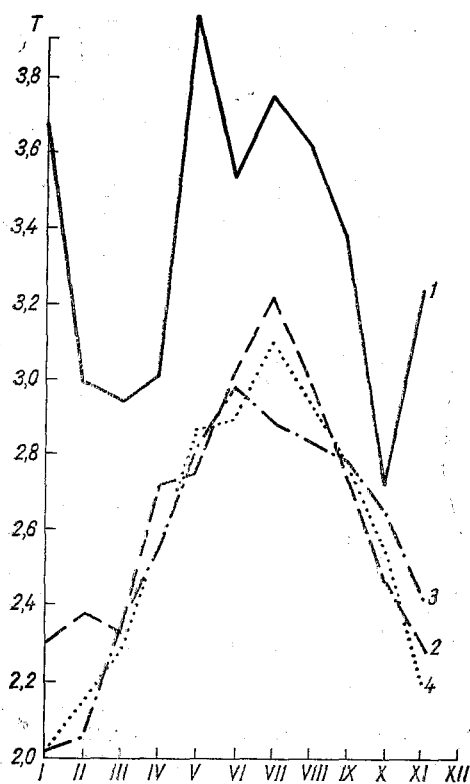


Рис. 1. Годовой ход фактора мутности.

1 — Ленинград; 2 — Воейково;
3 — Ларьянская; 4 — Николаевское.

Таблица 3

Среднее месячное значение фактора мутности для Ленинграда и пригорода

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Сред- нее
Ленинград	3,67	2,99	2,94	3,01	3,05	3,53	3,75	3,61	3,38	2,72	3,24	—	3,34
Пригород	2,11	2,19	2,32	2,59	2,81	2,96	3,07	2,98	2,77	2,56	2,31	—	2,61
Разность	1,56	0,80	0,62	0,42	1,14	0,57	0,68	0,63	0,61	0,16	0,93	—	0,73
Разность (%)	74,0	36,5	26,8	16,2	40,5	19,4	22,1	21,1	22,0	6,3	40,0	—	28,0

Таблица 4

Годовой фактор мутности на станциях Иркутск и Хомутово

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Сред- нее
Иркутск	2,26	2,45	2,65	2,77	3,14	2,98	3,00	2,87	2,64	2,35	2,22	2,59	2,65
Хомутово	1,90	2,55	2,54	2,70	2,89	2,85	2,89	2,69	2,37	2,08	2,02	2,14	2,44
Разность	0,36	0,20	0,11	0,07	0,25	0,13	0,11	0,18	0,27	0,27	0,22	0,45	0,21
Разность (%)	19	8,9	4,3	2,6	8,7	4,5	3,8	6,7	11,4	13	11	21	8,6

личием вторых максимумов фактора мутности, связанных, вероятно, с повышением конденсационной мутности в это время года.

Характерной особенностью для Ленинграда, да и для других городов, является сильное очищение атмосферы от загрязнения весной и осенью. В результате такого очищения в марте и октябре прозрачность атмосферы в городе приближается к прозрачности атмосферы за городом. На этом очень важном факте следует остановиться особо.

Как мы видели из табл. 1, осенью и особенно весной некоторое самоочищение атмосферы вообще характерно для средних широт. (см., например, данные марта или сентября для широты 60°). Однако изменение фактора мутности в среднем для всей широты не очень заметно, а на трех окружающих Ленинград станциях вообще не выражено. В условиях же городов, где атмосфера сильно загрязнена, механизм естественного самоочищения атмосферы, о котором говорилось выше, играет важную роль.

