

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ
И КОНТРОЛЮ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

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

Выпуск

492

МЕТОДЫ И СРЕДСТВА КОНТРОЛЯ
ЗАГРЯЗНЕНИЙ АТМОСФЕРЫ
И ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ

Под редакцией
В. И. Красова



ЛЕНИНГРАД ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1987

Рассматриваются вопросы, связанные с созданием и оценкой характеристик системы автоматизированного контроля загрязнения воздушного бассейна города: совершенствования пространственной структуры, формирования программно-математического обеспечения, банка данных и т.д.

Приводятся результаты исследований по оценке и улучшению параметров газоанализаторов контроля загрязнения в атмосфере. Предлагается метод контроля промышленных выбросов в атмосферу с использованием газоанализаторов, предназначенных для анализа загрязнения атмосферного воздуха.

Освещены вопросы применения инструментальных средств контроля для оценки состояния воздушной среды города.

Сборник представляет интерес для научных и инженерно-технических работников, занимающихся разработкой технических средств автоматизированного контроля загрязнения атмосферы и промышленных выбросов, вопросами их применения на сети Государственного и ведомственного контроля, а также для студентов и аспирантов ВУЗов соответствующих специальностей.

Collected articles deal with problems of development and assessment of characteristics of automatized systems for urban air basin pollution control: improvement of spatial structure, development of mathematical programs, software, data bank etc.

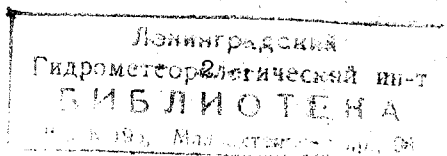
Results of investigations on estimation and refinement of atmospheric pollutant control gas analyzer parameters are considered. A technique of monitoring source emissions with atmospheric pollution control gas analyzers is presented.

Problems of employing instrumental control means for assessing the state of urban atmospheric environment are considered.

The publication will be of interest to researchers and engineering stuff engaged in developing air pollution and source emission automatized control techniques, its employing in the State network and various industries networks, as well as to students and postgraduates specializing in appropriate fields.

М 1903040000-012-41-86(1)
069(02)-87

© Главная геофизическая
обсерватория им. А. И. Воей-
кова (ИГО), 1987



220638

СОСТОЯНИЕ И ЗАДАЧИ РАЗРАБОТКИ
ПРОГРАММНО-МАТЕМАТИЧЕСКОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ
АВТОМАТИЗИРОВАННОЙ СИСТЕМЫ АНКОС-АГ

Важной составной частью автоматизированной системы контроля атмосферного воздуха АНКОС-АГ, определяющей ее возможности, является программно-математическое обеспечение (ПМО).

Анализ аналогичных систем за рубежом / 12 / показывает, что их программно-математическое обеспечение включает решение следующих задач:

- первичная обработка данных;
- формирование отчетов о состоянии воздушного бассейна;
- оперативное представление полей загрязнения воздуха на графическом дисплее или графопостроителе с целью оценки и анализа изменения загрязнения воздушного бассейна;
- организация диалога оператора и системы, позволяющего управлять системными средствами;
- организация хранения информации, полученной системой;
- оперативное прогнозирование уровня загрязнения воздуха;
- определение источников, снижение выбросов которых приводит к снижению повышенного уровня загрязнения воздуха.

Аналогичные прикладные программы включает система АНКОС-АГ. В настоящей статье рассматриваются основные алгоритмы, разработанные для применения в системе / 8, 9 /.

I. Программы, входящие в раздел "Первичная обработка данных" математического обеспечения (МО) систем контроля загрязнения атмосферы (ЗА), должны обеспечивать:

- автоматизированный сбор информации о загрязнении воздуха и отсутствующих метеопараметрах со станций контроля;
- анализ поступающей информации, т.е. контроль достоверности информации, выявление превышения предельно допустимых концентраций (ПДК);
- восстановление недостающих данных;
- предварительную обработку информации;
- оперативное представление информации на внешних устройствах;
- накопление массива информации.

Рассмотрим модули первичной обработки МО АНКОС-АГ.

1.1. Модуль опроса. Алгоритм работы модуля определяется комплексом технических средств (КТС) системы. Опрос автоматизированных станций контроля ЗА (АСКЗА) осуществляется в текущем времени с дискретностью 0,5; 1; 2; 4 или 6 ч. Дискретность опроса может быть изменена автоматически или по желанию оператора в зависимости от характера информации. Модуль фиксирует отказы при опросе станций.

1.2. Модуль предварительной обработки данных. Модуль производит следующие операции:

- синтаксический контроль и редактирование искаженных сообщений;
- контроль служебных параметров;
- логический контроль по диапазону измерения;
- преобразование сообщений в формат обработки;
- вычисление действительных значений.

После окончания предварительной обработки в случае обнаружения ошибок информация бракуется.

1.3. Модуль контроля состояния КТС. На основании информации, полученной при опросе станций, производится проверка работоспособности комплекса технических средств, калибровка нуля газоанализаторов, а также осуществляется дополнительная обработка информации, которая включает в себя критический контроль информации и расчет превышения ПДК.

1.4. Модуль критического контроля информации. Алгоритм модуля основан на сравнении данных, полученных в результате оперативного прогноза, с реальными данными. В алгоритме используются два метода: статистическая экстраполяция и распознавание образов. Статистическая экстраполяция базируется на модели Бокса-Дженкинса / 5 /:

$$\tilde{z}_t = \varphi_1 z_{t-1} + \dots + \varphi_p z_{t-p} + a_t - \theta_1 a_{t-1} - \dots - \theta_q a_{t-q}, \quad (1)$$

которая основана на использовании двух имитационных модулей: модели скользящего среднего (порядка q)

$$\tilde{z}_t = a_t - \theta_1 a_{t-1} - \dots - \theta_q a_{t-q}, \quad (2)$$

и модели авторегрессии (порядка p)

$$\tilde{z}_t = \varphi_1 z_{t-1} + \dots + \varphi_p z_{t-p}, \quad (3)$$

где $\tilde{z}_t$ - прогнозируемое значение; $z_{t-1}, \dots, z_{t-p}$ - значения временного ряда в предшествующие моменты времени; a_t - ошибка

прогноза; $\theta_1, \dots, \theta_q, \varphi_1, \dots, \varphi_p$ - весовые коэффициенты.

В связи с нестационарностью процессов загрязнения модель используется для разностного временного ряда в предположении, что d -я разность рассматриваемого временного процесса может быть представлена стационарным процессом. В качестве базовой выбрана модель авторегрессии - проинтегрированного скользящего среднего (порядка p, d, q) или АРСС (p, d, q), где p - порядок оператора авторегрессии, q - порядок оператора скользящего среднего, описывающих d -ю разность рассматриваемого временного ряда:

$$\tilde{z}_t = (\varphi_z)_t - \theta_1 a_{t-1} - \dots - \theta_q a_{t-q} + d_t, \quad (4)$$

где φ - обобщенный оператор авторегрессии, $(\varphi_z)_t = \sum_{i=1}^{p,d} \varphi_i z_{t-i}$.

Использование статистической экстраполяции приводит к тому, что наиболее важная информация - резкое изменение концентрации и отдельные выбросы - может быть оценена как недостоверная. Предложена коррекция результата экстраполяции путем дополнительного анализа характера изменения процесса в период осреднения.

Метод распознавания основан на восстановлении плотности вероятностей многомерного гауссового распределения:

$$p(x_1, \dots, x_n / V_1) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |K_1|^{1/2}} \exp\left[-\frac{1}{2}(x - \mu_1)' K_1^{-1} (x - \mu_1)\right], \quad (5)$$

$$p(x_1, \dots, x_n / V_2) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |K_2|^{1/2}} \exp\left[-\frac{1}{2}(x - \mu_2)' K_2^{-1} (x - \mu_2)\right], \quad (6)$$

где μ_1, μ_2 - векторы средних значений классов I и 2; $K = (K_{ij})_n$ - матрицы ковариации.

Этот метод используется для II этапа критического контроля. Данные, забракованные на I этапе (например, резкий скачок измеряемого параметра, образовавшийся в результате прохождения факела промплощадки), могут быть реабилитированы с учетом полученных данных о направлении и скорости ветра.

1.5. Модуль восстановления данных. В настоящее время разрабатывается. Анализ частотных характеристик процесса загрязнения воздуха показал /10/, что динамика изменения процесса достаточно точно (с погрешностью порядка погрешности газоанализатора) описывается рядом данных о концентрации с $t_{\text{дискр}} = 2$ ч.

Предположительно, данные, отбракованные на I уровне системы, восстанавливаются за счет избыточности ряда данных получасовых

измерений, накапливаемого в АСКЗА-Г. Пропуски (не более двух) в ряду данных, вызванные отказами при опросе станций, восстанавливаются с помощью оперативного прогноза.

1.6. Модуль контроля превышения ПДК. Производит последовательные сравнения измеряемых концентраций загрязняющих веществ с ПДК / 8 /, расчет кратности превышения, проверку эффекта суммации загрязняющих веществ. Кратности превышения ПДК рассчитываются по следующим формулам для каждой i -й примеси:

- максимальной разовой ПДК_{pi}

$$\frac{x_i}{\text{ПДК}_{pi}} = KR_i \geq 1, \quad (7)$$

- средней суточной ПДК_{cc*i*}

$$\frac{\bar{x}_i}{\text{ПДК}_{cc_i}} = KRS_i \geq 1, \quad (8)$$

где $\bar{x}_i$ - фактическая средняя суточная концентрация i -й примеси; KR_i , KRS_i - кратности превышения.

Осреднение фактических разовых концентраций за сутки производится скользящим методом:

$$\bar{x}_{ij} = \frac{\sum_{l=n}^{n+z} x_{il}}{z}, \quad (9)$$

где z - количество измерений за сутки; $n = 1, \dots, m$ - количество измерений за конечное время работы системы; $j = 1, \dots, m-z+1$ - количество средних суточных значений концентраций, полученных за время t ($t > 1$ сут).

При одновременном содержании в атмосферном воздухе нескольких загрязняющих веществ, обладающих эффектом суперпозиции действия, определяется сумма отношений фактических концентраций к ПДК_p (SR_j) и сумма отношений фактических среднесуточных концентраций загрязняющих веществ к ПДК_{cc} (SS_j) / II /:

$$SR_j = \sum_{i=1}^{N_j} \frac{\bar{x}_i}{\text{ПДК}_{pi}} \geq 1, \quad (10)$$

$$SS_j = \sum_{i=1}^{N_j} \frac{\bar{x}_i}{\text{ПДК}_{cc_i}} \geq 1, \quad (11)$$

где $j = 1, \dots, m$ - количество сочетаний с эффектом суммации, $i = 1, \dots, N_j$ - количество загрязняющих веществ в сочетании j .

1.7. Модуль вывода оперативной информации на внешние устройства. На экран дисплея выдается информация:

- о режиме работы станций;

- о текущих значениях показателей по станциям;
- о значении показателей, превышающих ПДК;
- о результатах контроля КТС.

На мнемосхеме регистрируется информация о состоянии контролируемых объектов.

1.8. Организация данных в массиве производится в соответствии с признаком АСКЗА, временем получения и особенностями их использования обрабатываемыми прикладными программами.

2. В целях оперативного отображения состояния загрязнения в целом по городу в состав матобеспечения системы АНКOS-АГ включены программы, позволяющие по измерениям отдельных станций восстанавливать пространственную картину приземного поля концентраций.

В настоящее время в системе АНКOS-АГ используется пакет программ интерактивной машинной графики (ИМГ). Общим методом, объединяющим эти программы, является разложение поля загрязнения атмосферы (ЗА) на естественные ортогональные составляющие по суточным массивам данных, полученным со станций контроля ЗА, число которых не превышает 24.

В программе ИМГ реализуются следующие операции:

- а) вычисление и печать пространственной корреляционной матрицы А суточных массивов;
- б) вычисление и печать собственных чисел и собственных векторов матрицы А, полученных методом вращений Якоби;
- в) разложение вектора текущих значений концентраций ЗА на станциях контроля загрязнения по естественным ортогональным функциям (е.о.ф.) (собственным векторам матрицы А); печать коэффициентов разложения; печать и отображение на дисплее временного хода коэффициентов разложения по запросу с пульта;
- г) спектральная оценка точности представления поля ЗА первыми k членами ряда разложения по е.о.ф.

$$R = \left(\sum_{i=1}^N \lambda_i \right)^{-1} \left(\sum_{i=1}^k \lambda_i \right), \quad (12)$$

где N - число станций контроля ЗА; λ_i - собственные векторы ковариационной матрицы А, упорядоченные в порядке убывания;

- д) интерполяция как значений е.о.ф. в точках локализации АСКЗА, так и самих значений концентраций в узлы регулярной сетки, отображение на экране дисплея изолиний значений е.о.ф. или самих концентраций.

Интерполяция осуществляется в соответствии с выражением

$$c(\rho) = \left(\sum_{j=1}^N \beta^{-1}(\rho, \rho_j) \right)^{-1} \left(\sum_{j=1}^N c(\rho_j) \beta^{-1}(\rho, \rho_j) \right), \quad (13)$$

где ρ - точка в городе (например, узел сетки); $c(\rho)$ - значение е.о.ф. или концентрации в точке ρ ; ρ_j - точки расположения АСКЗА; $\beta(\rho, \rho_j)$ - расстояние между точками ρ и ρ_j .

Работа пакета программ ИМГ проверялась по двум группам данных о загрязнении (I группа - 5 станций, II группа - 8 станций).

Для первой группы при достаточной "однородности" поля концентраций оказывается, что абсолютная ошибка аппроксимации концентраций уже первыми двумя членами разложения по е.о.ф. не превосходит 5 % среднего значения ряда. Ошибка интерполяции значений концентраций, полученных по I, 3-5 АСКЗА, в точку расположения 2-й станции АСКЗА составила не более 20 % среднего. Для данных второй группы абсолютная погрешность аппроксимации первыми двумя е.о.ф. составила 20 % среднего значения, а ошибка интерполяции более 100 %.

3. Методы оперативного прогноза, используемые в автоматизированной системе, разделяются на две группы. Первая базируется на определении связей между метеоданными и компонентами загрязнения или оценки характеристик загрязнения в предшествующий период с использованием методов математической статистики или распознавания образов / 4, II, I2 /.

Другая группа методов основана на применении диффузионных моделей.

3.1. Наиболее простыми моделями оперативного прогноза являются статистические регрессионные модели / I2, I3, I5, I6 /.

В ПМО системы включены два алгоритма оперативного прогноза: статистический прогноз на основе метода Тригга-Лича с заблаговременностью I-4 ч / I0 / и прогноз с заблаговременностью I2 ч, использующий метод распознавания образов.

Метод Тригга-Лича является модификацией известного метода экстраполяции Брауна и представляет собой частный случай метода авторегрессии - скользящего среднего. Рассмотрим временные ряды $x_t = x(t_i)$, $S_t = S(t_i)$, x_t и S_t - истинное и прогностическое значения концентрации на момент времени t_i .

При прогнозе на момент времени t_{j+k} значение концентрации $S_{j,k}$ полагается равным

$$S_{j,k} = S_j + \alpha(x_j - S_j),$$

где α_j - параметр адаптации, весовой коэффициент, $0 \leq \alpha_j \leq 1$.

Величина α_j периодически меняется на основе автоматического анализа результатов прогноза.

При отклонениях процесса от некоторой установившейся тенденции ошибка прогноза увеличивается и α_j определяется так, чтобы придать наибольший вес только что полученным данным. Уменьшение расхождений приводит к уменьшению α_j для фильтрации шумов.

Таким образом обеспечивается коррекция прогноза по текущим данным. В этом собственно состоит отличие данного метода от метода Брауна, в котором используется постоянный весовой коэффициент.

Выбор начального значения α_j происходит на обучающей выборке посредством минимизации квадратической ошибки

$$\min \sum_{j=k}^{k+M} (x_j - S_j)^2,$$

где M - длина обучающей выборки.

Предварительная оценка работы метода проводилась по данным загрязнения атмосферы сернистым газом, окисью углерода и озоном, полученным при различных условиях в ряде городов.

Оправдываемость прогноза с разбиением шкалы изменения величин концентраций на интервалы по одной ПДК составила 74 и 52 % для прогноза с заблаговременностью 1 и 4 ч соответственно. Прогноз, особенно часовой, удовлетворительно описывает инерцию хода концентрации с запаздыванием на 2 шага по времени.

3.2. Метод Тригга-Лича не позволяет прогнозировать резкие изменения уровня концентраций, вызванные изменением уровня промышленных выбросов или сменой погодных условий. Именно поэтому предполагается также использовать для прогноза метод распознавания образов / 3 /, который заключается в предсказании на основе предварительной статистической обработки данных ситуаций 3А одной из четырех: "допустимо", "вызывает опасения", "опасно", "чрезвычайно опасно" - на сутки или 12 ч вперед.

В соответствии с рекомендациями / 3, 10 / в качестве предикторов выбраны среднесуточные значения метеопараметров. При оперативном прогнозе на 12 ч и менее такие значения без учета суточного хода метеопараметров могут оказаться малоинформативными. Не меньшее влияние на изменение основных компонентов загрязнения оказывает недельный и сезонный ход работы предприятий и движение автомобилей по расположенным вблизи автомагистралям. Поэтому важен учет суточного хода метеопараметров и концентраций за прошедшее время.

3.3. В настоящее время для использования в ПМО системы АНКОС-АГ наряду со статистическими прогнозами разрабатывается алгоритм численного прогноза на основе диффузионных уравнений.

В зарубежных работах широко используются различные варианты гауссовых моделей (иногда в комбинации со статистическими) / I4, I6, I8 /, для которых необходимы данные о метеопараметрах прогнозируются обычными методами, принятыми в краткосрочном прогнозировании. В нашей стране для прогноза загрязнения используются методики / I, 3 /.

Численный прогноз на основе решения трехмерного диффузионного уравнения требует более подробного численного прогноза метеопараметров / 2 /. Данные прогноза могут корректироваться по оперативным данным, получаемым со станций контроля загрязнения / 7 /.

Управление параметрами модели осуществлялось воздействием на величину коэффициента турбулентности на нескольких уровнях над поверхностью. Последний подход нам представляется наиболее целесообразным.

В целях проверки работоспособности моделей загрязнения атмосферы были проведены расчеты загрязнения атмосферы сернистым газом, в основу которых положены экспериментальные данные, полученные с использованием АСКЗВ. При этом оценивались модель, реализованная в методике СН-369-74, гауссова модель и модель на базе трехмерного уравнения диффузии.

Результаты оценки моделей в / 6 /, не дают хорошего совпадения рассчитанных и измеренных значений концентраций, что объясняется недостаточно полной инвентаризацией выбросов, неточным заданием по стандартным профилям Пасквила-Тарнера / I8 / и погрешностями в данных измерений.

4. Алгоритм прогноза загрязнения создает возможность управления величиной промышленных выбросов. Подход к решению последней задачи предложен в техническом проекте системы АНКОС-АГ. Он заключается в последовательном анализе причин превышения ПДК на станциях контроля загрязнения атмосферы. Исследуются два вида причин: превышение допустимых выбросов предприятиями путем расчета относительных вкладов в загрязнение атмосферы на данной станции от различных источников по методике СН-369-74; неблагоприятные метеорологические условия, вызывающие повышенное загрязнение на станциях контроля загрязнения.

Окончательное решение о причине превышения ПДК принимается диспетчером системы / I7 /.

Управление выбросами должно осуществляться на основе прогноза неблагоприятных метеоусловий на следующие сутки / 4 /, в первую очередь предусматривая меры по снижению уровня выбросов низких источников, т.к. одиночные высотные источники выбросов, как правило, вносят меньший вклад в загрязнение воздуха.

5. Общий вывод, следующий из рассмотрения программно-математического обеспечения АНКос-АГ, состоит в том, что оно в основном соответствует задачам системы. Эффективность решения этих задач созданным ПМО будет анализироваться на этапе промышленной эксплуатации системы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Брызгова Н.Л. Методическое пособие по расчету рассеяния примесей в пограничном слое атмосферы по метеорологическим данным. - М.: 1977, с.46.
2. Вельтищева Н.С. Моделирование загрязнения городской атмосферы от серии непрерывных приподнятых источников. - Метеорология и гидрология, 1975, № 9, с.52-58.
3. Временные инструктивно-методические указания по оценке загрязнения атмосферного воздуха. - М.: 1977.
4. Генихович Е.Л., Гущин В.А., Сонькин Л.Р. О возможности прогнозирования загрязнения городского воздуха методом распознавания образов. - Труды ИГО. 1973, вып.293, с.21-25.
5. Груза Г.В., Рейтенбах В.Г. Статистика и анализ гидрометеорологических данных. - Л.: Гидрометеоиздат, 1982.
6. Красов В.И., Зив А.Д. Оценка моделей загрязнения атмосферы сернистым газом по информации АСКЗВ. - Труды ИГО, 1982, вып.464. с.89-93.
7. Марчук Г.И. Методы вычислительной математики. - М.: 1977. - 331 с.
8. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. - Л.: 1979, с.420-425.
9. Технический проект. Головная автоматизированная система контроля загрязнения атмосферного воздуха АНКос-АГ. Кн.2. - Казань, 1981.
10. Технический проект. Задача оперативного прог-

нозирования уровня загрязнения атмосферного воздуха. - Киев, 1980.

II. Щ е р б а н ь Т.А. К расчету комплексного показателя загрязнения воздуха. - В кн.: Проблемы контроля и защиты атмосферного загрязнения. Вып.3. - Киев, 1978, с.II5-II9.

12. A k i z u k i K., E b i z u k a K. Prediction of air pollution based on observed data. - Env. Syst. Plan. Design and Control Proc. IFAC Symp. Kyoto, 1977, vol. 1, Oxford, 1978, p.279-286.

13. N o r i o B., S o e d o Y., S a w a r a g i Y. The cast of air pollution using a two-category putteru classifier. - Int. J. of System Science, 1979, vol. 10, N 10, p.1155-1160.

14. D r a x l e r R. An improved Ganssian model for long term average concentration estimates. - Atm. Environ., 1980, vol. 14, N 5, p.597-601.

15. E d s o n H., et al. Shert-term forecasting of atmospheric air quality. - Proc. 70th Annual. Meet. APCA, Toronto, 1977, vol. 5, s. 1, 77, 58, 1/1 - 1/14.

16. O s h i m a Y., M o h r i N., N o s e H., N a k a - g a w a K. Air pollution prediction in air pollution control region. - Env. Syst. Plan. Design and Control. Proc. IFAC Symp., Kyoto, 1977, vol. 1, Oxford 1978, p.645-653.

17. S e i n f e l d J.H., C h e n W.H. Optimal distribution of air pollution sources. Atm. Environ, 1973, vol. 7, N 1, p.87-100.

18. T u r n e r D. Workbook of atmospheric dispersion estimated, NARCA, Cincinnati, 84 p., 1969.

ОПТИМИЗАЦИЯ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ СЕТИ НАБЛЮДЕНИЙ
ПРИ КОНТРОЛЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ ГОРОДА

Планирование пространственной структуры сети контроля загрязнения атмосферы основывается в настоящее время на немногочисленных нормативных материалах, дающих рекомендации о числе контрольно-измерительных станций, но расположение станций при этом не определяется / 5, 7 /.

Изменчивость поля концентраций в районе, характер выбросов вредных веществ, метеопараметры, особенности процессов распространения загрязняющих веществ в этих документах не рассматриваются и в расчет не принимаются.

Первоочередной этап исследований по выбору структуры сети контроля загрязнения атмосферы заключается в выяснении характера и объема информации, которая должна быть получена на сети контроля, чтобы обеспечить требуемое качество воздушного бассейна. На последующих этапах производится разработка стратегий достижения цели и показателей для оценки правильности выбранных решений.

Подобный системный подход позволяет обоснованно выбрать целесообразную структуру сети контроля атмосферы. Конечной целью атмосфероохранных мероприятий в масштабе города или крупного промышленного региона является обеспечение требуемых санитарно-гигиенических норм качества атмосферного воздуха. В настоящее время законодательно установленными нормами качества атмосферного воздуха являются предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных примесей. Эта цель может быть достигнута долгосрочным регулированием путем последовательного снижения объема выбросов до уровня ПДВ, а также оперативным регулированием величины выбросов вредных веществ в атмосферу промышленными предприятиями при неблагоприятных метеорологических условиях.

В системе управления качеством воздушного бассейна сеть контроля загрязнения атмосферного воздуха, состоящая из стационарных и передвижных маршрутных станций, является источником информации для формирования рекомендаций как по краткосрочному регулированию объема выбросов промышленных предприятий, так и для долгосрочных программ управления окружающей средой.

Структура сети пунктов контроля определяется областью ис-

пользования данных наблюдения и кругом задач, решаемых в рамках атмосфероохранных мероприятий. Такими основными задачами являются / II /:

- получение информации о загрязнении атмосферы города для осуществления законодательных мероприятий;
- оценка эффективности атмосфероохранных мероприятий и их влияния на качество атмосферного воздуха;
- определение связи "загрязнение атмосферы - источники выбросов" для установления норм предельно допустимых выбросов отдельными источниками;
- реализация комплекса оперативных мер по предотвращению опасных уровней загрязнения атмосферы при неблагоприятных метеорологических условиях;
- своевременное выявление аварийных и залповых выбросов и оценка их последствий.

Решение каждой задачи требует специфической конфигурации сети контроля. В связи с этим очевидна сложная структура сети, обеспечивающей решение всех задач.

Анализ литературы, посвященной проблеме построения оптимальной сети станций контроля, показывает, что существуют два основных подхода к ее решению, соответствующих целям создания системы контроля.

Первый подход основан на том, чтобы по данным, полученным на сети контроля, было возможно воспроизводить поле концентраций примесей, максимально приближенное к реальному / I /. Для решения практических задач, таких, как перспективное планирование развития городов и промышленных объектов, оценка тенденций изменения загрязнения атмосферного воздуха во времени, оценка эффективности атмосфероохранных мероприятий и др., целесообразно использовать поле среднегодовых концентраций примесей как характеристику загрязнения атмосферы, наименее подверженную случайным возмущениям. Сеть станций контроля, предназначенную для решения таких задач, называют пространственно-репрезентативной / I3 /. →

Проектирование такой сети заключается в исследовании пространственной статистической структуры поля концентраций примесей и выборе такого множества точек контроля в городе, чтобы дисперсия ошибки оптимальной интерполяции данных по этим точкам в другие точки города оказалась минимальной.

Другой подход основан на том, чтобы по данным, полученным на сети контроля, можно было оценивать вклад отдельных источников

в общее поле загрязнения атмосферы для решения задач управления источниками выбросов. В процессе оперативного управления качеством атмосферного воздуха в тех случаях, когда в каком-либо районе города концентрации примесей превышают ПДК, прежде всего необходимо определить причину этого превышения, т.е. выявить те источники, выбросы которых вносят основной вклад в загрязнение района.

Для оперативного регулирования необходимо, во-первых, наличие математической модели, устанавливающей зависимость между концентрацией примеси и величиной выброса источника. Во-вторых, стационарные станции контроля должны быть расположены так, чтобы при любом направлении ветра ни один из источников выбросов не оставался без контроля, а полученные на сети станций данные позволяли оценить его вклад. Такую сеть контроля загрязнения атмосферы называют "ориентированной на источник" / I3 / или "подфакельной" / 7 /. Подобная сеть станций предназначена для решения задач своевременного выявления аварийных и залповых выбросов, реализации мер по предотвращению опасных уровней загрязнения атмосферы при наступлении или прогнозировании неблагоприятных метеорологических условий (НМУ). Как и для многих зарубежных автоматизированных систем, указанные задачи являются основными для отечественной автоматизированной системы контроля загрязнения атмосферного воздуха АНКОС-АГ. "Ориентированная на источники" сеть пунктов контроля позволяет контролировать соблюдение промышленными предприятиями установленных норм выбросов, а также режимов работы при подаче предупреждений о НМУ.

При проектировании сети контроля, ориентированной на источники выбросов, наиболее обоснованным представляется критерий, предложенный в / I4 /. Сущность этого критерия состоит в следующем. Станции контроля должны размещаться таким образом, чтобы полученные на них данные были максимально чувствительны к изменениям уровня выбросов основных источников загрязнения. Понятие "основные источники" субъективно; обычно главными считают источники, суммарный выброс которых составляет 80-90 % от общего выброса в регионе. Рассмотренный подход к построению сети контроля предполагает наличие аналитической модели поля городского загрязнения атмосферы, которая оценена и подтверждена сравнением предсказанных с ее помощью концентраций с данными фактических наблюдений.

Другой перспективный подход связан с формированием аналитической модели построения ориентированной на источник сети контро-

ля, использующей принцип максимизации суммы факторов охвата всех источников выбросов / 12 /. Характерной чертой этой модели является то, что она может быть упрощена при недостаточной априорной информации об источниках выбросов и метеоусловиях и может усложняться по мере появления дополнительной информации. Для решения модели применяется эвристический метод, основанный на использовании информации о расположении источников выбросов.

Сходный с / 12 / подход к проектированию структуры сети контроля загрязнения атмосферы изложен в / 3 /. При расчете координат станций и общего их количества практически трудно обеспечить оптимальную структуру сети контроля вследствие имеющихся ограничений на технические ресурсы. Это связано с существованием нормативных коэффициентов капитальных вложений / 6 /. Поэтому методика рационального размещения станций контроля должна включать процедуру минимизации их количества. При этом расчетным координатам станций присваивается соответствующий "вес", по которому они ранжируются. В качестве критериев установления соответствующих весовых коэффициентов используются: величина предотвращенного ущерба / 9 /, суммы "факторов перекрытия" / 12 /, коэффициент информационной значимости / 3 / и др.

В основу разработанной в ГГО им.А.И.Воейкова методики выбора мест установки автоматических станций контроля загрязнения атмосферного воздуха положен подход, изложенный в / 12 /.

Однако в отличие от / 12 / в этой методике используется модель распространения примесей от источников выбросов, изложенная в СН 369-74 / 8 /, а также принцип минимизации числа станций при расчете их координат. Кроме того, в предлагаемую методику введены процедуры определения зон допустимых отклонений координат станций от расчетных и выбора мест установки станций внутри этих зон с использованием метода физического моделирования в аэродинамической трубе процессов рассеивания примесей / 10 /.

На карту-схему контролируемой территории (масштаб 1:10 000 или 1:25 000) наносятся оси координат так, чтобы ось OY была направлена на север, ось OX - на восток, а вся контролируемая территория размещалась в первом квадранте. Отмечаются основные источники выбросов, автомагистрали, зеленые массивы и водоемы. Определяются координаты источников выбросов.

Для каждого точечного источника горячих выбросов определяются следующие параметры / 8 /:

$$f = 10^3 \frac{w_0 D}{H^2 \Delta T} \quad , \quad (I)$$

где f - параметр рассеяния; w_0 - скорость исходящих газов, м/с; D - диаметр устья источников; H - высота источника, м; ΔT - разность температур выбрасываемых газов и окружающего воздуха;

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

где v_m - параметр рассеяния; V_1 - скорость выброса газовой смеси, м³/с;

$$m = (0,67 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f})^{-1}; \quad (3)$$

$$n = \begin{cases} 3 & \text{при } v_m \leq 0,3, \\ 3 - \sqrt{(v_m - 0,3)(4,36 - v_m)} & \text{при } 0,3 < v_m \leq 2, \\ 1 & \text{при } v_m > 2, \end{cases} \quad (4)$$

$$c_m = \frac{AMFmn}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}, \quad (5)$$

где c_m - максимальная концентрация от источника при опасной скорости ветра u_m на расстоянии x_m ; A - коэффициент, определяющий интенсивность турбулентного рассеяния в зависимости от климатических характеристик данного географического района (для Северо-Запада Европейской части СССР $A = 160$); M - интенсивность выброса примеси, г/с; F - безразмерный коэффициент, учитывающий скорость оседания рассеиваемых частиц (для пассивной газообразной примеси $F = 1$);

$$x_m = \begin{cases} dH & \text{при } F < 2, \\ \frac{5-F}{4} dH & \text{при } F > 2; \end{cases} \quad (6)$$

$$u_m = \begin{cases} 0,5 & \text{при } v_m \leq 0,5, \\ v_m & \text{при } 0,5 < v_m \leq 2, \\ v_m (1 + 0,12 \sqrt{f}) & \text{при } v_m > 2; \end{cases} \quad (7)$$

$$d = \begin{cases} 4,950 v_m (1 + 0,28 \sqrt[3]{f}) & \text{при } v_m \leq 2, \\ 7 \sqrt{v_m} (1 + 0,28 \sqrt[3]{f}) & \text{при } v_m > 2; \end{cases} \quad (8)$$

где α - диаметр рассеяния.

В соответствии с методикой / 2 / выделяются группы близких источников (например, относящихся к одному предприятию) и анализируется возможность замены их одним источником.

Определяется средняя по городу опасная скорость ветра u^* , причем берется та из опасных скоростей ветра по источникам (в том числе и сгруппированных в один), которая обладает наибольшей среднегодовой повторяемостью. Далее все расчеты проводятся для этой скорости ветра.

Для каждого источника определяются

$$r = \begin{cases} 0,67(u^*/u_m) + 1,67(u^*/u_m)^2 - 1,34(u^*/u_m)^3 & \text{при } u^*/u_m \leq 1, \\ 3(u/u_m)[2(u/u_m)^2 - (u/u_m) + 2]^{-1} & \text{при } u^*/u_m > 1; \end{cases} \quad (9)$$

$$\rho = \begin{cases} 3 & \text{при } u/u_m \leq 0,25, \\ 8,43(1 - u/u_m)^5 + 1 & \text{при } 0,25 < u/u_m < 1, \\ 0,32(u/u_m) + 0,68 & \text{при } u/u_m > 1; \end{cases} \quad (10)$$

$$C_{mu^*} = r_1 C_m, \quad (11)$$

$$x_{mu^*} = \rho x_m, \quad (12)$$

где C_{mu^*} - максимальная концентрация от источника при скорости ветра u^* , достигаемая на расстоянии x_{mu^*} от источника.

Зоной влияния источника при данном направлении ветра считается часть его факела, находящаяся вне санитарно-защитной зоны источника, в которой концентрация примеси, вычисленная при скорости ветра равной u^* , больше 0,5 ПДК этой примеси (величина 0,5 ПДК определяется минимальной чувствительностью методики измерения, нормируемой ГОСТ 17.0.02-79 / 4 /).

Дальнейшие расчеты проводятся для 8 направлений ветра. Проверка принадлежности выбранной точки с координатами (x, y) зоне влияния k -го источника с координатами (s_k, t_k) при λ -м направлении ветра осуществляется следующим образом.

Вычисляются следующие значения:

$$\rho = (x - S_k) \cos(270^\circ - D_n) + (y - t_k) \sin(270^\circ - D_n), \quad (I3)$$

$$\zeta = \sqrt{(x - S_k)^2 + (y - t_k)^2 - \rho^2}, \quad (I4)$$

где $D_n = 45^\circ (n - 1)$.

Проверяются условия

$$\rho > \rho_{крзз}, \quad (I5)$$

$$C_{ми*к} = S_1(\rho/x_{ми*к}) S_2(\zeta/x_{ми*к}) \geq 0,5 \text{ ПДК}, \quad (I6)$$

где

$$S_1(\eta) = \begin{cases} 3\eta^4 - 8\eta^3 + 6\eta^2 & \text{при } \eta \leq 1, \\ 1,13/(0,13\eta^2 + 1) & \text{при } 1 < \eta \leq 8, \\ \eta/(3,58\eta^2 - 35,2\eta + 120) & \text{при } \eta > 8; \end{cases}$$

$$S_2(\eta) = (1 + 6,4\eta^2)^{-1} (1 + 28,2\eta^2)^{-1}, \quad (I7)$$

$\rho_{крзз}$ - радиус санитарно-защитной зоны k -го источника;
 $x_{ми*к}$ и $C_{ми*к}$ - параметры k -го источника, вычисленные по формулам (II) и (I2); S_1 , S_2 - эмпирические функции, определяющие распространение факела / 2 /.

Если условия (I5), (I6) выполнены, то выбранная точка принадлежит области влияния k -го источника при n -м направлении ветра при условии $\zeta \leq y_{ми*к}$, где $y_{ми*к} = \eta_k^* x_{ми*к}$, а η_k^* - решение уравнения

$$S_2(\eta_k^*) = C_{ми*к}^{-1} \cdot 0,5 \text{ ПДК}. \quad (I8)$$

Уравнение (I8) решается графически (по заранее построенному графику функции S_2) или прямым перебором значений функции S_2 , вычисленных по формуле (I7).

Выбор места установки станций контроля производится следующим образом. В системе координат x, y наносится на план города равномерная сетка с шагом

$$h^* = 0,2 \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K y_{ми*к}, \quad (I9)$$

где k - номер источника, K - их общее число.

Узлы сетки, находящиеся в черте города, считаются потен-

пциальными точками установки станции контроля. Далее рассматриваются только эти узлы.

При всех восьми направлениях ветра для каждого (i, j) -го узла сетки и каждых k -го источника и n -го направления ветра проверяется принадлежность узла (i, j) зоне влияния k -го источника при n -м направлении ветра (такая зона обозначается через $\Omega_{k,n}$).

Таким образом, для каждого узла сетки образуется список пар $(k_1, n_1), (k_2, n_2), \dots, (k_l, n_l)$, где k_s - номер источника, n_s - номер направления ветра. Пара (k_s, n_s) присутствует в списке (i, j) -го узла, если последний содержится в Ω_{k_s, n_s} . Число пар l_{ij} в списке (i, j) -го узла называется индексом узла.

Для каждого узла сетки вычисляется значение q_{ij} по формуле

$$q_{ij} = \sum_{n=1}^8 \sum_{k=1}^K c_{ij}(k, n, u^*) \rho_n, \quad (20)$$

где ρ_n - повторяемость n -го румба ветра за год, %; $c_{ij}(k, n, u^*)$ - концентрация примеси от k -го источника при n -м направлении ветра и скорости u^* в точке (i, j) . Величина q_{ij} есть среднегодовая концентрация в точке (i, j) при постоянной скорости ветра u^* .

Таким образом, в результате выполнения вышеописанной процедуры каждому узлу сетки (i, j) соответствует список пар $\{(k_s, n_s)\}$ длины l_{ij} (индекс узла) и значение q_{ij} .

Далее выбирается совокупность узлов с максимальным индексом. Если такой узел один, он полагается местом установки первой станции. Если таких узлов несколько, местом установки станции полагается тот, для которого значение q_{ij} , вычисленное по формуле (20), максимально.

Из списка пар, соответствующих остальным узлам, вычеркиваются те пары, которые содержатся в списке уже выбранного узла, при этом индексы узлов уменьшаются на число вычеркнутых из их списков пар.

Пусть размещены m станций и вычеркнуты из списков всех узлов, еще не занятых станциями, пары, имеющиеся в списках узлов, в которых станции уже стоят. Для установки $(m+1)$ -й станции находится набор не занятых станциями узлов с максимальным индексом. Если таких узлов несколько, ставится станция в узел с максимальным значением q_{ij} . Из списков оставшихся узлов вычеркиваются пары, присутствующие в списке узла, в котором постав-

лена $(m + 1)$ -я станция. Эта процедура заканчивается, когда индексы всех еще свободных от станций узлов становятся равными нулю.

Для расчета координат станций контроля предложенным способом разработана программа для ЭВМ.

При формировании структуры размещения станций необходимо произвести оценку допустимых отклонений от рассчитанных координат. В описанной выше процедуре выбора координат станций контроля для упрощения вычислений была проведена дискретизация пространства путем наложения координатной сетки с шагом, вычисленным по формуле (19). Возможные точки установки станций помещались только в узлы координатной сетки.

На практике далеко не всегда имеется реальная возможность установки станций в выбранных точках. В связи с этим должна быть проведена оценка допустимого отклонения от расчетных точек, которые называются базовыми. Областью допустимых мест установки станции, соответствующей (i, j) -й базовой точке, является совокупность точек плоскости, списки которых включают список базовой (i, j) -й точки. Для каждой базовой точки (i, j) такая область определяется в соответствии со следующей процедурой.

Квадрат со стороной $2h^*$ (h^* - шаг сетки, использовавшейся первоначально, см. формулу (19)) с центром в базовой точке разбивается равномерной сеткой с шагом $h^{**} = 0,1 h^*$. Для каждого узла новой сетки определяются, как и раньше, пары (k, n) такие, что этот узел входит в $\Omega_{k,n}$ зону влияния k -го источника при n -м направлении ветра. Таким образом, каждому новому узлу ставится в соответствие список пар $(k_1, n_1), \dots, (k_m, n_m)$. Если этот список включает список базовой точки, то данный узел входит в область допустимых мест установки станций, соответствующей (i, j) -й базовой точке.

Область допустимых мест установки определяется как часть плоскости, ограниченная огибающей дискретной совокупности узлов новой сетки, входящих в эту область.

