

КОМИТЕТ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ ПРИ КАБИНЕТЕ МИНИСТРОВ СССР

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

Выпуск 543

МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ
В ГОРОДАХ

Под редакцией
канд. физ.-мат. наук
А. С. Зайцева



ЛЕНИНГРАД ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1991

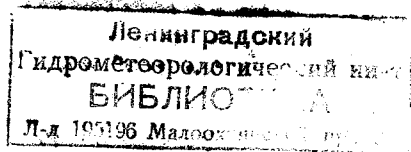
Приводятся результаты анализа и статистической обработки данных наблюдений за загрязнением атмосферы в городах на территории СССР, а также результаты изучения климатических характеристик условий рассеивания примесей в атмосфере. Рассматриваются вопросы усовершенствования методов определения концентраций, примесей в атмосфере, тренд концентраций вредных веществ, содержащихся в атмосферных осадках. Представлены данные о себестоимости получения сведений об уровне загрязнения атмосферы.

Сборник рассчитан на специалистов, занимающихся вопросами методологии оценки уровня загрязнения атмосферы, а также специалистов, работающих в области охраны атмосферы от загрязнения.

The publication presents the results of analysis and statistical processing of observations of urban air pollution over the USSR territory, study of climatic characteristics of conditions of pollutant spreading in the atmosphere. There are discussed problems of improving techniques for determining pollutant concentrations in the atmosphere, trend of harmful substances contained in atmospheric precipitation. Data are given on the cost of obtaining information on the air pollution level.

The publication is intended for specialists dealing with the methodology of estimating air pollution level, as well as those working in the field of atmosphere protection against pollution.

355009



1502000000-111
М 069(02)-91 35-91(2)
ISBN 5-286-00892-5

© Главная геофизическая
обсерватория
им. А. И. Воейкова, 1991 г.

ОБ ОЦЕНКЕ ПОГРЕШНОСТЕЙ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПРИМЕСЕЙ В ВОЗДУХЕ ГОРОДОВ

При измерениях концентраций примесей в атмосфере источниками ошибок являются различные отступления от требований [5], предъявляемых к проведению отбора и анализа проб воздуха. Как следует из табл. 1, в основном погрешность принятых на сети Общегосударственной службы наблюдений и контроля загрязнения атмосферы (ОГСНКА) методов химического анализа проб воздуха не превышает 25 %. Ошибки, допущенные на других этапах наблюдений – отборе проб воздуха, их транспортировке и хранения отобранных проб, – могут значительно увеличить суммарную погрешность [7]. Перечень возможных источников ошибок оговорен в работе [7]. Для контроля точности результатов измерений содержания в воздухе загрязняющих веществ разработаны специальные методы [3], позволяющие осуществлять проверку правильности проведения химического анализа проб воздуха как силами сотрудников самих химических лабораторий (внутренний контроль), так и централизованно – сотрудниками одной определенной лаборатории (внешний контроль). Методы такого периодического контроля качества измерений позволяют оценить погрешности, возникающие в процессе работы химических лабораторий (систематическая и случайная погрешности, связанные с проведением химического анализа проб воздуха). Однако при таких методах контроля погрешности, возникающие при отборе проб и их транспортировке, не учитываются и не оцениваются.

Для интерпретации информации об уровнях загрязнения воздуха, используемой как в практических, так и в исследовательских целях, важно знать суммарную погрешность наблюдений, проводимых на измерительной сети (включая обработку данных наблюдений). Разнообразие условий, в которых получены данные, создает и разнообразие погрешностей измерений.