Закономерности изменения мутности атмосферы, установлен-

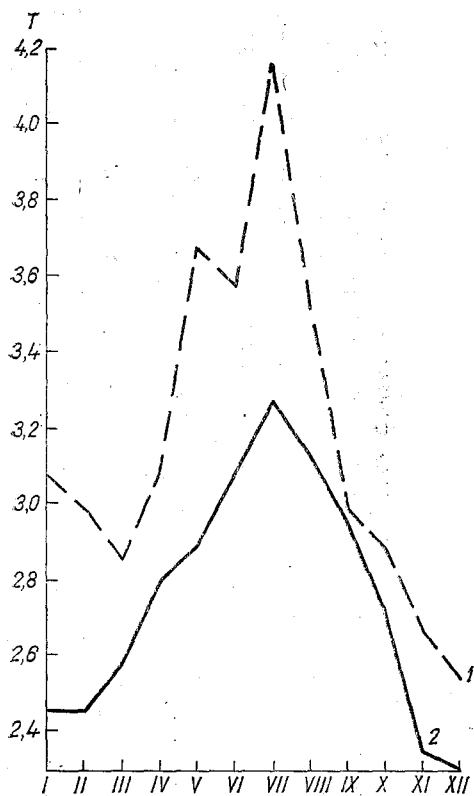


Рис. 2. Годовой ход фактора мутности в полуденный срок.

1 — Москва, 2 — Собакино.

ные для ленинградского ку-ста станций, сохраняются и для пары станций Москва — Собакино (рис. 2). В среднем за год атмосфера в Москве замутнена на 14% сильнее, чем в пригороде. Годовой ход T повторяет ленинградский, однако в Москве гораздо менее четко выражен зимний максимум фактора мутности, поскольку из-за континентальности климата конденсационная мутность не играет здесь столь существенной роли, как в Ленинграде. Весной и осенью различия в степени загрязнения атмосферы в Москве и пригороде незначительны, что, как и в предыдущем случае, связано с самоочищением воздуха в городе в эти периоды.

Для пары станций Иркутск — Хомутово также сохраняются установленные выше особенности. В табл. 4 приведено сравнение значений фактора мутности в Иркутске и Хомутово

в различные месяцы года. В среднем за год мутность в городе на 8,6% выше, чем вне города. Наибольшая разница в значении фактора мутности между городом и окружающей его местностью наблюдается зимой (19—20%), наименьшая — ранней весной и летом. В заключение можно сделать следующие выводы.

1. На основании климатических норм прямой солнечной радиации при ясном небе представляется возможным установить фон мутности атмосферы на территории Советского Союза, который можно использовать в качестве некоторой нормы для оценки степени загрязнения отдельных районов.

2. Из анализа этого фона следует:

а) при общем понижении мутности с юга на север четко вырисовывается зона повышенной мутности атмосферы в средних широтах, возникшая, по-видимому, благодаря наличию промышленного загрязнения;

б) годовой ход мутности атмосферы в южных и умеренных широтах простой, с максимумом в июле и минимумом в декабре — январе. В северных широтах он имеет два максимума и два минимума;

в) в средних широтах весной отмечается уменьшение T , связанное, видимо, с усилением обмена между верхней и нижней атмосферой.

3. Оценку степени запыленности атмосферы в городе можно производить по параллельным актинометрическим наблюдениям на городских и загородных станциях.

Анализ трех пар таких станций показал, что:

а) в крупных городах (таких, как Ленинград и др.) средние годовые значения фактора мутности на 13—28% больше, чем вне города, а в зимние месяцы эта разница может достигать 70%;

б) осенью и весной в городах средних широт происходит своеобразное самоочищение воздуха, в результате значения фактора мутности приближаются к тем, которые наблюдались за городом;

в) годовой ход мутности атмосферы в городах совершенно иной, чем за городом. Помимо максимума в конце весны — начале лета, который наблюдается как в городе, так и за городом, в крупных городах, особенно в городах с морским типом климата, наблюдается второй максимум мутности — зимой.