Предложенная методика оптимизации пространственной структуры размещения станций контроля загрязнения атмосферного воздуха апробирована на материалах наблюдений за уровнем загрязнения в г. Ленинграде и позволила оценить репрезентативность станций первой очереди системы АНКос-АГ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

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

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

3. Гладских А.И., Козлов Ю.В., Комаров В.С., Горбунова М.И. Метод оптимального размещения сети контрольно-замерных станций при контроле загрязнения воздуха промышленного города. - В сб.: Проблемы контроля и защита атмосферы от загрязнения, 1981, вып.7. - Киев, с.16-24.

4. ГОСТ 17.0.0.02-79. Охрана природы. Метрологическое обеспечение контроля загрязненности атмосферы, поверхностных вод и почвы. Основные положения. - Изд-во станд., 1981.

5. ГОСТ 17.2.3.01-77. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов. - Изд-во станд., 1978.

6. Израэль Ю.А. и др. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды. - В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистемы, т.IV. - Л.: Гидрометеиздат, 1981, с.6-19.

7. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеиздат, 1979.

8. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369-74. - М.: Стройиздат, 1975, с.40.

9. Шербань А.Н., Примаков А.В., Шпилевая Т.С. К выбору модели размещения периферийных станций в автоматизированных системах контроля загрязнения воздуха. - Труды ИГО, 1983, № 477, с.53-59.

10. Яблонский К.В., Дадук Т.А., Ясенский А.Н. Оценка условий размещения станций контроля загрязнения атмосферы в отдельных микрорайонах города с помощью физического моделирования (см.настоящий сборник, с.24).

11. H a m b u r g F.C. Some Basic Consideration in the Design of an Air Pollution Monitoring System, Air Pollut. Control Assoc., Paper 70-100, 1970, 63-rd Annual Meeting APCA, St. Louis.

12. H o u g l a n d E.S., S t e p h e n s N.T. Air Pollutant Monitor Siting by Analitical Techniques. - J. Air Pollution

Control Association, 1976, 26, N 1, p.51-53.

13. Ludwig F.L. Siting Air Monitoring stations. - Environ. Sci. and Technol., 1978, 12, N 7, p.774-778.

14. Seinfeld J.H. Optimal Location Air Monitoring station in an Airshed. - Atmos. Environ., 1972, 6, N 11, p.847-858.

ОЦЕНКА УСЛОВИЙ РАЗМЕЩЕНИЯ СТАНЦИЙ КОНТРОЛЯ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ В ОТДЕЛЬНЫХ МИКРОРАЙОНАХ ГОРОДА
С ПОМОЩЬЮ ФИЗИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

Непрерывный контроль загрязнения воздуха в городах и вблизи крупных промышленных объектов связан с использованием разветвленной сети стационарных станций, на которых измеряются значения концентраций вредных примесей в атмосферном воздухе, скорость и направление ветра, температура и т.д. При этом весьма важно, чтобы измерительная аппаратура, расположенная в различных районах города, давала информацию, характеризующую не местное, а среднее по микрорайону загрязнение воздушного бассейна. Следовательно, станции автоматизированного контроля не должны находиться в зонах аэродинамической тени зданий, где концентрации примесей могут значительно превышать средние значения, а циркуляция потока искажает информацию о скорости и направлении ветра, что затрудняет выявление источников, создающих повышенный уровень концентраций.

Определить границы зон аэродинамической тени и оценить степень загрязнения в условиях городской застройки весьма сложно и возможно лишь путем экспериментальных исследований. Известные эмпирические зависимости пригодны лишь для отдельно стоящих зданий простой геометрической формы и определенной ориентации.

В связи с этим выбор места для установки станции контроля целесообразно осуществлять на базе данных натурного обследования или физического моделирования. Метод натурного обследования дает реальные данные, учитывающие как микрометеорологические особенности данного района, так и влияние его орографии и застройки на условия распространения примесей. Однако этот метод требует организации длительных наблюдений при достаточно густой сети пунктов контроля, что на практике трудно обеспечить. Весьма перспективным является метод моделирования, который хотя и содержит ряд допущений, но при соблюдении определенных требований теории подобия дает надежные результаты и не требует значительных материальных затрат. Моделирование процессов переноса и рассеивания примесей на практике осуществляется в гидродолках, а также в низкоскоростных аэродинамических трубах с достаточно большой рабочей частью и с помощью высокочувствительного метода газового анализа.

Для выбора мест размещения станций контроля загрязнения атмосферы необходимо располагать данными о характере взаимодействия препятствий (зданий) с ветровым потоком и размерах зон аэродинамических теней с учетом розы ветров, а также о полях концентраций в пределах микрорайона при различных направлениях ветра и действии всех учитываемых источников выбросов.

Была проведена экспериментальная оценка мест размещения станций контроля загрязнения атмосферы внутри площадок, определенных с помощью методики, изложенной в / 5 /, с применением аэродинамической трубы. Исследования проводились в аэродинамической трубе незамкнутого типа с закрытой рабочей частью, сечением $2 \times 1,5 \text{ м}^2$ и длиной 3,5 м. Скорость потока могла изменяться в пределах $1-7 \text{ м/с}$, интенсивность турбулентности — в диапазоне от 0,6 до 8 %.

Моделирование пограничного слоя атмосферы заключается в создании и анализе характеристик потока, подобных натурным, и имитация шероховатости осуществляется с помощью сеток, решеток с переменным шагом, вихревых генераторов и др. элементов, расположенных на входе в рабочую часть. Скорость и интенсивность турбулентности потока измеряется термоанемометром постоянной температуры.

Выбор геометрического масштаба модели осуществляется на основе спектрального анализа структуры потока. Соблюдение условия $L/J = \text{idem}$ (где L — характерный геометрический размер модели, J — масштаб турбулентности) позволяет обеспечить при моделировании подобие процессов обтекания моделей зданий. В качестве характерного геометрического размера принимается высота здания. Геометрический масштаб модели должен также удовлетворять условию свободного обтекания модели, которое имеет место, если площадь модели сечения модели составляет не более 10 % площади сечения рабочей части аэродинамической трубы.

Масштаб турбулентности определяется по методу Тейлора / 6 / согласно формуле:

$$J = \bar{u} / f, \quad (I)$$

где $\bar{u}$ — осредненная скорость потока на уровне z , м/с; f — частота, соответствующая максимуму энергии в спектре турбулентных пульсаций, Гц.

Спектральные характеристики потока получаются преобразованием корреляционных функций, рассчитанных на ЭВМ по данным о

пульсациях напряжения, регистрируемого на выходе термоанемометра / 4 /.

На основании изложенного геометрический масштаб модели был принят равным 1:300, что обеспечивало подобие натурным условиям ($Re > Re_{\text{критическое}} = 1,6 \cdot 10^4$, где $Re, Re_{\text{критическое}}$ - числа Рейнольдса).

Методика определения концентраций основана на применении радиоактивных индикаторов / 2, 3 /, например, инертного радиоактивного газа ^{85}Kr , что позволяет выдержать при моделировании масштабы концентраций, равные единице, т.е. выполняется условие

$C_{\text{он}} = C_{\text{ом}}$, где $C_{\text{он}}, C_{\text{ом}}$ - концентрации примесей в натуре и модели соответственно, а также достоверно регистрировать значения концентрации, составляющие 10^{-5} - 10^{-6} от соответствующих значений в устье источника выбросов.

Значение концентрации радиоактивного индикатора в исследуемой точке связано со скоростью счета следующей зависимостью:

$$N = Kq, \quad (2)$$

где N - скорость счета импульсов; K - коэффициент, зависящий от особенностей приемника, вида излучения, геометрии излучения; q - концентрация радиоактивного газа.

Модели микрорайонов изготавливаются из пенополистирола и устанавливаются на поворотной площадке в рабочей части аэродинамической трубы, что позволяет проводить исследования при круговой розе ветров. При продувке моделей поток на наветренной границе микрорайона имел профиль скорости, аппроксимированный степенной зависимостью с показателем степени $n = 0,28$ (рис. I а) и интенсивность турбулентности $\epsilon \approx 6\%$ (рис. I б). И изменение масштаба турбулентных пульсаций соответствовало натурному (рис. I в).

Масштабы скоростей и концентраций по отношению к соответствующим величинам в натуре приняты равными единице. Источники загрязнения моделируются в соответствии с принятым масштабом; газообразные выбросы имитируются смесью воздуха с углекислым газом, меченным радиоактивным ^{85}Kr , с учетом числа Фруда Fr . Полагается, что основным источником загрязнения атмосферы двуокисью серы являются промышленные предприятия, окисью углерода - автотранспорт. Поток автомашин интерпретируется как линейный источник конечной длины. Концентрация CO в выхлопных газах автомобилей принимается равной той, которая приведена в методике / I /.

Для удобства построения и анализа полей концентраций иссле-

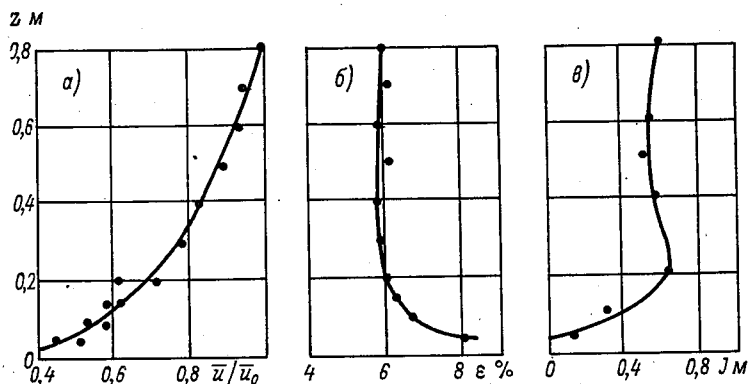


Рис.1. Характеристики воздушного потока в рабочей части аэродинамической трубы на наветренной границе микрорайонов: а) профиль нормированной скорости, $\bar{u}/\bar{u}_0$; б) профиль интенсивности турбулентности ϵ ; в) профиль масштаба турбулентности.

двух примесей площадка, занимаемая микрорайоном, разбивается на квадраты со стороной 20 м. Измерение концентраций проводится в узлах сетки на высоте 1,5 м от поверхности земли при круговой розе ветров.

Оценка размеров зон аэродинамической тени проводится с помощью визуализации потока. Корректировка результатов осуществляется по данным измерения скорости потока, выполненного термоанемометром с защитной насадкой. Информация о распределении концентраций представляется в виде нормированных величин $c = c_i/c_0$ (где c_0 и c_i — соответственно концентрации в устье источника и в исследуемой точке), совпадающих в модели и натуре.

Распределения нормированных приземных концентраций в пределах микрорайона представляются линиями равных концентраций. Поля концентраций, полученные в результате действия отдельных источников выбросов при одинаковых направлениях ветра, суммируются для каждой точки территории микрорайона с учетом состава выброса. Для каждого случая рассчитывается величина средней приземной концентрации.

Анализ полученных данных позволяет определить для каждого направления ветра на территории микрорайона зоны аэродинамической тени и области максимальных концентраций, а также построить изолинии, соответствующие средней приземной концентрации.

Очевидно, что станции контроля загрязнения атмосферы целесообразно располагать на изолиниях, соответствующих средней концентрации, учитывая, что при моделировании воспроизводятся наиболее неблагоприятные условия. Однако при этом станции контроля не должны располагаться в зонах аэродинамической тени. Для территории каждого микрорайона получают до 8 изолиний, отвечающих средним нормированным приземным концентрациям. Значимость отдельных изолиний средней концентрации определяется с учетом расположения основных источников загрязнения и вероятности направления ветра данного румба.

Места расположения станций контроля в пределах микрорайона могут быть выявлены на основании анализа распределения средних концентраций с учетом их значимости и размеров зон аэродинамических теней.

За зону расположения станции может быть принята:

- область наибольшей плотности расположения точек пересечения изолиний средних концентраций;
- точка пересечения двух изолиний наибольшей значимости или область минимального расстояния между ними, которые характеризуют место наиболее вероятного появления средних концентраций в пределах данного микрорайона.

На рис.2 приведены результаты выбора места установки станции на модельном примере. На рис.2 представлена разметка площадки моделируемого микрорайона и изображены поля нормированных приземных концентраций окиси углерода, обусловленные влиянием линейных источников I и II (автомагистралей) при различных направлениях ветра. Для каждого направления ветра определялась изолиния средней по микрорайону концентрации. На рис.3 представлено распределение средних приземных концентраций окиси углерода при различных направлениях ветра. Для каждой изолинии указана ее значимость с учетом повторяемости соответствующего направления ветра, а также отмечены участки, находящиеся вне зоны ветровой тени зданий. Места, в которых целесообразно устанавливать станцию, отмечены пунктирной линией. Таким образом, метод физического моделирования позволяет обоснованно выбрать места расположения контрольных станций, повысить достоверность получаемой информации и значительно сократить стоимость и трудоемкость работ при проектировании сети станций контроля загрязнения атмосферы.

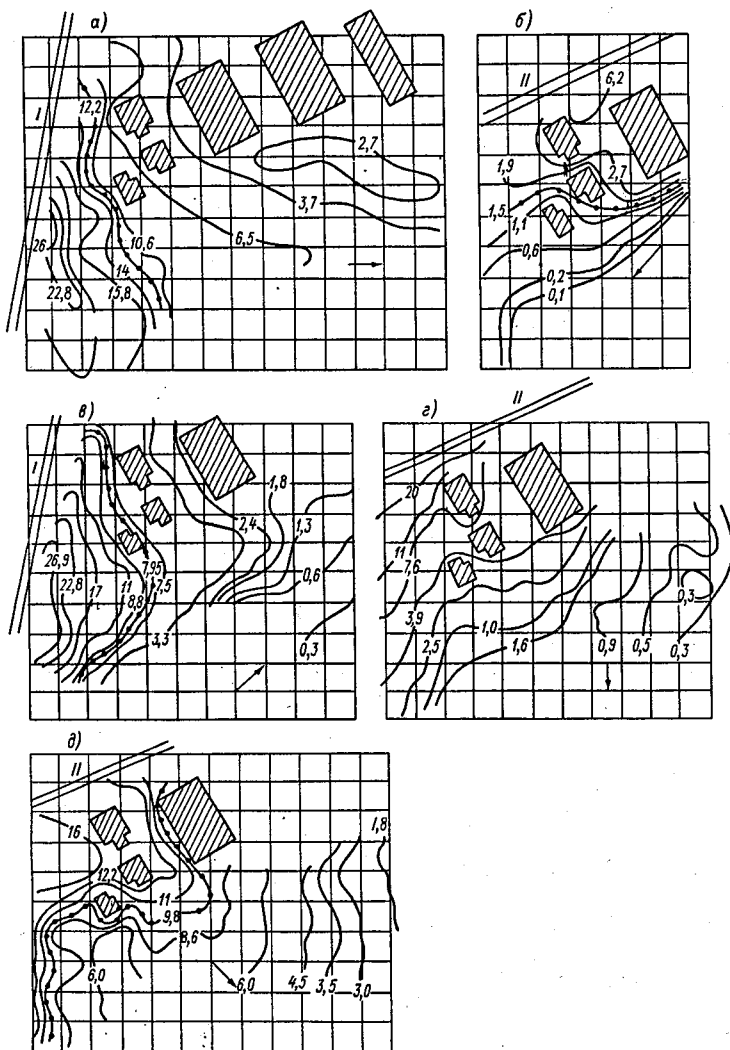


Рис.2. Поля нормированных приземных концентраций окиси углерода.

Штриховая кривая - изолиния, соответствующая средней нормированной концентрации K ; а) западное направление ветра, $K = 12,2 \cdot 10^{-4}$; б) северо-восточное направление, $K = 1,6 \cdot 10^{-4}$; в) юго-западное направление, $K = 7,95 \times 10^{-4}$; г) северное направление, $K = 3,9 \cdot 10^{-4}$; д) северо-западное направление, $K = 9,8 \cdot 10^{-4}$.

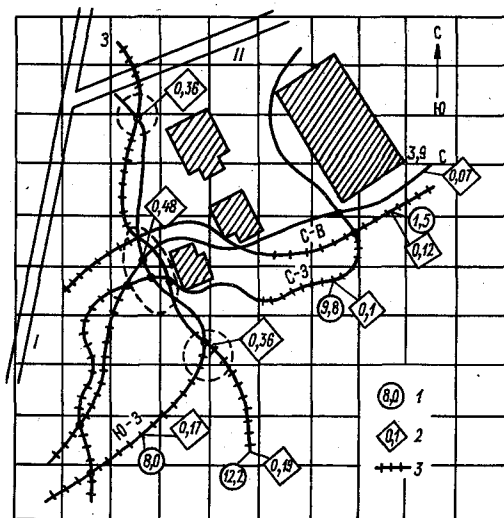


Рис.3. Распределение средних нормированных приземных концентраций по территории микрорайона при различных направлениях ветра.

1 – средняя концентрация при данном направлении ветра; 2 – значимость изолиний с учетом повторяемости ветра; 3 – изолинии вне зоны аэродинамической тени зданий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Буренин Н.С., Онкул Р.И. К оценке выбросов автотранспорта в атмосферу и загрязнения воздуха вблизи автомагистралей. – Труды ИГО, вып.436, 1979, с.102.
2. Гусев А.А. К определению концентрации радиоактивных газов цилиндрическим счетчиком, помещенным в ограниченный объем. – Атомная энергия, 1971, т.30, вып.30, с.314.
3. Гусев А.А. Расчет концентрации β -активных газов при их радиометрии цилиндрическим счетчиком. – Атомная энергия, 1972, т.32, вып.4, с.340.

4. Дженкинс Г., Уаттс Д. Спектральный анализ и его приложение. Т. I, 2. - М.: Мир, 1971.

5. Ясенский А.Н., Зив А.Д., Красов В.И., Боброва В.К. Оптимизация пространственной структуры сети наблюдения при контроле загрязнения атмосферы города (см. наст. сборник, с.).

6. T a y l o r G.J. Statistical theory of turbulence. Proc. R.S. (A), N 151, 1935.

КОРРЕКЦИЯ ПАРАМЕТРОВ МОДЕЛИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ
В АВТОМАТИЗИРОВАННОЙ СИСТЕМЕ

Одной из важнейших задач, решаемых с помощью автоматизированной системы, является прогноз уровня загрязнения атмосферы на основе той или иной математической модели. Численные эксперименты по моделированию процессов загрязнения атмосферы в воздушном бассейне города широко распространены. Уточнение параметров модели осуществляется путем сравнения расчетов при разных значениях параметров с результатами измерений. Автоматизированная система дает возможность осуществлять регулярный контроль качества модели с периодичностью, равной частоте опроса периферийных станций АСКЗА. При этом желательно результаты такого контроля автоматически использовать в процессе моделирования, т.е. корректировать параметры моделей по данным реальных измерений. Различные подходы к решению подобной задачи часто рассматриваются в литературе / 1-3 /.

Конкретный метод решения задачи зависит от априорных сведений о параметрах модели: точность их определения, влияние на результаты моделирования, характер вхождения в модель и т.д. / 4 /, а также от возможностей измерительного комплекса. Атмосферные процессы имеют в определенной степени случайный характер, что тоже надо принимать во внимание.

Вопросам коррекции параметров моделей загрязнения атмосферы посвящен ряд работ. Коррекция параметров общей диффузионной модели по отношению к статистическим ошибкам в определении исходных метеорологических параметров, например, коэффициента турбулентного обмена и уровней выбросов источников, рассматривается в / 5, 6 /. Коррекция осуществляется при помощи фильтра Калмана. Подобный же подход развивается в / 7 /, где, однако, используется более простая модель загрязнения - уравнение диффузии с постоянными коэффициентами в системе координат, ориентированной по среднему ветру. В отечественной геофизической литературе наиболее известен вариационный метод идентификации параметров моделей / 2, 3 /, основанный на решении основного уравнения и ряда сопряженных. Однако, если количество контролируемых параметров меньше числа точек измерений концентрации, нам представляется предпочтительным использовать более простой метод нелинейного

программирования, основанный на коррекции параметров по методу наименьших квадратов с использованием вычисленных коэффициентов чувствительности решения по отношению к корректируемым параметрам.

1. Задача коррекции параметров модели загрязнения атмосферы может быть поставлена следующим образом. Необходимо минимизировать функционал

$$J = \sum_{i=1}^N (c(p_i) - c_i^*)^2 \quad (1)$$

на множестве решений уравнения, описывающего процесс распространения примеси: $F(\bar{\alpha}, c) = 0$, где c — концентрация примеси; $\bar{\alpha}$ — набор параметров модели (1); p_i — некоторые точки пространства-времени, в которых осуществляются измерения; c_i^* — измеренная концентрация в точке p_i .

Подобный подход развивается в [7], где, однако, используется более простая модель загрязнения атмосферы, а именно уравнение диффузии с постоянными коэффициентами в системе координат, ориентированной по среднему ветру.

Разработанный в отечественной литературе метод, изложенный в работах [2, 3], ориентирован на анализ моделей гидрометеорологических процессов. Вместе с основным уравнением необходимо решать J сопряженных уравнений (J — количество станций контроля), аналогичных исходному и уравнение с откорректированными параметрами, что требует больших затрат машинного времени и машинной памяти.

Если количество контролируемых параметров меньше числа станций измерений, нам представляется предпочтительным использовать более простой метод нелинейного программирования, основанный на коррекции параметров по методу наименьших квадратов с использованием вычисленных коэффициентов чувствительности решения по отношению к корректируемым параметрам.

2. Запишем уравнение диффузии в ортогональной системе координат:

$$L_{(1)}(c) \equiv c_t + \vec{v} \cdot \vec{\nabla} c - Dc - Q = 0, \quad (2)$$

где $\vec{v}$ — вектор скорости ветра с компонентами u , v , w ;

$$D = D_1 + D_2, \quad D_1 = \frac{\partial}{\partial x} \left(\nu \frac{\partial}{\partial x} \right), \quad D_2 = \mu \left(\frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} \right), \quad (3)$$

ν , μ - вертикальный и горизонтальный коэффициенты диффузии;
 Q - функция, описывающая выброс источников.

Уравнение (3) рассматривается в области $\Omega = [0, X] \times [0, Y] \times [Z_0, Z]$.
 При этом Z_0 - шероховатость подстилающей поверхности, Z - высота пограничного слоя, которую мы считаем фиксированной.

Граничные и начальные условия запишем в виде

$$C|_{x=0} = 0, \quad u \geq 0, \quad C_x|_{x=0} = 0, \quad u < 0, \quad (4)$$

$$C|_{y=0} = 0, \quad v \geq 0, \quad C_y|_{y=0} = 0, \quad v < 0;$$

$$\nu C_z = \beta C, \quad Z = Z_0, \quad (5)$$

$$\nu C_z = 0, \quad Z = Z, \quad C|_{t=0} = C^0,$$

β - коэффициент поглощения.

Разностная схема / 2 / является схемой расщепления по физическим процессам, состоящей из переноса и диффузии по x , y , переноса по z и диффузии по z . При этом во всех случаях, кроме последнего, используются следующие явные схемы:

перенос по x и y

$$c_l^{m+1} = c_l^m - \frac{\alpha_l \tau}{2h} (c_{l+1}^m - c_{l-1}^m) + \frac{\tau}{h^2} \left(\frac{1}{2} \tau \alpha_l^2 + \mu_l \right) \Delta^2 c_{l-1}^m, \quad (6)$$

где $l = i, j$; $\alpha_l = u_l, v_l$; τ - шаг по времени; h - шаг по осям Ox и Oy ;

перенос по z

$$c_k^{m+1} = \frac{\tau w_k}{\Delta z} (c_k^m - c_{k-1}^m), \quad w_k \geq 0, \quad (7)$$

$$c_k^{m+1} = \frac{\tau w_k}{\Delta z} (c_{k+1}^m - c_k^m), \quad w_k < 0,$$

где Δz - величина шага разностной сетки по Oz ;
 диффузия по Ox и Oy

$$c_l^{m+1} = c_l^m + \frac{\tau \mu_l}{h^2} \Delta^2 c_{l-1}^m, \quad l = i, j. \quad (8)$$

Граничные условия, соответствующие (6), задаются в форме
 $c_0^{m+1} = 0$ при $a_0 > 0$;

$$c_0^{m+1} = c_1^m - \frac{1}{2} \left(1 - \frac{\alpha_0 \tau}{h} \right) (c_2^m - c_0^m) + \frac{1}{2} \left(1 - \frac{\alpha_0 \tau}{h} \right)^2 \Delta^2 c_0^m$$

при $\alpha_0 \leq 0$;

$$c_k^{m+1} = 0 \text{ при } \alpha_k \leq 0,$$

$$c_k^{m+1} = c_{k-1}^m + \frac{1}{2} \left(1 - \frac{\alpha_k \tau}{h} \right) (c_k^m - c_{k-2}^m) + \frac{1}{2} \left(1 - \frac{\alpha_k \tau}{h} \right)^2 \Delta^2 c_{k-2}^m$$

при $\alpha_k \geq 0$.

Для (7) граничные условия не ставятся, поскольку за переносом по z следует диффузия по z по неявной схеме, а в последней используются значения концентрации на предыдущем слое лишь во внутренних узлах.

Граничные условия, соответствующие (8), запишем следующим образом:

$$\begin{aligned} c_k^{m+1} &= c_k^m + \frac{\tau \mu_k}{h^2} (c_{k+1}^m - 2c_k^m + c_{k-1}^m), \\ c_0^{m+1} &= c_0^m + \frac{\tau \mu_0}{h^2} (c_1^m - 2c_0^m + c_{-1}^m), \end{aligned} \quad (9)$$

где

$$\begin{aligned} c_{k+1}^m &= \max(c_{k-2}^m - 3c_{k-1}^m + 3c_k^m, 0), \\ c_{-1}^m &= \max(c_2^m - 3c_1^m + 3c_0^m, 0). \end{aligned}$$

Уравнение диффузии по z аппроксимируется следующей разностной схемой:

$$-\frac{\tau}{\Delta z} (a_k^{-1} \Delta c_k^{m_{L_1}} - a_{k-1}^{-1} \Delta c_{k-1}^{m_{L_1}}) + c_k^{m_{L_1}} = -c_k^m + \tau Q_k, \quad k=1, \dots, K,$$

на сетке $z_0 = 0$; $z_1 = z_0 + \Delta z$; $z_2 = z_1 + \Delta z$; ...; $z_K = z_{K-1} + \Delta z$... ,

где $\Delta z = \frac{z - z_0}{K}$, при этом $\alpha_k = \int_{z_k}^{z_{k+1}} \frac{dz}{\gamma(z)}$, $k = 0, I, \dots, K - I$.

Таким образом, для диффузии по z имеем неявную схему. При $z = z_0$ ставится условие частичного отражения $\gamma c_z = \beta c$, которое аппроксимируем следующим образом:

$$\gamma_1 \frac{(c_2^{m+1} - c_0^{m+1})}{2\Delta z} = \beta c_0^{m+1} \frac{c_0^{m+1} - c_0^m}{\tau}.$$

Взяв верхнюю границу $\bar{z}_K$ достаточно высоко, поставим для нее условие, аналогичное условиям (9). Если же принять в качестве верхней границы границу слоя перемешивания, можно ставить условие отражения

$$c_{K-1}^{m+1} = c_{K+1}^{m+1}, \quad a_{K-1} = a_K,$$

тогда

$$\frac{c_K^{m+1} - c_K^m}{\tau} = \frac{1}{\Delta z_{K-1}^2} \left\{ a_{K-1} (c_{K-1}^{m+1} - c_K^{m+1}) - a_{K-1} (c_K^{m+1} - c_{K-1}^{m+1}) \right\} = \frac{2}{\Delta z_{K-1}^2} a_{K-1} (c_{K-1}^{m+1} - c_K^{m+1}).$$

Условия устойчивости разностной схемы формулируются следующим образом:

$$\tau \leq \min \left\{ \frac{h}{\max|\omega|}, \frac{h}{\max|v|}, \frac{h}{\max|\omega|}, \frac{h^2}{2\max|s|} \right\}.$$

3. Пусть $\omega_1, \omega_2, \dots, \omega_\mu$ - контролируемые параметры модели. Предполагая дифференцируемость решения уравнения (3) по этим параметрам, обозначим через $c^{(i)}$ производную решения по параметру ω_i .

Для $c^{(i)}$ справедливо уравнение (см., например, / 4 /)

$$\mathcal{L}c^{(i)} - \frac{\partial \mathcal{L}}{\partial \omega_i} c = 0, \quad i = 1, 2, \dots, M \quad (10)$$

с граничными условиями (4) и (5) в форме

$$v_z^{(i)} - \beta c^{(i)} - \frac{\partial \beta}{\partial \omega_i} c_z + \frac{\partial \beta}{\partial \omega_i} c \quad \text{при } z = z_0 \bar{z}$$

и однородными начальными условиями.

Будем искать поправки в параметрах ω_i из условия (I), подставляя в него следующее выражение:

$$\tilde{c}(\rho_j, t_i) = c(\rho_j, t_i) + \sum_{m=1}^M c^{(m)}(\rho_j; t_i) \delta \omega_m, \quad (11)$$

где $\tilde{c}(\rho_j, t_i)$ - искомая концентрация с поправкой; $c(\rho_j, t_i)$ - рассчитанная концентрация при исходных значениях параметров.

Величины $\delta \omega_m$ находятся как решение системы уравнений методом наименьших квадратов для функционала (I):

$$\delta \bar{\omega} = A^{-1} \bar{\gamma}, \quad (I2)$$

где $\delta \bar{\omega} = (\delta \omega_1, \delta \omega_2, \dots, \delta \omega_n)'$, $a_{ik} = \sum_{jL} c^{(i)}(\rho_j, t_L) c^{(k)}(\rho_j, t_L)$,

$$\bar{\gamma}_m = \sum_{jL} c^{(m)}(\rho_j, t_L) (c(\rho_j, t_L) - c_{jL}^*);$$

c_{jL}^* - измеренная концентрация в точке ρ_j в момент времени t_L .

Вычисление $c^{(i)} = \frac{\partial c}{\partial \omega_i}$ в узлах регулярной сетки осуществляется по той же разностной схеме, что и вычисление c . Правая часть (II) также дискретизируется на основе разностного метода. При этом, поскольку параметры $\omega_1, \omega_2, \dots, \omega_n$ входят в коэффициенты уравнения, то можно использовать прежние схемы и для правых частей.

Предлагаемая процедура коррекции выглядит следующим образом. Пусть $t_1, t_2, \dots$ - моменты времени коррекции.

1) Задаются исходные значения параметров $\omega_i = \omega_i^0$.

2) При $t < t_1$ вычисляются значения решения уравнения (3) и его производные по ω_i (I0).

3) Для $t = t_1$ решается система (I2) ($t_1 \leq t_1$) и определяются $\delta \omega^1$.

4) "Исправленное" значение решения разностной схемы определяется в соответствии с (II) для всех узлов сетки и $t = t_1$. Аналогично полагается

$$K(t) = \sum_{m=1}^n \frac{\partial K}{\partial \omega_m}(t) \delta \omega_m, \quad t_1 \leq t < t_2,$$

где K - любой коэффициент уравнения (3).

5) Продолжается расчет c и $c^{(i)}$ для $t_1 \leq t < t_2$ и при $t = t_2$ повторяются операции, приведенные в п.п.3, 4.

Изложенная схема не обеспечивает сходимости поправок при одной коррекции, например, если $t = t_1$, при осуществлении повторного расчета для $t \leq t_1$ с новыми значениями ω_i отсутствует возвращение назад, а последовательно корректируется решение при $t = t_2, t_3, t_4, \dots$.

Вычисленные производные решения по параметрам позволяют судить о влиянии того или иного параметра на решение уравнения (I) и являются коэффициентами чувствительности решения к этим параметрам / 4 /.

4. При практической реализации вышеизложенного алгоритма коррекции основным вопросом является выбор параметров $\omega_1, \omega_2, \dots, \omega_m$. Не рассматривая ошибки аппроксимации (3) конечно-разностным уравнением и предполагая достаточно точным задание уровня выбросов источников, можно сказать, что ошибка моделирования складывается из ошибки измерений метеорологических параметров (таких, например, как ветер) и ошибки определения тех величин, входящих в уравнение (3), которые не поддаются прямым измерениям, например, вертикального и горизонтального коэффициентов диффузии.

В первую очередь была сделана попытка параметризации (и дальнейшей коррекции) коэффициента ν . Для этого рассматривался простой частный случай исходного уравнения (3) с постоянными коэффициентами $\mu = 50$, $u = 5$, $\nu = w = 0$. Точечный источник помещался на высоте 225 м ($z_0 = 0$, $Z = 1000$ м). Исходным считался следующий профиль:

$$\nu(z) = \begin{cases} 5 + \alpha_1 \alpha_1(z), & z \leq 500 \text{ м}, \\ 5 + \alpha_2 \alpha_2(z), & 500 \text{ м} < z < 1000 \text{ м}, \end{cases}$$

где $\alpha_1(z) = z(500 - z)/6250, 0$,

$\alpha_2(z) = (z - 500)(1000 - z)/62500$,

$\alpha_1 = 1$, $\alpha_2 = -1$.

Корректировался профиль $\nu(z)$ по данным расчетов $c^*(x_i, 0, z_i)$ ($i = 1, \dots, 6$) при $\alpha_1 = \alpha_2 = -1$. При этом полагалось $x_j = x_3$, $z_j = 0$, $z_{3+j} = 225$ м, $j = 1, 2, 3$.

Как и следовало ожидать, значения наземной концентрации чувствительны к изменению α_1 и почти нечувствительны к изменению α_2 . В результате в первый же момент коррекции $\alpha_1^0 = 1$ переходит в $\alpha_1^1 = -0,03$, т.е. правильно корректируется. При этом для α_2 мы получаем $\alpha_2^1 = 90$, что, очевидно, свидетельствует о зависимости вариаций α_1 и α_2 .

Профили коэффициентов чувствительности $\partial c / \partial \alpha_1$ и $\partial c / \partial \alpha_2$ при $t = 3600$ с представлены в следующей таблице. Проверка соответствует $|\partial c / \partial \alpha_i| < 10^{-2}$. (при $Z = 0$ и $Z = 900$).

x км	Z					
	225		450		675	
	$\frac{\partial c}{\partial \alpha_1}$	$\frac{\partial c}{\partial \alpha_2}$	$\frac{\partial c}{\partial \alpha_1}$	$\frac{\partial c}{\partial \alpha_2}$	$\frac{\partial c}{\partial \alpha_1}$	$\frac{\partial c}{\partial \alpha_2}$
4	-	-	0,02	0,02	-	-
6	0,17	-	-0,13	-0,14	-	0,17
8	0,42	-	-0,18	-0,18	-	0,44
10	0,59	-	-0,15	-0,16	-	0,63
12	0,54	-	-0,10	-0,11	-	0,58
14	0,27	-	0,05	-0,05	-	0,30
16	0,06	-	-0,01	-0,01	-	0,07

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. В а с и л ь е в А.Н. Методы решения экспериментальных задач. - М.: Наука, 1981.
2. М а р ч у к Г.И. Численные методы решения задач динамики атмосферы и океана. - М.: Наука, 1978.
3. П е н е н к о В.В. Численный анализ гидрометеорологических процессов. - М.: Гидрометеоздат, 1982.
4. D u n k e r A.M. The response of an atmospheric reaction transport model to change in input functions. - Atmos. Environ, 1980, v. 14, p.671-679.
5. M e l l i P. et al. Real-time control of sulphur dioxide emissions from an industrial area. - Atmos. Environ, 1981, v. 15, N 5, p.653-666.
6. O s h i m a Y., et al. - "Env. Syst. Plann., Des. and Control. Proc. IFAC, Symp. Kyoto, 1977 " v. 2, Oxford, 1978, p.645-653.
7. Y o s h i m u r a T., et al. Prediction of air pollutant concentrations in Tokushima Prefecture, Japan. - J. of IFAC, 1981, v. 17, N 3, p.493-508.

НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ МОДЕЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

При использовании математической модели загрязнения атмосферы в составе ГМО автоматизированной системы ее параметры всегда определяются с некоторой погрешностью. Причем, поскольку речь идет об атмосферных турбулентных процессах, эти погрешности могут быть достаточно велики. Поэтому актуальной является задача исследования точности моделирования для оценки неопределенности модели, включающей неточно определенные в процессе измерения параметры.

Если в простых моделях загрязнения атмосферы, описываемых явными формулами, информацию об их чувствительности получить сравнительно просто, то при рассмотрении моделей, представленных дифференциальными уравнениями в частных производных, требуются специальные методы. При анализе чувствительности подобных моделей широко используются следующие методы: метод прямого перебора значений параметров / 3, 5 /, удобный тем, что не требует дополнительных предположений или алгоритмов, но связанный с большим объемом вычислений; метод вычисления производных от решения задачи по интересующим нас параметрам / 4 /, в котором погрешность решения $c(\alpha)$, обусловленная погрешностью в определении параметра α , вычисляется как

$$\delta c = \frac{\partial c}{\partial \alpha} \delta \alpha. \quad (I)$$

Вариационный метод линейной теории возмущений / 1, 2, 3 / позволяет в отличие от предыдущих определить чувствительность решения к малым возмущениям в данной точке пространства в определенный момент времени и во все предыдущие моменты времени, если задача транзитивна по времени.

Таким образом, сравнительно экономичные методы анализа чувствительности дают оценки, вообще говоря, только для малых возмущений, а методы, которые этим не ограничены, требуют большого объема вычислений.

В данной работе для частного случая уравнения диффузии для бесконечного линейного источника получены точные границы решения при задании конкретных погрешностей в определении коэффициента турбулентности, скорости ветра и высоты слоя перемешивания.

Рассматривалась следующая параболическая задача:

$$u(z) \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} K \frac{\partial c}{\partial z}, \quad c \Big|_{x=0} = Q \delta(z - H_{ист}); \quad (2)$$

$$K c_z \Big|_{z=0} = K c_z \Big|_{z=Z} = 0, \quad Z = 10^3 \text{ м}, \quad H_{ист} = 250 \text{ м}, \quad (3)$$

где $u(z)$ - скорость ветра, c - концентрация примеси, K - коэффициент турбулентности, Q - величина эмиссии примеси из источника, δ - δ -функция, $H_{ист}$ - высота источника.

Введением масштабов $l_x = 10^4$ м, $l_z = 10^3$ м, $U = 5$ м/с она приводилась к безразмерному виду и решалась разностным методом по явной схеме с шагом по Oz равным 0,05, и шагом по Ox равным 0,01.

Использовались два вида модельных профилей K : профиль "с изломом"

$$K(z) = \begin{cases} 9,0z, & z \leq 126 \text{ м}, \\ 1,1z, & z > 126 \text{ м}, \end{cases} \quad (4)$$

экспоненциальный, задаваемый формулами

$$K(z) = \begin{cases} AK_m r, & r \leq 1, \\ AK_m \exp[-0,5(r-1)], & r > 1, \end{cases} \quad (5)$$

где $r = z/H_{пр}$; $H_{пр}$ - высота приземного слоя, варьирувавшаяся в вычислениях; A , K - функции $H_{пр}$, значения которых представлены в табл. I.

Таблица I

$H_{пр}$, м	100	200	300
K	11,2	21,7	32,2
A	0,67	0,72	0,75

Профиль скорости ветра задавался логарифмическим $u(z) = 0,58 \ln z$. Моделировалась также инверсия (или граница слоя перемешивания) на высоте 500 м. При этом полагалось $K(z) = 0$

при $z > 500$ м.

Задача определения границ решения в данном частном случае уравнения (2), (3) решается довольно просто, по крайней мере для не слишком больших расстояний от источника. Потребуем лишь, чтобы при изменении интересующих нас параметров задача (2), (3) оставалась бы параболической, с той же скоростью убывания K в нуле.

В одном простейшем случае пропорциональных возмущений профилей u и K анализ чувствительности даже не требует дополнительных вычислений. Действительно, если $\tilde{K}(z) = \alpha K(z)$, $\alpha = \text{const}$, осуществив замену переменных $\zeta = \alpha x$, получим

$$u(z) \frac{\partial S}{\partial \zeta} = (K S_z)_z, \text{ где } S(\zeta, z) = c(\alpha x, z). \quad (6)$$

Существенно сложнее исследовать возмущение, когда α является функцией z . Пусть $I = (-\varepsilon, \varepsilon)$. Пусть профиль $\tilde{K}$ является возможным, если для всех z $\tilde{K}(z) \in I \cdot K(z)$, где $K(z)$ — некоторый исходный профиль. Положим далее $\Phi(z) = -I$ при $z < H_{\text{ист}}$ и $\Phi(z) = I$ при $z \geq H_{\text{ист}}$. Можно показать, что для не слишком больших x границы приземной концентрации по всем возможным для данного ε профилям $\tilde{K}$ есть $c^L(x, 0)$ и $c^R(x, 0)$, где $c^L(x, z)$ есть решение задачи (2), (3) при $\tilde{K}^L(z) = (I + \varepsilon \Phi) \cdot K(z)$, а $c^R(x, z)$ таким же образом соответствует $\tilde{K}^R(z) = (I - \varepsilon \Phi) \cdot K(z)$.