Как было показано ранее [1], при отсутствии грубых ошибок измерений связь между средними значениями концентраций примесей и их средними квадратическими отклонениями в большинстве случаев линейна. На этой основе в [2, 8] был разработан статистический метод оценки погрешности наблюдений с помощью анализа временных рядов концентраций примесей. Для этого рассчитывались коэффициенты уравнения регрессии, коэффициент корреляции и некоторые другие параметры [2] по значениям средних за месяц концентраций и их средних квадратических отклонений. Первые результаты оценки погрешностей наблюдений были приведены в работе [2]. В настоящее время накоплен достаточный статистический материал, который позволяет провести оценку погрешностей в

**Характеристика диапазонов измерений концентраций
некоторых примесей**

Примесь	Нижняя граница диапазона измеряемых концентраций, мг/м ³	Погрешность измерений химического метода определения, %
Двуокись серы		
фотометрический метод	0,01	±12
турбидиметрический метод	0,08	Не оценена
Двуокись азота	0,024	±17
Сероводород	0,002	±23
Сероуглерод	0,02	±22
Водород фтористый	0,002	±25
Фенол	0,003	
Формальдегид	0,01	
Хлор	0,012	
Аммиак	0,02	
Растворимые сульфаты	0,005	

определении концентраций большого числа примесей по большому числу городов и решить некоторые конкретные задачи по оценке систематической и случайной составляющей ошибок измерений, а следовательно, и выдвигать требования к повышению точности химических и приборных методов определения концентраций. Одной из задач настоящего исследования было также выявление погрешности, связанной с низкой чувствительностью метода при определении концентраций меньших, чем нижняя граница диапазона измеряемых данным методом концентраций. Поскольку в работе [2] в отдельных случаях получались отрицательные значения погрешностей измерений, необходимо было выяснить условия появления таких отрицательных значений.

Для решения поставленных задач были использованы данные наблюдений за концентрациями 15 различных примесей в воздухе 51 города за периоды продолжительностью от 2 до 6 лет. По каждому городу имелось от 24 до 72 значений средних месячных концентраций примесей и их средних квадратических отклонений, полученных по данным отдельных постов в различных городах или нескольких постов в одном городе. Средние месячные значения рассчитывались из разовых 20-минутных определений концентраций [1]. Для анализа выбирались такие временные периоды, когда ряды концентраций отвечали требованиям статистической и климатологической однородности, т. е. за те периоды, в которые не было смены методик и приборов для определения содержания примесей в воздухе, а также существенного изменения в объеме выбросов вредных

Количество городов, данные наблюдений в которых использованы для оценки погрешностей измерений

Примесь	Количество городов	Примесь	Количество городов
Двуокись серы	51	Твердые фториды	2
Двуокись азота	46	Хлор	4
Сероводород	13	Сажа	4
Сероуглерод	6	Серная кислота	1
Аммиак	9	Растворимые сульфаты	1
Фенол	12	Свинец	1
Формальдегид	4	Ртуть	1
Атомарный водород	8		

веществ на предприятиях данного города. Сведения об общем объеме использованного материала представлены в табл. 2.

При выполнении работы рассчитывались следующие статистические характеристики: среднее арифметическое значение из средних месячных концентраций q_{cp} и их среднее квадратическое отклонение σ , коэффициент корреляции r между этими показателями, коэффициенты уравнения регрессии a и b . Свободный член уравнения регрессии a , как было показано в [1], представляет собой среднюю квадратическую погрешность измерений σ_e ; при отсутствии погрешностей измерений b — коэффициент вариации концентрации примесей, который также является показателем достоверности данных измерений. По этим показателям можно оценить величину абсолютной погрешности измерений $|\bar{\varepsilon}|$, величину относительной погрешности σ_e/σ и отношение $|\bar{\varepsilon}|/q_{cp}$, являющееся показателем точности определения среднего значения. Полный анализ полученных статистических характеристик позволяет установить достоверность данных об уровнях загрязнения воздуха.

Распределение относительных погрешностей измерений, полученных для разных примесей в рассматриваемых городах, показано на рис. 1. Из рис. 1 видно, что определения концентраций двуокиси серы и азота содержат ошибку менее 0,250 в 57 и 67 % городов соответственно. Большие величины погрешностей (больше 0,50) отмечены в 12 и 17 % городов, что в основном согласуется с результатами, полученными в работе [2]. Примерно такое же распределение погрешностей наблюдается для значений концентраций аммиака, сероводорода и фенола (рис. 1б). Относительные погрешности определения концентраций этих примесей величиной до 0,30 отмечены при наблюдениях за содержанием аммиака в 62 %, сероводорода в 76 %, фенола в 55 % городов, а погрешности более 0,50 — в 1–2 городах с наблюдениями за содержанием каждой из примесей. Статистический анализ данных наблюдений показывает, что концентрации таких