ЛИТЕРАТУРА

1. Махта Л. Перенос примеси в стратосфере и ее перенос через тропопазу. — В кн.: «Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха». М., изд-во иностр. лит., 1962.
2. Методические указания по определению характеристик прозрачности атмосферы для актинометрических отделов (групп) гидрометеорологических обсерваторий. ГГО, 1965.
3. Мэрли У. Г. Значения метеорологических процессов в радиоактивном загрязнении атмосферы. — В кн.: «Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха». М., изд-во иностр. лит., 1962.
4. Пивоварова З. И. Распределение коэффициента прозрачности атмосферы (для интегрального потока) по территории СССР. — Тр. ГГО, 1968, вып. 213.
5. Volz F. E. Some results of turbidity networks. — Tellus, 1969, v. 21, No. 5.

АВТОМАТИЧЕСКИЙ ГАЗОАНАЛИЗАТОР И НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ РЕГИСТРАЦИИ ОКИСИ УГЛЕРОДА В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ

Организация системы оперативного контроля загрязнения атмосферного воздуха в городах во многом зависит от разработки автоматических газоанализаторов для непрерывной регистрации концентраций вредных ингредиентов. При этом автоматические приборы позволяют не только существенно увеличить объем информации о степени загрязнения воздуха, но и исключить ошибки, возникающие при отборе проб воздуха, транспортировке их в химические лаборатории и ручном химическом анализе. Первый опыт разработки и внедрения газоанализатора для регистрации сернистого газа [2, 3] показал большую эффективность применения автоматических приборов и позволил получить ряд важных результатов.

Необходимость создания автоматической аппаратуры для регистрации концентраций окиси углерода в атмосферном воздухе определяется тем, что СО является одним из основных загрязняющих атмосферу ингредиентов. Окись углерода обладает высокой токсичностью и длительное время пребывает в атмосферном воздухе.

Основными источниками выбросов окиси углерода являются транспорт (в основном автотранспорт), промышленные предприятия (литейное производство, нефтеочистительные и целлюлозные заводы и др.) и различные процессы сгорания (сжигание твердых отходов, лесные и промышленные пожары, сжигание угольных отходов и т. д.). По данным инвентаризации выбросов в США за 1968 г. [6], при общем количестве выбросов окиси углерода 100 млн. т на первую из указанных групп источников приходится 64%, на вторую — 10%, на третью — 25%.

Существующие химические методы определения концентраций окиси углерода в атмосферном воздухе [1] обладают рядом не-

достатков, главными из которых являются большая продолжительность и трудоемкость анализов, неспецифичность определения.