Зависимость наземной концентрации от высоты слоя инверсии (если этот слой выше источника), очевидно, однозначная — концентрация растет с убыванием высоты инверсии.

Границы наземной концентрации при подобном изменении профилей скорости ветра определяются по аналогии с (6), т.е.

$\tilde{c}(x, 0) = c(x/\alpha, 0)$, если $\tilde{c}$ соответствует $\tilde{u}(z) = \alpha u(\tilde{z})$, а $c - u(z)$.

Первый вывод, который был сделан в результате расчетов, состоит в том, что наземная концентрация не изменяется (с точностью до сотых) при наличии инверсии на высоте 500 м, в отличие от случая, когда значение $K(z)$ при $z > 500$ м, вычисленное по формуле (5), составляло приблизительно $15 \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ ($H_{\text{пр}} = 300$ м). При меньших значениях $K(z)$ наличие инверсии тем более не оказывало влияния.

Результаты анализа чувствительности по отношению к подобному изменению профиля ветра представлены в табл.2. Приведены зна-

чения $\Delta = (\tilde{c} - c)/c$, относительных погрешностей ($\tilde{u} = \alpha \bar{u}$),
 $u(z) = 0,58 \ln z$). Здесь $\tilde{K}(z) = (1 + \varepsilon \Phi) K(z)$,
 $\varepsilon = 0, 1$, $K(z)$ вычисляется по формуле (5) при $H_{\text{пр}} = 300$ м.
 Все концентрации приземные ($z = 0$).

Из таблицы видно, что для данного α относительная погрешность уменьшается с удалением от источника.

Таблица 2

x км	L				
	0,9	0,7	0,5	1,3	1,5
2	-1,23	-3	-9	-	-
3	-0,24	-1,4	-3,8	0,6	0,8
5	-0,24	-0,88	-1,7	0,47	0,65
7	-0,16	-0,48	-	0,35	0,52
10	-	-	-	0,24	0,37

Некоторые расчеты по чувствительности величины наземной концентрации к изменению профиля K представлены в табл.3. Левая ее часть относится к случаю задания профиля K "с изломом", а правая соответствует экспоненциальному профилю при разных $H_{\text{пр}}$ (см. (4), (5) и табл.1). В табл.3 также приведены значения относительной погрешности

$$\Delta = 2 \left| \frac{c^L - c^R}{c^L + c^R} \right|.$$

Таблица 3

ε	x км											
	5	7	10	5	7	10	5	7	10	5	7	10
Профиль с "изломом"	$H_{np} = 100$ м			$H_{np} = 200$ м			$H_{np} = 300$ м					
	Экспоненциальный профиль											
0,1	0,53	0,42	0,35	0,51	0,54	0,37	0,44	0,32	0,24	0,42	0,32	0,25
0,5	1,52	1,69	1,61	1,69	1,73	1,64	-	-	-	-	-	-

Качественно величина Δ меняется следующим образом: вначале растет, а затем убывает. Расположение максимума Δ зависит от интенсивности перемешивания, т.е. от величины K (z), причем, поскольку профили $\tilde{K}^L$, $\tilde{K}^R$, соответствующие c^L и c^R , отличаются в $(1 + \varepsilon)/(1 - \varepsilon)$ раз, величина ε также влияет на расположение максимума. Это видно из табл.3. При экспоненциальном профиле и $H_{пр} = 200$ и $H_{пр} = 300$ м в силу большой интенсивности перемешивания (см.табл.1) Δ достигает своего максимума при $x < 5$ км, поэтому в табл.3 мы видим уже ее убывание. Интересно сравнить полученные результаты, приведенные в табл.3, с возможными результатами анализа чувствительности методом дифференцирования по параметру. Нетрудно видеть, что при заданном профиле K профили $\tilde{K}^L$ и $\tilde{K}^R$ могут быть получены лишь изменением одного параметра ε , например, от 0,1 до -0,1 и от 0,5 до -0,5. Тогда из формулы (1) следует, что относительные погрешности, полученные методом дифференцирования по параметру, при $\varepsilon = 0,1$ и $\varepsilon = 0,5$ должны отличаться в пять раз. На самом деле, как видно из табл.3, они отличаются примерно в пять раз только при $x = 10$ км. При меньших расстояниях от источника метод дифференцирования дает ошибку. Это объясняется следующим образом.

Из общей теории параболических дифференциальных уравнений следует, что при $x \rightarrow \infty$ независимо от K решение уравнения (2) при условиях отражения (3) сходится к постоянной величине - среднему значению. Поэтому даже при $\varepsilon = 0,5$ на больших расстояниях от источника соответствующее такому ε возмущение профиля K можно считать малым.

С влиянием высоты слоя инверсии (перемешивания) дело обстоит в принципе иначе. Для рассматриваемой в данной работе задачи отношение предельных при $x \rightarrow \infty$ концентраций в случае наличия инверсии на высоте $H_{инв}$ над источником и ее отсутствия есть $1000/H_{инв}$. Влияние инверсии не ощущалось лишь на сравнительно небольших расстояниях от источника. Однако мы взяли именно эти расстояния, поскольку они характерны для города средней величины.

Практически использовать результаты анализа чувствительности моделей загрязнения атмосферы предполагается следующим образом. Считая, что основная погрешность моделирования все-таки обусловлена неточностью задания интенсивностей выбросов примесей из источников, определим эту погрешность. Далее зададим некоторые исходные значения параметров модели и исследуем ее чувстви-

тельность, определив таким образом, какова точность задания этих параметров, обеспечивающая точность результата моделирования не ниже той, которая обусловлена параметрами выбросов. При этом, конечно, следует учитывать и точность измерений концентрации примеси, с которыми сравниваются результаты моделирования.

Другой полезный результат исследования чувствительности моделей — это возможность упрощения ее параметров. Например, при достаточно большом ε профиль K "с изломом" можно заменить степенным профилем, что дает возможность использовать явные формулы для расчета загрязнения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Киселев В.Б., Горелова В.В. Исследование уравнения атмосферной диффузии методами теории возмущений для функционалов. — Труды ИГО, 1979, вып.436, с.34-38.

2. Марчук Г.И. Методы вычислительной математики. — М., 1979, с.325.

3. Koda M., Dogru A.H., Seinfeld J.N. Sensitivity analysis of differential equations with application to reaction and diffusion processes. — J. of Comp. Phys., 1979, vol. 30, N 2, p.259-282.

4. Dunker A.M. Efficient calculation of sensitivity coefficients for complex atmospheric models. — Atmos. Environ., 1981, vol. 15, N 7, p.1155-1161.

5. Seigneur C. et al. Sensitivity of a complex urban air quality model to input data. — J. of Applied Meteorology, 1981, vol. 20, N 9, p.1021-1040.

К ОЦЕНКЕ ВРЕМЕННОЙ ДИСКРЕТИЗАЦИИ ПАРАМЕТРОВ
В АВТОМАТИЗИРОВАННОЙ СИСТЕМЕ КОНТРОЛЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

Опытная эксплуатация экспериментальной автоматизированной системы контроля загрязнения воздуха (АСКЗВ) Ленинграда проводилась с целью накопления и систематизации банка данных о процессах загрязнения атмосферы и проверки основных технических характеристик системы, заложенных при проектировании.

Оценка характеристик надежности технических средств системы и достоверность передачи информации в ней рассмотрены в работах / 4, 5, 9 /. Накопленные экспериментальные данные о работе системы подтверждают правильность реализованных технических характеристик.

Централизованная обработка данных от периферийных датчиков системы осуществляется путем накопления мгновенных значений сигналов датчиков, их последующего осреднения за выбранный временной интервал и передачи средних значений по каналу связи в центральный диспетчерский пункт / 3 /. При выбранном алгоритме обработки информации и временной дискретизации непрерывных процессов загрязнения воздуха вопросы оптимизации периода опроса датчиков и выбора числа дискретизации осредняемых параметров имеют первостепенное значение, так как связаны с объемом первичной информации, загрузкой каналов связи, стоимостью оборудования, с одной стороны, и точностными характеристиками и быстродействием системы - с другой.

Экспериментальный материал по эксплуатации газоанализаторов ГКИ-I в системе позволили провести оптимизацию периода опроса датчиков (ГКИ-I) с учетом реальных процессов загрязнения в промышленных городах / 6, 7, 8 /.

В связи с тем что реальные сигналы датчиков подвергаются дискретизации по времени и осреднению за 20-минутный интервал, выбор оптимального шага дискретизации контролируемых процессов связан с точностью и быстродействием системы. В выпускаемых в настоящее время системах и устройствах автоматического контроля загрязнения атмосферы процедура дискретного осреднения параметров проводится при разном количестве равноотстоящих друг от друга выборок, и, при едином периоде осреднения, число выборок колеблется от 10 в системе АСКЗВ до 80 в станциях контроля АСКЗА.

Оптимальной является дискретизация, которая обеспечивает

представление реального процесса с заданной точностью при минимальном количестве выборок сигнала (максимально возможный шаг дискретизации).

Реальные сигналы газоанализаторов системы непрерывно записываются на диаграммные ленты самопишущих приборов и подвергаются последующему усреднению за выбранный интервал времени:

$$\bar{y} = \frac{1}{T} \int_{t_1}^{t_2} y(t) dt, \quad T = t_2 - t_1. \quad (1)$$

При дискретном усреднении в автоматизированной системе непрерывный сигнал заменяется числом выборок n мгновенных значений и последующим нахождением среднего значения аппаратной обработки:

$$\tilde{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=n_1+1}^{n_2} y(i\Delta t), \quad (2)$$

$n = \frac{T}{\Delta t} = n_2 - n_1$ — число выборок; Δt — шаг дискретизации; T — период усреднения.

Разность $\bar{y} - \tilde{y} = \Delta \bar{y}$ определяет методическую погрешность дискретного усреднения непрерывных параметров в автоматизированной системе. Качество дискретного усреднения оценивается

$$\Delta^2 = M \Delta y^2. \quad (3)$$

Для оценки качества дискретного усреднения применяются следующие критерии отбора отсчетов: частотный критерий В.А. Котельникова; корреляционный критерий, предложенный Н.А. Железновым и др. / 1 /. Критерии выбора оптимального шага дискретизации призваны оценить меру минимизации значения ошибки воспроизведения исходного процесса при минимальном количестве выборок сигнала.

При этом необходимо знать спектральные характеристики или корреляционную функцию исходного процесса. Во всех случаях оценки дискретного усреднения необходимо иметь данные о реальном процессе, которые могут быть получены в условиях непрерывной эксплуатации системы при записи сигналов датчиков на диаграммные ленты.

В работе / 2 / предложен метод вычисления среднего квадрата методической погрешности дискретного усреднения непрерывных процессов. Он основан на пошаговом интегрировании функционала А.С. Немировского $HR(t)$, при котором корреляционная функция

$R(t)$ контролируемого процесса на каждом шаге дискретизации $[t_j; t_{j+1}]$ интерполируется полиномом Ньютона высокого порядка.

В результате исследований / 2 / были получены аналитические выражения методической погрешности дискретного осреднения Δ^2 при малых и больших шагах дискретизации. Причем для определения среднего квадрата методической погрешности достаточно знать дисперсию σ^2 и интервал корреляции $\tau = \frac{1}{\sigma^2} \int_0^\infty R(t) dt$ исследуемого процесса, которые можно получить при обработке экспериментального материала по загрязнению атмосферы при непрерывной записи сигналов датчиков на диаграммные ленты.

Средний квадрат методической погрешности дискретного осреднения, как было показано в / 2 /, не зависит от типа корреляционной функции и с точностью до расчетной погрешности равен

$$\Delta^2 = \frac{1}{2} \sigma^2 \left(\frac{\Delta t}{\tau} \right)^2 \quad \text{при } \Delta t < 2\tau, \quad (4)$$

т.е. пропорционален квадрату отношения шага дискретизации к периоду осреднения.

По итогам непрерывной эксплуатации АСКЗВ в банке данных был накоплен годовой массив информации о загрязнении атмосферы окисью углерода. При обработке экспериментальных данных были получены корреляционные функции исследуемого процесса и значения дисперсии на разных постах АСКЗВ / 10 /. Интервал корреляции для процесса загрязнения окисью углерода по данным экспериментальной эксплуатации системы составляет в среднем 3-4 ч. Значение дисперсии исследуемого процесса не превышает $\sigma^2 \leq 5$, шаг дискретизации составляет 2 мин, т.е. $\Delta t < 2\tau$, период осреднения - 20 мин. Согласно (4), методическая погрешность

$$\Delta^2 = \frac{1}{2} \sigma^2 \left(\frac{\Delta t}{\tau} \right)^2 = 0,005 \sigma^2. \quad (5)$$

Для оценки качества дискретного осреднения необходим сравнительный анализ данных о загрязнении атмосферы, получаемых путем непрерывного осреднения реальных сигналов и при дискретном осреднении параметров.

В настоящей работе подвергаются анализу экспериментальные данные загрязнения воздуха окисью углерода за два периода непрерывной работы системы по четыре месяца каждый.

До осуществления в режиме непрерывной эксплуатации АСКЗВ были проведены работы по оценке технических характеристик отдельных звеньев системы / 4, 5, 9 /. Кроме того, была проведена до-

работка станций, входящих в систему, с целью введения в состав аппаратуры преобразования и обработки информации имитаторов сигналов газоанализаторов. Постоянные уровни сигналов имитаторов были включены в пределах реальных сигналов датчиков. Система была введена в режим непрерывной работы с включенными имитаторами сигналов датчиков. В результате обработки материала были проведены оценки математического ожидания и среднего квадратического отклонения систематической составляющей погрешности на восьми станциях:

$$M_{\Delta c} = 0,03 \text{ мг/м}^3 \quad \tilde{\sigma} = 0,22 \text{ мг/м}^3.$$

Следует отметить, что введение дистанционного включения имитаторов датчиков позволило периодически контролировать работоспособность системы.

Дальнейшая непрерывная эксплуатация АСКЗВ позволила накопить статистический материал по загрязнению атмосферы окисью углерода в банке данных при непрерывном и дискретном осреднении. Значения математического ожидания и среднеквадратической ошибки, полученные при обработке двух рядов данных (XI - ряд данных самописцев, X2 - ряд данных М 6000), а также разностного ряда (XI - X2), приведены в табл. I.

Таблица I

КЭС	Ряд данных	Количество данных	σ^2	МО мг/м ³	Количество данных	σ^2	МО мг/м ³
2	XI	158	0,98	2,07	561	1,76	7,09
	X2		1,24	3,30		2,44	7,58
	XI-X2		1,28	-1,23		2,63	-0,49
3	XI	189	5,29	6,87	224	11,2	9,31
	X2		5,08	7,26		9,9	9,35
	XI-X2		1,99	-0,39		5,8	-0,01
5	XI	251	2,15	2,65	254	1,36	7,47
	X2		2,85	2,58		1,71	7,38
	XI-X2		0,81	0,07		1,04	0,09
6	XI	232	3,34	3,00	441	2,11	7,22
	X2		4,50	2,67		3,72	7,02
	XI-X2		1,79	0,33		2,87	0,2

Продолжение табл. I

КЭС	Ряд данных	Количество данных	σ^2	МО мг/м ³	Количество данных	σ^2	МО мг/м ³
8	XI	128	3,27	2,31	43	1,66	5,58
	X2		3,17	3,21		0,66	5,87
	XI-X2		1,56	-0,9		0,77	-0,29

Для подтверждения правильности проведенного эксперимента сравнительный анализ двух рядов данных был повторен, причем при обработке результатов за первый период на посту № 2 была выявлена и устранена систематическая ошибка (около 0,6 мг/м³), связанная с дрейфом нулевой линии самопишущего прибора. Сравнительный анализ данных за повторный период подтвердил ранее полученные результаты.

Следует обратить внимание на данные результатов обработки, полученные с поста № 3. В течение всего периода наблюдения на этом посту характер изменений концентраций СО отличался большей изменчивостью, чем на других постах наблюдения, что связано с местоположением поста непосредственно на пересечении двух транспортных магистралей. Однако приведенные результаты обработки показывают, что и в случае большой изменчивости процесса дисперсии обоих рядов практически одинаковы, а математическое ожидание разностного ряда меньше, чем 0,5 мг/м³.

Общая погрешность получения ряда данных XI включает ошибку самопишущего прибора $\delta_{кcy}$ и погрешность непрерывного осреднения данных с лент самописцев $\delta_{н.о}$.

Общая погрешность для ряда данных X2 включает погрешность преобразования, дискретного осреднения и др.

Считая, что ошибки рядов XI и X2 независимые, и принимая $\delta_{кcy} = 0,2$, $\delta_{н.о} = 0,6$ (получена экспериментально), $\delta_{обр} = 0,22$, для общей погрешности для разностного ряда данных можно записать

$$\delta = \sqrt{\delta_{кcy}^2 + \delta_{н.о}^2 + \delta_{обр}^2 + \delta_{д.о}^2}. \quad (6)$$

Оценки математического ожидания $\tilde{M}_\Delta$ и среднего квадратического отклонения $\tilde{\sigma}_\Delta$ погрешности средств измерений (XI-X2) (см.

табл. I) по пяти станциям АСКЗВ определенные по формулам / II /:

$$\tilde{M}_{[A]} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \Delta i, \quad \tilde{\sigma}_{[A]} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m (\Delta - \tilde{M}_{[A]})^2}{m-1}} \quad (7)$$

дали следующие результаты: $\tilde{M}_{[A]} = 0,22 \text{ мг/м}^3$, $\tilde{\sigma}_{[A]} = 1,3 \text{ мг/м}^3$.

Тогда из (6) определяется погрешность дискретного осреднения

$$\delta_{a.0} = 0,97.$$

Полагая, что выборки, полученные из разностного ряда, подчиняются нормальному закону распределения, погрешность дискретного преобразования можно определить согласно / II /:

$$\delta = k \sigma_{a.0}. \quad (8)$$

Коэффициент k , определяющий границу доверительного интервала, находится по таблицам распределения Стьюдента и зависит от заданного уровня достоверности и числа опытов.

Для доверительной вероятности 0,8 и числа опытов $n > 120$ определен $k = 1,3$.

Таким образом, погрешность канала дискретного преобразования лежит в доверительном интервале $\delta = 1,2 \text{ мг/м}^3$, что вполне приемлемо для АСКЗВ, если учесть, что точность измерения ГМК-3 имеет тот же порядок.

Проведенная экспериментальная работа с АСКЗВ по оценке погрешности дискретного осреднения на основе полученного материала по загрязнению атмосферы окисью углерода подтвердила правильность алгоритмов обработки информации, используемых в АСКЗВ. С вводом в эксплуатацию в Ленинграде системы АНКОС-АГ появится возможность проведения аналогичного анализа для остальных загрязняющих компонентов, измеряемых в системе, что является важным для оптимизации режимов работы системы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Темников Ф.Е. и др. Теоретические основы информационной техники. - М.: Энергия, 1979.
2. Болнчевцев А.Д., Дубровский В.В. и др. Корреляционный критерий дискретизации усредняемых параметров. - Метрология, № 9, 1982.
3. Щербань А.Н., Примаков А.В. и др. Опыт разработки системы непрерывного сбора и обработки информации о

загрязнении воздушного бассейна. - Проблема контроля и обеспечения чистоты атмосферы. - Л.: 1975.

4. А н у ф р и е в В.И., К о в а ч е в а Е.В. Оценка погрешности измерительных каналов автоматизированной системы контроля загрязнения воздуха. - Труды ИГО, 1979, вып.421, с.35-42.

5. А н у ф р и е в В.И., К р а с о в В.И. Основные итоги опытной эксплуатации экспериментальной автоматизированной системы КЗВ в Ленинграде. - Труды ИГО, 1981, вып.453, с.35-41.

6. А н у ф р и е в В.И., К о р н е е в а Е.М. Квази-оптимальный алгоритм осреднения параметров загрязнения воздуха. - Труды ИГО, 1981, вып.453, с.25-34.

7. А н у ф р и е в В.И. Временная дискретизация и осреднение параметров загрязнения воздуха в автоматизированных системах контроля. - Труды ИГО, 1982, вып.464, с.34-39.

8. Щ е р б а н ь А.Н., Ш и л о Н.Х., К о п е й к и н В.И. К оценке параметров АСКЗВ на основе анализа статистических характеристик процесса загрязнения воздуха. - Проблемы КЗА от загрязнения, 1980, № 6.

9. А н у ф р и е в В.И. Анализ данных эксплуатации экспериментальной АСКЗВ. - Труды ИГО, 1979, вып.421, с.17-23.

10. К р а с о в В.И., И в а н ч е н к о К.В., Г о р б а ч е в а Е.А. Исследование поля концентрации окисью углерода в воздушном бассейне города. - См. наст. сборник. с.131.

11. Г О С Т 8.009-72. Нормируемые метрологические характеристики средств измерений.

12. Г О С Т 8.207-76. Прямые измерения с многокомпонентными наблюдениями. Методы обработки результатов измерений.

Г.Ю.Верещагина, В.И.Красов, Е.З.Глейзер, Е.А.Горбачева

СИСТЕМА НАКОПЛЕНИЯ, ОБРАБОТКИ И АНАЛИЗА ИНФОРМАЦИИ
О СОСТОЯНИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ ГОРОДА
НА ОСНОВЕ БАНКА ДАННЫХ

Введение

Применение автоматизированных систем контроля загрязнения атмосферы (АСКЗА) расширяет возможности комплексного исследования динамики состояния воздушного бассейна города и существенно уточняет получаемую о нем информацию. В то же время обработка и анализ массива данных о загрязнении атмосферы (ЗА) совместно с данными о метеорологической и синоптической обстановке и т.д. требуют оперирования большими объемами информации, а также различным образом построенными выборками из этих массивов. Характерная особенность автоматизированных систем – оперативность работы с информацией – предполагает эффективную организацию взаимодействия прикладных программ и данных, рациональные методы их формирования.

Настоящая статья посвящена системе накопления, обработки и анализа экспериментальных данных, полученных в ходе длительной эксплуатации АСКЗВ г. Ленинграда. Цель, поставленная при разработке системы, – максимально облегчить, т.е. автоматизировать обработку информации. При этом структура системы обеспечивает возможность ее использования при исследовании загрязнения воздушного бассейна любого другого города.

Описание структуры и принципов организации банка данных

Как правило, при решении задач, связанных с моделированием или прогнозированием ЗА, требуется непосредственное применение в расчетах не всей информации, а лишь относительно небольшой ее части, а для поиска ее в массиве с последовательной организацией (например, на магнитных лентах (МЛ) или перфолентах) приходится просматривать весь массив, как, например, в системе, базирующейся на ЭВМ 2-го поколения, описанной в / 2 /. С появлением ЭВМ 3-го поколения и устройств прямого доступа большой емкости – магнитных дисков (МД) – появилась возможность хранить информацию в виде банка данных.

Банк данных – это система организации, ведения и хранения интегрированной информации, расположенной на магнитных носителях и предназначенной для комплексного многоцелевого использования вместе со специальными программными, организационными и техни-

ческими средствами его ведения. Он состоит из базы данных (БД), программ доступа к БД (НД БД) и системы управления базой данных (СУБД) / 1 /.

Существующие в настоящее время СУБД (БАСТАЙ, БАНК, СИНБАД и др.) в основном ориентированы на организацию баз данных в АСУП для ведения нормативно-справочной информации и других целей. Они реализованы в виде общесистемных пакетов прикладных программ (ППП), но их функционирование требует памяти и предусматривает относительно жесткий состав и структуру данных / 1 /. Применяемые же в системах автоматизации проектирования (САПР) средства ведения баз данных реализованы на мини-ЭВМ.

Схема банка данных, разработанного для системы накопления, обработки и анализа экспериментальных данных, представлена на рис.1. НД представляет собой совокупность наборов данных на МД и обеспечивает оперативный доступ как к каждому элементу информации, так и к любому ее массиву.

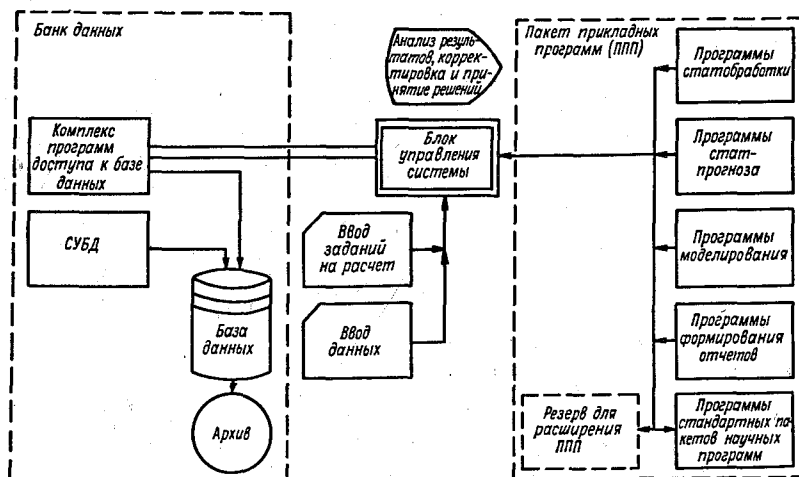


Рис.1. Блок-схема системы накопления, обработки и анализа данных о загрязнении атмосферы.

СУБД - система управления базой данных.

В целях оперативного моделирования и прогнозирования ЗА, а также анализа причин повышения концентраций и прочих исследований в БД включены следующие виды информации:

1. Данные о ЗА:

полученные от станций автоматизированной системы;

измеренные на сети постов ручных методов отбора проб (СЗ УТКС, СЭС и посты промышленных предприятий).

Данные дополняются оперативно по мере поступления.

2. Данные инвентаризации выбросов источников:

координаты и характеристики станций автоматизированной системы и источников загрязнения.

3. Данные:

о синоптической обстановке;

о метеопараметрах, измеренных на различных высотах на телевышке;

о приземных значениях метеопараметров, полученных на станциях метеонаблюдений города.

Данные дополняются ежедневно.

4. Данные радиозондирования.

Данные дополняются ежедневно.

Структура базы данных допускает наращивание информации по продолжительности эксперимента (ряд лет), а также дополнение ее новыми видами информации (данными от передвижных станций контроля ЗА, расширением списка контролируемых примесей и т.д.).

В настоящее время массив информации за год занимает 75 цилиндров МД объемом 29 МБ, в том числе данные от АСКЗВ - 10 (в расчете на 10 станций), данные от сети ручных постов - 50, метеоданные - 10 и данные радиозондирования - 5 цилиндров.

В основу организации БД положены следующие принципы.

1. Единицей информации или физической записью на МД является суточный массив данных, длина которого зависит от количества измерений в сутки и форматов данных. Предусмотрена запись и считывание данных за любой период одновременно.

2. Физическая запись может содержать пропуски в данных, которые для всех видов информации кодируются одним и тем же знаком. Это позволяет применять ко всем видам данных стандартную программу восстановления пропусков и сокращает объем подготовки исходных данных, содержащих пропуски.

3. В процессе размещения физической записи на МД формируется ключ, содержащий сведения о характере информации и времени измерений; номера ключей упорядочены по времени измерений. Это позволяет ускорить процессы формирования временных рядов, наиболее часто используемых в обрабатываемых программах, и синхронизации различного типа данных для регрессионного и корреляционного анализа и моделирования.

4. По мере записи данных в БД формируются каталоги всех видов данных, содержащие сведения об их наличии и местонахождении на МД. Это позволяет обеспечить сохранность и корректность записанной информации.

Все операции с базой данных осуществляются через специальную программу ведения каталогов, в функции которой входит поиск данных на МД по информации в каталоге и выдача специальных сообщений о прерывании в них некорректных операций с БД.

5. Наборы данных (НД) размещаются по возможности на одном МД (рис.1). Это упрощает доступ к базе данных, расширяет возможности ППП для обработки данных из БД.

СУБД программ формирования и управления базы данных состоит из следующих программ:

- 1) организация БД и каталогов – программы разметки МД для наборов данных и каталогов с их идентификацией;
- 2) контроль и корректировка исходной информации, обращение к которой обязательно перед записью данных в БД;
- 3) формирование каталогов и базы данных – программы включения данных в БД и сведений о них в каталоги;
- 4) распечатка и контроль содержимого каталогов и БД;
- 5) копирование и ведение архива для сохранения данных на МД и дублирования информации.

Все программы СУБД построены на принципе обработки запроса на операцию с БД (запись, считывание, коррекция и т.д.) в виде набора признаков, единых для всех типов информации. Формирование массивов информации для программ ППП обеспечивается комплексом программ и процедур доступа к БД (ЦДБД) (рис.2), содержащим:

программу считывания определенного типа данных за требуемый период;

программы синхронизации различного типа данных;

процедуры исключения пропусков, восстановления пропусков;

программы образования одной выборки из нескольких временных рядов;

процедуры формирования документов по состоянию информации в БД.

ЦДБД основаны на модульном принципе, что позволяет легко адаптировать исходные данные для стандартных пакетов получаемых программ / 3, 4, 5 /. При этом настоящий состав комплекса ЦДБД ориентирован на существующие структуры входных данных ППП и при необходимости будет дополняться новыми программами и процедурами.

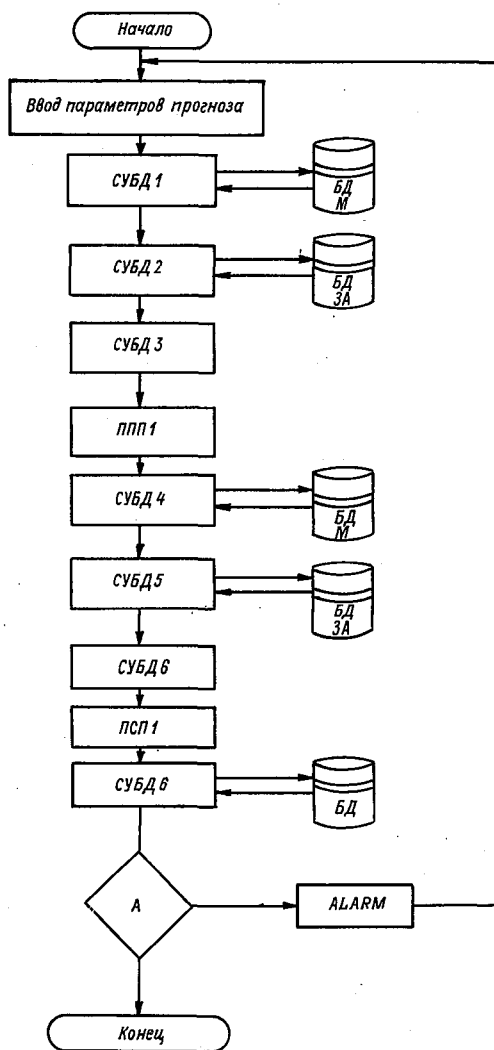


Рис.2. Принципиальная схема работы программ статистического прогноза ЗА.

Описание пакета прикладных программ

В настоящее время ППП предназначен для решения задач статистической обработки, прогнозирования и модулирования по данным экспериментов для исследования загрязнения атмосферы промышленного города. ППП представляет собой совокупность программ и процедур, организованных в библиотеки исходных текстов и загрузочных модулей, их наборов данных с нормативно-справочной информацией на магнитном диске. В настоящее время ППП содержит программы и комплексы программ по следующим разделам.

Первичная обработка.

1. Формирование отчетов по данным о ЗА за требуемый период (ПФО):

программа генерации отчета о состоянии воздушного бассейна города (расчет средних концентраций и их дисперсий, повторяемости превышения характерного значения, построение гистограмм ряда концентраций за отчетный период) (требуемая память 100 К, время счета до 3 мин);

программа расчета суточного хода концентраций и его дисперсий; может быть дополнена программой расчета характерного значения, средних значений метеопараметров и их дисперсий для рядов данных, полученных за каждый час суток (150 К, до 2 мин);

программа суточного отчета данных о ЗА и метеопараметрах (80 К, до 1 мин).

2. Статистическая обработка (ПСО):

программа построения основных статистик и выборочных распределений для данных о ЗА, полученных в определенный день недели и час суток (200 К, до 5 мин);

аналогичная программа для данных о ЗА, соответствующих определенным метеопараметрам – сектору направления ветра, интервалам температуры и скорости ветра, определенной синоптической ситуации (150 К, до 10 мин);

комплекс программ вычисления основных статистических характеристик временного ряда – его автокорреляционной и спектральной функций; при этом временной ряд может подвергаться некоторой предварительной обработке, в том числе исключению суточного хода (100 К, до 5 мин);

программа корреляционного анализа двух временных рядов, например, данных, полученных на различных станциях контроля ЗА (100 К, до 15 мин);

программа оценки параметров статистических распределений по выборкам из рядов концентраций (150 К, до 10 мин);

программа интерполяции поля концентраций (80 К, до 3 мин) по данным сети станций.

3. Статистическое прогнозирование:

комплекс программ многофакторного регрессионного анализа и прогноза ЗА (350 К, до 5 мин);

программа прогноза на основе авторегрессионного метода (250 К, 2 мин);

программа удлиненного ряда концентраций с помощью подбора аппроксимирующей функции (200 К, 1 мин).

4. Моделирование процессов загрязнения атмосферы (ПМ):

комплекс программ, реализующих диффузионные модели ЗА с коррекцией параметров по данным эксперимента (350 К, до 30 мин);

комплекс программ расчета поля концентраций ЗА на основе гауссовой модели (200 К, до 5 мин).

5. Стандартные пакеты научных программ / 3, 4, 5 /.

Время счета и объем оперативной памяти для программ ППП (кроме программ раздела 3) пропорциональны длине ряда данных и приводятся для данных, полученных за месяц.

Программы всех разделов разработаны на основе модульного принципа, т.е. как законченные функциональные блоки. Расчетные блоки, реализующие статистические и математические методы, оформлены в виде отдельных модулей (процедур или подпрограмм). Это позволяет, во-первых, решать некоторые задачи путем компоновки ранее разработанных модулей в единую программу, во-вторых, с меньшими затратами модифицировать имеющиеся в ППП программы и добавлять новые и, в-третьих, намного упростить организацию как доступа к программам пакета, так и к данным. Предусмотрена автоматная работа модулей ППП как с использованием данных из БД, так и при помощи других форм организации данных.

Пример функционирования системы.

На рис.2 представлена принципиальная блок-схема решения задачи прогнозирования ЗА на основе многофакторной регрессионной модели с использованием банка данных; предусмотрено выполнение следующего алгоритма:

СУБД1 - считывание значений метеопараметров - предикторов для обучающей выборки из БДМ;

СУБД2 - считывание значений концентраций - предикторов для обучающей выборки из БДЗА;

СУБДЗ - анализ данных на пропуски, формирование исходных данных для построения модели множественной линейной регрессии;
ППП - расчет параметров множественной линейной регрессии;
СУБД4 - считывание значений метеопараметров - предикторов прогноза из БДМ;

СУБД5 - считывание значений ЗА - предикторов прогноза из БДЗА;

СУБД6 - анализ и восстановление пропусков, формирование исходных данных для программы прогноза;

ПСП - программа статпрогноза на основе модели множественной линейной регрессии;

СУБД6 - считывание значений предельно допустимых концентраций (ПДК);

А - контроль превышения значения допустимого уровня ЗА.

При превышении допустимого уровня выполняется специальная программа тревоги, в связи с чем выдается прогноз на следующий момент времени.

При этом БДМ означает массив метеопараметров в БД, БДЗА - массив данных о ЗА в БД.

Особое внимание уделено обращению к программам СУБД. Именно использование этих программ позволяет построить программу прогноза по модульному принципу, что в свою очередь допускает легкую ее модификацию: изменение набора предикторов, метода прогнозирования и т.п. Организация банка данных и возможности ЭВМ позволяют совместить считывание очередной физической записи с обработкой предыдущей. Это существенно сокращает время работы программы. Программа, рассчитанная на одновременный прогноз по 7 вариантам наборов предикторов с обучающей выборкой - данными за сезон, занимает менее 5 мин машинного времени ЭВМ типа ЕС-1022.

ВЫВОДЫ

Разработанная система выполняет следующие функции:

- записывает, систематизирует, хранит информацию;
- корректирует информацию, осуществляет удобный доступ к данным из прикладных программ;
- организует эффективные решения задач в автономном и системном режиме.

Система разработана с учетом типизации процедур и использованием модульного принципа. Это позволяет легко модифицировать как саму систему, так и ее части.

Наряду с информацией из БД в системе допускается обработка иначе образованных данных, в том числе и поступающих в режиме *on-line*. Это позволяет использовать ее не только в исследовательских целях, но и как составную часть автоматизированной системы контроля атмосферы города.

Созданная система накопления, обработки и анализа данных о состоянии воздушного бассейна промышленного города является средством совершенствования методологии накопления и обработки данных, оперативности в принятии решений и повышении их надежности. В то же время использование системы делает возможным некоторые ранее недоступные исследования, например, анализ данных о ЗА совместно с соответствующими или с некоторой заблаговременностью предшествующими метеопараметрами при заданной синоптической обстановке за длительный период. Подобная организация данных позволяет не только оперативно обрабатывать информацию, но и привлекать к анализу ранее полученные данные, накопить достаточный объем информации, оценить применимость факторного анализа и метода распознавания образов в целях оперативного прогнозирования ЗА и реализовать другие методы анализа и контроля ЗА, требующие оперирования большими объемами данных. Структура предложенной системы не зависит от конкретного формата и количества информации и допускает расширение базы данных.

Вышесказанное позволяет предположить, что разработанная нами система накопления, обработки и анализа данных о состоянии воздушного бассейна промышленного города может быть использована как основа структуры программы математического обеспечения системы АНКос-АГ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Б а н к и информации для принятия решений МДНТИ. - М.: 1976.
2. О г н е в а Т.А., П о л и щ у к А.И. Автоматизированная система обработки режимной информации по загрязнению атмосферы. - Труды ИГО, 1975, вып.364, с.33-39.
3. П а к е т научных подпрограмм на языке ПЛ /I. - Таллин, 1980.
4. П а к е т научных подпрограмм на языке Фортран. - Таллин, 1980.
5. П а к е т прикладных программ статистической обработки САП - ЕС/ОС. - Таллин, 1982.

К ВОПРОСУ КОНТРОЛЯ АКТИВНЫХ ПРИМЕСЕЙ В АТМОСФЕРЕ

При рассмотрении задач исследования загрязнения атмосферы подчеркивается / I, II / особое значение и одновременно слабая изученность вопросов диффузии и контроля активных примесей.

Градири, как наиболее распространенный вид промышленных охладителей, являются мощными источниками активных примесей (жидкого аэрозоля), вызывающих загрязнение атмосферы города и пригородной зоны.

Жидкий аэрозоль, выбрасываемый из градирен, содержит, как правило, значительные количества минеральных и органических веществ, которые уже имеются в оборотной воде, участвующей в технологическом цикле, а также дополнительно вводятся в нее для борьбы с коррозией, биологическим и химическим обрастанием теплообменного оборудования / 5 /. Кроме того, при использовании в градирях для подпитки очищенных хозяйственно-фекальных и промышленных сточных вод градири могут быть источниками выбросов бактерий, вирусов и специфических вредных веществ / 5 /.

Выброс и последующее рассеивание жидкого аэрозоля из градирен сопровождается рядом нежелательных явлений: безвозвратными потерями воды, переувлажнением или обледенением окружающей территории, усиленной коррозией металлоконструкций и разрушением материалов, нарушением эксплуатационного режима открытых электрических сетей, изменением химического состава почв, вредным влиянием на растительность, повышением уровня загрязнения атмосферы, физико-химическим взаимодействием с выбросами промышленных предприятий / 5, 6 /.

В связи с вышеизложенным возникает необходимость в осуществлении оперативного контроля выбросов жидкого аэрозоля из градирен. В существующем контроле жидкого аэрозоля можно выделить два вида методов - аналитические (расчетные) и инструментальные. Аналитические методы контроля применяются при проектировании и натурных испытаниях градирен, а также в процессе их эксплуатации / 4-15 /. Инструментальные методы контроля жидкого аэрозоля применяются как самостоятельно, так и в комбинации с аналитическими методами при проведении приемочных, эксплуатационных и балансовых испытаний градирен / 4 /.

I. Контроль выбросов из градирен

Градирни, как источники выбросов жидкого аэрозоля и газообразных примесей (сероводород, углеводороды и др.), характеризуются, в зависимости от их типа и качества оборотной воды, следующими параметрами: высота до 150 м, диаметр устья до 60 м, температура выбрасываемой смеси до 40 °С, скорость выброса до 10 м/с, относительная влажность смеси до 100 %, водность (концентрация капель) в устье до 3000 мг/м³, минерализация капель аэрозоля до 3000 мг/л.

Аналитический контроль выбросов жидкого аэрозоля из градирен, предусматриваемый действующими инструктивно-нормативными документами / 14, 15 /, предполагает определение ориентировочных значений выбросов с учетом лишь двух факторов: типа градирен по характеру тяги воздуха (естественной или принудительной) и наличия водоуловителя.

С целью совершенствования аналитического контроля выбросов жидкого аэрозоля из градирен можно использовать функциональную зависимость между фракционным составом капель, мощностью выброса и факторами, его определяющими / 7 /, которая составляет основу метода расчета выбросов жидкого аэрозоля из градирен с капельным водораспределением / 10 /. Значения факторов, определяющих выброс жидкого аэрозоля, — скорости воздуха, характеристик водораспределения (плотности расположения разбрызгивающих устройств, напора, плотности орошения, фракционного состава капель), характеристик эффективности водоуловителя (интегральной, фракционной) — известны либо из материалов соответствующих технических проектов, либо из результатов лабораторных исследований и натурных испытаний градирен. Способы определения параметров функций, аппроксимирующих фракционный состав выбрасываемого из градирни жидкого аэрозоля и эффективность водоуловителя, изложены в / 8 /.

Инструментальный контроль выбросов жидкого аэрозоля из градирен, согласно действующей инструкции / 4 /, предусматривает измерение интегральной мощности выброса и значений величин определяющих факторов и носит эпизодический характер. Оперативный контроль выбросов жидкого аэрозоля из градирен с использованием соответствующей аппаратуры в настоящее время затруднителен вследствие низкого уровня автоматизации измерений и трудоемкости процесса контроля.

Для реализации задачи оперативного инструментального контроля выбросов градирен необходимо создание специальной автомати-

зированной системы контроля, обеспечивающей измерение как значения определяющих факторов, так и характеристик аэрозоля. При этом в силу специфичности процесса выброса в градириях перспективными являются бесконтактные дистанционные методы контроля, например лазерные, получившие распространение в исследованиях характеристик облачности и атмосферы в целом / 3 /. Важной составной частью такой автоматизированной системы должна быть подсистема сбора, обработки, хранения и выдачи информации с соответствующим программно-математическим обеспечением.

2. Контроль загрязнения атмосферы выбросами жидкого аэрозоля из градирен

Аналитические методы контроля загрязнения атмосферы активными примесями и, в частности, жидким аэрозолем, в действующих нормативных документах / 4-15, 13, 16 / отсутствуют.

Вопросы рассеивания и последующих превращений фракций тумана, увлекаемых термовлажностной воздушной струей, выходящей из градири, рассмотрены в работах / 2, 12 /.

Метод расчета рассеивания выбросов из градирен более крупных фракций жидкого аэрозоля, учитывающий турбулентность и устойчивость атмосферы, начальный фракционный состав капель, размеры градирен, скорость оседания, минерализацию и испарение капель, температуру и влажность воздуха, скорость ветра, предложен в / 9 /. Он основан на решении системы пяти уравнений: турбулентной диффузии, тепло- и массоотдачи капель, Клаузиуса-Клапейрона, Мейсона. При этом имеются в виду те капли (исключая фракции тумана), которые под действием силы тяжести оседают в направлении поверхности земли.

Метод может использоваться для аналитического контроля загрязнения атмосферы и земной поверхности выбросами жидкого аэрозоля, а также для выбора точек инструментального контроля приземного слоя с учетом особенностей рассматриваемого вида активных примесей.

Для выявления специфики рассеивания жидкого аэрозоля по данному методу / 9 / произведен расчет поля концентраций капель, уносимых из градири высотой 53 м и радиусом устья 15 м. В расчете использованы следующие исходные данные:

- 1) температура окружающего воздуха (по сухому термометру) 15,4 °C,
- 2) температура воздуха по смоченному термометру 12,2 °C,
- 3) относительная влажность окружающего воздуха 66 %,

- 4) средняя в слое 0-53 м скорость ветра 1,35 м/с,
- 5) средний в слое 0-53 м коэффициент вертикальной турбулентной диффузии 1,432 м²/с,
- 6) минерализация капель равна нулю.

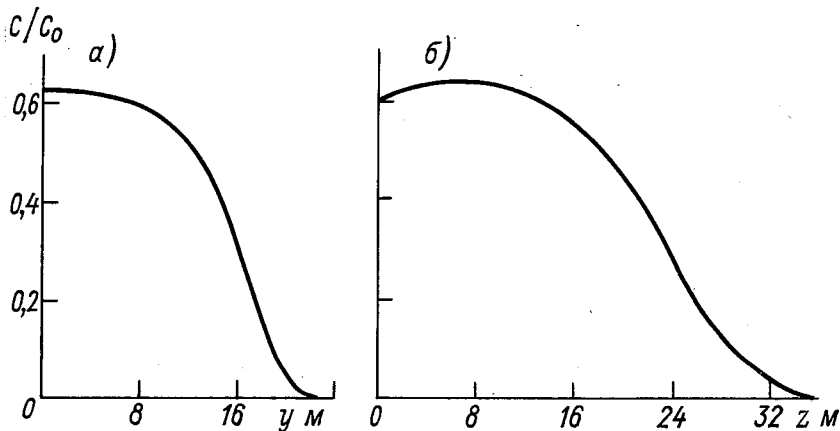


Рис.1. Изменение нормированной концентрации капель в шлейфе рассеивания на расстоянии $x = 16,4$ м от градири: а - по оси Y на уровне $z = 7,1$ м; б - по оси Z при $y = 0$.

Расчетное поле концентраций жидкого аэрозоля имеет ряд особенностей, причем некоторые из них присущи и пассивным оседающим примесям. В частности, в силу анизотропности коэффициента турбулентной диффузии поле концентраций жидкого аэрозоля теряет круговую симметрию по мере удаления от градири. На рис.1 а показано изменение нормированной концентрации капель с начальным диаметром $d_{k_0} = 0,225$ мм по оси Y на расстоянии $x = 16,4$ м от градири. Ось X направлена вдоль вектора среднего ветра, ось Z - к поверхности земли, ось Y - перпендикулярно осям X и Z (начало координат принято в устье градири на расстоянии от поверхности земли, равном сумме высоты градири и радиуса ее устья). Здесь c_0 - начальная концентрация капель (в устье градири).

На рис.1 б показано изменение концентрации капель с тем же начальным диаметром по оси Z на том же расстоянии от градири по оси X .

Сравнение рис.1 а и б обнаруживает деформацию поля концентраций вследствие анизотропного характера турбулентной диффузии.

Кроме того, траектория шлейфа рассеивания капель, обусловленная их оседанием, определяет характер поля концентраций в плоскостях $xу$.

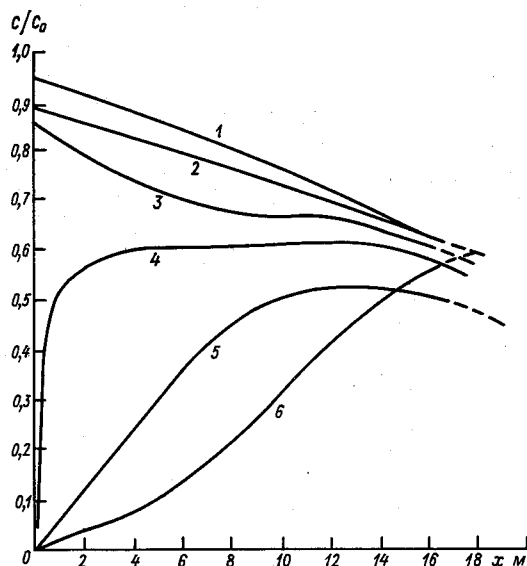


Рис.2. Изменение нормированных концентраций по оси X при $y = 0$ на различных уровнях:

1 - $z = 6$ м; 2 - $z = 12$ м; 3 - $z = 15$ м;
4 - $z = 17$ м; 5 - $z = 20$ м; 6 - $z = 22$ м.

На рис.2 показано изменение концентраций капель вдоль оси X на пересечении плоскостей $xу$ с осевой плоскостью xz ($y = 0$). При приближении плоскости $xу$ к поверхности земли максимум концентраций капель удаляется от градири в направлении оси X , при этом числовое значение этого максимума постепенно уменьшается. Последнее по существу означает то, что с увеличением высоты градири максимум концентраций капель данного диаметра уменьшается, а его местоположение, при прочих неизменных условиях, удаляется от градири.

Другие особенности расчетного поля концентраций жидкого аэрозоля определяются свойствами самого аэрозоля и характером процессов его превращения. Так, на характер рассеивания капель существенное влияние оказывает их испарение.

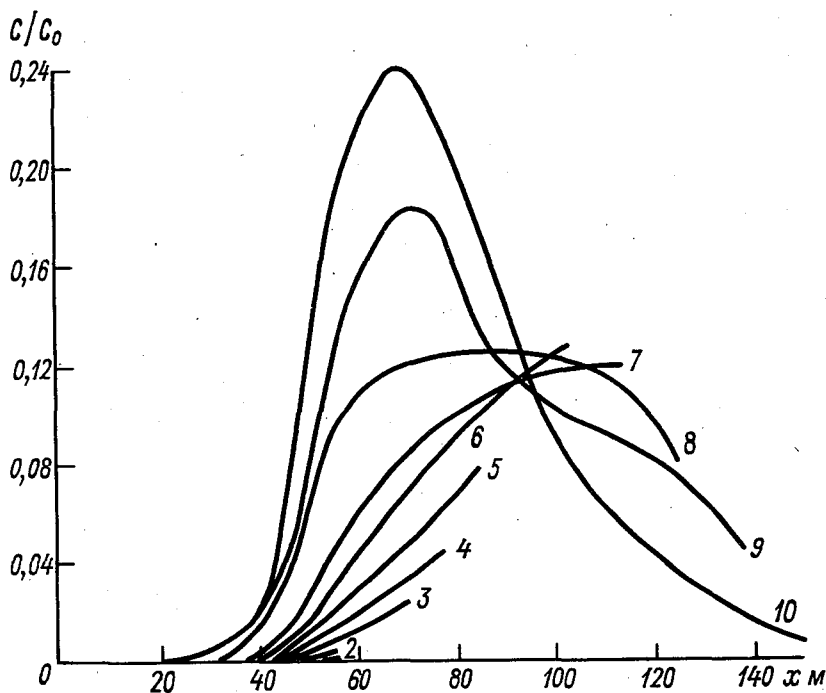


Рис.3. Изменение нормированных концентраций капель с различными начальными диаметрами по оси X на поверхности земли.

1 - $d_{k_0} = 0,180$ мм; 2 - $d_{k_0} = 0,195$ мм;
 3 - $d_{k_0} = 0,210$ мм; 4 - $d_{k_0} = 0,225$ мм; 5 - $d_{k_0} = 0,240$ мм; 6 - $d_{k_0} = 0,255$ мм; 7 - $d_{k_0} = 0,270$ мм;
 8 - $d_{k_0} = 0,285$ мм; 9 - $d_{k_0} = 0,300$ мм.

На рис.3 показано изменение концентраций капель с различными начальными диаметрами вдоль оси X на поверхности земли. Из его рассмотрения следует, что зона распространения капель по направлению ветра зависит от их диаметра и определяется временем их полного испарения. В частности, для капель с начальными диаметрами менее 0,270 мм кривые изменения концентраций не имеют максимума. Это означает, что ядро шлейфа рассеивания капель указанных диаметров не достигает поверхности земли вследствие их полного испарения. Местоположение и величина максимума интегральной концентрации капель будет зависеть от начального их фракционного состава и условий их рассеивания и испарения.

Регулярный инструментальный контроль загрязнения атмосферы жидким аэрозолем действующими инструктивно-нормативными документами / 4, 13 / не предусматривается.

Характер инструментального контроля жидкого аэрозоля должен определяться особенностями как самого аэрозоля, так и поля концентраций, образуемого при его рассеивании. В частности, натурными исследованиями установлено / 6 /, что зона оседания достаточно крупных фракций жидкого аэрозоля (крупнее фракций тумана) ограничивается радиусом 1-2 км, т.е. в большинстве случаев находится в пределах санитарно-защитной зоны предприятия. В этих условиях целесообразно использовать специализированную передвижную станцию контроля, позволяющую производить подфакельные измерения характеристик аэрозоля параллельно с метеорологическими наблюдениями. Такая передвижная станция должна удовлетворять следующим основным требованиям:

- а) обеспечивать оперативный сбор и первичную обработку информации;
- б) обеспечивать оперативную передачу необходимой информации потребителям, включая штормовые оповещения и рекомендации природоохранного характера;
- в) иметь возможность дистанционного контроля параметров факела выброса.

В районах расположения крупных нефтехимических комплексов, на которых градиры исчисляются десятками, перспективным может оказаться контроль выбросов с применением лидарных систем в составе станций контроля / 3 /.

В ситуациях, когда факелы градиры могут достигать жилой застройки и смешиваться с факелами выбросов других источников, должна быть обеспечена возможность контроля активных примесей стационарными станциями наблюдения / 14 /.

Таким образом, для эффективного инструментального контроля активных примесей, в частности, жидкого аэрозоля в выбросах градиры, необходима разработка специальных технических средств и организация специализированных станций отраслевого контроля.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. - Л.: Гидрометеиздат, 1975. - 448 с.
2. Берлянд М.Е., Киселев В.Б. О влиянии промышленной влаги на рассеивание примесей. - Труды ГГО, вып.352, 1975, с.17-27.

3. Захаров В.М., Костко О.К. Метеорологическая лазерная локация. - Л.: Гидрометеоиздат, 1977.-223 с.

4. Инструкция по натурным испытаниям и исследованиям башенных градирен большой производительности (ВОН 25-80, Минэнерго СССР). - Л.: Изд-во ВНИИГ им.Б.Е.Веденеева, 1982.

5. Кучеренко Д.И., Гладков В.А. Обратное водоснабжение (Системы водяного охлаждения). - М.: Стройиздат, 1980,-169 с.

6. Мандрыкин Г.П. Исследование влияния градирен и брызгальных установок на микроклимат окружающей территории. - Труды координационных совещаний по гидротехнике, вып.115, 1977, с.185-190.

7. Мандрыкин Г.П. К расчету потерь воды из систем обратного водоснабжения. Межвузовский сб. "Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды", вып.3. - Л.: ЛПИ, 1980, с.118-124.

8. Мандрыкин Г.П. Метод оценки и расчета эффективности водоуловителей градирен. - Информ. листок № 362-81. - Л.: ЛПИ, 1981,-4 с.

9. Мандрыкин Г.П. Расчет загрязнения окружающей среды выбросами жидких аэрозолей из градирен. - Материалы семинара "Решение проблем охраны окружающей среды в проектах строительства и городского хозяйства". - Л.: ЛПИ, 1981, с.41-47.

10. Мандрыкин Г.П. Расчет уноса капель и содержащихся в них веществ из градирен. - Информ. листок № 499-81. - Л.: ЛПИ, 1981,-4 с.

11. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. - М.: Наука, 1982,-320 с.

12. Палагин Э.Г., Попов А.М. Оценка влияния градирен АЭС на загрязнение атмосферы. - Труды ЛГМИ, вып.49, 1974, с.84-90.

13. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. - Л.: Гидрометеоиздат, 1979.

14. Строительные нормы и правила. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения (СНИП П-31-74). - М.: Стройиздат, 1976.

15. Технические указания по расчету и проектированию башенных противоточных градирен для тепловых электростанций и промышленных предприятий (ВОН 14-67, Минэнерго СССР). - Л.: Энергия, 1981.

16. У к а з а н и я по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (СН 369-74). - М.: Стройиздат, 1975.

17. M i k û s k a L. Naturalzugkühltürme und ihr Einfluß auf die Umgebung. - Brennstoff-Wärme - Kraft, Bd. 25, N 2, 1973, s. 48-90.

РАЗРАБОТКА КОМПЛЕКСНОГО ПОДХОДА
К ПРОЕКТИРОВАНИЮ ОПТИЧЕСКИХ ГАЗОАНАЛИЗАТОРОВ

Одной из главных задач при создании оптических газоанализаторов вредных веществ, загрязняющих атмосферный воздух, является разработка средств измерений, наиболее полно удовлетворяющих требованиям, предъявляемым к геофизическим приборам. Это, во-первых, максимальный учет статистической структуры измеряемого параметра. Во-вторых, это требование разработки с минимальными затратами на изготовление и эксплуатацию простых и надежных газоанализаторов, удобных в обслуживании и позволяющих длительное время работать автономно с минимальным расходом поверочных газовых смесей. Разработка простых и надежных приборов должна осуществляться при сохранении все возрастающих требований к точности самих газоанализаторов, к которым следует отнести уменьшение погрешности избирательности и увеличение стабильности работы газоанализатора.

В качестве технических средств контроля вредных веществ наибольшее распространение получили оптические абсорбционные газоанализаторы, позволяющие создать базовую модель для контроля основных загрязняющих компонентов.

Анализ состояния вопроса проектирования этих приборов показал / 7 /, что их проектирование в настоящее время основано на оптимизации какого-либо единичного показателя качества, например точностного, информационного или статистического. При этом, как правило, отсутствует учет эксплуатационных и экономических требований, а также анализ технического уровня развития производства.

В связи с этим предлагается комплексный подход к проектированию оптических газоанализаторов. Он включает анализ исходных данных, формирование критерия проектирования и определение оптимальных параметров. Анализ исходных данных требует учета характеристик объекта измерения и потребителя информации, условий эксплуатации и уровня технологии приборостроения. Следствием такого анализа является выбор целевой функции f и ограничения Z , которые наиболее полно удовлетворяют поставленной задаче проектирования.

При этом решается задача нахождения экстремума целевой функции при заданных ограничениях на затраты:

$$\left\{ \begin{array}{l} \Gamma = \max_{j \in J} \cdot \max_x f(y_{ji}, x), \\ \sum_i z_{ji} < z_{\text{доп}}, \quad y_i \leq y_{i \text{гр}}, \end{array} \right. \quad (\text{I})$$

где $f(y_{ji}, x)$ - выбранный показатель качества; y_{ji} - параметры газоанализатора, выбираемые из дискретного множества комплектующих элементов j и i ; x - параметры газоанализатора, плавно меняющиеся в заданном диапазоне; $z_{\text{доп}}$ - суммарные допустимые затраты (ограничения).

В разработанном комплексном подходе целевая функция выбирается из показателей качества f , основанных на анализе физических закономерностей, положенных в основу проекта газоанализатора. Ограничения же базируются в основном на статистическом анализе существующих приборов аналогичного класса.

В связи с отсутствием обобщенной математической модели, охватывающей все возможные структуры построения оптических газоанализаторов, предложено проектирование разбить на два этапа: структурный и параметрический. На первом этапе при заданных усредненных значениях параметров комплектующих элементов находятся структурные схемы, обеспечивающие экстремум целевой функции для заданного объекта измерения. На втором этапе для выбранных наилучших структурных схем решается условная задача нахождения экстремума целевой функции при заданных ограничениях, что позволяет определить наилучшее сочетание комплектующих элементов y_{ji} , оптимальные параметры x газоанализатора и в конечном итоге оптимальную структуру построения проектируемого прибора.

Разработанный подход подразумевает на первом этапе анализ структурных методов построения газоанализаторов. Это наиболее трудный и не поддающийся формализации этап. Основные требования, предъявляемые к точностным характеристикам газоанализаторов вредных веществ и кратко освещенные в начале статьи, предполагают анализ структурных методов коррекции систематических и случайных составляющих погрешностей, структурных методов коррекции погрешности линейности, присущей всем абсорбционным газоанализаторам, и погрешности смещения среднего уровня за счет нелинейного усреднения. Кроме того, необходим анализ структурных методов повышения избирательности оптических газоанализаторов.

Проведенные авторами теоретические и экспериментальные исследования показали, что для коррекции систематических составля-

иных погрешностей перспективен тестовый метод / 3 /. Суть метода заключается в проведении дополнительных измерений без отключения анализируемого параметра (газовой смеси). Для абсорбционных газоанализаторов наиболее полно преимущества этого метода нашли отражение при коррекции погрешностей определения потока, регистрируемого фотоприемником. Для этого производится два дополнительных измерения: измеряемый поток Φ проходит через дополнительный поглотитель K_M (мультипликативный тест), при этом регистрируется поток Φ_M и к измеряемому потоку добавляется часть Φ_a потока излучателя Φ_0 (аддитивный тест). При такой обработке выходной сигнал $I_{\text{вых}}$ не зависит от параметров оптического и электронного преобразователей абсорбционного газоанализатора:

$$I_{\text{вых}} = K_0 \frac{\Phi_M - \Phi}{(\Phi + \Phi_a) - \Phi} = K_0 (K_M - 1) \frac{\Phi_0}{\Phi_a} F(c), \quad (2)$$

где K_0 — коэффициент передачи схемы отношения; $F(c)$ — функция оптического преобразователя; c — измеряемая концентрация.

Для повышения помехоустойчивости и снижения случайной составляющей погрешности перспективно использование фильтрующих звеньев. Однако широкому применению цифровых фильтров / 5 / препятствует пока их большая стоимость, поэтому для приборов контроля вредных веществ, загрязняющих атмосферный воздух, предпочтительны относительно "дешевые" структурные методы. К таковым, в частности, относится сочетание тестовых методов с использованием двухтактного интегрирования сигналов / 1 /. При этом время интегрирования основного и тестового сигналов выбирается кратным периоду помехи. Применение метода двухтактного интегрирования позволяет дополнительно без усложнения схемы обработки реализовать отношение рабочего и сравнительного сигналов.

При наличии помех на входе прибора (флуктуации оптической плотности) появляются дополнительные составляющие погрешностей, связанные с нелинейностью преобразования измеряемой концентрации в регистрируемый фотоприемником поток. Для устранения этих составляющих погрешностей целесообразен анализ возможностей применения так называемого аддитивно-логометрического метода / 6 / преобразования сигналов рабочего и сравнительного каналов. Математическая модель газоанализатора при таком преобразовании может быть представлена в виде

$$I_{\text{вых}} = \frac{\sum_{(i)} k_{1i} \bar{u}_{xi} + \sum_{(i)} k_{2i} \bar{u}_{cpi}}{\sum_{(i)} k_{3i} \bar{u}_{xi} + \sum_{(i)} k_{4i} \bar{u}_{cpi}} \quad (3)$$

где k_{ij} ($j = 1, 2, 3, 4$) - искомые коэффициенты; $\bar{u}_{xi}$, $\bar{u}_{ci}$ - усредненный сигнал рабочего и сравнительного i -го канала соответственно.

Представление рабочих сигналов в виде степенных полиномов и осуществление деления многочлена на многочлен позволяют получить необходимые и достаточные условия для коррекции составляющих погрешностей, вызванных нелинейностью оптического преобразователя и наличием погрешности смещения при нелинейном усреднении сигнала с помехой. На основании полученных условий коррекции погрешностей предложен и исследован ряд оригинальных структур / 1, 2 / фильтровых газоанализаторов.

Одной из основных погрешностей при контроле промышленных и транспортных выбросов является погрешность, вызванная влиянием мешающих компонентов (погрешность избирательности). Проведенный анализ / 8 / позволил сделать вывод, что при прочих равных условиях наибольшее преимущество имеют двухчастотные схемы и дифференциальные с прокачиваемой сравнительной кветой.

Анализ структурных методов построения оптических газоанализаторов, включающий учет особенностей измеряемого параметра и условий эксплуатации, позволяет выделить наиболее перспективные для поставленной задачи структуры.

На втором этапе для выбранных структурных схем построения газоанализатора производится выбор основных узлов с учетом ограничений (I). Был разработан алгоритм вычисления, в соответствии с которым в вычислительную программу вводится показатель качества f и ограничения Z_{ij} . В качестве f применительно к абсорбционным газоанализаторам использованы полученные в / 8 / выражения для информационной способности и скорости прохождения информации по измерительному тракту. Эти выражения содержат в качестве основного элемента составляющие погрешностей, которые в свою очередь определяются структурой построения газоанализатора и влияющими факторами. В самом общем виде погрешности вводились в программу в форме матрицы:

$$\begin{pmatrix} \delta_0^2 \\ \delta_s^2 \\ \delta_{kb}^2 \\ \delta_{куб}^2 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \bar{\delta}_0^2 \\ \bar{\delta}_s^2 \\ \bar{\delta}_{kb}^2 \\ \bar{\delta}_{куб}^2 \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} k_{10}^2 \delta_{10}^2; k_{20}^2 \delta_{20}^2 \dots k_{m0}^2 \delta_{m0}^2 \\ k_{1s}^2 \delta_{1s}^2; k_{2s}^2 \delta_{2s}^2 \dots k_{ms}^2 \delta_{ms}^2 \\ k_{1kb}^2 \delta_{1kb}^2; k_{2kb}^2 \delta_{2kb}^2 \dots k_{mkb}^2 \delta_{mkb}^2 \\ k_{1куб}^2 \delta_{1куб}^2; k_{2куб}^2 \delta_{2куб}^2 \dots k_{mкуб}^2 \delta_{mкуб}^2 \end{pmatrix},$$

где λ_{ij} - коэффициенты, определяемые структурой построения газоанализатора; δ_{ij} - составляющие погрешностей, зависящие от узлов газоанализатора; δ_i - составляющие погрешностей, не зависящие от узлов газоанализатора.

Зависимость составляющих погрешностей от затрат также вводится в программу в виде матриц зависимости численных значений составляющих погрешностей варьируемых параметров и соответствующих им значений затрат. При этом сумма затрат не должна превышать $Z_{гр}$, определяемую в соответствии с / 4 / по статистической модели.

Алгоритм программы предусматривает перебор на сетке исходных матричных данных, при этом отбрасываются те варианты, для которых $\sum z_i > Z_{гр}$, и для оставшихся вариантов определяются максимальные значения f путем варьирования плавно изменяющихся параметров (оптическая плотность, быстродействие). Вычисленные таким образом значения f_{max} , x_{opt} и, для каждого варианта, y_{ij} выводятся на печать, кроме того, выводится на печать наилучший вариант построения выбранной структурной схемы газоанализатора.

В соответствии с описанным алгоритмом комплексного проектирования был произведен расчет фильтрового газоанализатора для контроля выхлопных газов двигателей внутреннего сгорания. На основании расчетов был изготовлен ряд типовых однокомпонентных газоанализаторов для CO , CO_2 , C_mH_m и NO . Результаты испытаний подтвердили расчеты и соответствие требованиям ТЗ.

Разработанный комплексный подход позволяет синтезировать оптические газоанализаторы, наиболее полно удовлетворяющие поставленной задаче.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. А.С. 805143 (СССР). Газоанализатор. / М.С.Алейников, В.И. Красов, В.И.Максимов, В.А.Цветков. - Оpubл. в Б.И., 1981, № 6.
2. А.С. 641332 (СССР). Газоанализатор с время-импульсным входным сигналом. / В.И.Красов, В.И.Лобан, В.С.Моисейченко, В.А. Цветков. - Оpubл. в Б.И., 1979, № 1.
3. Бромберг Э.М., Куликовский К.Л. Тестовые методы повышения точности измерений. - М.: Энергия, 1978, - 176 с.
4. Казанцев Ю.А., Красов В.И., Конпелько Л.А., Цветков Б.А. К вопросу формирования

показателя эффективности абсорбционных газоанализаторов. - Труды ИГО, 1981, вып.453, с.66-70.

5. Кендалл Д. Прикладная инфракрасная спектроскопия. - М.: Мир, 1970,-376 с.

6. Красов В.И., Лобан В.И., Цветков В.А. Догометрический метод линеаризации характеристик спектральных газоанализаторов. - Труды ИГО, 1979, вып.421, с.67-71.

7. Цветков В.А., Красов В.И., Королева Е.А. Состояние и тенденции развития спектральных газоанализаторов контроля загрязнения атмосферы. - Труды ИГО, 1981, вып. 453, с.54-65.

8. Цветков В.А. Структурные методы повышения избирательности абсорбционных газоанализаторов. - Труды ИГО, 1981, вып.453, с.71-78.

9. Цветков В.А. Информационный критерий сравнения абсорбционных газоанализаторов. - Труды ИГО, 1979, вып.421, с.59-66.

10. Цветков В.А., Красов В.И. Информационный анализ абсорбционных газоанализаторов. - Труды ИГО, 1982, вып. 464, с.40-47.

МЕТОДЫ ПОВЫШЕНИЯ ПОМЕХОУСТОЙЧИВОСТИ И ЛИНЕЙНОСТИ СПЕКТРАЛЬНЫХ ГАЗОАНАЛИЗАТОРОВ

Спектральные газоанализаторы, реализующие абсорбционный метод анализа, относятся к интенсивно развиваемому классу приборов контроля вредных веществ, загрязняющих атмосферный воздух.

Типовая схема такого газоанализатора включает один или несколько излучателей, оптический преобразователь и электронный преобразователь. Излучатели создают поток излучения Φ_0 , который, как правило, модулируется по амплитуде. Оптический преобразователь выделяет сигнал в рабочем спектре частот, характерном для анализируемого компонента, и преобразует Φ_0 в измерительный поток Φ :

$$\Phi = \Phi_0 F(c), \quad (I)$$

где $F(c)$ - модулирующая функция, зависящая от измеряемой концентрации c .

В электронном преобразователе осуществляется преобразование потока Φ в выходной сигнал U . Зависимость функции $F(c)$, а следовательно, и потока Φ от измеряемой концентрации носит нелинейный характер и с достаточной для практики точностью может быть представлена в виде степенного ряда третьей степени / 4 /.

Выражение (I) является общим и для каждой структурной схемы газоанализатора принимает конкретный вид. В зависимости от решаемой задачи основные узлы прибора могут находиться в различных комбинациях, что приводит к большому разнообразию измерительных структур / 5 /.

В общем случае погрешность газоанализатора может быть представлена в виде аддитивной, мультипликативной и нелинейных составляющих погрешностей. Для уменьшения аддитивной составляющей, обусловленной взаимным уходом параметров основных узлов, стремятся увеличить число общих звеньев оптического и электронного преобразователей для рабочего и сравнительного каналов. Для этого используют один излучатель, фотоприемник и одну или две кюветы, находящиеся по возможности в одинаковых условиях / 6 /. Снижения мультипликативной погрешности добиваются применением структур, в которых реализуется отношение сигналов рабочего и сравнительного каналов. Эффективным является, в частности, применение метода двухтактного интегрирования в схеме выделения и

обработки сигнала / 8 /. Применение этого метода позволяет также снизить случайные составляющие погрешности.

При наличии аддитивных помех на входе газоанализатора дополнительно возникает погрешность $\delta_{\text{см}}$ смещения среднего значения измеряемой концентрации при нелинейном усреднении входного сигнала.

Для коррекции этой составляющей погрешности $\delta_{\text{см}}$ и погрешности линейности δ_{λ} , имеющей место при измерениях постоянной концентрации и отсутствия помех на входе, предложен аддитивно-логометрический метод преобразования сигналов, включающий суммирование и деление усредненных после фотоприемников электрических сигналов / 7 /. В настоящей статье проводится анализ метода коррекции этих составляющих погрешностей с различной эффективностью.

Математическая модель оптических газоанализаторов, в которых реализуется аддитивно-логометрический метод преобразования в общем случае можно представить в виде отношения двух сигналов, каждый из которых представляет собой алгебраическую сумму рабочих и сравнительных сигналов с различными весовыми коэффициентами. С учетом возможности представления рабочих сигналов степенными рядами модель абсорбционных газоанализаторов (АГ) приводится к виду / 7 /:

$$N_{\text{вых}} = \frac{M[a_0 + a_1 c + a_2 c^2 + a_3 c^3]}{M[b_0 + b_1 c + b_2 c^2 + b_3 c^3]}, \quad (2)$$

где a_i , b_i ($i = 0, 1, 2, 3$) — приведенные суммарные коэффициенты при соответствующих членах аппроксимирующих полиномов;

M — оператор математического ожидания.

С целью получения условий коррекции погрешностей $\delta_{\text{см}}$ и δ_{λ} воспользуемся формулой (2). Учитывая, что измеряемая концентрация равна сумме постоянной $\bar{c}$ и случайной $\tilde{c}$ составляющих ($M[\tilde{c}^2] = \sigma^2$), получим

$$N_{\text{вых}} = \frac{a_0 + a_1 \bar{c} + a_2 (\bar{c}^2 + \sigma^2) + a_3 (\bar{c}^3 + 3\bar{c}\sigma^2)}{b_0 + b_1 \bar{c} + b_2 (\bar{c}^2 + \sigma^2) + b_3 (\bar{c}^3 + 3\bar{c}\sigma^2)}. \quad (3)$$

Систематические погрешности $\delta_{\text{см}}$ и δ_{λ} , характеризующие смещение оценки среднего значения, определим с учетом желаемой математической модели газоанализатора, имеющей вид

$$N_{\text{вых}} = u_n + S\bar{c}, \quad (4)$$

где u_n - заданное смещение при $c = 0$; S - чувствительность.

Поскольку для реальных рабочих каналов максимальные изменения оптической плотности значительно меньше единицы, можно пропустить деление многочленов и представить уравнение (3) в виде

$$I_{\text{вых}} = u_n + S\bar{c}(1 + \delta_{\text{см}} + \delta_{\lambda}), \quad (5)$$

где $I_n = \frac{a_0}{b_0}$, $S = \frac{a_1}{a_0} - \frac{b_1}{b_0}$.

Погрешности $\delta_{\text{см}}$ и δ_{λ} с достаточной степенью точности определяются составляющими от квадратичного ($\delta'_{\text{см}}$; δ'_{λ}) и кубического ($\delta''_{\text{см}}$; δ''_{λ}) членов степенного ряда, полученными в результате деления многочленов.

Погрешность линейности можно записать в виде

$$\delta_{\lambda} = \delta'_{\lambda} + \delta''_{\lambda}, \quad (6)$$

где

$$\delta'_{\lambda} = \frac{1}{Sb_0^2} (a_2b_0 - a_1b_1 - a_0b_2 + \frac{a_0b_1^2}{b_0}) \bar{c};$$

$$\delta''_{\lambda} = \frac{1}{Sb_0^2} (a_3b_0 - a_2b_1 - a_1b_2 - a_0b_3 + \frac{a_1b_1^2}{b_0} + 2\frac{a_0b_1b_2}{b_0} - \frac{a_0b_1^3}{b_0^2}) \bar{c}^2.$$

Соответственно для погрешности смещения

$$\delta_{\text{см}} = \delta'_{\text{см}} + \delta''_{\text{см}}, \quad (7)$$

где

$$\delta'_{\text{см}} = \frac{1}{Sb_0^2} (a_2b_0 - a_0b_2) \sigma^2 / \bar{c};$$

$$\delta''_{\text{см}} = \frac{1}{Sb_0^2} (3a_3b_0 - 3a_0b_3 - a_2b_1 - a_1b_2 - 2\frac{a_0b_1b_2}{b_0}) \sigma^2 / \bar{c}^2.$$

Анализ этих выражений показывает, что составляющие погрешностей $\delta_{\text{см}}$ и δ_{λ} выражаются различным образом. При этом равенство нулю какой-либо составляющей одной из погрешностей не обязательно влечет за собой равенство нулю составляющей другой погрешности.

В результате анализа полученных выражений можно получить необходимые и достаточные условия раздельной и совместной коррекции составляющих погрешностей $\delta_{\text{см}}$ и δ_{λ} (табл. I). Эти условия позволяют синтезировать корректирующие операторы, инвариантные к неинформативным параметрам преобразуемых сигналов. Реа-

лизация таких операторов обеспечивает эффективную коррекцию $\delta_{см}$ и δ_{λ} в широком рабочем диапазоне измерений и при больших уровнях оптических шумов.

В простейших структурах газоанализаторов с одним рабочим каналом возможна коррекция лишь одной составляющей погрешности (строки 1, 2, 3 или 4). Для совместной коррекции погрешностей δ_{λ} и $\delta_{см}$ необходимо применение оптических преобразователей как минимум с двумя рабочими каналами. На основании проведенного анализа авторами предложены структурные схемы приборов в соответствии со строкой 3 / 1, 2 / и 6 / 3 /, отличающиеся повышенной эффективностью корреляции анализируемых погрешностей.

Таблица I

Условия коррекции составляющих погрешностей
 δ_{λ} и $\delta_{см}$

Строка	Корректируемая погрешность	Условия коррекции
1	$\delta'_{см}$	$\frac{a_2}{a_0} = \frac{b_2}{b_0}$
2	$\delta''_{см}$	$3\left(\frac{a_3}{a_0} - \frac{b_3}{b_0}\right) - \frac{a_1}{a_0} \cdot \frac{b_2}{b_1} - \frac{b_1}{b_0} \cdot \frac{a_2}{a_0} + 2 \frac{b_1}{b_0} \cdot \frac{b_2}{b_0} = 0$
3	δ'_{λ}	$\frac{a_2}{a_0} - \frac{b_2}{b_0} + \frac{b_1^2}{b_0^2} - \frac{a_1}{a_0} \cdot \frac{b_1}{b_0} = 0$
4	δ''_{λ}	$\frac{a_3}{a_0} - \frac{b_3}{b_0} - \frac{a_1}{a_0} \cdot \frac{b_2}{b_0} - \frac{a_2}{a_0} \cdot \frac{b_1}{b_0} + 2 \frac{b_1}{b_0} \cdot \frac{b_2}{b_0} + \frac{a_1}{a_0} \cdot \frac{b_1^2}{b_0} - \frac{b_1^3}{b_0^3} = 0$
5	$\delta'_{см}, \delta'_{\lambda}$	$b_1 = 0; \frac{a_2}{a_0} = \frac{b_2}{b_0}$
6	$\delta'_{см}, \delta'_{\lambda}, \delta''_{\lambda}$	$b_1 = 0; \frac{a_2}{a_0} = \frac{b_2}{b_0}; \frac{a_3}{a_0} - \frac{b_3}{b_0} - \frac{a_1 b_2}{a_0 b_0} = 0$
7	$\delta'_{см}, \delta''_{см}, \delta'_{\lambda}$	$b_1 = 0; \frac{a_2}{a_0} = \frac{b_2}{b_0}; 3\left(\frac{a_3}{a_0} - \frac{b_3}{b_0}\right) - \frac{a_1}{a_0} \cdot \frac{b_2}{b_0} = 0$
8	$\delta'_{см}, \delta''_{см}, \delta'_{\lambda}, \delta''_{\lambda}$	$b_1 = 0; a_2 = 0; b_2 = 0; \frac{a_3}{a_0} = \frac{b_3}{b_0}$

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. А.С. 641332 (СССР). Газоанализатор с время-импульсным выходным сигналом / В.И.Красов, В.И.Лобан, В.С.Моисейченко, В.А.Цветков. - Оpubл. в Б.И., 1979, № 1.

2. А.С. 687921 (СССР). Газоанализатор с время-импульсным выходным сигналом / В.И.Лобан, В.А.Цветков. - Оpubл. в Б.И., 1980, № 9.

3. А.С. 759921 (СССР). Газоанализатор с время-импульсным выходным сигналом / Н.В.Золотова, В.И.Лобан, В.С.Моисейченко, В.А.Цветков. - Оpubл. в Б.И., 1980, № 32.

4. Бреслер П.И. Оптические абсорбционные газоанализаторы и их применение. - Л.: Энергия, 1980, с.164.

5. Вечкасов И.А. и др. Приборы и методы анализа в ближней инфракрасной области. - М.: Химия, 1977, с.280.

6. Короблев И.В. О погрешностях дифференциальных равновесных измерительных схем. - Измерительная техника, 1975, № 1, с.24-27.

7. Красов В.И., Лобан В.И., Цветков В.А. Логометрический метод линеаризации характеристик спектральных газоанализаторов. - Труды ИГО, 1979, вып.421, с.67-71.

8. Цветков В.А., Красов В.И., Королева Е.А. Состояние и тенденции развития спектральных газоанализаторов контроля загрязнения атмосферы. - Труды ИГО, 1981, вып.453, с.54-65.

ИСТОЧНИК РЕЗОНАНСНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ И ЕГО ПРИМЕНЕНИЕ ДЛЯ АНАЛИЗА МОЛЕКУЛЯРНЫХ ГАЗОВ

Осуществляемая в настоящее время широкая программа природоохранных мероприятий в существенной мере зависит от характеристик тех средств измерений, которые используются для контроля основных газовых компонентов в атмосферном воздухе и источниках его загрязнения. Одним из важнейших направлений работ по совершенствованию средств измерений является повышение их чувствительности и избирательности / 2 /. Проведенный в работе / 3 / анализ путей повышения чувствительности и избирательности применительно к абсорбционным газоанализаторам как наиболее перспективным при создании базовой модели газоанализатора позволяет выделить в качестве одного из основных направлений увеличение мощности излучателя на линиях поглощения измеряемого компонента.

В настоящее время в абсорбционных газоанализаторах (АГ) в качестве источников излучения в средней ИК области спектра используются, как правило, разогреваемые электрическим током тепловые элементы, излучающие в широком спектральном диапазоне, а для повышения избирательности АГ используют различные диспергирующие элементы. Однако построенные таким образом газоанализаторы не позволяют непосредственно осуществлять количественные измерения в сложной многокомпонентной смеси.