Одним из наиболее перспективных принципов для создания

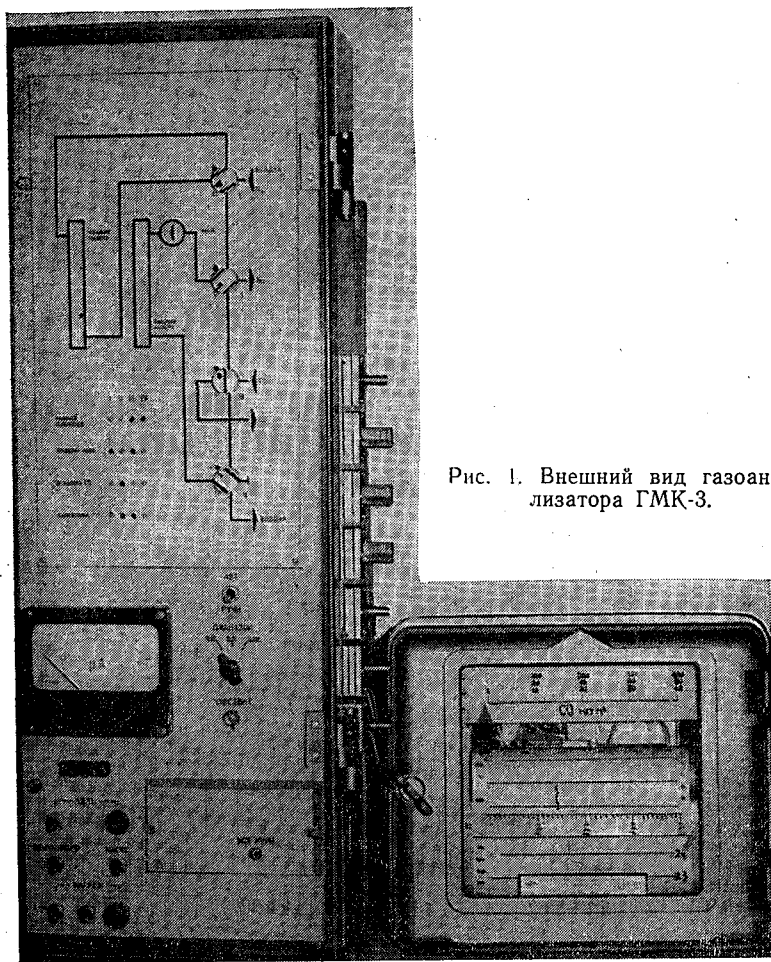


Рис. 1. Внешний вид газоанализатора ГМК-3.

автоматических газоанализаторов на окись углерода является оптико-акустический. Однако существующие отечественные газоанализаторы подобного типа [4] позволяют измерять концентрации окиси углерода в диапазоне $0-600 \text{ мг/м}^3$ с погрешностью $\pm 10\%$. Учитывая, что разовая предельно допустимая концентрация CO в атмосферном воздухе — 3 мг/м^3 , а средняя суточная — 1 мг/м^3 , становится очевидной необходимость разработки высокочувствительного прибора.

Данная работа посвящена описанию разработанного в Смоленском филиале НИИтехноприбор при участии ГГО автоматического

оптико-акустического газоанализатора для регистрации микроконцентраций окиси углерода в атмосферном воздухе (ГМК-3) и некоротким результатам анализа регистрации концентраций СО в крупном промышленном городе.

Действие разработанного газоанализатора ГМК-3 (рис. 1)

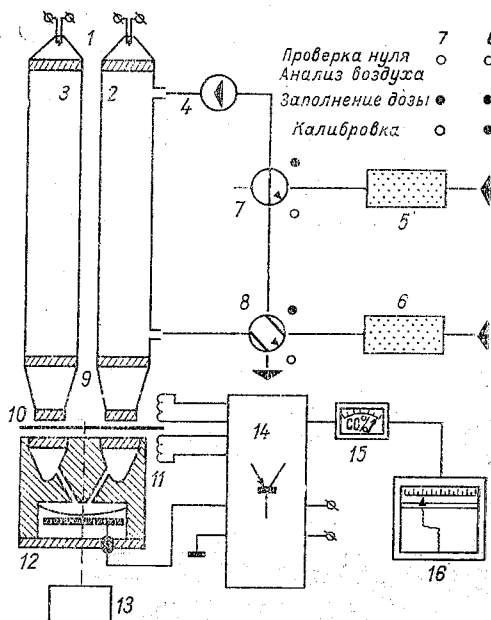


Рис. 2. Принципиальная схема газоанализатора.

1 — излучатель, 2 — рабочая кювета, 3 — сравнительная кювета, 4 — мембранный насос, 5 и 6 — фильтры, 7 — дозирующий кран, 8 — кран-переключитель, 9 — фильтровые кюветы, 10 — обтюратор, 11 — приемник, 12 — мембрана конденсаторного микрофона, 13 — двигатель обтюлятора, 14 — электрическая измерительная схема, 15 — показывающий прибор, 16 — регистратор.

основано на измерении поглощения окисью углерода инфракрасной радиации. Степень поглощения радиации зависит от концентрации окиси углерода в газовой смеси. Газоанализатор имеет три диапазона измерения: 0—40, 0—80 и 0—400 мг/м³, что соответствует шкалам в объемных процентах: 0—0,003, 0—0,006 и 0—0,03 при основной погрешности измерения, равной $\pm 5\%$. Работа на всех трех шкалах осуществляется с одной и той же рабочей кюветой.