Данная статья является итогом трехлетней совместной работы ИТО им.А.И.Воейкова и института физики ЛПУ им.А.А.Еданова. Результатом работы явилось создание селективного источника излучения, частотные характеристики которого адекватны линиям поглощения исследуемого компонента. Объем заполняется молекулярным газом, идентичным определяемому в анализируемой пробе. При подаче на электроды напряжения в объеме зажигается разряд, причем конфигурация электродов такова, что позволяет реализовать эффект "полого катода", так как исследования показали, что разряд с "полным катодом" является оптимальным для получения резонансного ИК излучения / 1 /.

Исследование ИК излучения источника проводилось при заполнении его газом CO_2 под давлением от 0,03 до 1,33 кПа. Диаметр анода источника составлял 3,5 см, катода - 2 см, длина электродов составляла 6 или 12 см. Диаметр центрального электрода составлял 0,3 см. Напряжение на электроды подавалось импульсное (типа ми-

андр) при частоте следования импульсов 510 Гц, амплитуда не меньше 400 В, средняя величина разрядного тока менялась в пределах 10-20 мА. Величина светового потока измерялась предварительно отградуированным охлаждаемым золото-германиевым фотосопротивлением. Эффективная чувствительность измерительной схемы составила $3 \cdot 10^{-10}$ Вт на 1 мм ленты самописца.

В разряде полого катода наблюдались одновременно полосы излучения CO_2 (ν_3) с центром на длине волны 4,27 мкм и полоса CO (I) с центром на длине волны 4,65 мкм. В работе использованы интерференционные фильтры с максимумами пропускания 60 % на длинах волн 4,3 и 4,72 мкм и полушириной 0,2 мкм. Полученные в работе значения мощности излучения, соответствующие колебательным полосам CO_2 (ν_3) и CO (I) для различных модификаций излучателей представлены на рис. I.

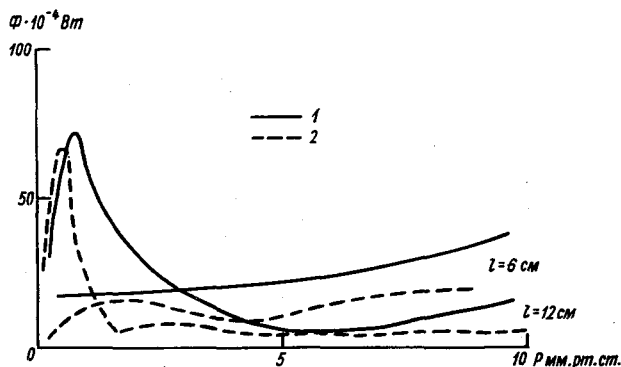


Рис. I. Зависимость мощности излучения, соответствующего колебательным полосам углекислого газа (1) и окиси углерода (2), от давления газа в излучателях с электродами различной длины.

Зависимость мощности излучения, соответствующего обоим полосам от давления газа в излучателе с электродами длиной 12 см, имеет резкий максимум в области $0,04 \pm 0,07$ кПа, а для давления $P > 0,33$ кПа практически не зависит от давления CO_2 . Источник с электродами длиной 6 см с центральным стержнем имеет сходную зависимость мощности излучения от давления, но имеющую более по-

логий максимум. Излучение из источника с длиной электродов 6 см, но без центрального стержня, слабо зависит от давления наполняющего газа при $P < 0,33$ кПа, а затем плавно растет с увеличением давления. Оптимальным вариантом исследованных модификаций излучателя для оптического абсорбционного анализа является источник с электродами длиной 12 см, без центрального стержня, наполненный углекислым газом под давлением 0,04–0,08 кПа, т.к. эти условия обеспечивают достаточно высокую мощность резонансного колебательного ИК излучения без искажения формы контура вращательных линий в полосе за счет самопоглощения.

С целью проверки пригодности исследуемого излучателя для абсорбционного анализа были проведены измерения концентрации CO в смеси с CO₂ в излучателе. Соотношение парциальных давлений CO и CO₂ в смеси изменялось от 1:3 до 1:30, полное давление исследуемой смеси составляло 0,03±0,4 кПа. Измерения концентрации CO проводились в полосе 4,6 мкм, излучаемой исследуемым источником с электродами длиной 12 см, заполненным CO₂ под давлением 0,05 кПа при токе 20 ма. Расстояние от источника до кюветы составляло 50 см, фокусное расстояние линзы из CaF₂ – 10 см, диаметр окошек из CaF₂ – 2 см. Блок-схема измерения приведена в работе / 1 /.

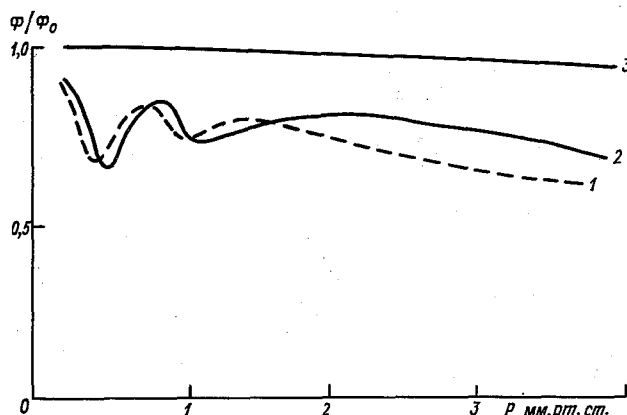


Рис.2. Зависимость относительного пропускания от давления для полосы 4,6 мкм в смеси молекулярных газов при токе: 1 – $i = 10$ ма, 2 – $i = 15$ ма, 3 – $i = 10$ ма (тепловой излучатель).

На рис.2 даны зависимости мощности излучения Φ , прошедшего через кювету, от давления P смеси в кювете в процентах от мощности падающего излучения Φ_0 . Точность измерения составляла 5 % и определялась шумами фотосопротивления, которые превышали флуктуации мощности излучения резонансного источника более, чем на порядок. Для сравнения на рис.2 даны результаты измерений с тепловым, разогреваемым током излучателем. Видно, что величина поглощаемого излучения возрастает при переходе от теплового к резонансному излучателю в 10^2 раз.

Проведем теоретические оценки увеличения чувствительности метода при использовании резонансного излучателя. Рассмотрим спектральный интервал $\Delta\nu$ в пределах полосы поглощения определяемого в кювете компонента, причем расстояние между вращательными линиями $\Delta\nu_0$ ($\Delta\nu_0 \ll \Delta\nu$).

Мощность выходящего из кюветы с образцом излучения

$$\begin{aligned}\Phi &= \int_{\Delta\nu} \Phi_\nu d\nu = \int_{\Delta\nu} \Phi_{0\nu} \exp(-k_\nu cl) d\nu = \int_{\Delta\nu} \Phi_{0\nu} (1 - k_\nu cl) d\nu, \\ \Phi_0 &= \int_{\Delta\nu} \Phi_{0\nu} d\nu, \quad k_\nu cl \ll 1, \\ \Phi &= \Phi_0 - cl \sum_{i=1}^N \int_{\Delta\nu_0} \Phi_{0\nu} k_{\nu_i} d\nu,\end{aligned}\quad (I)$$

где c - концентрация исследуемого компонента, l - длина кюветы, N - число вращательных линий в интервале $\Delta\nu$, k_{ν_i} - коэффициент поглощения линии. В общем случае контур линии в кювете - лоренцовский и может быть представлен в виде

$$k_{\nu_i} = k_{\nu_{i,\max}} \frac{\gamma_i^2}{(\nu - \nu_0)^2 + \gamma_i^2}, \quad (2)$$

где γ_i - полуширина линий поглощения, которую можно считать одинаковой для всех линий.

I. Рассмотрим случай широкополосного источника

$$\Phi_{0\nu} = \bar{\Phi}_{0\nu} = \text{Const}. \quad (3)$$

Подставим (2) и (3) в выражение (I)

$$\begin{aligned}\Phi &= \Phi_0 - \bar{\Phi}_{0\nu} cl \sum_{i=1}^N \int_{\Delta\nu_0} k_{\nu_i} d\nu = \Phi_0 - \pi \bar{\Phi}_{0\nu} cl \sum_{i=1}^N \gamma_i k_{\nu_{i,\max}} = \\ &= \Phi_0 - \pi \frac{\Phi_0}{\Delta\nu} cl \gamma \sum_{i=1}^N k_{i,\max}.\end{aligned}\quad (4)$$

Поглощение

$$A_1 = \frac{\Phi_0 - \Phi}{\Phi_0} = \frac{\pi \gamma}{\Delta \nu} c l \sum_{i=1}^N k_{i \max} . \quad (5)$$

2. Для резонансного источника ИК излучения

$$\Phi = \sum_{i=1}^N \Phi_{0i} = \sum_{i=1}^N b_i e^{-\omega_i^2} , \quad (6)$$

где $\omega_i = \frac{2\sqrt{L\pi^2}(\nu - \nu_{0i})}{\Delta \nu_D}$, $\Delta \nu_D$ — доплеровская полуширина линии, причем $\Delta \nu_D \ll \gamma$.

Подставим (6) и (2) в выражение (1)

$$\begin{aligned} \Phi &= \Phi_0 - c l \sum_{i=1}^N b_i \int_{\Delta \nu_0} k_{\nu_i} e^{-\omega_i^2} d\nu = \\ &= \Phi_0 - c l \sum_{i=1}^N b_i k_{i \max} \int_{\Delta \nu_0} e^{-\omega_i^2} d\nu = \Phi_0 - c l \sum_{i=1}^N \Phi_{0i} k_{i \max} . \end{aligned} \quad (7)$$

Считая, что в пределах $\Delta \nu$ Φ_{0i} меняется незначительно,

$$\Phi = \Phi_0 - \frac{\Phi_0 c l}{N} \sum_{i=1}^N k_{i \max} , \quad (8)$$

$$A_2 = \frac{c l}{N} \sum_{i=1}^N k_{i \max} . \quad (9)$$

Учитывая, что $N = \Delta \nu / \Delta \nu_0$, найдем отношение

$$\frac{A_1}{A_2} = \frac{\pi \gamma}{\Delta \nu_0} . \quad (10)$$

Расчет по формуле (10) показывает, что в нашем случае отношение $A_1/A_2 \approx 250$, что хорошо совпадает с результатами эксперимента. Таким образом, выигрыш в величине поглощения такой же, как минимальный выигрыш в селективности.

С целью проверки возможности использования селективных источников ИК излучения в промышленных газоанализаторах в лабораторном макете газоанализатора, описанном выше, охлаждаемый жидким азотом фотоприемник был заменен на неохлаждаемый пироэлектрический приемник. Мощность шумов, приведенная ко входу пироприемника, составляла 10^{-7} Вт, спектральный рабочий диапазон — от 3 до 20 мкм, чувствительность не менее 1000 В/Вт. Оптическая схема и схема регистрации сигнала оставались неизменными.

Давление углекислого газа в разрядной трубке источника излучения составляло 0,09 кПа, средний ток разряда 10 мА, частота следования прямоугольных импульсов напряжения питания — 510 Гц. Были измерены относительные мощности излучения для полос углекислого газа и окиси углерода, выделенные с помощью интерферен-

ционных фильтров.

Использование неохлаждаемого фотоприемника вместо охлаждаемого жидким азотом золото-германиевого фоторезистора должно привести к уменьшению полезного сигнала на выходе схемы регистрации на два порядка. В эксперименте наблюдалось снижение сигнала в 50 раз с одновременным ухудшением эффективного отношения сигнал/шум в 5-10 раз, однако увеличение постоянной времени с 0,5 до 4 с позволило скомпенсировать относительное увеличение шумов. Таким образом экспериментальная проверка показала, что излучаемая полым катодом мощность потока вполне достаточна для использования его в стандартных неохлаждаемых системах регистрации, применяемых в отечественных газоанализаторах, а по избирательности излучатель существенно превосходит существующие системы селекции, используемые в оптико-акустических и фильтровых газоанализаторах. Таким образом результаты исследований показали перспективность дальнейшего исследования селективных излучателей и их широкого использования в приборах для газового анализа.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Королева Е.А., Хворостовская Л.Э., Хворостовский С.Н., Цветков В.А. Исследование резонансного излучения колебательных полос молекул CO и CO_2 . - Труды ИТО, 1982, вып.464, с.62-69.
2. Красов В.И. Автоматизированный контроль загрязнения атмосферы и его приборное обеспечение. - Труды ИТО, 1979, вып.421, с.3-12.
3. Цветков В.А., Красов В.И., Королева Е.А. Состояние и тенденции развития спектральных газоанализаторов контроля загрязнения атмосферы. - Труды ИТО, 1981, вып.453, с.54-65.

РЕПРЕЗЕНТАТИВНОСТЬ ВЫБОРА ТОЧЕК КОНТРОЛЯ ИСТОЧНИКОВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ В АТМОСФЕРУ

Контроль промышленных выбросов в атмосферу на современном этапе как у нас в стране, так и за рубежом характеризуется интенсивными работами по созданию комплекса технических средств, обеспечивающих автоматическое измерение концентраций нормируемых вредных компонентов в газовых выбросах. Причем рядом зарубежных исследователей в / 1 / показано, что достоверность измерения фактических концентраций вредных компонентов в выбросах определяется не погрешностью газоаналитической аппаратуры, а корректностью технических решений средств, обеспечивающих доставку анализируемого газа непосредственно из газохода в газоанализатор.

Одним из условий этой достоверности является изокINETичность отбора проб, то есть газовый поток, попадающий в зонд, должен иметь ту же скорость и направление, что и основной поток в газоходе. Из этого следует, что динамические параметры потока (эпюра скоростей, средние значения скорости по сечению газохода и по времени) должны быть в определенной мере известны до проведения собственно операций газового анализа. Информация эта необходима также для того, чтобы достоверно измерять объемный расход выбросов.

Динамические параметры потока в эмиссионных газоходах определяются видом технологической установки, режимом ее работы, конструктивными характеристиками газоходного тракта и местом отбора зондажного сечения.

В зависимости от технологического процесса, используемого в отрасли, к которой относятся контролируемые источники выбросов, они могут быть весьма разнообразны. Учитывая, что теплоэнергетика вносит основной вклад в загрязнение атмосферы диоксидом серы, оксидами азота, пылью, представляется целесообразным рассмотреть вопрос о динамических параметрах потока выбросов применительно именно к этой отрасли.

Измерение эпюры скоростей в реальном действующем газоходе сопряжено с рядом практических трудностей и, в первую очередь, с необходимостью выполнения в стенке газохода значительного количества зондажных отверстий. Литературные данные по этому вопросу весьма ограничены. Подход, приведенный в / 2 /, касался

зондажных сечений в газоходном тракте, не приемлемых для контроля промышленных выбросов. При выборе зондажных сечений обычно исходят из условия наибольшей равномерности и стационарности поля скоростей потока.

В соответствии с принятыми схемами удаления дымовых выбросов котлоагрегатов ТЭЦ / 3 / зондаж выбросов может осуществляться на следующих участках газового тракта:

- 1) в устье дымовой трубы;
- 2) непосредственно в дымовой трубе;
- 3) в газоходе между дымососом и дымовой трубой;
- 4) непосредственно за дымососом.

Проанализируем особенности каждого из них.

Устье дымовой трубы ТЭЦ имеет диаметр от 3,5 до 12 м и расположено над поверхностью земли на высоте от 120 до 300 м. Средняя скорость потока в устье трубы составляет 30–40 м/с.

Здесь происходит собственно выброс в атмосферу при установившихся концентрациях вредных компонентов в эпюре скоростей потока для заданного технологического режима работы котлоагрегатов ТЭЦ. С точки зрения информативности контроля нормативных значений выбросов этот участок газохода наиболее предпочтителен. Однако, реализация зондирования потока для газового анализа и измерение расхода стационарными техническими средствами на этом участке практически исключается по следующим причинам: слишком велика длина измерительных газовой и электрической линий (более 120 м); чрезвычайно затруднено эксплуатационное обслуживание линии пробоборт (например, очистка пылевых фильтров); существенно возрастает энергоемкость устройств, обеспечивающих компенсацию теплопотерь пробы и ее транзит; велика площадь зондажного сечения (более 10 м²), что снижает достоверность осреднения контролируемого параметра по сечению. Зондаж потока в дымовой трубе может производиться на расстоянии 3–5 калибров от места врезки в трубу газоходов от отдельных котлоагрегатов. Здесь диаметр трубы находится в пределах от 6 до 15 м, высота над поверхностью земли – от 30 до 70 м, площадь сечения – около 80 м², средняя скорость потока – до 30 м/с. Основные сложности реализации зондирования потока: слишком велика площадь зондажного сечения и, следовательно, низка достоверность осреднения контролируемого параметра по сечению; трудно обеспечить необходимую жесткость и прочность зонда из-за относительно большого (до 7 м) вылета консоли внутри трубы. Остается значительной длина измерительной линии; не решены вопросы энергоемкости и эксплуатационного обслужи-

вания пробоотборной магистрали.

Особо следует остановиться на эпюре скоростей потока дымовых газов в этом сечении. Специфика ТЭЦ заключается в том, что котлоагрегаты могут работать в различном сочетании, при различных режимах нагрузки и разным виде топлива.

Через неработающий котлоагрегат (например, находящийся на профилактическом ремонте) происходит подсос в дымовую трубу атмосферного воздуха, что приводит к изменению поля скоростей и концентраций в зондажном сечении. Газоходы от отдельных котлоагрегатов подходят к дымовой трубе с разных сторон, поэтому эпюра скоростей в этом зондажном сечении является неопределенной. Из этого следует, что либо выбранное стационарное положение зонда в трубе будет непредставительным, либо необходимо каждый раз перед контролем выбросов определять фактическую эпюру скоростей.

Зондаж потока в газоходе между дымососом и дымовой трубой может дать информацию о вредных выбросах только одного котлоагрегата. Для оценки валового выброса ТЭЦ необходимо зондировать каждый из работающих газоходов и полученные результаты суммировать. Зондажное сечение в газоходе рекомендуется выбирать на прямолинейном его участке на расстоянии 3-5 калибров от элементов тракта, возмущающих поток. Здесь площадь сечения газохода составляет 7-12 м², высота над поверхностью земли до 20 м, средняя скорость потока 10-15 м/с.

На этом участке реализация зондирования газохода стационарными техническими средствами трудностей не представляет. Эпюра скоростей и концентраций в потоке является установившейся и близкой к равномерной для заданного режима работы котлоагрегатов, информативность этого сечения достаточно высока. Зондаж выбросов ТЭЦ по газоходам отдельных котлоагрегатов имеет и то преимущество, что он позволяет выявить конкретный котлоагрегат - "виновник" увеличения валового выброса вредных компонентов ТЭЦ, а также оптимизировать работу котлоагрегата по двум критериям: экономичности (содержание в выбросе окиси углерода) и минимизации вредных выбросов в атмосферу. Однако, в этом случае контроль нормированных значений выбросов требует многокомпонентного зондирования, либо к многокомпонентности газодиагностических и расходоизмерительных средств в количестве, соответствующем числу котлоагрегатов ТЭЦ. Зондаж потока дымовых газов на участке непосредственно за дымососом на первый взгляд является наиболее удобным. Здесь площадь сечения газохода составляет 1,5-3 м², высота над поверхностью до 4-х метров, средняя скорость потока до 40 м/с.

Эпюра скоростей неравномерна, но квазистационарна и определяется в основном техническими параметрами дымососа. Концентрации вредных выбросов в потоке максимальны, так как отсутствуют какие-либо разбавления за счет подсоса атмосферного воздуха. При реализации зондирования потока на этом участке техническими средствами здесь минимизирована длина измерительных газовой и электрических линий и энергоемкость устройств компенсации теплопотерь и транзита пробы, обеспечен удобный доступ к зондажным отверстиям и к любому из элементов системы пробоотбора.

Однако, и в этом зондажном сечении есть недостатки: получаемая информация характеризует только половину выбросов одного котлоагрегата, так как на каждый котел обычно работает два дымососа, здесь наиболее высоки турбулентность, кинетическая энергия, температура потока, агрессивное его воздействие на зонд и измерительную трассу максимально.

Таким образом, проведенный анализ приводит к выводу о том, что зондаж потока в газоходе между дымососом и дымовой трубой удовлетворяет условиям и стационарного и мобильного способов контроля промышленных выбросов. Именно этому участку газохода следует уделить внимание при исследовании динамических параметров потока дымовых выбросов.

В теоретических и экспериментальных работах по промышленной вентиляции установлено / 4 /, что концентрационные поля в газоходах определяются в основном не диффузионными, а кинетическими и, в частности, турбулентными процессами в потоке, поэтому достоверность оценки эпюры скоростей в газоходе определяет достоверность измерения и концентрации, а также объемного расхода выбросов через газоход.

Для уточнения местоположения зондажных отверстий в выбранном для контроля промвыбросов сечении газоходов ТЭЦ были проведены натурные исследования поля скоростей потока в газоходе.

В качестве объекта исследования была использована ТЭЦ-17 Ленэнерго, оснащенная котлоагрегатами марки БКЗ-320. Удаление дымовых газов из топочной камеры каждого из 3 котлов осуществляется с помощью дымососов через два газохода с площадью в зондажном сечении $2,5 \times 3,0$ м и дымовую трубу с диаметром устья $D_y = 6,0$ м и высотой $H = 120$ м. По паспортным данным расход дымовых газов через трубу при 85 % нагрузке котлов составляет $9 \cdot 10^6$ м³/ч.

Измерения эпюры скоростей производились в средней части горизонтального участка правого газохода котлоагрегата № 6. В качестве измерительных средств использованы заранее отградуирован-

ные трубка Пито и микроманометр типа ММН-240 кл. 0,5. Для снятия эпюры скоростей в вертикальной стенке газохода было выполнено 10 отверстий с равномерным шагом 30 см. Общее число зондажных точек в сечении газохода составило 200. Результаты измерений полного поля скоростей представлены в табл. I, а на рис. I приведены эпюры скоростей потока по высоте газохода для 3 продольных сечений, соответствующих зондажным точкам 6, I2 и I8.

$\overline{W}$ м/с

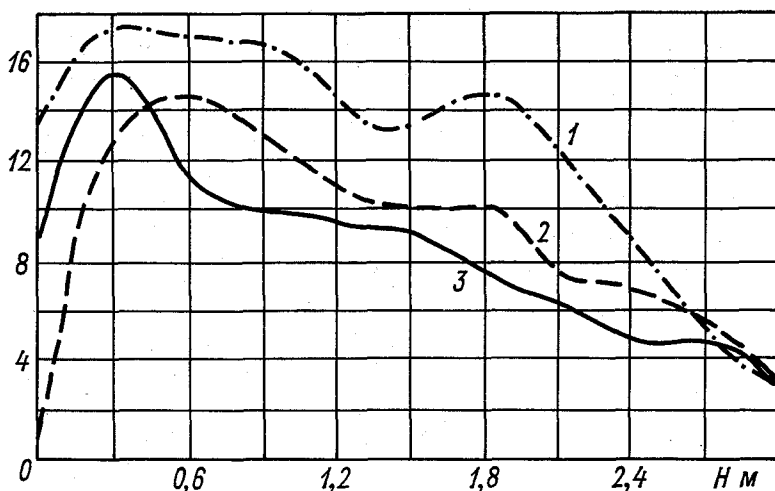


Рис. I. Распределение скорости потока по высоте газохода.
I, 2, 3 - (·)6, (·)I2, (·)I8 соответственно.

Анализ представленных результатов дает основание сделать следующие выводы:

- скорость потока по вертикальному сечению газохода неравномерна и изменяется в пределах зондажной плоскости от 2,8 до 16,9 м/с;
- скорость потока достигает максимальных значений в верхней части газохода;
- распределение скорости по ширине газохода достаточно равномерно.

Вид эпюры скоростей по высоте газохода в соответствии с законами формирования стесненных газовых потоков / 4 / определяется следующими факторами: в горизонтальный участок поток поступает из наклонного участка газохода и в выбранной зондажной плоскости стремится вверх; при формировании потока сказывается влияние

гравитационных сил, вынуждающих горячий дымовой газ устремляться вверх.

Таким образом, проведенный анализ и полученные эксперимен-

Таблица I

Значения средней скорости потока в зондажном сечении газохода, м/с

№ зон- дажной точки по ши- рине	№ отверстия по высоте (сверху вниз)									
	I	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I	10,1	11,1	13,6	12,8	14,3	15,7	15,7	6,4	2,8	4,1
2	9,04	12,8	14,3	12,8	14,3	14,3	14,3	6,37	4,92	4,03
3	10,1	14,3	15,7	15,0	13,6	15,7	12,8	7,8	4,92	2,84
4	15,0	15,9	15,7	14,3	15,7	12,8	12,8	6,37	5,33	3,48
5	12,8	15,0	16,9	11,1	15,0	15,7	13,6	5,7	5,7	4,92
6	17,5	16,9	16,9	14,3	13,6	14,3	12,0	7,0	5,33	3,48
7	16,9	16,9	16,3	13,6	15,7	14,3	13,6	5,7	4,52	4,52
8	15,7	15,7	16,3	13,6	12,8	12,8	10,1	5,7	4,92	4,03
9	18,1	15,7	13,6	13,6	12,8	12,0	10,1	4,92	5,97	2,84
10	18,1	17,5	15,0	12,8	14,3	11,1	9,04	4,92	5,33	2,84
II	16,9	16,3	14,3	13,6	15,0	10,1	7,8	6,37	4,52	-
12	15,0	14,3	12,8	11,1	10,1	10,1	7,8	7,00	5,7	2,84
13	15,0	11,1	13,6	11,1	11,1	9,04	7,8	7,54	6,37	2,84
14	12,8	12,3	12,8	12,8	11,1	12,8	6,37	6,37	5,7	-
15	13,6	13,1	12,8	11,1	10,1	10,1	6,37	5,7	6,37	2,84
16	12,8	11,1	12,0	9,04	10,1	9,04	6,37	6,37	4,92	2,84
17	13,6	12,0	10,1	7,8	7,8	7,8	6,37	5,7	4,03	2,84
18	13,6	11,1	10,1	7,8	7,8	6,38	6,37	4,52	4,92	2,84
19	12,0	11,1	11,1	7,8	6,37	6,37	5,7	4,52	2,84	3,48
20	11,1	10,1	9,04	9,04	7,8	4,92	2,85	5,33	4,52	2,85

тальные данные позволяют сформулировать следующие рекомендации для выбора мест пробоотбора при контроле дымовых выбросов ТЭЦ, оснащенных котлоагрегатами типа БКЗ-320:

- контроль выбросов ТЭЦ предпочтительнее вести по отдельным газоходам;

- зондажные сечения выбираются в середине горизонтального участка газохода между дымососом и дымовой трубой;

- зондажные отверстия целесообразно располагать в верхней части газохода.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. У о р к К., У о р н е р С. Загрязнение воздуха, источники и контроль. - М.: Мир, 1980.
2. Э т к и н В.Б., К о т л е р В.Р. Исследование запыленного воздуха по пылепроводам с помощью термодатчиков ВТИ. - Электрические станции, 1973, № 2, с.23-26.
3. К р о п Л.И. Совершенствование энергетического производства и окружающая среда. - Теплоэнергетика, 1980, № II, с.17-19.
4. Т а л и е в В.Н. Аэродинамика вентиляции. - М.: Госстройиздат, 1963.

3769

МЕТОДЫ И СРЕДСТВА КОНТРОЛЯ ПЫЛИ В АТМОСФЕРЕ И В ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСАХ

Атмосферная пыль обладает различными физико-химическими и оптическими свойствами, обусловленными ее полидисперсностью, минералогическим и химическим составом, плотностью и формой частиц. В зависимости от определяемой характеристики применяются различные методы и средства отбора пробы для измерений.

Например, для отбора проб применяются аспирационный, седиментационный, кониметрический, инерционный и преципитационный методы.

Исследование характеристик пыли осуществляется:

- весовым методом — для определения массовой концентрации;
- микроскопическим — для определения счетной концентрации и дисперсного состава;
- оптическим и фотометрическим — для определения счетной концентрации;
- петрографическим — для определения минералогического состава;
- химическим — для определения химического состава;
- спектральными методами — для определения элементного состава.

В настоящее время существуют ПДК только на массовую концентрацию пыли и на массовую концентрацию некоторых элементов (тяжелых металлов). Поэтому на сети контроля и изучения загрязнения природной среды используются только аспирационные методы отбора проб пыли для последующего гравитационного и спектрального анализа в химлабораториях местных УГКС.

Этот метод заключается в использовании фильтрующих материалов, через которые прокачивается определенный объем атмосферного воздуха. По разности конечного и начального веса фильтрующего материала и по известному объему прокачанного воздуха определяется массовая концентрация пыли.

Поскольку существуют разовые и суточные ПДК, определяют разовую (при 20 минутной экспозиции фильтра) и суточную (при суточной экспозиции) концентрацию пыли.

Для отбора проб могут использоваться различные аспирационные устройства.

С 1 января 1981 г. введен в действие ГОСТ 17.2.6.01-80, определяющий общие технические требования к приборам для отбора проб / 5 /.

В состоянии "до стандартизации" для отбора проб воздуха использовались различные устройства, как то: электроаспираторы (ПРУ-4, ЭА-40, ЛК-1, модель 822, М-114 М и др.), механические и жидкостные аспираторы / 3, 7 /. Все эти приборы и устройства изготавливаются различными ведомствами, преимущественно экспериментально-производственными мастерскими (ЭПМ). Технические требования к этим приборам и устройствам и их параметры не стандартизованы, что обусловило большое разнообразие их технических и эксплуатационных характеристик. Кроме того, эти приборы и устройства не включены в Государственный реестр измерительных приборов СССР, поэтому они метрологически не обеспечены (табл.1).

По производительности и достигаемому разрежению наилучшими являются аспираторы ПРУ-4 и М-114 М. Однако ПРУ-4 имеет ряд существенных недостатков: неудовлетворительное качество изготовления деталей и неудачный выбор материалов, из которых изготовлены основные ответственные узлы и детали аспиратора, что приводит к быстрому выходу его из строя, а также плохая стабильность положения поплавков в ротаметрах во время работы аспиратора. Все эти недостатки в совокупности делают электроаспиратор ПРУ-4 непригодным для широкого использования в общегосударственной службе наблюдения и контроля загрязнения природной среды.

Электроаспиратор ЭА-40, хотя и обладает характеристикой по производительности и разрежению, лишь немного уступающей характеристике электроаспиратора М-114 М, но тоже имеет серьезные конструктивные и эксплуатационные недостатки. Аналогичными недостатками обладает и электроаспиратор ЛК-1 с автономным питанием от аккумуляторной батареи.

Для электроаспиратора модели 822, также как и для электроаспираторов ПРУ-4 и М-114, получено очень хорошее согласование с образцовым прибором (газовый счетчик ГСБ-400, имеющий класс точности I) по измеряемому расходу воздуха. Но этот прибор имеет самую плохую характеристику по достигаемому разрежению, что ограничивает его область применения.

Однако неоспоримыми преимуществами этого электроаспиратора перед ПРУ-4 и ЭА-40 является высокое качество изготовления всех узлов и деталей и высокая стабильность положения поплавков ротаметров во время работы аспиратора, что обусловлено удачной

Таблица I

Основные технические характеристики электроасpirаторов, применявшихся до стандартизации

№ п.п.	Наименование параметра	Модель 822	ЭА-40	ПРУ-4	ЛК-I	М-П14 М
1.	Число каналов	4	4	4	4	5
2.	Диапазон изменения расхода в каждом канале, л/мин	0,1-1 (2) 1,0-20 (2)	0-2 (2) 0-30 (2)	0,1-3 (2) 2,0-25 (2)	0-3	0,2-0,6 (1) 0,5-2,0 (1) 2,0-5,0 (2) 70-240 (1)
3.	Разрежение: максимальное, Па минимальное, Па	10 595 3 925	11 280 3 925	19 620 7 850	9 320 5 600	12 750 10 790
4.	Суммарный расход, л/мин	42	46	56	12	12,6-240
5.	Основная приведенная погрешность измерения расхода воздуха, %	не аттестован	не аттестован	не аттестован	не аттестован	5*
6.	Напряжение питания, В	220	220	220	12	220
7.	Частота, Гц	50	50	50	50	50
8.	Потребляемая мощность, ВА	130	300	300	30	600
9.	Масса, кг	8	10	8,5	8	6,6-8,0
10.	Длительность рабочего цикла, мин	не более 60	не более 40	не более 60	не более 40	не более 60
11.	Измеритель расхода или объема воздуха	ротаметр	ротаметр	ротаметр	ротаметр	ротаметр
12.	Предприятие-изготовитель	ПО "Красногвардеец"	ЭПМ НИИ санитарии и гигиены им. Эрисмана	ЭПМ НИИ санитарии и гигиены труда и проф. заболеваний	ЭПМ НИИ санитарии и гигиены им. Эрисмана	Измерит. диаграммы-ЭПМ НИИ

*Подтверждается актом ведомственных испытаний.

конструкцией ротора ротационного насоса и самих поплавков. Это обстоятельство и позволило рекомендовать применение электроаспиратора модели 822 на сети наблюдения и контроля загрязнения природной среды как временную меру до разработки нового электроаспиратора. Поэтому они включены в комплект павильона ПОСТ-I для стационарных постов.

Помимо отмеченных выше недостатков электроаспираторов, имелись и большие трудности в приобретении этих приборов в необходимом количестве, связанные с ограниченными производственными мощностями ЭПМ соответствующих НИИ Минздрава и объединения "Красногвардеец", едва удовлетворяющими собственные потребности Минздрава. Поэтому чрезвычайно актуальным и эффективным было решение о разработке нового электроаспиратора М-II4 М, производство которого организовано в ЭПМ НИИП. Этот электроаспиратор превосходит все остальные по качеству. Он позволяет одновременно производить отбор проб на пыль с помощью фильтров и на газовые ингредиенты с помощью поглотительных приборов. К сожалению, электроаспиратор М-II4 М имеет лишь внутриведомственное применение, так как он метрологически не аттестован.

В настоящее время на основании приказа 4 министров (Минприбора, ГИТИС, Минхимпрома и Госстандарта СССР) от 31.07.74 г. ИГО и СКГБ-СП (г.Клин) на хозяйственных началах разработали новые электроаспираторы, основные характеристики которых представлены в табл.2. Они соответствуют ГОСТ 17.2.6.01-80 / 5 / и поэтому подлежат контролю лабораториями Государственного надзора (ЛГН).

В 1976 г. разработаны электроаспираторы ЭА-I и ЭА-2 и серийно выпускаются Мукачевским заводом комплектных лабораторий, начиная с 1978 г. Первый из них предназначен для отбора газовых проб воздуха на газообразные примеси с помощью поглотителей, а второй - для отбора газовых проб пыли с помощью опрессованных фильтров из ткани ФПП-15 или аналогичных / 6, 7 /.

Таким образом, с 1978 г. началось оснащение общегосударственной сети наблюдения и контроля природной среды (ОГСНК) аспирационными устройствами нового поколения.

Особенно удачное конструкторское решение получено для ЭА-2С, в основу конструкции которого заложен вихревой вентилятор. Вихревой вентилятор в сочетании с 3 фазным электродвигателем гарантирует бесперебойную круглосуточную работу электроаспиратора и обуславливает малые габариты системы.

Таблица 2

Основные технические характеристики электроасpirаторов и воздухозаборников,
изготавливаемых Мукачевским заводом комплектных лабораторий

№ п.п.	Наименование параметра	ЭА-I	ЭА-2	ЭА-2С	ЭА-1А	"Компонент"
1.	Число каналов	4	I	I	4	4
2.	Диапазон изменения расхода воздуха в каждом канале, л/мин	0,25-5,0	150-250	75-125	0,25-5,0	0,25-5,0
3.	Разрешение: максимальное, Па минимальное, Па	14 000 9 000	12 000 9 000	11 000 7 500	6 500 3 700	7 800 1 400
4.	Суммарный расход, л/мин	20	250	100±25	10	32
5.	Основная приведенная погрешность измерения расхода, %	10	6	5	10	5
6.	Напряжение питания, В	220	220	220/380	12	220
7.	Частота, Гц	50	50	50	0	50
8.	Потребляемая мощность, ВА	500	1300	1700	40	800
9.	Масса, кг	25	43	80	8	100
10.	Длительность рабочего цикла, мин	20	20	крупносулт. и циклич.	20	20±0,25 автоматически, по 8 проб за период от 5 до 24 часов
II.	Измеритель расхода или объема воздуха	ротаметр	счетчик газа П-40	счетчик газа П-40	ротаметр	критические сольа

Благодаря высокой степени унификации электроаспираторов сходного назначения вихревой вентилятор может с успехом заменить ненадежный и дефицитный пылесос в электроаспираторе ЭА-2. В будущем возможно создание на базе ЭА-2 и ЭА-2С универсального электроаспиратора для разовых и среднесуточных отборов проб пыли.

Электроаспираторы ЭА-1А позволяют осуществлять разовый отбор проб воздуха на 4 газовые ингредиента в полевых условиях, а электроаспираторы ЭА-2С - осуществлять круглосуточный отбор проб пыли для определения ее среднесуточной массовой концентрации с последующим определением ее химического состава посредством химического, спектрального или активационного методов анализа.

Промышленный выпуск электроаспираторов ЭА-1А позволит оснастить сеть, и, в первую очередь, передвижные лаборатории "Атмосфера-П" / 8 / переносными электроаспираторами с автономным питанием от аккумуляторов для отбора проб на пыль и газовые ингредиенты, что позволит отказаться от устаревших электроаспираторов ЛК-1.

Производство высокопроизводительного электроаспиратора ЭА-3 намечено в 1983 г.

Большим шагом в направлении автоматизации измерений явилось создание воздухозаборника "Компонент", предназначенного для автоматического отбора по заданной программе проб атмосферного воздуха, используемых для контроля атмосферного воздуха с помощью лабораторных методов.

Этот воздухозаборник может эксплуатироваться самостоятельно или в составе технических средств станции "Воздух-1" и павильона "ПОСТ-1", которые изготавливаются Мукачевским заводом комплексных лабораторий / 1 /.

В рассматриваемых электроаспираторах для отбора проб пыли используются фильтры из ткани ФПП-15.

До настоящего времени фильтры из ткани ФПП-15 изготавливались непосредственно в подразделениях сети, производящих измерение концентрации пыли / 7 /. Такой способ производства отнимал много сил и средств и не позволял получать фильтры с заданными свойствами из-за различных условий опрессовки фильтров.

Все это привело к необходимости промышленного изготовления фильтров из ткани ФПП-15 по методике ГГО им.А.И.Воейкова.

С этой целью нами совместно с НИИП были разработаны технические условия на "фильтры для отбора проб воздуха на пыль ТУ 52-01-367-80", по которым в настоящее время в ЭПМ НИИП изготавливаются фильтры для ОГЧНК.

Для характеристики фильтров использовался параметр β , который определяет сопротивление фильтра потоку воздуха, приведенное к линейной скорости потока l см/с, т.е.

$$\beta = \frac{\Delta h_{\phi}}{v}, \quad (I)$$

где Δh_{ϕ} - перепад давления на фильтре, Па; v - линейная скорость воздуха, проходящего через фильтр, см/с.

Измерения сопротивления фильтров β при различных скоростях проходящего через фильтр потока воздуха осуществлялись с помощью установки, собранной по схеме, приведенной на рис.1.

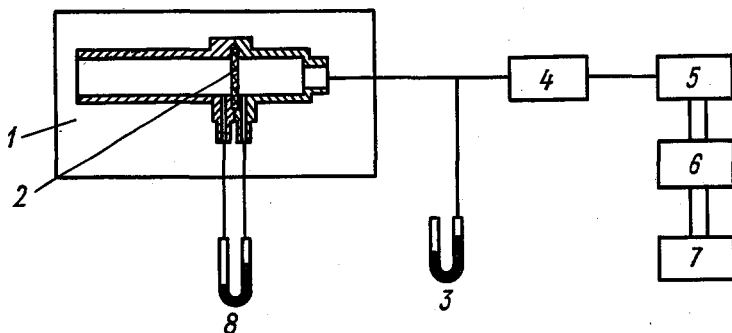


Рис.1. Схема установки для измерения сопротивления фильтров.

1 - фильтрдержатель, 2 - фильтр, 3 - U-образный водяной манометр, 4 - газовый счетчик "РГ-40", 5 - пылесос типа "Вихрь", 6 - лабораторный автотрансформатор, 7 - стабилизатор напряжения, 8 - U-образный водяной манометр.

По данным эксперимента, обнаруживается зависимость коэффициента β от величины линейной скорости потока воздуха, если под фильтр не подложена опорная сетка. Когда под фильтр сетка не подложена, значение параметра β остается постоянным (рис.2).

Наблюдаемое уменьшение коэффициента β при увеличении линейной скорости воздушного потока, проходящего через фильтр, характерно и для других исследованных фильтров, если под них не подложена опорная сетка.

Уменьшение сопротивления фильтров объясняется деформацией фильтра за счет действия воздушного потока. Фильтр при этом вытягивается по направлению набегающего потока и за счет растяжения его сопротивление уменьшается.