В газоанализаторах фирм «Гартман и Браун» (ФРГ), «Хориба» (Япония), «Бекман» (США), в отечественном приборе ГИП-10 и других [4] проблема увеличения чувствительности при сохранении достаточного для измерения отношения полезного сигнала к остаточному юстировочному сигналу и шуму решается удлинением рабочей кюветы до 1 м или повышением

давления в рабочей кювете. Это приводит к нелинейной шкале, усложнению прибора и к ряду эксплуатационных неудобств.

В газоанализаторе ГМК-3 длина рабочей кюветы составляет 500 мм, анализируемый газ имеет атмосферное давление. Рядом схемных и конструктивных решений удалось уменьшить величины остаточного юстировочного сигнала и шума. В газоанализаторе использована дифференциальная оптическая схема с непосредственным отсчетом (рис. 2)

Потоки инфракрасного излучения, отражаясь от металлических зеркал излучателей 1, поступают в два оптических канала. В рабочем канале поток излучения проходит через рабочую 2 и фильтровую 9 кюветы, в сравнительном канале — через сравни-

тельную 3 и фильтровую 9 кюветы. Между фильтровыми кюветами и приемником находится обтюратор 10, с помощью которого потоки излучения поочередно прерываются с частотой 6,25 гц.

Через рабочую кювету проходит анализируемый газ, сравнительная кювета заполнена азотом, не поглощающим излучение. Фильтровые кюветы заполнены углекислым газом и служат для уменьшения влияния на показания газоанализатора углекислого газа.

Приемник 11 заполнен смесью окиси углерода с аргоном. Это обеспечивает избирательность анализа, так как изменение температуры и давления газа в приемнике будут возникать только за счет поглощения инфракрасного излучения, соответствующего спектру поглощения окиси углерода.

При равенстве потоков излучения, поступающих в приемник, мембрана конденсаторного микрофона 12, воспринимающая сумму давления в правом и левом лучеприемных объемах, будет находиться в покое, так как в этом случае колебания давления в предмембранном объеме отсутствуют.

Если поток излучения, поступающий в правый лучеприемный объем, уменьшится за счет поглощения в рабочей кювете части излучения, соответствующей спектру поглощения окиси углерода, то в предмембранном объеме приемника возникнет переменная составляющая давления, величина которой зависит от степени поглощения излучения в рабочей кювете. Амплитуда колебаний мембраны конденсаторного микрофона определяется концентрацией окиси углерода в анализируемой газовой смеси.

Колебания мембраны конденсаторного микрофона преобразуются микрофонным преобразователем в переменное напряжение, которое усиливается измерительным усилителем, выпрямляется синхронным детектором и затем преобразуется в унифицированный выходной сигнал постоянного тока 0—5 ма.

В газоанализаторе применена схема попеременного сравнения потоков излучения рабочего и сравнительного каналов. Это позволило выполнить приемник с высокой симметричностью оптико-акустических каналов. Положение оси обтюратора, расположенного непосредственно перед приемником, может плавно регулироваться относительно оптических каналов. Благодаря этому удастся получить достаточно низкий уровень остаточного юстировочного сигнала. Для уменьшения вибрационных шумов микрофона мембрана сделана из тонкой фторопластовой пленки с напыленным на ее поверхность слоем алюминия.

Для повышения чувствительности приемник сконструирован с меньшим пассивным предмембранным объемом и несколько увеличенной мощностью излучателей по сравнению с существующими газоанализаторами. Чувствительность увеличилась также за счет менее жесткой фторопластовой мембраны.

Для повышения стабильности потоков излучения сконструирован закрытый излучатель. Напряжение канала излучателей стабилизировано полупроводниковым стабилизатором.

Серьезным препятствием для повышения точности газоанализаторов на микроконцентрации газов является отсутствие доступных методов приготовления и аттестации градуировочных газовых смесей. Для газоанализатора ГМК-3 разработан встроенный дозатор, позволяющий получить градуировочные смеси внутри прибора с использованием только одного баллона с окисью углерода. Для получения градуировочных смесей система рабочей кюветы продувается азотом или очищенным с помощью химических поглотителей от окиси углерода и влаги воздухом и замыкается краном 8. При этом проверяется нуль прибора. Затем дозирующий кран 7 переключается в положение продувки и продувается окисью углерода.

Поворотом дозирующего крана отсеченная в пробке этого крана порция газа вводится в объем рабочей кюветы. Включается мембранный насос 4, газ перемешивается и получается первая градуировочная смесь. Повторением операции продувки дозирующего крана и введением новой порции окиси углерода в объем рабочей кюветы можно получить вторую и последующие градуировочные смеси.

Электрическая измерительная схема выполнена полностью на полупроводниковых приборах. Конденсаторный микрофон приемника включен в схему автогенераторного преобразователя. Высокочастотное включение микрофона снижает требования к качеству изоляции по сравнению с широко распространенным электрометрическим способом включения.

Стабилизация напряжения питания и наличие в схеме глубоких отрицательных обратных связей обеспечивает необходимую стабильность измерения.

Техническая характеристика прибора

Пределы измерения 0—50, 0—80, 0—400 мг/м³.

Выходной сигнал 0—5 ма.

Основная погрешность $\pm 5\%$ от диапазона измерения.

Воспроизводимость показаний $\pm 1\%$ от диапазона измерения.

Время переходного процесса не более 2 мин.

Напряжение питания 220 в, 50 гц.

Потребляемая мощность не более 250 вт.

Вес не более 35 кг.

Температура окружающей среды 10—35°C.

Параметры анализируемых газовых смесей:

 влагосодержание — не более 1 г/м³,

 содержание пыли и других механических примесей — не более 0,001 г/м³,

 температура от +10 до 35°C,

 давление 680—785 мм рт. ст.

Для проведения измерений с помощью автолабораторий в ГГО (Г. В. Гальдиновым) было сконструировано специальное крепление с амортизаторами, которое позволило значительно уменьшить вредные для прибора вибрации, возникающие при движении автомашины, и проводить измерения практически сразу же после остановки автомашины. Пунктами для кратковременных измерений

были выбраны площади и улицы города с интенсивным движением автотранспорта. Разовые (осредненные за 20 мин.) концентрации окиси углерода колебались от пункта к пункту в широких пределах, 10—80 мг/м³. Следует отметить, что данные величины, по-видимому, не максимальные, так как из соображений безопасности уличного движения измерения производились, как правило, несколько в стороне от основного движения транспорта.

При измерениях концентраций окиси углерода с помощью вертолета была использована разработанная ранее методика [5].

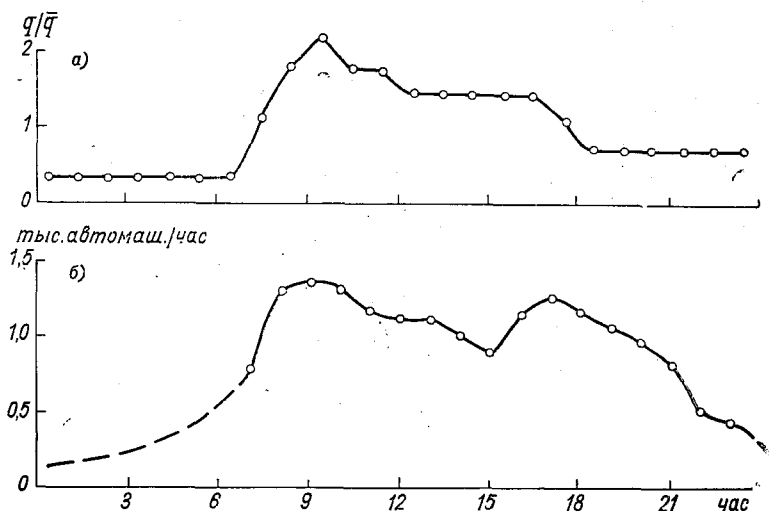


Рис. 3. Суточный ход средних часовых концентраций окиси углерода (а) и интенсивности движения автотранспорта (б).