В экспериментах по определению сопротивления фильтра без

подложенной под него сетки было отмечено растяжение поверхности фильтра и вытягивание его по направлению движения набегающего потока. Это должно приводить к уменьшению сопротивления фильтра, как за счет уменьшения толщины фильтра, так и, в большей степени, за счет уменьшения плотности упаковки волокон фильтра. Полученные экспериментальные данные в этом аспекте согласуются с данными литературы / 6 /.

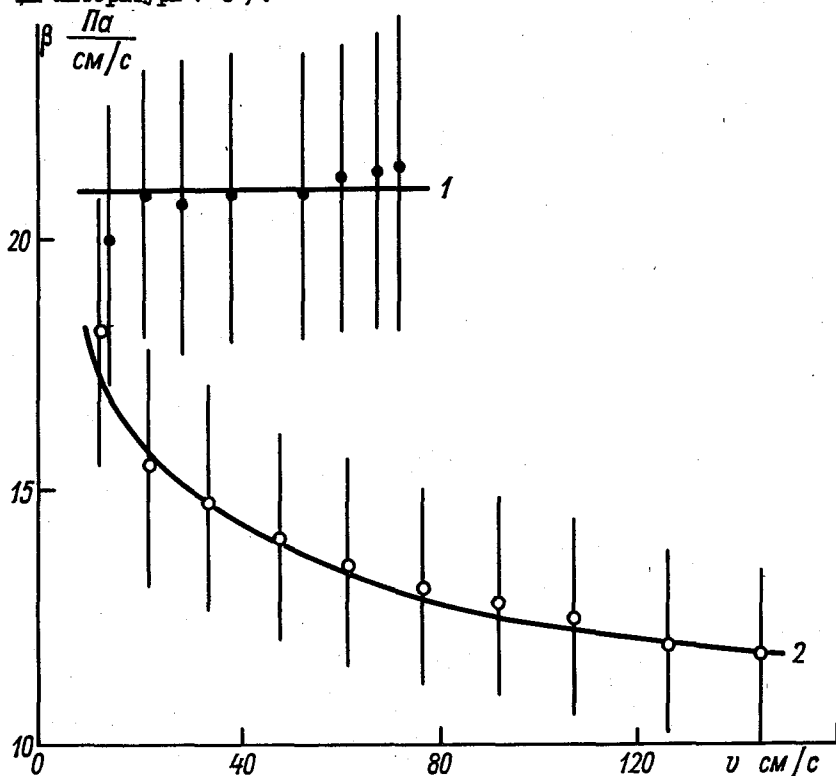


Рис.2. Зависимость коэффициента β для фильтра АФА-ВЛ-20 от линейной скорости проходящего через фильтр воздуха.

1 - под фильтр подложена сетка; 2 - фильтр без опорной сетки.

В различных методиках, применяемых для отбора проб воздуха на пыль, используются фильтры разных марок, которые эксплуатируются в неодинаковых условиях: объемные скорости прокачки изменяются от 20 до 250 л/мин / 3, 5 /. При этом одной из причин несовпадения результатов измерений концентрации пыли по разным методикам является изменение задерживающей способности фильтра за

счет его разрушения или деформации при больших скоростях прокачки атмосферного воздуха, наличие которой мы уже определили выше.

Другой возможной причиной расхождения результатов измерений концентрации пыли может явиться наличие подсосов воздуха в фильтродержателе и в других элементах воздухозаборной системы аспирационного устройства. Появление подсосов в воздухозаборной системе может приводить к завышению значения объема воздуха, прошедшего через фильтр, и тем самым влиять на величину измеренной концентрации пыли.

Наличие подсосов определялось по схеме, представленной на рис.3 для аспирационного устройства "ЭА-2".

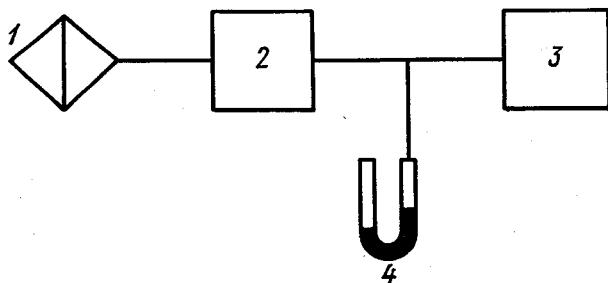


Рис.3. Схема установки для определения герметичности электроасpirатора.

1 - фильтродержатель с заглушкой, 2 - электроасpirатор ЭА-2, 3 - побудитель расхода воздуха, 4 - U-образный водяной манометр.

Фильтродержатель (1) закрывается заглушкой из вакуумной резины. С помощью дроссельного устройства ЭА-2 (2) устанавливается разрежение по U-образному водяному манометру (4), равное номинальному разрежению, при котором работает данная установка. Величина подсоса определяется по показаниям газового счетчика РГ-40 (2).

Объем воздуха, прошедшего через газовый счетчик РГ-40 (2) при закрытом входе, не должен превышать 5 % объема воздуха, проходящего через газовый счетчик при номинальном расходе, т.е.

$$\frac{Q_{\text{подс}}}{Q_{\text{ном}} t} \leq 5\%, \quad (2)$$

где $Q_{\text{подс}}$ - объем воздуха, л, проходящего через щели и отверстия в воздухозаборной системе; $Q_{\text{ном}}$ - номинальный расход воздуха, л/мин; t - время, мин, в течение которого проводилось определение.

При проведении подобных измерений оказалось, что существенную роль в наличии подсосов играет негерметичность фильтродержателя. При измерениях без уплотнительных колец, вставляемых в фильтродержатель, величина подсоса достигает 20-30 % от номинального расхода. Натекание воздуха за счет негерметичности фильтродержателя можно снизить с помощью уплотнительных колец из резины, помещаемых в фильтродержатель как показано на рис.4.

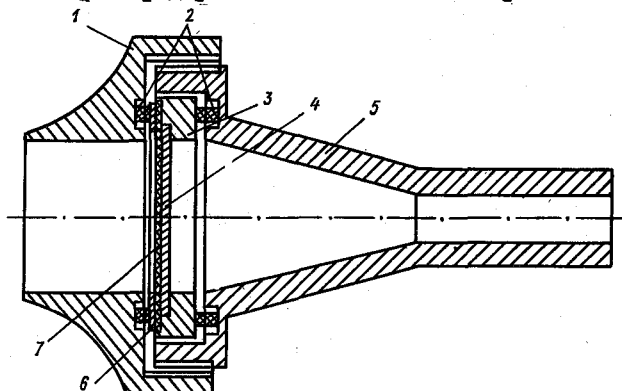


Рис.4. Конструкция фильтродержателя.

1 - накидная гайка, 2 - кольцевые резиновые прокладки, 3 - вкладыш для крепления опорной сетки и установки фильтра, 4 - опорная сетка, 5 - аллонж, 6 - прижимное кольцо, 7 - фильтр. Важную роль играет натекание воздуха через соединительные шланги воздушозаборной системы. Общее натекание воздуха за счет негерметичности фильтродержателя и соединительных шлангов может достигать до 40-50 % номинального расхода.

На основании проведенных экспериментов можно сформулировать некоторые рекомендации по усовершенствованию конструкции фильтродержателей.

Для улучшения качества фильтродержателя необходимо учесть следующее:

1) Фильтродержатель должен быть снабжен опорной сеткой (4) для устранения деформации и разрушения фильтра. Определение оптимальных размеров отверстий сетки в данной работе не проводилось. Это должно явиться темой дальнейших исследований по изучению действия применяемых на сети аспирационных устройств. В данном исследовании применялась капроновая сетка с размером ячеек $0,3 \times 0,3$ мм.

2) Для устранения подсосов в фильтродержателе его необходимо снабжать уплотнительными резиновыми прокладками (2), что поз-

вс
ст

ча воздуха в аспирационном устройстве за
держателя.

держателя (I), плотно скрепляющая
стороны должна быть снабжена приспо-
к нему заглушки, также снабженной
то необходимо для регулярной проверки
вдухозаборной системы. Для установки
в системе при проверке ее герметичности
да воздуха необходимо предусмотреть шту-
нер

дионного анализа обеспечивает относительную
ошибку массовой концентрации пыли на уровне ЦК 20 %
по методике Минздрава, что обусловлено
70 % по методике Минздрава, что обусловлено
невысокими скоростями фильтрации в последней и, следо-
вательно, малыми массами пыли, сравнимыми с порогом чувстви-
тельности аналитических весов.

Концентрация пыли, определяемая аспирационным методом, рас-
считывается по формуле

$$q = \frac{\Delta P}{Q}, \quad (3)$$

где ΔP - разность масс экспонированного и чистого фильтров
(P_2 и P_1); Q - разность показаний ротационного газового счет-
чика РГ-40 (Q_2 и Q_1).

Величины P_2 , P_1 , Q_2 и Q_1 определяются с некоторой
погрешностью, поэтому и стандартные ошибки величин P и Q оп-
ределяются с соответствующими погрешностями.

Рассчитываются они по формулам:

$$\sigma_{\Delta P} = \sqrt{\sigma_{P_2}^2 + \sigma_{P_1}^2}, \quad \sigma_Q = \frac{\varepsilon_Q}{2\sqrt{3}}, \quad (4)$$

где предельная ошибка ε_Q определения Q берется из паспор-
та счетчика РГ-40. Очевидно, что стандартная ошибка определения
рассчитывается по формуле / 6 /:

$$\sigma_q = \sqrt{\left(\frac{1}{Q}\right)^2 \sigma_{\Delta P}^2 + \left(\frac{\Delta P}{Q}\right)^2 \sigma_Q^2}, \quad (5)$$

где $\sigma_{\Delta P}$ и σ_Q определяются по формулам (4).

Для сравнения точности рассматриваемых методов определения
концентрации пыли при использовании формулы (5) для заданных
значений $q = 0,5 \text{ мг/м}^3$, $Q_{\text{фгм}} = 4 \text{ м}^3$ и $Q_{\text{АФА}} = 0,4 \text{ м}^3$ рассчита-
ны погрешности, которые приведены в табл.3.

Таблица 3

Сравнение погрешностей измерения концентрации
пыли двумя методами

№ п/п.	Параметр	ФПП-15			АФА-ВП		
		М*	σ	δ%	М*	σ	δ%
1. Масса фильтра, Р _ф							
	а) СЗ УГКС, мг	145,4	0,27	0,18	114,5	0,1	0,09
	б) ГГО, мг	134,1	0,15	0,11	92,1	0,1	0,11
2. Объем воздуха, м ³ , по методике:							
	а) ГГО	4,0	0,35	8,75	-	-	-
	б) Минздрава	-	-	-	0,4	0,08	20,0
3. Концентрация пыли, мг/м ³ , по данным:							
	а) СЗ УГКС	0,5	0,1	20	-	-	-
	б) Минздрава	-	-	-	0,5	0,35	70
М* - среднее значение параметра.							

На рис.5 приведены зависимости относительной ошибки измерения концентрации пыли двумя методами от величины навески пыли на фильтрах, по данным СЗ УГКС.

По приведенным на рис.5 кривым видно, что результаты, получаемые по методике Минздрава, имеют большую погрешность. Поэтому для сравнения методик необходимо использовать те случаи, когда концентрация пыли в воздухе значительно выше, чем $0,5 \text{ мг/м}^3$, что бывает достаточно редко. Поэтому целесообразно накапливать достаточно большую навеску пыли на фильтрах путем многократных измерений с одними и теми же фильтрами. Это является задачей последующих исследований.

Последующий эмиссионный спектральный анализ, а в недалеком будущем и атомно-абсорбционный анализ проб пыли позволяют существенно увеличить объем получаемой информации от одной пробы. При необходимости вести наблюдение за широким спектром элементов

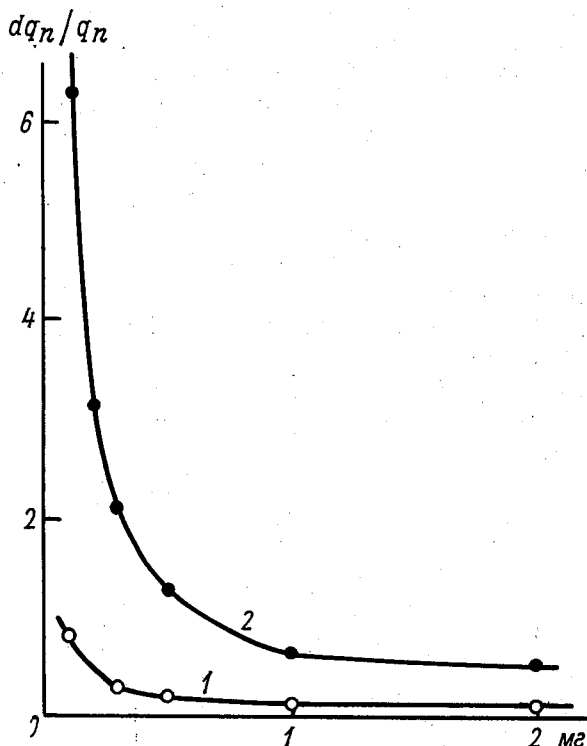


Рис.5. Зависимость относительной ошибки определения концентрации пыли двумя методами от величины навески пыли на фильтрах из ткани ФПП-15 производства НИИП и АФА-ВП-20.

1 - $q_{\text{ФПП-15}}$; 2 - $q_{\text{АФА-ВП-20}}$.

наиболее удобен эмиссионный спектральный анализ, который позволяет определять одновременно большинство элементов с чувствительностью $10^{-3} - 10^{-4} \%$. Когда же установлены определенные загрязняющие вещества, то для их контроля может быть использован атомно-абсорбционный анализ в пламенном и непламенном вариантах, который позволяет вести оперативный контроль за конкретными загрязняющими веществами с чувствительностью $10^{-6} - 10^{-7} \%$.

Для экологического контроля пригодны серийные спектральные приборы следующих типов: ИСП-30, "Сатурн", "Сатурн-2", "С-112", ДФС-10 и т.д. Метрологически данные методы обеспечены Государст-

венными стандартными образцами растворов металлов (ГСОРМ), которые с 1982 г. поступят на сеть.

Разработанные методики могут быть использованы при определении 18 наиболее токсичных элементов в атмосферном воздухе и выбросах с пределами обнаружения на уровне 0,01-100 мкг/м³.

Это позволит обеспечить единство измерений по Временной инструкции определения тяжелых металлов в равных пробах атмосферной пыли методом эмиссионной спектрометрии / 7 /, а в будущем методом атомно-абсорбционной спектрометрии.

Для внедрения инструкции:

1) в ИГО изготовлены фрезы для заточки угольных электродов, которые будут направлены в УГКС;

2) уточнены сроки, форма и адрес для направлений заявок на угольные электроды через местные управления материально-технического снабжения;

3) в 1982 г. будут получены ГСОРМ и направлены в УГКС.

Перспективен метод с использованием протонного возбуждения характеристического рентгеновского излучения, позволяющий понизить предел определения тяжелых металлов до 10⁻⁹ - 10⁻¹⁰ г.

Автоматизация измерения концентрации пыли может быть обеспечена радиоизотопным концентратомером РКП-4, обладающим пределами измерения от 0,05 до 10 мг/м³ при длительности цикла измерения от 5 до 100 мин, в зависимости от концентрации пыли, с приведенной относительной ошибкой измерения 15(25) %.

Большим достижением по автоматизации процессов измерения концентрации пыли является разработка и создание радиоизотопных концентратомеров пыли РКП-3, РКП-4 и РКП-5, основные технические характеристики которых приведены в табл.4.

Главным преимуществом этих приборов является то, что они измеряют непосредственно массовую концентрацию пыли, а результаты измерений практически не зависят от химического и дисперсного состава пыли / 2 /. Наиболее подходящими из них для служб наблюдения и контроля природной среды является РКП-4. Прибор имеет репер, с помощью которого по сигналу проверяется его работоспособность. Он может работать в составе павильона "ПОСТ-1", автоматизированных постов "Воздух-1" и "АНКОС-А".

Таблица 4

Технические характеристики радиоизотопных концентраторов
пыли

№ п.п.	Наименование параметров	Стационарные пылемеры			Экспресс-пы- лемеры РКП-5
		РКП-4	РКП-3		
1.	Диапазон измерения, мг/м ³	0,05-10	0,1-100	1-300 (1000)	(1)-5-2000
2.	Погрешность измерения, %	15(25)	15	15	15(25)
3.	Длительность цикла из- мерения, мин	5-100	2-100	2-20	6(25)
4.	Режим работы	Непре- рывный	Автоматический		Полуавтома- тический
5.	Вывод результата изме- рения (сигнал)	Цифровая	Индикация		
6.	Управление	Местное	Дистанционное		
7.	Условия эксплуатации: температура окружающей среды, °С	5...50	5...50	5...50	0...40
8.	Характеристика изме- ряемой среды:				
	температура, °С	-5...50	5...150	5...150	
	точка росы, °С	50	50	50	
	максимальная скорость потока (ветра), м/с	25	25	25	6
9.	Исполнение	III, В2	III, В2	III, В2	III, В2, РВИ
10.	Потребляемая мощность, Вт	180	150	150	6
11.	Масса общая, кг	63	40	63	3
	Масса блока отбора проб, кг	30	25	30	0,7
12.	Питание	220 В, 50 Гц 220 В 50 Гц автономное			

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Александров Н.Н., Завирухо Э.И. и др. Стационарный пост для комплексных наблюдений за загрязнением атмосферы. - Труды ИГО, вып.325, 1975, с.109-115.

2. Александров Н.Н., Гунья Г.С. Об измерении концентрации пыли радиометрическим методом. - Труды ИГО, вып.238, 1969.

3. Алексеева М.В. Определение атмосферных загрязнений. М.: Госхимиздат, 1963.

4. Вентцель Е.С. Теория вероятностей. - М.: Гос. изд-во физ.-мат.литературы, 1958, с.464.

5. ГОСТ 17.2.6.01-80. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов.

6. Петрянов И.В., Козлов В.И., Басманов П.И., Огородников Б.И. Волокнистые фильтрующие материалы.

7. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. -Л.: Гидрометеиздат, 1979, с.448.

8. Янковский И.А., Корнилов Е.В. и др. Передвижная лаборатория анализа загрязнения атмосферы. - Труды ИГО, вып.352, 1975, с.235-239.

МЕТРОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЛИДАРНЫХ ИЗМЕРЕНИЙ СОСТАВА ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ

Особенностью процесса определения газового состава промышленных выбросов является сложность аналитических измерений концентрации загрязняющих веществ, связанная с нестабильностью термодинамических характеристик выброса, с вариациями "времени жизни" таких компонентов как окислы азота, с интенсивным аэрозольным сопровождением и т.д.

Специфика контроля промышленных выбросов заключается также в необходимости учитывать рассеивание выбросов в атмосфере, т.е. процесс, существенно зависящий как от параметров выброса, так и от метеорологических параметров атмосферы вблизи источника выброса.

Среди прямых методов измерения концентрации загрязняющих веществ в выбросах выделяется своей универсальностью и потенциальными возможностями дистанционный метод СКР-лидарного зондирования. Этот метод, основанный на спектральном анализе вторичного излучения молекулярных компонентов атмосферы, возбужденного лазерным импульсом, реализован в опытных образцах СКР-лидаров в нашей стране и за рубежом [1, 3-5, 7], но не получил еще широкого распространения на сети наблюдения.

СКР-лидар может быть использован для измерения сравнительно высоких концентраций окислов азота, углеводородов и двуокиси серы, аммиака, сероводорода, ароматических углеводородов, белков и т.п., непосредственно над источником выброса, а также для определения некоторых метеопараметров - характеристик облачности и водно-дымовых шлейфов, влажности и прозрачности атмосферы. Одной из причин замедленного развития и внедрения в практику дистанционных средств контроля промышленных выбросов является отсутствие эффективной системы их метрологического обеспечения.

Анализ результатов предварительных испытаний передвижного экспериментального макета СКР-лидара [3, 4] позволили разработать программу исследований по оценке метрологических характеристик макета и в конечном итоге найти варианты решения некоторых вопросов метрологического обеспечения СКР-лидарного контроля.

В плане метрологического обеспечения лидарного контроля выбросов была проведена оценка следующих методов градуировки и по-

верки СКР-лидара:

расчетно-экспериментального метода, основанного на определении статической характеристики лидара и на экспериментальной проверке полученных зависимостей по естественным компонентам атмосферы, например, N_2 ;

метод с использованием образцовых газоанализаторов локального контроля или аттестованных методик измерения концентрации загрязняющих веществ в атмосфере (метод сличения);

метода, основанного на приготовлении образцовых смесей в замкнутом объеме, — метода имитатора трассы зондирования.

Градуйровка СКР-лидара по первому методу основывается на определении концентрации газовых компонентов путем сопоставления лидарных уравнений для азота и определяемого газа [7]:

$$q(R) = k_1 \cdot k_2 \cdot \frac{E_x(\nu_x, R)}{E_A(\nu_A, R)} \cdot \frac{\sigma_A}{\sigma_x} \cdot q_A(R), \quad (1)$$

где k_1 — аппаратная константа, учитывающая различное пропускание оптики на частотах ν_A и ν_x ; k_2 — коэффициент, учитывающий различное пропускание атмосферы на частотах ν_A и ν_x ; E_x/E_A — отношение энергий, поступающих на приемник на частотах ν_A и ν_x ; σ_A/σ_x — отношение поперечных сечений КР для азота и измеряемого компонента; $q_A(R)$ — концентрация азота в атмосфере.

Различие в пропускании атмосферы на частотах комбинационного рассеяния измеряемого компонента и атмосферного азота, которое характеризуется константой k_2 может быть оценено по формуле:

$$k_2 = \frac{\exp \left[-\int_0^R \varepsilon_{\nu_x}(R) dR \right]}{\exp \left[-\int_0^R \varepsilon_{\nu_A}(R) dR \right]}, \quad (2)$$

где ε_{ν_x} и ε_{ν_A} — коэффициенты ослабления соответственно на частотах ν_x и ν_A .

Погрешность СКР-лидара оценивается по формуле [8]:

$$\Delta = k \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^m \frac{1}{3} \theta_i^2 + S^2(E_x/E_A)}, \quad (3)$$

k — коэффициент, зависящий от соотношения случайной и неисключенной систематической погрешности; θ_i — i -я неисключенная систематическая погрешность ($m = 5$); $S(E_x/E_A)$ — оценка среднего квадратического отклонения результата измерения отно-

шения энергий.

Относительная систематическая составляющая погрешности измерения концентрации компонента может быть оценена по формуле:

$$\theta_{q_x} = \sqrt{\theta_{k_1}^2 + \theta_{k_2}^2 + \theta_{E_x/E_A}^2 + \theta_{\epsilon_A/\epsilon_x}^2 + \theta_{q_A}^2} \quad (4)$$

Погрешность в определении аппаратурной константы k может быть уменьшена до уровня 1–2 %. То же самое можно сказать при достаточно больших сигналах и о погрешности измерения отношения принимаемых энергий θ_{E_x/E_A} . При контроле давления погрешность в оценке концентрации азота в атмосфере не превышает 1 %. Поэтому основной вклад в систематическую составляющую погрешности связан с неопределенностью значений коэффициента k , учитывающего пропускание атмосферы и отношения поперечных сечений КР. Погрешность в определении коэффициента k_2 по формуле (2) возникает, во-первых, из-за отсутствия в обычных измерениях информации о метеорологической дальности видимости (МДВ), а во-вторых, из-за неопределенности аэрозольных моделей, исходя из которых производится переход от МДВ к коэффициентам ослабления. В случае определения концентрации примеси по формуле (1) эти погрешности частично компенсируются за счет близких значений длин волн, на которых ведется прием сигналов комбинационного рассеяния, и ограниченности трасс зондирования. Тем не менее, несмотря на то, что сечение аэрозольного рассеяния можно оценить достаточно строго, пренебречь этой составляющей нельзя. Проведенные оценки показывают, что при отсутствии контроля МДВ составляющая погрешности θ_{k_2} может достигать 20 %.

Случайная составляющая погрешности при времени зондирования 1–2 минуты не превышает 20 %. При этом суммарная погрешность измерения концентрации СКР-лидара будет порядка 20–40 %.

Наибольший вклад в погрешность СКР-лидара вносит составляющая, обусловленная неопределенностью в отношении поперечных сечений КР для азота и измеряемого компонента. Оценка этой составляющей, проведенная на основе литературных данных [1, 7], дает значение 5–15 %.

Существенным для этой оценки является то обстоятельство, что сечение КР для азота и других компонентов по литературным данным определялось при возбуждении КР излучением на длинах волн генерации твердотельных и газовых лазеров, за исключением четвертой гармоники лазера на иттрий-алюминиевом гранате, легиро-

ванном неодимом (266,1 нм). Но именно эта длина волны удовлетворяет оптимальным условиям зондирования, поскольку в области длин волн меньше 300 нм отсутствует фон неба и чувствительность СКР-лидара одинакова в дневных и ночных условиях.

Для определения отношения поперечных сечений КР азота и измеряемых компонентов (NO_2 , SO_2 , NH_3 , H_2S , NO , CO , O_2 , CO_2 , H_2O и H_2) были проведены лабораторные измерения сечений названных газов на длинах волн 532,2, 488,0 и 266,1 нм.

В качестве источников возбуждающего излучения были использованы аргоновый лазер мощностью более 1 Вт (488, 514,5 нм) и YAG : Nd^{+3} - лазер с преобразованием основной гармоники во вторую и четвертую со средней мощностью 1,6 Вт на 532,2 нм и 0,15 Вт на 266,1 нм. Спектры регистрировались на спектрофотометре ДФС-24, с заменой стеклянных оптических элементов прибора на кварцевые. Приемник рассеянного света располагался под углом 90° к направлению лазерного луча, перед входной щелью монохроматора был установлен деполяризатор. С помощью фазовой пластинки направление поляризации лазерного луча устанавливалось перпендикулярно направлению наблюдения. Такая схема освещения эквивалентна схеме со сбором света обратного рассеяния, которая реализуется при лазерном зондировании атмосферы СКР-лидаром.

Интенсивности линий КР измерялись методом "насыщения" интенсивности с использованием внешнего и внутреннего эталонов [2]. В качестве эталонного газа использовался азот, измерения проводились относительно интенсивности Q ветви N_2 .

Для расчета абсолютных сечений КР газов при возбуждении в видимой области были использованы литературные данные по сечениям КР азота [11, 13, 14] и результаты измерений, проведенных при возбуждении светом с длинами волн 514,5, 488,8 и 266,1 нм (табл.1), $\sigma \cdot 10^{31} \text{ см}^2 \cdot \text{мол}^{-1} \cdot \text{ср}^{-1}$.

Репрезентативность полученных результатов, правильность методики эксперимента подтверждаются сравнением относительных интенсивностей линий во вращательном спектре водорода, рассчитанных по поляризационной теории Плячека [9] и измеренных нами (табл.2).

При измерении сечений КР газов из вышеприведенного списка в качестве внутреннего эталона использовался азот, благодаря его химической инертности и изученности характеристик спектра КР.

Приведенные в табл.3 сечения КР наиболее интенсивных линий получены для длин волн возбуждения (532,2 и 266,1 нм), соответ-

Таблица 1

Длина волны возбуждения, нм			
514,5	488,0	266,1	Источники
$4,2 \pm 0,2$	$5,4 \pm 0,3$		[13]
$4,4 \pm 0,2$			[11]
$4,4 \pm 0,3$	$5,5 \pm 0,4$		[14]
$4,3 \pm 0,3$	$5,3 \pm 0,4$	74 ± 6	Авторы

Таблица 2

Переход $i'' - i'$	$\Delta\nu$, см^{-1}	Длина волны возбуждения, нм					
		514,5		488,0		266,1	
		Теор.	Экспер.	Теор.	Экспер.	Теор.	Экспер.
$0 \rightarrow 2$	354	0,357	0,33	0,350	0,34	0,345	0,36
$1 \rightarrow 3$	587	1	1	1	1	1	1
$2 \rightarrow 4$	814	0,141	0,14	0,139	0,13	0,143	0,17
$3 \rightarrow 5$	1034	0,091	0,1	0,0895	0,094	0,0936	0,1

ствующих излучению лазера в макете СКР-лидара.

При изменении длины волны возбуждения для большинства газов соблюдается пропорциональность сечения КР четвертой степени частоты возбуждаемых линий, аномально большие сечения КР соответствуют резонансным спектрам NO_2 на $\lambda = 488,0$ нм, SO_2 - 266 нм, O_2 - 266 нм.

Легко убедиться, что погрешность в определении $\theta_{\text{сх}}/\theta_{\lambda}$ для большинства газов действительно лежит в пределах 5-15 % и для возбуждающей длины волны (266,1 нм) СКР-лидара. Однако возможны отклонения от указанной величины, связанные с явлениями поглощения вторичного излучения, с рассеянием на аэрозоле и фотохимическими реакциями инициированными возбуждающим излучением.

Следует отметить, что суммарная погрешность измерения концентрации в атмосфере с помощью СКР-лидара, составляющая по оценкам от 20 до 40 %, будет уменьшаться по мере повышения точности измерения сечений КР и будут уточняться сведения об ослаб-

Таблица 3

Молекула	Частотный сдвиг, см^{-1}	Сечение КР относительно азота				
		266,1	532,2	488,0	лит. данные	
					488,0	ссылка
NO_2	750	0,5	$30,7 \pm 3$	110		
—	1320	$4,8 \pm 0,5$	$25 \pm 2,5$	120		
SO_2	1151	80 ± 40	—	$5,6 \pm 0,5$	5,2	/ 10 /
NH_3	3334	$7 \pm 0,8$	$5,3 \pm 0,2$	$5,4 \pm 0,2$	5,0	/ 10 /
H_2S	2611	$8,4 \pm 1$	$6,8 \pm 0,7$	$6,6 \pm 0,7$	6,4	/ 10 /
NO	1877	$0,30 \pm 0,06$	—	$0,48 \pm 0,05$	0,27	/ 10 /
—					0,54	/ 12 /
CO	2145	$1,05 \pm 0,05$	$0,9 \pm 0,05$	$0,96 \pm 0,04$	1,0	/ 10 /
O_2	1556	$2,1 \pm 0,2$	$1,2 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,05$	1,3	/ 10 /
CO_2	1886	$1,1 \pm 0,1$	—	$0,93 \pm 0,08$	0,89	/ 10 /
—	1388	$1,7 \pm 0,2$		$1,4 \pm 0,1$	1,4	/ 10 /
H_2O	3652	$3,8 \pm 0,8$	—	$2,6 \pm 0,2$	2,62	/ 6 /

лении лазерного излучения на длинах волн КР в реальной атмосфере.

Обращаясь к формуле (1), можно отметить, что все значения величин в этой формуле могут быть измерены независимо, поэтому СКР-лидар, строго говоря, не требует специальной градуировки. Основным априорным допущением при этом является предположение о постоянстве содержания азота в атмосфере и в шлейфе выброса. Последнее не всегда верно, особенно в зоне выброса мощных тепловых электростанций.

Вариации концентраций аэрозольной составляющей выброса влияют на ослабление вторичного излучения, создают переменный фон люминесцентного свечения и т.п., поэтому представляется необходимым дополнить расчетно-экспериментальный метод независимыми методами определения погрешности.

Основной метода сличения оценки погрешности СКР-лидарных измерений является сопоставление результатов измерения дистанционными и локальными средствами концентрации основных загрязняющих веществ в газовой смеси на трассе зондирования. Наиболее эффек-

тивным способом осуществления таких исследований является эксперимент в поле факела, создаваемого мощным источником загрязняющих веществ, например, дымовой трубой тепловой электростанции.

Непрерывные, в течение нескольких часов, измерения концентраций компонентов возобновляемой газовой смеси в газоходе котлоагрегата с помощью локальных газоанализаторов, сопровождаемые контролем за скоростью газового потока в газоходе и дымовой трубе позволяют получать репрезентативные данные о составе потока, выходящего из устья трубы.

Выбор объема зондирования в факеле источника основан на характеристиках газового потока (скорость, температура) и метеорологических условиях в районе источника (скорость и направление ветра, температура и влажность воздуха).

Результаты предварительных исследований по сравнению СКР-лидарных и локальных измерений концентрации двуокиси серы, окиси углерода в выбросах ТЭЦ изложены в статье авторов / 4 /.

При градуировке и поверке локальных рабочих газоанализаторов в газоанализатор подают газовые смеси известного состава (образцовые меры) и устанавливают соотношение с выходными сигналами, после чего либо строят градуировочную зависимость, либо проверяют ее сохранность. Если для метрологического обеспечения лидаров использовать аналогичный подход, то с учетом их специфики требуется разработка кивет, диаметр и длина которых определяется размерами области атмосферы, подлежащей зондированию. В такой кивете имитатора трассы создается газовая смесь заданного состава.

Исследования по методу имитатора трассы проводились на специальном стенде, представляющем собой пятнадцатиметровую трубу с крышками, с устройствами для создания и анализа газовой смеси. В трубу с закрытыми крышками с помощью натекателей вводилась расчетное количество двуокиси серы или углеводородов (пары бензина, дизельного топлива). После 15 минутного перемешивания и установления стабильной концентрации, концевые крышки трубы открывали и проводили дистанционные измерения. СКР-лидар находился на расстоянии 50 м, оптические оси лидара и трубы были совмещены. Длительность строб-импульса приемной системы лидара соответствовала длине трубы, за исключением полутораметровых участков у конца трубы для уменьшения влияния процессов диффузии на результат измерений.

Использовался также комплексный метод поверки СКР-лидара с

помощью имитатора трассы и сличения с результатами измерений локальными средствами. Результаты исследований по двум методам сведены в табл.4.

Таблица 4

Измеряемый компонент	Концентрация, г/м ³			
	Метод сличения		Метод имитатора трассы	
	локальный	дистанционный	локальный	дистанционный
Двуокись серы	2,5±0,25	1,8	0,953	1,0
	2,3±0,3	2,1	0,068	0,07
Окись углерода	0,1±0,03	0		
	10,8±0,9	7,1		
	12,0±1,5	18,0		
Сумма углеводородов	5,0±0,5	8,8	3,2	3,0
			0,18	0,16
			0,09	0,08
			0,024	0,02

Результаты исследований методом сличения получены во время натурных испытаний передвижного макета СКР-лидара на тепловой электростанции при работе на мазутно-газовом котлоагрегате с дымовой трубой высотой 65 м и диаметром устья 3 м. Измерения локальным методом проводились с помощью газоанализаторов двуокиси серы ESDA-103 ("Хориба", Япония), окиси углерода и суммы углеводородов RIKEN-503 AH-S ("Рикен Кейки", Япония) на двадцатиметровой отметке в газоходе.

Как указывалось выше, уровень аэрозольного загрязнения существенно влияет на пороговую чувствительность СКР-лидара, например, по окиси углерода она ограничена величиной 0,1 г/м³. Концентрация суммы углеводородов, измеренная в шлейфе СКР-лидаром, завышена за счет аэрозольной составляющей выброса углеводородов, не измеряемой локальным газоанализатором. Таким образом, измерения фона вторичного излучения аэрозолей атмосферы и шлейфа входит в программу исследований метрологических характеристик СКР-лидара для оценки систематической погрешности, зависящей от конк-

рентных параметров аэрозольного выброса. В описываемом макете СКР-лидара предусмотрена одновременная трехканальная регистрация сигналов на длине волны КР и двух соседних длинах волн для определения фона. Спектры вторичного излучения "чистой" атмосферы и дымового шлейфа трубы ТЭС представлены на рис.1.

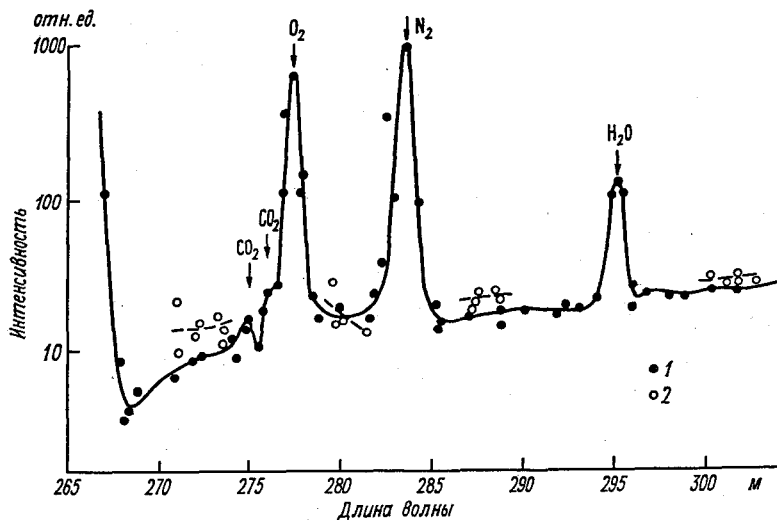


Рис.1. Спектрограмма излучения атмосферы при лидарном зондировании (спектральная ширина щели 0,25 мм).
1 – результаты измерения в "чистой" атмосфере;
2 – результаты измерения в факеле над дымовой трубой.

В результате проведенных натурных испытаний определены основные метрологические характеристики экспериментального макета передвижного СКР-лидара – суммарная погрешность измерения Δ для SO₂ составляет 15 %, для CO и суммы углеводородов – ~40 %. Удовлетворительное совпадение результатов исследования различных методов поверки и градуировки СКР-лидара позволяет рекомендовать его в качестве основы метрологического обеспечения дистанционных средств контроля состава выбросов промышленных предприятий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вайнер Ю.Г. и др. Дистанционный контроль газовых выбросов методом комбинационного рассеяния света. - Метеорология и гидрология, 1980, № 12, с.39-47.
2. Гилсон Т., Хендра П. Лазерная спектроскопия КР в химии. - М.: Мир, 1973.
3. Гордон В.М., Зубаров А.А., Иванов Е.К., Моховиков А.С. Дистанционный контроль промышленных выбросов КР-лидаром с длиной волны 266,1 нм. - Тезисы докл. на VII Всесоюз. симпоз. по лазерному и акустическому зондированию атмосферы. - Томск, 1982.
4. Гордон В.М., Иванов Е.К., Кукушинский В.Д., Миляев В.Б. Экспериментальная оценка методов локального и дистанционного контроля состава промышленных выбросов. - Труды ИТО, 1984, вып.477, с.135-138.
5. Захаров В.М., Костко О.К. Метеорологическая лазерная локация. - Л.: Гидрометеиздат, 1977.
6. Елисеев А.А., Попова Т.Н., Родионова О.В. Определение эффективного сечения колебательного комбинационного рассеяния света для молекул воды. - Изв. ВУЗов. Физика, 1980, т.23, № 7, с.33-36.
7. Инаба Х. Обнаружение атомов и молекул посредством комбинационного рассеяния и резонансной флуоресценции. В кн.: Лазерный контроль атмосферы. - М.: Мир, 1979, с.181-279.
8. Кудряшова Ж.Ф., Рабинович С.Г. Методы обработки результатов наблюдений при косвенных измерениях. Труды метеорологических институтов СССР, вып.172(234). - Л.: Энергия, 1975, с.3-58.
9. Плачек Г. Релеевское рассеяние и Раман-эффект. ОНТИУ, "Украина", 1935.
10. Fehner W. R., Hyatt H. A., Kellam J. M., Porto S. F. S. Raman Cross Section of Some Simple Gases. - J. Opt. Soc. Amer., 1973, vol. 63, N 1, p. 73-77.
11. Fouché D. G., Chang R. K. Relative Raman Cross Section for O_3 , CH_4 , C_2H_2 , NO , H_2O and H_2 . - Appl. Phys. Lett, 1972, vol. 20, N 7, p. 256.
12. Neell Y. M., Allario F., Jarret O., Seals R. K. Measurement of F_2 , NO and ONF Raman Cross

Sections and depolarisation ratios for diagnostics in chemical basers. - J. Chem. Phys., 1973, vol. 58, N 7, p. 2896-2902.

13. Hyatt H. A., Oherlow Y. M., Fennner W. R., Porto S. P. S. Cross section for the Raman effect in molecular nitrogen gas. - J. Opt. Soc. Amer., 1973, vol. 63, N 12, p. 1604-1606.

14. Murphy W. F., Holzer W., Bernstein H. Y. Gas Phase Raman Intensities: A Review of "Pre-Laser" Data. - Appl. Spectr., 1969, vol. 23, N 3, p. 211-218.

КОНТРОЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПЕРЕДВИЖНОЙ ЛАБОРАТОРИИ

Изучение пространственно-временных характеристик полей загрязнения воздушного бассейна городов имеет большое практическое значение для создания эффективной системы регулирования качества атмосферного воздуха в крупных промышленных центрах страны / 3./.