В полетах были отработаны способы забора воздуха, крепление аппаратуры в кабине вертолета и получены данные о концентрациях СО на высотах 100—300 м. При регистрации окиси углерода в стационарных условиях газоанализатор устанавливался в специальном павильоне. Отбор воздуха осуществлялся через специальное отверстие. Запись проводилась на шкале 0—40 мг/м³. Обслуживание прибора заключалось в корректировке нуля и смене лент на регистраторе.

На рис. 3 а приведен график осредненного за 1,5 месяца (июнь — июль 1970 г.) суточного хода средних часовых концентраций окиси углерода на одной из площадей города, где основным источником загрязнения атмосферы является автотранспорт. (Здесь q — средняя часовая концентрация, $\bar{q}$ — средняя за сутки концентрация.) В ночные часы автотранспорт практически отсутствует на улицах города и концентрации окиси углерода близки к нулю. В утренние часы интенсивность движения транспорта нарастает (см. рис. 3 б) и достигает максимума около 9 час. В этот

период слабо развитый турбулентный обмен также способствует возрастанию концентраций. Максимальные концентрации наблюдаются в 9—10 час. На графике интенсивности движения автотранспорта заметен и второй максимум в послеполуденное время, связанный, по-видимому, с окончанием рабочего дня. Однако влияние метеорологических условий приводит к тому, что на графике суточного хода концентраций окиси углерода в этот период концентрации относительно постоянны. Максимальная величина средней часовой концентрации CO в среднем равна 6 мг/м^3 , в отдельные дни утром наблюдались концентрации до 15 мг/м^3 .

На рис. 3 приведены результаты измерений, которые относятся к рабочим дням недели. В субботние и воскресные дни концентрации значительно меньшие и колеблются в среднем в пределах $0\text{—}2 \text{ мг/м}^3$, с отклонениями в отдельные дни и часы до $3\text{—}4 \text{ мг/м}^3$.

В заключение следует отметить, что испытания газоанализатора ГМК-3 в натурных условиях показали высокие метрологические и эксплуатационные его качества и позволили получить ряд дополнительных данных о распределении окиси углерода в атмосферном воздухе города.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексеева М. В. Определение атмосферных загрязнений. М., Медгиз, 1963.
2. Альперин В. З. и др. Автоматический газоанализатор для непрерывного определения сернистого газа в атмосферном воздухе.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 175—180.
3. Гальдинов Г. В., Коньков С. А. Некоторые результаты автоматической регистрации сернистого газа и пыли.—Тр. ГГО, 1969, вып. 238, с. 96—106.
4. Горелик Д. О., Сахаров Б. Б. Оптико-акустический эффект в физико-химических измерениях. М., 1969.
5. Горошко Б. Б., Зайцев А. С., Назаренко В. Я. Вопросы методики и результаты исследования загрязнения атмосферы с помощью вертолета.—Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 85—94.
6. Control Techniques for Carbon Monoxide Emissions from Stationary Sources. National Air Poll. Contr. Admin. Publ. No. AP-65, Washington, March 1970.