Источником информации об уровне загрязнения воздуха служат посты наблюдения, входящие в автоматизированную систему контроля загрязнения воздуха АСКЗВ или АНКОС с непрерывным измерением концентрации загрязняющих веществ, а также стационарные и маршрутные посты с отбором проб воздуха до 4 раз в сутки. Измерения на маршрутных постах производятся в разных точках города и под факелами промышленных предприятий для определения вклада отдельных источников выбросов в загрязнение атмосферного воздуха. Разработанная в рамках теории атмосферной диффузии методика определения максимума концентрации загрязняющих веществ в приземном слое атмосферы позволяет производить расчеты для отдельных источников - высоких дымовых труб / 2 /. В условиях города поле концентраций обусловлено совокупностью выбросов рассредоточенных промышленных предприятий и автотранспорта, характером городской застройки, розой ветров и отличается существенной неоднородностью. Существующие методики оптимального размещения постов наблюдений и определения необходимого количества постов не во всех случаях обеспечивают получение достоверной характеристики поля средних и (или) максимальных концентраций загрязняющих веществ в воздушном бассейне города. Необходимо также отметить, что увеличение плотности стационарной сети наблюдений, связанное с большими материальными затратами, незначительно повышает точность оценки уровня загрязнения / 1 /.

Указанные недостатки в организации сети наблюдений могут быть в известной степени устранены с помощью передвижных лабораторий / 4 / контроля загрязнения атмосферного воздуха (ПМКЗВ). Оснащенная автоматическими газоанализаторами и метеостанцией, передвижная лаборатория используется для решения целого ряда задач, таких как:

- проверка репрезентативности размещения стационарных постов;
- проведение подфакельных измерений;

- уточнение границ санитарно-защитных зон предприятий и выявление неорганизованных выбросов;
- определение вертикального и горизонтального профилей загрязнений;
- экспериментальная оценка газозащитной эффективности планировочных элементов города;
- экспедиционные обследования загрязнения воздуха в пригородных районах и т.п.

В ГГО им.А.И.Воейкова введена в эксплуатацию передвижная лаборатория контроля загрязнения атмосферного воздуха двуокисью серы, сероводородом, окислами азота, окисью углерода и суммой углеводородов, размещенная в кузове автомобиля ГАЗ-66.

Концентрация двуокиси серы измеряется с помощью флуоресцентного газоанализатора АГ - 20 в диапазоне 0-2,5 мг/м³ с пределом чувствительности 0,005 мг/м³.

Газоанализатор АС-3 позволяет измерять хемилюминесцентным методом концентрации окиси азота в диапазонах 0-I, 0-10, 0-100 млн⁻¹ и, при циклическом подключении конвертера, преобразующего NO₂ в NO, также суммарную концентрацию окислов азота NO_x.

Оптико-акустический газоанализатор СО позволяет измерять концентрацию окиси углерода в диапазоне 0-115 мг/м³ с погрешностью ± 1 %.

Эти автоматические газоанализаторы французской фирмы "Эн-виронман" с цифровыми дисплеями имеют выход на цифropечатающее устройство с интеграторами (время осреднения от 15 мин до 24 ч) или на самопишущий потенциометр с непрерывной регистрацией на диаграммной ленте.

Для измерения концентрации окиси углерода используются также газоанализаторы: электрохимический "Палладий" с диапазонами 0-3, 0-10, 0-30 мг/м³ и оптико-акустический ГМК-3 с диапазонами 0-40, 0-80, 0-400 мг/м³, класс приборов 20. Регистрация данных на диаграммной ленте самописца.

Малогабаритные индикаторы с электрохимическими ячейками фирмы "Рикен Кейки" служат для оценки уровня загрязнения воздуха окисью углерода в диапазоне (0...500 ± 10) млн⁻¹ и сероводородом в диапазоне (0...30 ± 1) млн⁻¹.

Пламенно-ионизационный газоанализатор суммы углеводородов используется для контроля газов и паров органических соединений в диапазонах концентраций 0-10, 0-100, 0-1000 млн⁻¹.

Все перечисленные газоанализаторы снабжены баллонами высокого давления с поверочными газовыми смесями для калибровки

и азотом для установки нуля. Газоанализатор А F -20 имеет встроенные устройства – микродозатор двуокиси серы для калибровки и фильтр для получения "нулевого" газа.

Газоанализатор суммы углеводов VE-5 калибруется по пропану. Идентификация углеводородных соединений в пробе производится с помощью газоанализатора MIRAN-80 – инфракрасного спектрального прибора с кветой изменяемой длины ($0,75+2I,25$ м) и компьютером. Однако из-за низкой чувствительности MIRAN-80 такая операция возможна только при больших концентрациях углеводов в пробе ($\sim 10 \text{ млн}^{-1}$) и при наличии эталонных спектров анализируемых веществ, полученных на данном приборе.

Устройство пробоотбора представляет собой систему фторопластовых трубок разной длины, закрепляемых на вертикальной мачте или на горизонтально натянутом тросе, и блока VE-5 – побудителя расхода с фильтром тонкой очистки и электромагнитными клапанами для коммутации потоков воздуха, отбираемого в разных точках.

В кузове автомобиля смонтирована штатная метеостанция М-49 для измерения температуры и влажности воздуха, скорости и направления ветра. Блок пробоотбора и газоаналитические стойки закреплены в кузове на резино-воздушных амортизаторах, обеспечивающих сохранение работоспособности приборов после транспортировки по дорогам с улучшенным покрытием со скоростью $\leq 40 \text{ км/час}$.

В состав передвижной лаборатории входят бензиновые агрегаты автономного электропитания и кабель длиной 25 м для подключения к стационарной электрической сети.

Проверка репрезентативности размещения стационарных постов наблюдений с помощью передвижной лаборатории производилась в несколько этапов. Первый этап – сличение различных методов отбора и анализа проб воздуха на постах, оснащенных автоматическими газоанализаторами, и постах с использованием лабораторно-химических методов анализа. Сличение методик осуществлялось одновременными измерениями концентрации загрязняющих веществ в одной и той же точке отбора проб для анализа разными методами. Показано, что на ряде постов при определении концентрации двуокиси серы по сульфат-иону наблюдается завышение реальной концентрации за счет суммирования двуокиси серы и аэрозолей серной кислоты и сульфатов. Наблюдается также завышение значений концентрации двуокиси азота (в среднем на 20 %) и занижение концентрации окиси углерода при отборе пробы в резиновые камеры для измерения на ГМК-3 из-за малого объема пробы.

Для второго этапа проверки достоверности наблюдений на отдельных постах производились непрерывные измерения концентрации загрязняющих веществ в непосредственной близости от поста и разовые отборы проб воздуха в мешки на площади $0,2 \text{ км}^2$ вокруг поста. Пробы воздуха анализируются на приборах в передвижной лаборатории, одновременно контролируются метеопараметры вблизи поста и фиксируются данные о направлении и скорости ветра, получаемые по телефону с телебашни, то есть о направлении основного переноса. В соответствии с этой информацией выбираются точки синхронного отбора пробы на равных расстояниях от поста (100–200 м) с наветренной и подветренной стороны. Наблюдались существенные различия в величинах концентраций окислов азота (до 300 %) в зависимости от планировки улиц и жилых кварталов, от наличия зеленых насаждений и т.д., тогда как окись углерода отличается более однородным распределением концентрации. Результаты анализа проб, взятых на магистрали и в кварталах в районе расположения поста ЛГМИ, приведены в табл. I.

Таблица I

Распределение концентрации загрязняющих веществ
в районе крупной автомагистрали в различных точках
отбора проб

Точка отбора проб	Средние, нормированные на максимальную, концентрации								
	CO			NO _x			NO ₂		
	7	13	19	7	13	19	7	13	19
Точка (-15 м)	100	70	78	48	33	26	50	32	66
Точка (0 м)	78	59	38	11	12	36	50	47	60
Точка (5 м)	81	73	89	10	24	44	67	41	77
Точка (12 м)	85	48	64	23	6	49	48	33	100
Тротуар	68	60	37	67	76	43		45	34
Середина проез- жей части	81	68	56	100	100	37		51	27
Тротуар	54	21	54	43	58	11		52	53
Жилой квартал	33	42	44		15	8		46	39
Зеленая зона	38	40	48		6	7		25	18

В дополнение к этим измерениям определяется интенсивность автомобильного движения и вертикальный профиль загрязнения на

магистрала. Для определения профиля загрязнения отбор пробы для непрерывного анализа производился в трех точках: на краю тротуара, на расстояниях 5 и 15 м от мостовой, с переключением пробоотборного устройства к этим точкам через каждые 30 с. Разовые пробы в мешки отбирались на середине и на противоположной стороне улицы.

Сезонная изменчивость концентраций должна определяться экспериментально в связи с изменением режима работы предприятий, например, ТЭЦ, и сезонными газозащитными свойствами зеленых насаждений. Анализ результатов измерения пространственного распределения загрязнения в районе расположения стационарного поста и сравнение их с расчетными значениями средней концентрации за длительные периоды осреднения позволяет оценить достоверность информации, получаемой с поста.

В дальнейшем накопление материала исследований пространственных характеристик загрязнения позволит усовершенствовать методику определения фоновых (общего городского) загрязнения воздуха данного района города.

Использование передвижной лаборатории для экспедиционного обследования отдаленных пригородов Ленинграда показало широкие возможности ЦЛКЗАВ. Объектом исследования послужил город с населением около 50 тыс. жителей, где группа крупных источников промышленных выбросов расположена на расстоянии ~ 3 км от жилой застройки.

Источники промвыбросов имели индивидуальные особенности, позволяющие идентифицировать их по составу загрязняющих компонентов в приземном слое атмосферного воздуха. Схема расположения источников выбросов, жилой застройки и маршрут передвижной лаборатории представлена на рис. I.

Источник № 3 находится на расстоянии 1 км от источников № 1 и № 2, разделенных автотранспортной магистралью. Измерения, проводимые на границе санитарно-защитной зоны предприятий позволили определить вклад неорганизованных выбросов суммы углеводородов от источника № 1 (нефтехимическое предприятие) и двуокиси серы от источника № 2 (мазутные котлоагрегаты ГРЭС), а также вклад от основного переноса окислов азота, двуокиси серы, окиси углерода в выбросах от дымовых труб каждого источника. Было определено отсутствие загрязнения атмосферного воздуха в районе жилой застройки при направлениях ветра всех думбов, кроме северо-западного, при котором наблюдались концентрации суммы углеводородов порядка $0,5 \text{ млн}^{-1}$ и концентрации двуокиси серы менее

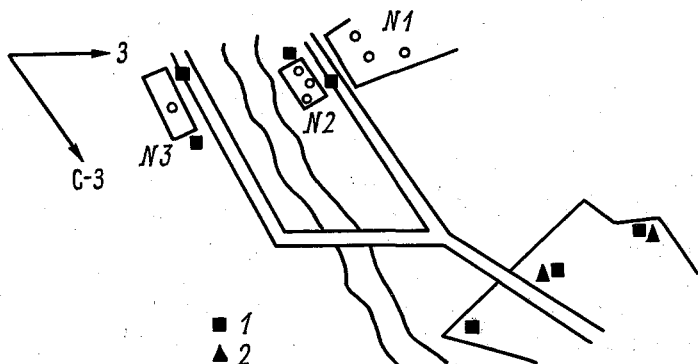


Рис.1. Схема расположения источников выбросов и маршрут передвижной лаборатории.

№ 1, № 2, № 3 — номера источников; 1 — передвижная лаборатория, 2 — стационарные посты СЗ УГКС.

$0,03 \text{ мг/м}^3$. Полученные результаты хорошо согласуются с данными синхронных измерений, проводимых на трех стационарных постах наблюдений СЗ УГКС.

Исследования, проведенные с помощью передвижной лаборатории, продемонстрировали возможность использования ПЛКЗАВ в составе городской автоматизированной системы контроля загрязнения атмосферы и для решения частных задач научно-исследовательского характера, для маршрутных и подфакельных наблюдений и экспедиционного обследования уровня загрязнения атмосферного воздуха.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э.Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеиздат, 1980, 184 с.
2. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975, 448 с.
3. Красов В.И. Принципы автоматического регулирования качества воздушного бассейна города. — Труды ГГО, 1982, вып.464, с.3-9.
4. Матвеев В.С. Современные передвижные средства контроля загрязнения воздушного бассейна. — М.: 1983 (Обзорная информация ЦНИИТЭИприборостроения, ТС-4, № 1).

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АТМОСФЕРНЫХ ГАЗОАНАЛИЗАТОРОВ ДЛЯ КОНТРОЛЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ ТЭС

Интенсивное развитие теплоэнергетики, являющейся главным источником загрязнения атмосферы, требует организации системы контроля за выбросами вредных веществ с дымовыми газами в атмосферу. В системе Минэнерго в настоящее время существует "Типовое положение об организации контроля за выбросами в атмосферу на тепловых электростанциях", согласно которому на предприятиях с помощью прямых методов измерения должен осуществляться контроль концентрации вредных веществ. Для реализации типового положения разрабатываются современные автоматические газоанализаторы для определения основных загрязняющих веществ в выбросах ТЭС. Окончание разработок планируется на конец 1985 г.

В настоящее время на тепловых электростанциях для проверки соблюдения ЦДВ применяются расчетные методы определения количества вредных примесей, позволяющие рассчитать концентрации основных загрязняющих веществ в атмосфере. Однако расчетные методы довольно трудоемки и не несут информации о выбросах в конкретный момент времени.

Учитывая вышеизложенное, в ИГО им.А.И.Воейкова была проведена работа, цель которой заключалась в применении серийных атмосферных газоанализаторов типа ГМК-3 и ГКИ-1, которые широко используются на сети Госкомгидромета для контроля окиси углерода и двуокиси серы в дымовых выбросах ТЭС.

Для достижения поставленной цели был принят метод, основанный на применении диффузионных и динамических разбавителей газовой пробы. Работа проводилась совместно с НИИОГАЗ, где разрабатывались способы разбавления газовых проб. Были разработаны две конструкции диффузионного разбавителя и одна - динамического. У разбавителей первого типа диффузионные элементы были выполнены из полистилена низкой плотности, толщиной 30-80 мк, в плоском и трубчатом исполнении с поверхностью диффундирования соответственно 7,5 и 17 см². При температуре диффузионного элемента $T = 70^{\circ}\text{C}$ и расходе газа, подаваемого на газоанализатор, 0,5-0,7 л/мин, коэффициент разбавления пробы составил для плоского элемента $K \approx 1000$ и для трубчатого $K \approx 500$. В разбавителях стабилизация рабочей температуры диффузионных элементов осуществляется систе-

мой терморегулирования с применением серийных терморегуляторов типа РТ-1 и РТ-2.

Проведенная калибровка и лабораторные испытания системы диффузионный разбавитель – газоанализатор подтвердили правильность выбранных решений. В качестве примера на рис. I приведены осциллограммы регистрации газоанализатором ГКИ-1 пробы, подаваемой от баллона с поверочной газовой смесью (ШГС) с концентрацией двуокиси серы $1,8 \text{ г/м}^3$. Из осциллограммы хорошо видна повторяемость показаний минимальных и максимальных значений концентраций, а также влияние изменений температуры диффузионного элемента и расхода анализируемого газа на стабильность коэффициента разбавления. Так, например, снижение температуры элемента на 10°C вызывает увеличение коэффициента разбавления на 15 %, а изменение расхода газа на $\pm 20 \%$ приводит к изменениям коэффициента разбавления всего лишь на 5 %. Лабораторные испытания показали, что практически можно добиться поддержания стабильности коэффициента разбавления в пределах $\pm 5 \%$.

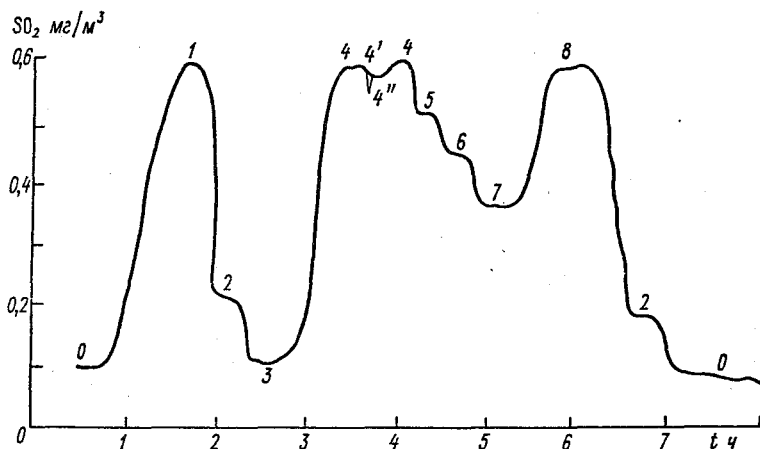


Рис. I. Калибровочная кривая ГКИ-1.

0 – собств. "0" ГКИ; 1 – поверочная смесь, 2 г/м^3 (привед. к 0°C) при $t_{\text{разб}} = 75^\circ\text{C}$; 2 – остаточный "0" при снятии SO_2 ; 3 – собственный "0" ГКИ; 4 – поверочная смесь, 2 г/м^3 ; 4' – 4'' – увеличение расхода газа – разбавителя на 30 %; 5, 6, 7 – $[\text{SO}_2] = 2 \text{ г/м}^3$, $t_{\text{разб}}$ равны 65, 60, 55 $^\circ\text{C}$ соответственно; 8 – $[\text{SO}_2] = 2 \text{ г/м}^3$, $t_{\text{разб}} = 75^\circ\text{C}$.

Работа разбавителей второго типа основана на всасывании воздушным эжекторным насосом очищенной от пыли и влаги газовой пробы из газохода через дроссельную мембрану с диаметром отверстия от 0,10 до 0,15 мм. Разбавители снабжаются набором мембран разных диаметров, что позволяет изменять коэффициент разбавления в необходимых пределах. Все элементы разбавителя заключены в общий корпус и имеют одинаковую температуру, что обеспечивает температурную стабильность коэффициента разбавления. Изготовлены разбавители из нержавеющей стали. Известно, что при измерении концентрации вредных компонентов в выбросах наибольшие потери информации происходят при транзите и подготовки газовой пробы. Именно этой частью измерительной системы в основном определяется результирующая погрешность оценки фактических значений концентрации. Поэтому при подготовке к натурным испытаниям системы разбавитель — атмосферный газоанализатор особое внимание было уделено устройствам пробоотбора.

Использованная в нашем случае система пробоотбора представлена на рис.2. Она состоит: из трубки-зонда с металлокерамическим фильтром твердых компонентов, линии транзита газовой пробы с компенсацией теплопотерь, выполненной в виде термоизолированной фторопластовой трубки с внутренним диаметром $d = 8$ мм и снабженной распределенным электронагревателем типа ЭНТЛ-180, компрессионным холодильником-осушителем газовой пробы и побудителем расхода — насосом ПР-8 с производительностью 8 л/мин. Эта система обеспечивала: отбор пробы из газохода, фильтрацию твердых компонентов, осушение пробы и слив конденсата, подачу пробы через разбавитель на газоанализаторы ГКП-1 и ГМК-3. Здесь следует отметить, что содержание окиси углерода в дымовых газах ТЭЦ в штатных режимах работы котлоагрегатов не превышает 80 мг/м^3 , поэтому в принципе возможна подача очищенной пробы непосредственно на газоанализатор ГМК-3. Однако, при значительном содержании двуокиси серы в дымовых газах могут выйти из строя фильтрующие элементы газоанализатора ГМК-3. Для этого в принятой нами системе пробоподготовки анализируемый газ подавался на ГМК-3 через узел фильтрации SO_2 — 20 процентный раствор КОН.

Натурные испытания система контроля двуокиси серы и окиси углерода в дымовых газах с использованием атмосферных газоанализаторов ГКП-1 и ГМК-3 проводились на ТЭЦ-17 Ленэнерго. Объект испытаний имел следующие характеристики. Котлоагрегаты типа БКЗ-320. Удаление дымовых газов из топочной камеры производится

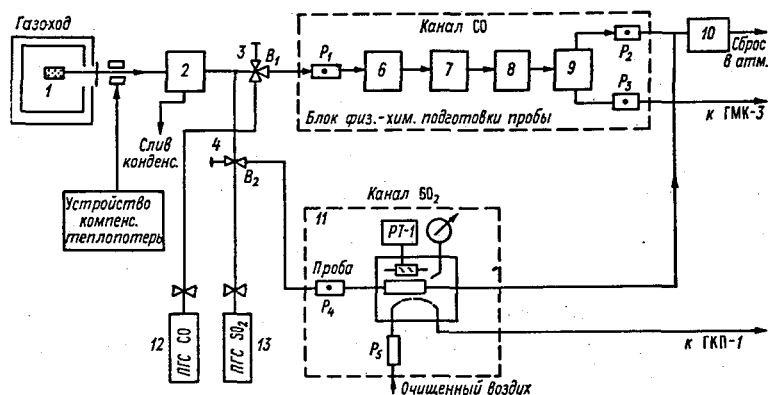


Рис. 2. Система пробоотбора.

I - пробоотборный зонд; 2 - холодильник;
 B_1 , B_2 - вентили запорные; P_1 - P_4 - ротаметры;
 6, 8 - барометры; 7, 9 - отбойники; 10 - побудитель
 расхода; II - диффузионный разбавитель газовой про-
 бы; 12 - поверочная газовая смесь CO ; 13 - повероч-
 ная газовая смесь.

с помощью дымососов через два газохода с сечением $2,5 \times 3$ м и ды-
 мовую трубу с диаметром устья $D_y = 6$ м и высотой $H = 120$ м. Из-
 мерения концентраций CO и SO_2 проводились в правом газоходе кот-
 лоагрегата № 6 между дымососом и дымовой трубой. Параметры газа
 в зондажном сечении: средняя температура $110-130^\circ C$, средняя по
 сечению скорость потока 12 м/с. В ходе испытаний производитель-
 ность котла менялась в пределах $270-320$ т пара в час. Топливо:
 мазут - газ, уголь - мазут. На рис. 3 в качестве примера представ-
 лены суточные изменения концентраций SO_2 и CO в дымовых газах,
 зарегистрированные газоанализаторами ГКИ-1 и ГМК-3. На рис. 4
 представлен фрагмент осциллограммы, зарегистрировавшей залповый
 выброс окиси углерода при аварийной остановке котла (пробой сал-
 ника дутьевого вентилятора). Видно, что концентрация окиси угле-
 рода в дымовых газах ТЭЦ в аварийных ситуациях, а также при пус-
 ке и остановке котлов возрастает в десятки раз и может достигать
 $0,1-0,2$ г/м³. Описанная система контроля дымовых выбросов ТЭЦ
 испытывалась в течение 5 месяцев с августа по декабрь 1982 г.
 Периодичность ее обслуживания - 1 раз в 3 дня. Обслуживание ее

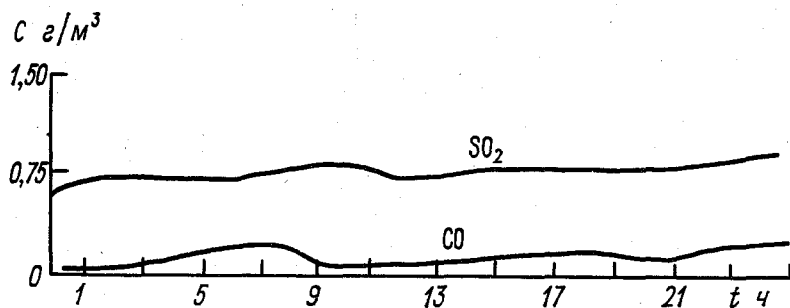


Рис.3. Суточный ход выбросов SO_2 и CO на ТЭЦ-17.

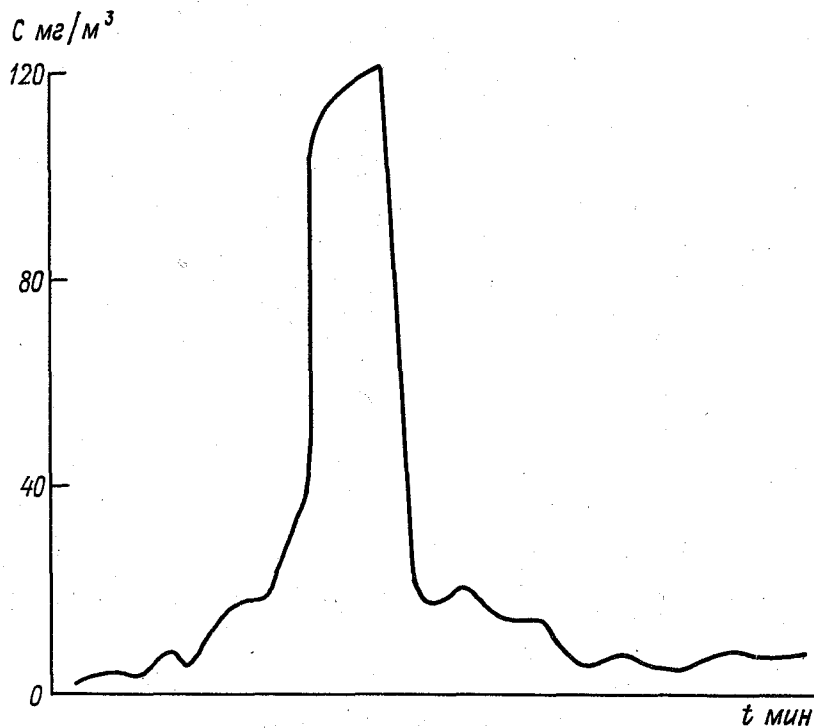


Рис.4. Залповый выброс CO .

заключается в следующем: проверка нуля и калибровка газоанализаторов от ПГС, удаление жидкости из конденсатосборника, обратная продувка металлокерамического фильтра, смена раствора едкого кали, профилактическая чистка электрохимической ячейки ГКИ-1, проверка пишущего узла и замена диаграммных лент.

Представленные результаты свидетельствуют о том, что атмосферные газоанализаторы ГКИ-1 и ГМК-3 могут быть использованы для контроля дымовых выбросов ТЭЦ при условии комплектования их устройствами и элементами, упомянутыми выше. Для технических служб Госкомгидромета, а тем более ТЭЦ, реализация дополнительных элементов собственными силами не представляет особых трудностей, что обеспечит возможность безотлагательного инспекционного и технологического контроля вредных выбросов тепловых электростанций в атмосферу.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Перегуд Е.А., Горелик Д.О. Инструментальные методы контроля загрязнения атмосферы. - Л.: Химия, 1981, 384 с.
2. Уорк К., Уорнер С. Загрязнение воздуха, источники и контроль. - М.: Мир, 1980.
3. Красов В.И. Автоматизированный контроль загрязнения атмосферы и его приборное обеспечение. - Труды ГГО, вып.421, 1979, с.3-12.
4. Временные методические указания по контролю окиси углерода в источниках промышленных выбросов. - Л., 1982.
5. Временные методические указания по контролю двуокиси серы в источниках промышленных выбросов. - Л., 1982.
6. Рекомендации по внедрению на сети Госкомгидромета СССР "Временных методических указаний по контролю двуокиси серы и окиси углерода в источниках промышленных выбросов". - Л., 1983.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦИИ ОКИСИ УГЛЕРОДА В ВОЗДУШНОМ БАСЕЙНЕ ГОРОДА

Оценка пространственно-временной структуры полей загрязнения атмосферы (ЗА) и их прогнозирование требуют знания статистических характеристик параметров, определяющих состояние динамической системы — поля ЗА, зависящее от климатических и метеорологических факторов, особенностей рельефа местности, характера застройки, расположения источников выбросов вредных веществ.

Одним из основных загрязняющих атмосферный воздух веществ в Ленинграде является окись углерода, источниками выбросов которой являются автотранспорт и промышленные предприятия города. Контроль за содержанием СО на городских магистралях и в жилых кварталах с помощью отбора проб воздуха с последующим их химическим анализом проводится в Ленинграде, как и в других крупных городах страны, с пятидесятых годов / 1 /, однако дискретный характер этих наблюдений не позволяет провести оценку динамических характеристик поля.

Появление автоматических газоанализаторов делает возможным переход к систематическим непрерывным наблюдениям за полем СО. По литературным данным / 10 /, в Японии 97 % СО, содержащегося в воздухе городских районов, обусловлено выбросами автотранспорта, поэтому модели, описывающие процессы загрязнения окисью углерода, должны включать наряду с метеопараметрами такие факторы, как типы автомашин, интенсивность уличного движения, режим поездок, дорожные условия (ширина улицы, число рядов движения, наличие сооружений по сторонам улицы). Установлено, что концентрация СО вблизи проезжей части примерно пропорциональна интенсивности движения по данной улице и не связана с уровнем движения на других улицах. Фоновое загрязнение СО в районе оказывает незначительное влияние. Следовательно, для города с определяющим влиянием автотранспорта поле СО существенно неравномерно и при невысоких уровнях загрязнения вблизи магистралей не является непрерывным.

Иначе обстоит дело с загрязнением СО в городах с преобладающим влиянием промышленных выбросов. По оценкам авторов / 12 / загрязнение воздуха окисью углерода в Париже только на 20-50 % связано с автотранспортом, что обуславливает более равномерное распределение СО по территории города. По данным непрерывных из-

мерений, проводимых на 14 автоматизированных станциях, были отмечены суточные максимумы, приходящиеся на часы пик в 8-9 ч и в 18-19 ч. Установлена связь с метеоусловиями, в частности, отмечено повышение уровня загрязнения при слабом ветре и активное рассеяние СО при наличии ветра вдоль оси улицы с двухсторонней застройкой.

В 1978 году среднечасовой уровень концентрации СО 40 млн^{-1} (~ 8 -кратное превышение нормы ЦДК, установленной в СССР) превышался в 3,5 % измерений, а величина среднего за 8 ч уровня концентрации 10 млн^{-1} - в 25 % измерений.

Характеристики полей окиси углерода в городах анализировались также в работах / 8, 9, II /. На основании временной изменчивости часовой и восьмичасовой концентрации СО в / 9 / была показана высокая устойчивость временного хода автокорреляционных функций процессов загрязнения окисью углерода воздуха в Чикаго и получен четко выраженный суточный цикл при среднемесячных концентрациях $3,3-8,1 \text{ млн}^{-1}$ и абсолютном максимуме за период наблюдений 33 млн^{-1} . По данным измерений, выполненных в кантоне Женевы / II /, определена высокая степень корреляции характера суточного хода концентрации СО с режимом автотранспорта; отмечен максимум в интервале 7-9 ч.

В связи с определяющей ролью автотранспорта, как источника поступления в атмосферу большинства городов окиси углерода, в ряде городов / 8 / созданы автоматизированные системы контроля автотранспортных загрязнений для непрерывного наблюдения за уровнем концентрации СО и управления транспортными потоками.

В Советском Союзе непрерывные измерения концентрации СО с помощью автоматических газоанализаторов ГМК-3 проводятся с начала семидесятых годов / 5, 6 /. Определялись значения характерных уровней концентраций в точках отбора проб, их дисперсии. По результатам ряда наблюдений были получены суточные и недельные ходы концентраций, определены автокорреляционные и спектральные функции. Проводились работы по оценке влияния метеорологических факторов, источников выбросов и структуры городской застройки на динамику полей загрязнения.

Трудоемкость подобных экспериментов, отсутствие обоснованной методики оценки полей загрязнения СО обусловило отрывочный характер полученной информации, относящейся к отдельным эпизодам загрязнения атмосферы.

Наиболее полная информация о поле СО в Ленинграде была полу-

чена в работах ГГО им.А.И.Воейкова в период 1972-1975 гг. / 2, 3 /. Измерения концентраций СО проводились по 0,5-1,5 месяца в год на пяти пунктах наблюдения с помощью газоанализаторов ГМК-3.

По ряду наблюдений, полученных на каждом пункте, были рассчитаны автокорреляционные и спектральные функции. Определены три основные гармоники: $0,5 \cdot 10^{-3}$ Гц, $(1-1,5) \cdot 10^{-2}$ Гц, обусловленные влиянием метеофакторов и изменением интенсивности движения, и $(1-3) \cdot 10^{-1}$ Гц, обусловленная флуктуацией метеопараметров. Получены 2 характерных максимума в суточном ходе концентрации в 7-9 и 16-19 ч.

Отмечены недельные колебания уровней концентрации СО в Ленинграде, объясняющиеся изменением интенсивности движения, достигающей минимума в выходные дни.

В работе / 7 / был получен аналогичный суточный и недельный ход концентрации СО и на основании анализа автокорреляционных функций определен оптимальный интервал осреднения информации, равный 20 мин.

Создание экспериментальной автоматизированной системы контроля загрязнения воздуха в Ленинграде / 1 / и отработка методики определения СО в атмосферном воздухе позволили организовать непрерывные круглогодичные наблюдения за концентрацией СО в различных районах города, отличающихся структурой застройки и характеристиками уличного движения с целью уточнения вышеприведенных результатов на большом статистическом массиве и проверки организационно-технической структуры сбора, обработки и хранения информации для внедряемой системы АНКос-АГ.

Описание автоматизированной сети станций

Концентрации СО круглосуточно регистрировались на 7 станциях наблюдения "ПОСТ-1", оснащенных газоанализаторами ГМК-3 и аппаратурой передачи данных на диспетчерский пункт. Станции установлены в различных районах города с разной структурой застройки.

Станция 1 располагается на северо-западе центральной части города, в 30 м от набережной с интенсивным движением легкового и грузового транспорта на открытой, хорошо вентилируемой площадке, удаленной от других улиц с автомобильным движением.

Станция 2 располагается в центре города в районе с плотной застройкой, в непосредственной близости от регулируемого перекрестка двух магистралей с высокой интенсивностью грузового движения.

Станция 3 расположена в юго-восточной части города в жилом районе свободной планировки, в 15 м от автомагистрали со средней интенсивностью движения, воздействие автотрассы ослаблено посадками декоративного кустарника.

Станция 4 установлена в центральной части города в районе старой застройки, непосредственно на площади с интенсивным движением транспорта.

Станция 5 располагается в старой части города в 50 м от автомагистрали и в 170 м от р.Невы.

Станция 6 расположена в южной части города в районе свободной застройки, на расстоянии 40 м от автомагистрали со средней интенсивностью движения, воздействие транспорта ослаблено декоративными посадками.

Станция 7 расположена в северной части города в 60 м от проезжей части автотрассы, пересекающей район современной застройки.

Описание характера полученных данных

Обработка лент самописцев с данными о концентрациях СО проводилась по методике / 7 /. Осредненные данные о концентрациях за первые 20 мин каждого полчаса заносились в банк данных, организованный на ЭВМ ЕС-1022.

Обработка полученной информации проводилась на ЭВМ с помощью специального комплекса программ. При этом определялись основные статистические характеристики данных: автокорреляционные и спектральные функции, суточные ходы концентраций и их дисперсии, полученные за месяц и сезон.

Анализ суточного хода СО

На рис. I а представлены графики суточного хода концентрации СО на станциях сети в летний период, которые можно интерпретировать следующим образом:

1. "Классический" суточный ход с подъемом, приходящимся на дневной период, или двумя максимумами в 9-10 ч и 14-16 ч (станции 1, 2, 4). Этот ход характерен для большинства загрязняющих веществ и определяется преимущественно антропогенной активностью / 3, 5, 6, II /. В данном случае, вид графика определяется режимом движения автотранспорта, в том числе круговых потоков.

2. Квази-гладкий ход концентраций / II / с незначительными флуктуациями в 8-12 ч (станции 5, 6, 7). При этом преобладающее влияние автотранспорта отражается на данных лишь в случае его наибольшей интенсивности, в остальное же время находится на некотором фоновом уровне. Причем для станции 7 этот уровень весьма

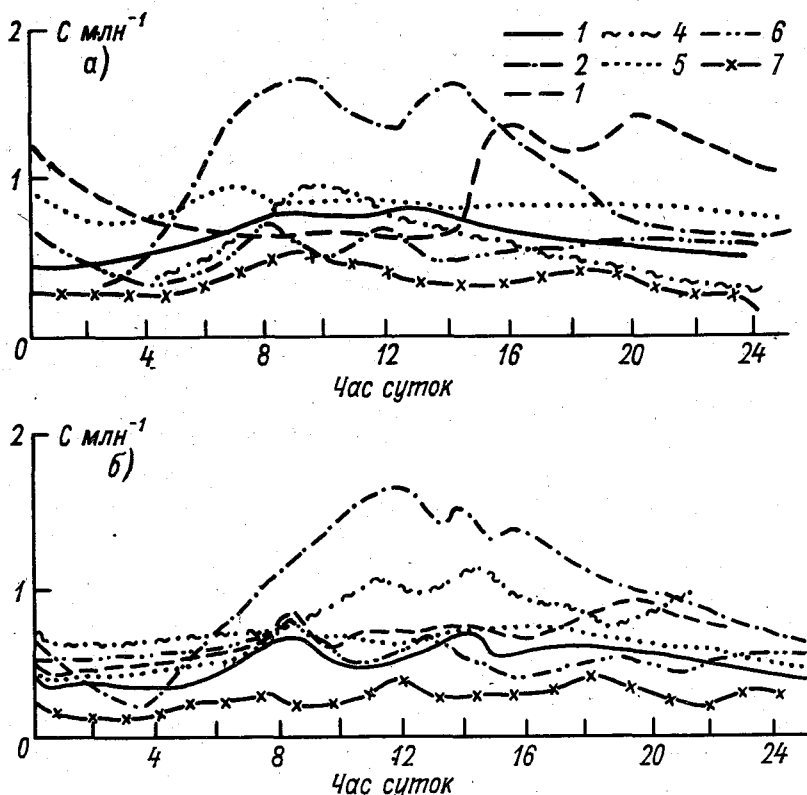


Рис. I. Суточный ход SO_2 на станциях АСКЗВ г. Ленинграда в один из летних (а) и зимних (б) месяцев.

I-7 — номера станций.

низок (квартал свободной, хорошо вентилируемой застройки), для станции 6, вследствие экранирования, влияние выбросов автотранспорта оказывается сравнимым с флуктуациями другого происхождения, станция 5 показывает довольно высокие фоновые концентрации, характерные для районов старой застройки.

3. Аномальный суточный ход (станция 4) имеет два вечерних максимума в 16 и 20 ч и определяется, по-видимому, режимом работы источников.

Стандартные отклонения в этот период для каждой станции имели практически постоянные значения, лишь в некоторых случаях повышаясь к вечеру.

Зимний период (рис. I б) характеризуется сглаживанием суточного хода и снижением концентрации. При этом лишь на станциях 2

и 4 характер суточного хода мало меняется по сравнению с летним периодом. Следует отметить лишь смещение времени подъема концентраций к 12-16 ч.

Графики для станций 5, 6, 7 имеют квази-гладкий характер с незначительными флуктуациями около среднего значения. Суточный ход концентраций на станции 3 сохраняет свой вечерний максимум, который смещается к 20-21 ч. Остальная часть графика представляет квази-гладкий ход. График, представляющий суточный ход для станции 7, представляет собой гладкую кривую с низкими значениями, близкими значениями, близкими к порогу чувствительности прибора. Можно утверждать, что в этом случае влияние изменчивости интенсивности движения автотранспорта не ощутимо и эти концентрации можно рассматривать как фоновые, т.е. постоянно присутствующие для данного района.

Смещение пиков концентраций к вечернему времени объясняется смещением светового дня зимой, характерным для Ленинграда и, соответственно, изменением режима движения автотранспорта.

Сглаживание и снижение концентраций зимой объясняется ограничением движения автотранспорта в это время года.

Графики нормированных автокорреляционных функций, рассчитанные по непрерывным сериям наблюдений за периоды от 200 до 600 ч, типичные для каждой из станций, представлены на рис.2. Полученные кривые можно разбить на три типа:

1) очень медленно затухающие синусоидальные колебания с локальными максимумами на запаздываниях, кратных 24 ч, и полупериодом 12 ч. Значения коэффициентов корреляции для локальных максимумов колеблются около 0,5. Подавляющее большинство кривых, полученных для станций 1, 3, 4, принадлежат к данному типу;

2) те же синусоидальные колебания, что и в первом случае, но искаженные влиянием периода более суток или мелкопериодическими флуктуациями. Такие кривые, как правило, встречались для станций 5 и 6;

3) автокорреляции, вычисленные для станции 7, преимущественно представляли собой медленно убывающие с ростом запаздывания кривые, не переходящие в область отрицательных значений коэффициента корреляции.

Для всех серий наблюдений следует отметить высокие корреляции последовательных значений. Коэффициент корреляции 0,5 достигался в большинстве случаев при запаздывании 5-6 ч.

Средняя квадратическая статистическая ошибка автокорреляционной функции, вычисленная по формуле

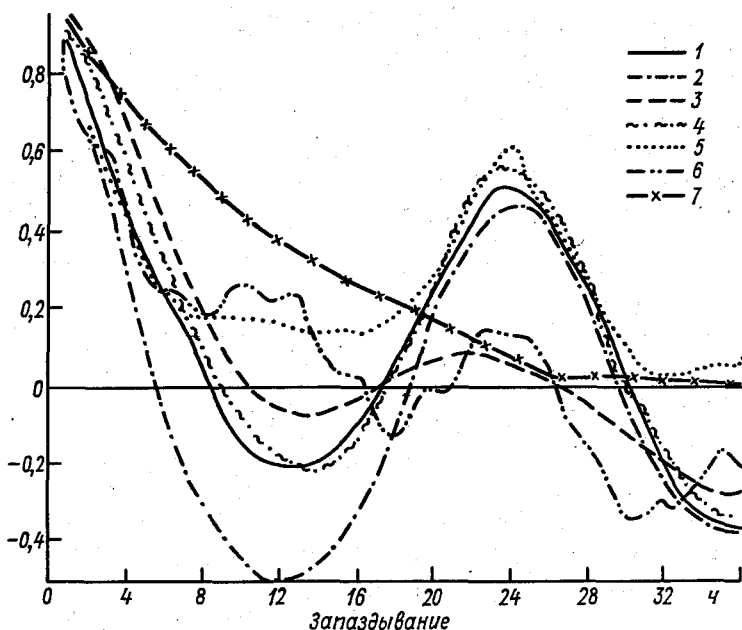


Рис.2. График автокорреляционных нормированных функций, типичных для каждой из станций наблюдений (непрерывный ряд данных).

I-7 - номера станций.

$$\sigma_n = \frac{1 - r(\tau)^2}{\sqrt{n_\tau - 1}}, \quad (1)$$

где $r(\tau)$ - значение нормированной автокорреляционной функции при запаздывании; n_τ - число точек, использованных при вычислении $r(\tau)$, не превышающее 0,025.

Мера случайной ошибки η , полученная из формулы

$$\tilde{r}(0) = \frac{r(0)}{1 + \eta} \quad (2)$$

где $\tilde{r}(0)$ - экстраполированное в точку $\tau = 0$ значение нормированной автокорреляционной функции; $r(0) = 1$, соответствует случайной ошибке, не превосходящей 20 % стандартного отклонения, определенного для данной серии наблюдений.

Автокорреляционные функции типа (1) характерны для стационарных периодических процессов. Выделению стационарных периодов и их анализу посвящена работа / 9 /, где по 3-5-летним наблюде-

ниям за часовыми концентрациями СО на станции в Чикаго с помощью критерия Стьюдента были выделены стационарные периоды и для них получены подобные автокорреляционные функции с устойчивыми корреляциями для запаздывания до 360 ч. Нами такие автокорреляции наблюдались в основном для станций с преобладающим влиянием автотранспортных выбросов, т.е. источников с устойчивым характером суточного хода.

Таким образом, нельзя считать статистически независимыми данные, полученные для станций такого типа.

Кривые типа (2) имеют место при совмещении влияния факторов. Возможно, мелкопериодические осцилляции для станции 5 объясняются случайным движением транспорта, а наличие тренда для станции 6 — изменениями уровня фоновое загрязнение, связанными с синоптическими процессами. Кривые, полученные для станций 4 и 8, представляют собой автокорреляционные функции, характерные для авторегрессионных процессов, отражающих некоторую общую тенденцию изменения уровня концентраций, на которую режим движения автотранспорта и работы прочих источников в течение суток оказывает незначительное влияние.

ВЫВОДЫ

Впервые за время наблюдений ЗА в Ленинграде получен годичный массив квазинепрерывных данных о концентрациях СО на сети станций контроля загрязнения атмосферы, в различной степени подверженных влиянию автотранспортных выбросов.

Установлена высокая корреляция последовательных значений концентраций для всех серий наблюдений. Выделены три типа автокорреляционных зависимостей, отличия которых обуславливаются расположением станций наблюдения по отношению к автомагистралям. Для станций, расположенных в зоне непосредственного влияния автотранспорта, получены автокорреляционные зависимости, характерные для стационарных периодических процессов, подобных исследованным в / 9 /, и суточные ходы концентраций, коррелирующие с изменением интенсивности движения автотранспорта.

Суточные ходы концентраций, осредненные за длительные периоды наблюдений, для станций, отдаленных от автомагистралей, слабо выражены. Автокорреляционные зависимости для них обладают меньшей статистической устойчивостью. Сглаживание суточного хода в зимний период, характерное для всех станций контроля загрязнения атмосферы, также указывает на определяющее влияние автотранспорта, интенсивность движения которого в этот период падает.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. А н у ф р и е в В.И. Анализ данных эксплуатации экспериментальной автоматизированной системы контроля загрязнения воздуха. - Труды ИГО, 1979, вып.421, с.94-103.

2. Б у р е н и н Н.С. Загрязнение атмосферы промышленных городов. - Труды ИГО, 1968, вып.234, с.100-108.

3. Б у р е н и н Н.С. Об определении вклада выбросов автотранспорта в загрязнение атмосферы городов. - Труды ИГО, 1975, вып.352, с.191-199.

4. В о л ь ф с о м Э.Г. Гигиеническая оценка загрязнения воздуха автомобильными выхлопными газами. - Информационно-методические материалы, 1949, № 3. Л., с.19-21.

5. Г о р и н а Е.А., К о н ь к о в С.А., К р а с о в В.И., А л е к с а н д р о в В.В. Исследование загрязнения атмосферы города окисью углерода. - Труды ИГО, 1981, вып.453, с.122-126.

6. З а й ц е в А.С. Структура поля концентраций окиси углерода в городе. - Труды ИГО, 1973, вып.293, с.41-46.

7. К р а с о в В.И., Г о р и н а Е.А. Анализ пространственно-временных характеристик поля загрязнения атмосферы города сернистым ангидридом и окисью углерода по данным измерений автоматических газоанализаторов. - Труды ИГО, 1982, вып.464, с.82-88.

8. F a u g e r e T.G. Surveillance de la pollution oxycarbonee dans l agglomeration berdelaise. - "Pollut. Atmos.", 1980, 22, N 85, p. 98-102.

9. H i r t z e l C.S., Q u o n T.E. Statistical dependence of hourly carbon monoxide measurements. - "J. Air Pollut. Contr. Assoc.", 1979, vol. 29, N 2, p. 161-163.

10. К о h a y a k a w a T. CO pollution and its control in Japan. - "Environ. systems planning, design and control, Oxford, 1978, vol. 2, p. 663-668.

11. L a n d r y J.O., C u p e l i n F. Etude de la qualite de l air d une portion de territoire touchee par un aménagement autoroutier. - "Archives des sciences", 1980, vol. 33, N 1, p. 49-69.

12. T a v e r d e t A. Quelques aspects de la pollution atmospherique dans la region parisienne. - "Analyse de L espace", 1980, N 3-4, p. 25-40.

О ВОЗМОЖНОСТИ ИНДЕНТИФИКАЦИИ ИСТОЧНИКОВ ПОСТУПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ В АТМОСФЕРУ ПО ДАННЫМ АНАЛИЗА АЭРОЗОЛЕЙ

Большое число веществ, загрязняющих атмосферный воздух и обладающих различными свойствами, обуславливает разнообразие задач контроля за содержанием металлов в атмосфере / 4, 5, 6, 9 /.

Для определения металлов в составе атмосферных аэрозолей в настоящее время большое распространение получили методы атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС) / 9, 13, 14 /. Преимущества метода перед другими инструментальными методами анализа достаточно очевидны: быстрота анализа, низкие пределы обнаружения, высокая селективность.

Развитие метода атомно-абсорбционной спектроскопии в основном осуществляется по трем направлениям: 1) прямое определение металлов непосредственно в газовой фазе; 2) применение электро-термических атомизаторов (ЭТА) без предварительного концентрирования или с предварительным концентрированием методом сорбции на пористом графитовом атомизаторе; 3) применением пламени в качестве атомизатора после концентрирования аэрозолей на каком-либо фильтрующем материале и их последующего перевода в раствор.

Прямой метод используется в основном для определения ртути / I /.

Применение ЭТА без предварительного концентрирования основано на использовании непрерывно нагреваемых трубчатых атомизаторов, через которые с определенной скоростью продувается анализируемый воздух. В работе / II / определена возможность контроля содержания свинца и кадмия в атмосферном воздухе с помощью этого метода. Однако эта работа пока не получила распространения ввиду трудностей метрологического обеспечения процесса измерения.

Интенсивно исследуется возможность применения атомно-абсорбционной спектроскопии с предварительным отбором проб непосредственно на электротермический атомизатор / 12 /. Такой способ характеризуется низким абсолютным пределом обнаружения (10^{-10} - 10^{-12} г), позволяет снизить объем отбираемого для анализа воздуха до нескольких литров, но имеет недостатки, связанные с ограниченным рабочим диапазоном.

Пространственно-временная неоднородность распределения эле-

ментов в атмосфере, наличие в ней макрочастиц на практике приводят к тому, что количество элемента в пробах, накопленных на фильтрах - атомизаторах, может отличаться на несколько порядков. При этом наблюдаемое атомное поглощение на линии элемента может выходить за пределы его линейной зависимости от концентрации.

Одним из вариантов атомно-абсорбционного спектроскопического метода, снимающим эту проблему, является методика с автоматической регулировкой температуры атомизатора / 10 /. Экспериментальные исследования, выполненные нами, показали возможность измерения абсолютного количества свинца, кадмия и серебра в очень широком диапазоне (от 10^{-10} до 10^{-6} г) / 10 /.

Наибольшее распространение имеют методы атомно-абсорбционной спектроскопии с применением пламени в качестве атомизатора, что можно объяснить как большей распространенностью приборов, использующих пламя, так и большей воспроизводимостью измерений / 12 /. Как правило, методы ААС, как при использовании ЭТА, так и при работе с пламенем, основаны на переведении в раствор определяемых элементов, входящих в состав атмосферных аэрозолей. Отбор проб аэрозолей обычно производится концентрированием на аналитических фильтрах АФА-ХП, АФА-ВП и др., основой которых является ткань ФП. При переведении проб в раствор в большинстве работ рекомендуется способ "сухого" озоления, как менее загрязняющий пробу, однако с тем условием, что приняты меры по устранению потерь легколетучих элементов.

В последнее время появились сообщения о возможности определения источников поступления металлов в атмосферу на основе данных химико-спектральных анализов. Эта возможность базируется на установлении корреляционной зависимости между отдельными элементами в составе проб. Так, в работе / 7 / показано, что тесная корреляционная связь между концентрациями Mn и Ti (коэффициент корреляции выше 0,750) свидетельствует о едином источнике поступления этих элементов, которым, по мнению авторов, является почва.

В работе / 8 /, на основе данных, полученных инструментальным нейтронно-активационным методом, показано, что Si, Fe, Mn, Ti, Ca, Al поступают в атмосферу с частицами почвы, тогда как Cu, Zn, Pb, Ni имеют техногенное происхождение.

В настоящей работе на основе длительных систематических наблюдений за содержанием Fe, Cu, Zn, Mn, Pb в одном из промышленных районов г. Ленинграда показано, что на основе взаимнокорреляционной связи между элементами возможна идентификация

источников промышленных выбросов данных металлов.

Отбор проб производился концентрированием на фильтрах АФА-III три раза в сутки по стандартной методике. Анализ проб производился методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе

ААС-1 (ГДР) с применением ацетилено-воздушного пламени в качестве атомизатора.

Подготовка проб к анализу заключалась в предварительном озонении фильтров с отобранными на них пробами аэрозолей при температуре от 450 до 500 °С. Озонение проводилось в кварцевых тиглях ($d = 2$ см, $h = 5$ см). Для предотвращения образования легколетучих хлоридов до начала озонения к фильтрам с пробами добавляли 10 мг $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Зольный остаток растворялся в тех же тиглях в 0,10-0,12 мл смеси азотной и соляной кислот (марки "ОСЧ") и после непродолжительного нагревания при температуре от 80 до 90 °С проба разбавлялась бидистиллированной водой до объема равного 2,0 мл. В качестве стандартов использовался стандартный образец растворов металлов ГСОМ-1 разбавленный до рабочих концентраций элементов (от 0,1 до 40 мкг/мл) в зависимости от определяемого элемента. Относительная среднеквадратическая погрешность при измерениях не превышала 0,1. Данные о сезонных измерениях концентрации металлов представлены в табл.

Таблица I

Сезонные изменения концентрации металлов

Элемент	Концентрация, мкг/м ³	
	Зима 1981 г.	Лето 1981 г.
Zn	0,8-3,5	0,1-1,3
Cu	0,5-1,5	0,2-0,7
Mn	0,05-0,5	0,17-3,0

Для установления взаимнокорреляционной связи между отдельными элементами была произведена обработка данных анализа с помощью специально разработанного пакета программ, написанных на языке PL-I и ориентированных на ЭВМ ЕС-10-30 / 3 /.

В программу, помимо данных о концентрации элементов, были заложены сведения о метеорологических условиях, силе и направлении

нии ветра и т.д.

Анализ взаимнокорреляционных функций показал, что между содержанием Cu и Zn в зимнее время наблюдается устойчивая связь с коэффициентом корреляции около 0,800.

Роза ветров (рис.1) и распределение концентраций Cu и Zn в зависимости от направления ветра (рис.2) показывают, что рост концентрации этих элементов при юго-западном ветре обусловлен единым источником, расположенным в данном направлении. Дальнейшая обработка данных, в которых учитывалось направление ветра и концентрация свинца, показала, что основным источником поступления этого элемента в атмосферу, является автотранспортная магистраль.

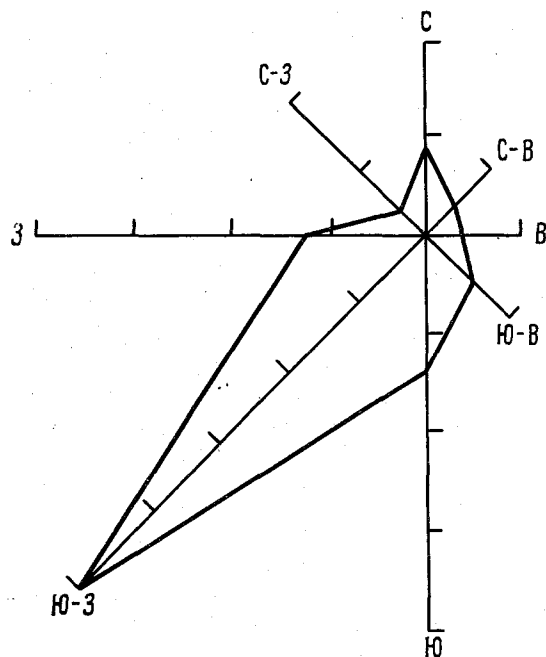


Рис.1. Роза ветров (январь).

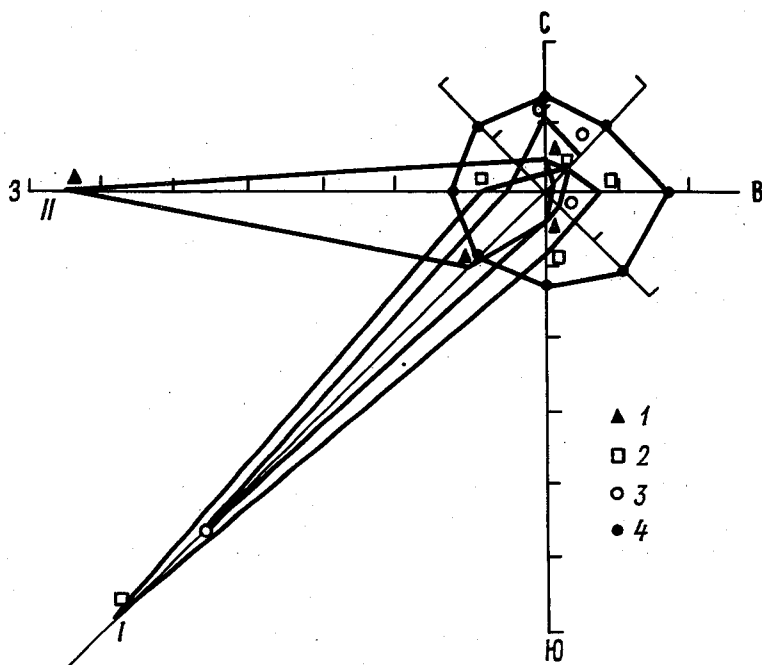


Рис.2. Распределение концентраций металлов в зависимости от направления ветра в январе.

Средняя концентрация в воздухе отн. ед: 1 - свинца, 2 - цинка, 3 - меди, 4 - кадмия; I - металлургический завод; II - автотранспортная магистраль.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Альтман Э.Л., Тимофеев Ю.М. Оптические дистанционные методы для анализа малых газовых составляющих атмосферы. В сб.: "Анализ неорганических газов." - Л.: Наука, 1983, с.103-112.
2. Брицке М.Э. Атомно-абсорбционный спектрохимический анализ. - М.: Химия, 1982.
3. Винников К.Я., Гриб Н.К., Поляк И.И. Методы расчета корреляционных функций и спектров временных метеорологических рядов. - Труды ИГО, 1973, вып.308, с.27-46.

4. Влияние загрязнения воздуха на растительность. / Под ред. Х.Б.Десслера. - М: Лесная промышленность, 1981, 182 с.
5. Допустимые выбросы радиоактивных и вредных химических веществ в приземном слое атмосферы. - М.: Атомиздат, 1980, 236 с.
6. Окружающая среда и здоровье человека. - М.: Наука, 1979, с.212.
7. Кветкус К.К., Шакалис И.А., Вебра Э.Ю. Сезонные концентрации металлов в воздушном бассейне Вильнюса. - Сб. "Проблемы исследования загрязнений атмосферы. Вильнюс, 1981, с.91-93.
8. Куринов А.Д., Рошектаев Б.М., Шевалдин О.А., Шокель Е.С. Определение элементного состава атмосферных аэрозолей инструментальным нейтронно-активационным методом. - ЖАХ, 35, № 9, 1980, с.1773-1776.
9. Ровинский Ф.Я., Гасилина Н.К. Проблемы анализа при контроле загрязнения окружающей среды (обзор). - ЖАХ, 33, I №, 1978, с.160-168.
10. Шведова И.В., Паничев Н.А., Носова Е.Б., Фирсанов Д.В. Возможности автофлуоресценции атомно-абсорбционного метода для контроля металлов в атмосфере. - Тезисы докл. на I Всесоюзн. конф. "Методы и средства контроля промышленных выбросов и загрязнения атмосферы и их применение". - Л., 1983.
11. J o f f t i n H.P., C h r i s t i a n C.M., R o b i n s o n J.W. The continuous determination of lead in air. - Spectros. Lett., 1970, N 3 (7), p. 161-174.
12. P a h u t a D.G., L o v e L.J. - Anal. Chem., 1980, vol. 52, p. 444.
13. V a n L o o n J.C. Analytical Atomic Absorbtion Spectroscopy Selected methods. Academic Press, 1980.
14. W o o d r i f f R., J e c h J.E. Determination of trace lead in the atmosphere by furnuce atomic absorbtion. - Anal. Chem., 1972, vol. 44, N 7, p. 1323-1325.

К ВОПРОСУ СОЗДАНИЯ УСТРОЙСТВ ПРОВОДОСТАВКИ
ПРИ КОНТРОЛЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АВТОМАТИЧЕСКИХ ГАЗОАНАЛИЗАТОРОВ

Важной составной частью работ, обеспечивающих качество атмосферного воздуха в городах и промышленных регионах, является инструментальный контроль загрязнения атмосферы (ЗА) с помощью современной газоаналитической аппаратуры. Для этой цели используются, главным образом, стационарные посты контроля, а также передвижные станции.

Однако имеющийся в настоящее время парк автоматических газоанализаторов для определения основных загрязняющих компонентов в атмосферном воздухе не позволяет в полной мере получать информацию о пространственно-временных характеристиках полей загрязнения, а возможности существующих передвижных станций ограничены измерениями трех компонентов: окиси углерода, двуокиси серы, озона. Поэтому с целью повышения достоверности контроля, оптимизации сети наблюдения с использованием автоматических газоанализаторов, увеличения числа населенных пунктов, в которых могут быть обеспечены систематические наблюдения за загрязнением атмосферы, перспективным считается направление, предусматривающее организацию отбора проб воздуха с последующим анализом их в централизованных лабораториях сети наблюдения Госкомгидромета.

Решение этого вопроса зависит от качества методов и средств отбора, транспортировки и хранения газовых проб, обеспечивающих надежность и достоверность передачи информации. К настоящему времени известны и хорошо себя зарекомендовали методы отбора проб, основанные на адсорбции, растворении или химическом связывании компонентов газовой смеси твердыми сорбентами и жидкими поглотительными средами с последующим определением концентрации анализируемых компонентов хроматографическим и фотоколориметрическим способами. Вместе с тем указанные методы имеют ряд недостатков, а именно: требуется предварительная подготовка проб для анализа, что снижает достоверность и надежность конечных результатов. Кроме того, методы отбора проб, связанные с изменением агрегатного состояния анализируемых веществ, исключают возможность использования автоматических газоанализаторов, в то время как именно последние могут существенно повысить эффектив-

ность контроля загрязнения атмосферы на сети наблюдения.

Эффективным путем реализации задач наблюдения за качеством атмосферного воздуха с помощью автоматических газоанализаторов является применение их в составе региональных лабораторий контроля ЗА, что требует организации отбора и доставки проб к газоанализаторам.

В отечественной практике подобный опыт фактически отсутствует, если не считать использование резиновых камер для отбора проб окиси углерода, а также стеклянных объемов, что является довольно трудоемкой, с точки зрения отбора пробы из жестких сосудов, процедурой / 1 /.

В последнее время, главным образом за рубежом, все большее применение для отбора проб воздуха находят емкости, изготовленные из полимерных пленок. Они представляют собой мешки различной формы и объема (5+40 л), снабженные одним или двумя герметичными клапанами (штуцерами). Интерес к такого рода пробоотборникам связан с такими их отличительными эксплуатационными качествами, как простота отбора, транспортировки и хранения проб, а также возможностью отбора любого необходимого для анализа количества газовой смеси непосредственно из мешка.

Заполнение мешков смесью производится или вручную, используя например насос-мех, или с помощью электромеханических аспираторов с автономным питанием. При этом следует учитывать, что все детали системы пробоотбора должны быть химически инертными в отношении отбираемых газов.

Основным критерием при выборе полимерного материала должна быть его устойчивость к воздействию отбираемого компонента или компонентов, обеспечивающая постоянный качественный состав и концентрацию отдельных газов в течение заданного времени.

Немногочисленные литературные данные дают лишь общие сведения об опыте использования некоторых полимерных пленок для этих целей. Так, например, известен опыт применения майлара (полиэфирной пленки), позволяющей сохранять пробы воздуха, содержащие углеводороды, SO_2 , O_3 и NO_2 в течение нескольких часов без заметных утечек / 2 /. Аналогичные данные получены при использовании для отбора проб мешков из тефлона / 3 /. Однако, как отмечается авторами, изготовление мешков из этих пленок представляет определенные трудности вследствие их высокой температуры размягчения. В / 4 / представлены результаты использования мешков из сарана, материала, не требующего специальной технологии сварки. Отмечается, что пленки на основе полиэтилена, поливинилхло-

рида, полипропилена обладают недостаточной устойчивостью к воздействию SO_2 и оксидов азота / 1 /.

Особый интерес представляет опыт японских исследователей, разработавших самозаполняющееся устройство /5 /. Мешок из тефлона помещается в металлический корпус сильфонного типа с герметичными жесткими крышками. При раздвигании сильфона внутри его создается разрежение, обеспечивающее заполнение мешка воздухом.

Для получения необходимого полимерного материала перспективным является использование многослойных пленок. Это объясняется тем, что, кроме устойчивости к воздействию компонентов пробы, полимерный материал должен обладать и такими свойствами, как эластичность, механическая прочность, термопластичность, атмосферостойкость и т.д. На практике не всегда представляется возможным выбрать полимерный материал, обладающий совокупностью перечисленных свойств. Многослойные системы обеспечивают этот суммарный эффект, получающийся как суперпозиция отдельных свойств за счет каждой из составляющих слоев пленок. Описание таких систем, а также эксплуатационные характеристики мешков, изготовленных из многослойных пленок, приведены в / 6 /.

Опыт использования полимерных пленок для создания устройств прободоставки в отечественной практике отсутствует, хотя номенклатура выпускаемых промышленностью пленок, в том числе и многослойных, достаточно разнообразна, что дает возможность проведения комплексного исследования по выбору необходимого пленочного материала.

Рассмотрим некоторые результаты исследования возможности применения ряда полимерных материалов для изготовления устройств отбора и доставки газовых проб.

Объектами исследования были:

- фторопластовые пленки марок Ф-4МБ и Ф-26;
- полиэтилентерефталатная (ПЭТФ) пленка;
- дублированная пленка ПЭТФ-алюминиевая фольга (ПЭТФ-А);
- дублированная пленка ПЭТФ-полиэтилен (ПЭТФ-ПЭ);
- многослойная пленка ПЭ-А-целлофан (ПЭ-А-Ц).

Толщина пленки Ф-26 составляла 100 мкм, толщина остальных пленок - 10-20 мкм.

Мешки изготавливались посредством сварки с помощью установки МБ АП 20, использующей термоимпульсный способ с максимальной температурой нагрева 180 °С. Объем мешков составлял 5-10 л. Внутренним (контактирующим с пробой) слоем у двух последних пленок был ПЭ, у пленки ПЭТФ-А - ПЭТФ. Перед изготовлением каждого меш-

ка внутренняя его поверхность обезжиривалась. При проверке качества сварных швов и герметичности изделия установлено:

1. Пленки Ф-4МБ, ПЭТФ и ПЭТФ-А требуют специальной аппаратуры и технологии сварки, так как, вследствие высокой термопластичности, обычным способом свариваются плохо, образуя ломкий неэластичный шов.

2. Пленки с внутренним полиэтиленовым слоем свариваются хорошо; шов эластичный, обеспечивающий герметичность изделия.

Мешки из пленки Ф-26 изготавливались склеиванием, поскольку данный материал растворяется в ацетоне.

Таким образом, на данном этапе для исследований были отобраны мешки из пленок Ф-26, ПЭ-ПЭТФ, ПЭ-А-Ц.

Схема эксперимента по проверке постоянства концентрации загрязняющих веществ в процессе выдержки в вышеперечисленных мешках включала следующие основные операции:

- заполнение мешка загрязняющими компонентами;
- измерение концентрации загрязняющего компонента сразу после заполнения (c_0);
- выдержка при нормальных условиях заполненных мешков в течение заданных интервалов времени (t);
- измерение концентрации через определенные промежутки времени выдержки (c_t).

В качестве загрязняющих компонентов использовались газовые смеси с известной концентрацией SO_2 и NO ; концентрация SO_2 составляла $1,9 \text{ г/м}^3$ и $0,4 \text{ мг/м}^3$, NO - 100 мг/м^3 .

Измерения концентрации двуокиси серы и окиси азота проводились с помощью импортных автоматических газоанализаторов AF -20 и UNOR-6N, основанных на флуоресцентном и оптико-акустическом методах анализа соответственно.

Основные результаты

На рис. I приведены характерные зависимости концентрации SO_2 от времени выдержки заполненного мешка. Различное обозначение экспериментальных точек соответствует последовательному числу раз заполнения одного и того же мешка. Интервалы между заполнениями составляли 24-30 часов. Из полученных данных следует, что при первом заполнении мешка адсорбция молекул SO_2 поверхностью фторопластовой пленки идет достаточно интенсивно, и уже через 3 ч выдержки потери анализируемого компонента составляют 30 %. Вместе с тем происходит постоянное насыщение поверхности адсорбента с образованием мономолекулярного слоя поглощаемого вещества, препятствующего в дальнейшем потере SO_2 за счет адсорбции. Ана-

c отн. ед.

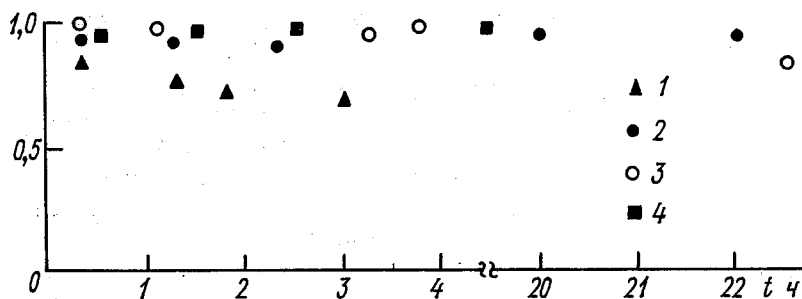


Рис.1. Зависимость концентрации SO_2 от времени выдержки в мешке из пленки Ф-26 ($c_0 SO_2 = 1,9 \text{ г/м}^3$)
I-3 - I-III заполнения соответственно, 4 - $c_0 SO_2 = 0,4 \text{ мг/м}^3$.

логичные зависимости были получены при исследовании изменения начальной концентрации окиси азота со временем t . Приведенные данные согласуются с рекомендациями / 5 /, где на основе анализа и обобщения ряда данных по использованию пластмассовых мешков для хранения проб воздуха предлагается во всех случаях перед применением мешков выдержать их длительное время заполненными подлежащими анализу веществами.

На рис.2 приведены зависимости $c(t)$ для мешков из пленки ПЭ-ПЭТФ.

c отн. ед.

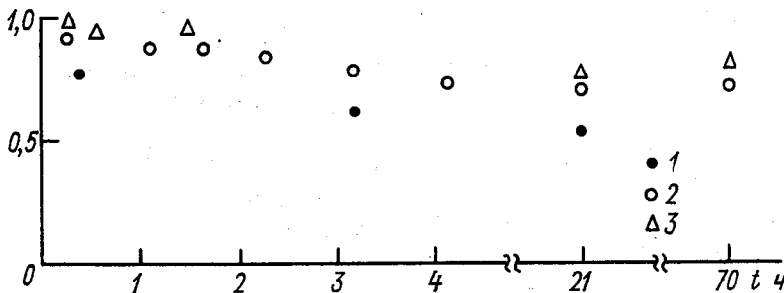


Рис.2. Зависимость концентрации SO_2 от времени выдержки в мешке из пленки ПЭ-ПЭТФ ($c_0 = 1,9 \text{ г/м}^3$).
I-3 - I-III заполнения соответственно.

В данном случае начальная концентрация $c_0 \text{SO}_2$ в процессе выдержки и при последующих заполнениях не восстанавливалась, что связано со значительно большей проницаемостью полиэтилена по сравнению с фторопластом.

И в том и в другом случае десорбции молекул SO_2 не наблюдалось, даже после длительного хранения мешка незаполненным, после-
дующего заполнения его азотом и измерения концентрации SO_2 .

На рис.3 приведены зависимости $c(t)$ при одновременном за-
полнении мешка из пленки Ф-26 SO_2 и NO . Для заполнения исполь-
зовались поверочные смеси SO_2 и NO в азоте с концентрацией $1,9$
 г/м^3 и 100 мг/м^3 соответственно. Измерения концентрации NO_x про-
водили с использованием конвертора и без него. Экспериментально
установлено, что в процессе выдержки происходит окисление NO
до NO_2 , причем этот процесс со временем нарастает. Следует ожи-
дать, что в реальных условиях при наличии большого содержания
кислорода в анализируемой смеси окислительный процесс будет ид-
ти интенсивнее.

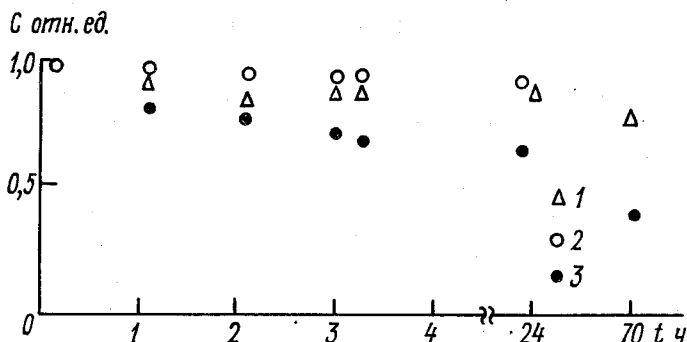


Рис.3. Зависимость концентраций SO_2 и окислов азота от вре-
мени выдержки смеси в мешке из пленки Ф-26 ($c_{0\text{SO}_2} =$
 $= 1,9 \text{ г/м}^3$; $c_{0\text{NO}} = 100 \text{ мг/м}^3$).
1-3 - SO_2 , NO_x , NO соответственно.

С целью исследования влияния фотохимических взаимодействий
на сохранность пробы были измерены зависимости $c(t)$ при вы-
держке анализируемых смесей в мешке из ПЭ-А-Ц, обеспечивающем
светоизоляцию пробы. Существенных различий (рис.4) по сравнению
с хранением проб в прозрачных мешках обнаружено не было.

Результаты первого этапа работы позволяют сделать некоторые
предварительные выводы:

1. Возможно использование полимерной пленки марки Ф-26 для

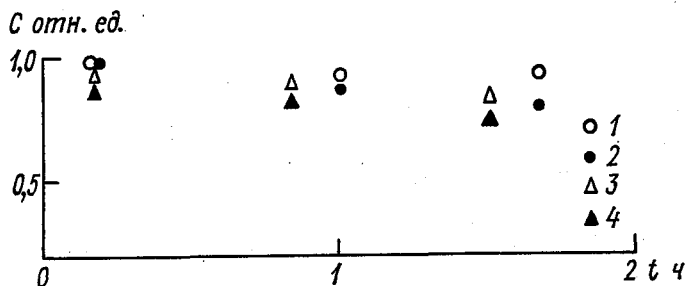


Рис.4. Зависимость концентраций окислов азота от времени выдержки в мешках из пленок ПЭ-А-Ц и ПЭ-ПЭТФ.

($c_0 = 100 \text{ мг/м}^3$ для NO).

1, 2 - NO_x , NO соответственно, ПЭ-А-Ц;

3, 4 - NO_x , NO соответственно, ПЭ-ПЭТФ.

создания устройств прободоставки; для SO_2 и NO достоверность передачи информации за время хранения пробы до 24 ч лежит в пределах $(90 \pm 5) \%$.

2. Установлено, что использование мешков, изготовленных из полимерных пленок, требует предварительной процедуры заполнения веществами, аналогичными подлежащим анализу, и выдержки их в течение не менее 3-5 ч.

3. Для измерения концентрации окиси азота необходимо использование конвертора, поскольку при хранении ее имеет место окисление NO до NO_2 .

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Лейте В. Определение загрязнений воздуха в атмосфере и на рабочем месте. Пер. с нем. - Л.: Химия, 1980.

2. Altschuller A.P., Wartburg A.P., Cohen I.R., Sleva S.F. - *Int. J. Air. Water Poll.*, 6(1962) 75.

3. Drasche H., Funk L., Herbolshaimer H. - *Staub*, 32 (1972) 364.

4. Smith E.S., Pierce J.O. - *Amer. Ind. Hyd. Assoc. J.*, 31 (1970) 343.

5. N 55-7173 (Япония). Устройство для забора проб газа (Заявитель К.К.Осака Кагаку буйсэки сента). - *ИЗР*, № 16, 1980, с.201.

6. Catalogue "Everything for Chromatography", 1978, n 30, p. 85.

CONTENTS

V.I.Krasov, E.A.Gorbachova, A.D.Ziv. Actual problems of automatized system ANKOS-AG software development	3
A.N.Yasenskiy, A.D.Ziv, V.I.Krasov, V.K.Bobrova. Optimization of monitoring network spatial structure for urban air pollution control	13
K.B.Yablonskiy, T.A.Datsyuk, A.N.Yasenskiy. Estimation of conditions of air pollution control stations siting in various urban micro-districts based on physical simulations	24
V.I.Krasov, A.D.Ziv, T.P.Yevdokimova. Correction of air pollution model parameters in the automatized system	32
A.D.Ziv, N.N.Pelevina. Some results of air pollution models sensitivity analysis	40
A.L.Khomyakov. On estimation of temporal discretization of parameters in the automatized system of urban air basin pollution	46
G.Y.Vereshchagina, V.I.Krasov, E.Z.Gleizer, E.A.Gorbachova. System of acquirement, treatment and analysis of information on state of urban air pollution based on data bank	53
G.P.Mandrykin. On active atmospheric pollutants control	62
V.I.Krasov, V.A.Tsvetkov. Development of complex approach to the designing of optical gas analyzers	71
V.I.Krasov, V.I.Loban, V.A.Tsvetkov. Methods of improving the noise suppression and linearity of spectral gas analyzers	77
L.E.Khvorostovskaya, V.A.Tsvetkov, A.I.Utyashev. The source of resonance radiation and its employing in molecular gas analysis	82
V.D.Grigoryev, R.M.Temnov, B.K.Nasledova. Representativity of source emission control siting	88
N.N.Alexandrov, M.I.Konovalov, S.M.Nemets. Methods and techniques of dust control in source emissions and in atmosphere	95
E.K.Ivanov, V.A.Kolbenkov, V.D.Kuksinskiy. Metrological ensuring of lidar measurements of source emissions composition	III
V.D.Kuksinskiy, V.B.Milyayev. Air pollution control with a mobile laboratory	I22
V.D.Grigoryev, R.M.Temnov, N.I.Dudkin. On using atmospheric gas analyzers for electric utility emission control	I28

V.I.Krasov, E.A.Gorbachova, K.V.Ivanchenko. Study of carbon oxide concentration field in urban air basin	I34
I.V. Shvedova, E.E.Nosova, N.A.Panichev. On possibility of identification of the sources of emissions of airborne metals based on aerosol analysis data	I43
S.V.Timakov, V.D.Kuksinskiy. On design of sample bags for automatic gas analyzers, employed in air pollution control	I49

СОДЕРЖАНИЕ

В.И.Красов, Е.А.Горбачева, А.Д.Зив. Состояние и задачи разработки программно-математического обеспечения автоматизированной системы АНКОС-АГ	3
А.Н.Ясенский, А.Д.Зив, В.И.Красов, В.К.Боброва. Оптимизация пространственной структуры сети наблюдения при контроле загрязнения атмосферы города.	13
К.В.Яблонский, Т.А.Дацук, А.Н.Ясенский. Оценка условий размещения станций контроля загрязнения атмосферы в отдельных микрорайонах города о помощью физического моделирования	24
В.И.Красов, А.Д.Зив, Т.П.Евдокимова. Коррекция параметров модели загрязнения атмосферы в автоматизированной системе.	32
А.Д.Зив, Н.Н.Пелевина. Некоторые результаты исследования чувствительности моделей загрязнения атмосферы.	40
А.Л.Хомяков. К оценке временной дискретизации параметров в автоматизированной системе контроля загрязнения атмосферы	46
Г.Ю.Вережагина, В.И.Красов, Е.З.Глейзер, Е.А.Горбачева. Система накопления, обработки и анализа информации о состоянии загрязнения атмосферы города на основе банка данных	53
Г.П.Мандрыкин. К вопросу контроля активных примесей в атмосфере	62
В.И.Красов, В.А.Цветков. Разработка комплексного подхода к проектированию оптических газоанализаторов	71
В.И.Красов, В.И.Лобан, В.А.Цветков. Методы повышения помехоустойчивости и линейности спектральных газоанализаторов	77
Л.Э.Хворостовская, В.А.Цветков, А.И.Утяшев. Источник резонансного излучения и его применение для анализа молекулярных газов.	82
В.Д.Григорьев, Р.М.Темнов, Е.К.Наследова. Репрезентативность выбора точек контроля источников промышленных выбросов в атмосферу	88
Н.Н.Александров, М.И.Коновалов, С.М.Немец. Методы и средства контроля пыли в атмосфере и в промышленных выбросах	95
Е.К.Иванов, В.А.Колбенков, В.Д.Куксинский. Метрологическое обеспечение лидарных измерений состава промышленных	

выбросов	III
В.Д.Куксинский, В.Б.Миляев. Контроль загрязнения атмосферы с использованием передвижной лаборатории	I22
В.Д.Григорьев, Р.М.Темнов, Н.И.Дудкин. Использование атмосферных газоанализаторов для контроля промышленных выбросов ТЭС.	I28
В.И.Красов, Е.А.Горбачева, К.В.Иванченко. Исследование поля концентрации окиси углерода в воздушном бассейне города	I34
И.В.Шведова, Е.Б.Носова, Н.А.Паничев. О возможности идентификации источников поступления металлов в атмосферу по данным анализа аэрозолей.	I43
С.В.Тимаков, В.Д.Куксинский. К вопросу создания устройств прободоставки при контроле загрязнения атмосферы с использованием автоматических газоанализаторов	I49

Сборник научных трудов
Труды ГГО, вып. 492
Методы и средства контроля
загрязнений атмосферы и промышленных выбросов

Редактор Н.Л. Гашина
Н/К

Подписано в печать 11.12.86. М-15336. Формат 60x84¹/16. Бумага картографическая. Печать офсетная. Усл. печ. л. 9,77. Усл. кр.-отт. 10,0. Уч.-изд. л. 9,75. Тираж 840 экз. Индекс МОЛ-15.
Заказ 3769 Цена 70 коп. Заказное.

Гидрометеиздат, 199226, Ленинград, В.О., ул. Беринга, д. 38.

Московская типография № 9 Союзполиграфпрома при Государственном комитете СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли. 109033. Москва, Ж-33, ул. Волочаевская, д. 40.