СОДЕРЖАНИЕ

М. Е. Берлянд, Р. И. Оникул. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу	3
И. М. Зражевский, В. В. Клинго. К моделированию атмосферных турбулентных движений над неоднородной подстилающей поверхностью	39
Б. И. Вдовин, И. М. Зражевский, Т. А. Кузьмина, Р. И. Оникул, А. А. Павленко, Г. А. Панфилова, Г. П. Расторгуева, Б. В. Рихтер. Экспериментальные исследования рассеивания в атмосфере холодных вентиляционных выбросов предприятий вискозного волокна	57
Б. К. Байков, Р. С. Гильденскиольд, И. М. Зражевский, Р. И. Оникул, Г. А. Панфилова. Проверка методики расчета рассеивания в атмосфере холодных выбросов на материалах обследования предприятий искусственного волокна	72
В. А. Белугина, Н. С. Буренин, П. И. Великая, Б. Б. Горошко. Исследование распространения вредных примесей в районе высоких источников выброса	82
В. С. Елисеев. Стереометрическое исследование воздушного потока в пограничном слое атмосферы над холмом	87
А. С. Зайцев. Пульсации направления ветра в пограничном слое атмосферы	100
Т. А. Огнева, Л. И. Кузнецова. Характеристика приземных инверсий температуры воздуха в слое 0,5—2 м (по данным градиентных наблюдений)	104
Е. Л. Генихович, Л. Ю. Преображенский. Вертикальная структура энергии турбулентности над взволнованной поверхностью	116
Л. Р. Сонькин. Некоторые возможности прогноза содержания примесей в городском воздухе	121
Э. Ю. Безуглая. К статистическому определению средних и максимальных значений концентраций примесей	133
Б. Б. Горошко. К вопросу о выборе количества пунктов отбора проб и частоте наблюдений за загрязнением атмосферы	140
Э. Ю. Безуглая, А. А. Горчиев, Е. А. Разбегаева. Годовой и суточный ход содержания атмосферных примесей в городских условиях	152
Н. Ш. Вольберг. Кулонометрический метод определения галогенсодержащих соединений в воздухе	162
Т. А. Кузьмина, Н. Ш. Вольберг. Определение фтористого водорода в атмосферном воздухе	172
О. П. Петренчук, В. М. Дроздова. Некоторые результаты определения концентрации сернистого газа в свободной атмосфере	178
Р. Ф. Лавриненко. О закономерностях изменения рН в атмосферных осадках	184
Е. Н. Русина. Оценка мутности атмосферы по актинометрическим данным	190
Э. А. Певзнер, А. С. Зайцев. Автоматический газоанализатор и некоторые результаты регистрации окиси углерода в атмосферном воздухе	198

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

Излагаются результаты исследований, проведенных в целях разработки уточненного и обобщенного метода расчета рассеивания промышленных выбросов в атмосферу. Существенное внимание впервые уделено источникам с холодными выбросами и малыми опасными скоростями ветра. Для этого при выводе расчетных формул для максимальной концентрации и других характеристик поля концентраций при неблагоприятных условиях учтены свойства параметров горизонтальной и вертикальной турбулентной диффузии при слабом ветре, следующие из формул полуэмпирической теории турбулентности, экспериментальных данных и соображений подобия. Рассматриваются также вопросы рассеивания полидисперсной пыли, при этом существенно уточнена расчетная схема для случая выбросов из высоких труб.

Обсуждаются различные аспекты рассеивания выбросов из многих источников. Отмечается удовлетворительное согласование расчета с опытными данными. Рассматриваются практические рекомендации, следующие из расчетных формул, в частности различное влияние числа и высоты труб для нагретых и холодных выбросов.

Табл. 2. Илл. 10. Библ. 34.

К моделированию атмосферных турбулентных движений над неоднородной подстилающей поверхностью. Зражевский И. М., Клинго В. В. Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 39—56.

На основании замкнутой системы уравнений для турбулентного движения относительно средней скорости, вторых и третьих одноточечных моментов пульсационных скоростей, диссипации и потока диссипации турбулентной энергии находятся все возможные безразмерные комбинации, которые могут быть критериями подобия для стационарного турбулентного потока с учетом силы Кориолиса. Предлагаются критерии подобия для схематизированного пограничного слоя атмосферы.

Излагается методика моделирования обтекания препятствий в нейтрально — стратифицированном пограничном слое атмосферы.

Илл. 2. Библ. 27.