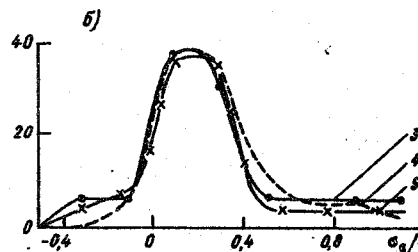
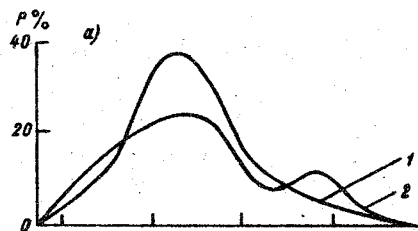


Рис. 1. Распределение относительных погрешностей определения концентраций SO_2 и NO_2 (а), аммиака фенола и сероводорода (б) в городах.

1 — NO_2 ; 2 — SO_2 ; 3 — аммиак; 4 — фенол; 5 — H_2S .

специфических примесей, как сероуглерод, фтористый водород, твердые фториды, хлор и некоторые другие определяются с большей погрешностью, чем, например, концентрации двуокиси азота. Однако построить распределение не представляется возможным из-за малого количества рассматриваемых городов.

Отношение средней абсолютной ошибки наблюдений к средней концентрации примеси $|\bar{\epsilon}|/q_{\text{ср}}$ можно считать мерой точности получаемых средних значений концентраций примесей. Результаты анализа этого отношения показали, что оно примерно в 70 % городов при определении концентраций двуокиси серы и в 64 % городов при определении концентраций двуокиси азота не превышало 0,3. Значения, не превышавшие 0,3, отмечены также в 50–60 % городов при определении концентраций аммиака, фенола, сероводорода, сероуглерода, формальдегида, фтористого водорода. Высокая погрешность (более 0,6) при определении концентраций сероуглерода и фенола отмечена в 1–2 городах.

Получены четкие зависимости между значениями коэффициентов корреляции r и относительными погрешностями измерений концентраций вредных веществ σ_ϵ/q . Относительные погрешности определения концентраций примесей возрастают с уменьшением коэффициента корреляции между средними месячными значениями концентраций примесей и их средними квадратическими отклонениями (рис. 2). Это подтверждает вывод о том, что коэффициент корреляции может служить надежным показателем достоверности данных наблюдений.

Отдельно были проанализированы случаи, когда относительная погрешность измерений концентраций примесей в воздухе оказались отрицательной. Это имело место в 23 % общего числа всех анализируемых

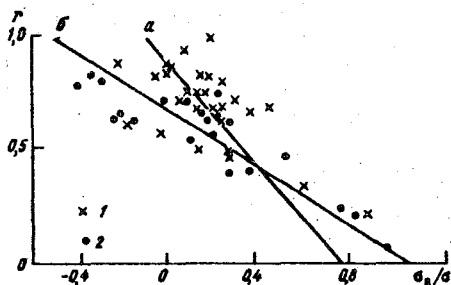


Рис. 3. Линии регрессии, характеризующие связь относительных погрешностей определения концентраций двуокиси серы (а) и двуокиси азота (б) с коэффициентами корреляции между значениями $q_{\text{ср}}$ и σ этих примесей.

1 — SO_2 ; 2 — NO_2 .

примесей во всех рассматриваемых городах. В том случае, когда зависимость $q_{\text{ср}}$ и σ достаточно хорошо аппроксимируется прямой линией, погрешность близка к нулевым значениям. Появление отрицательных значений погрешностей может иметь место в случае занижения σ или завышения $q_{\text{ср}}$. Такая ситуация может возникать в реальных условиях наблюдений за концентрациями примесей на измерительной сети, когда концентрации веществ в атмосфере меньше нижней границы диапазона измерений (n_2) концентраций данным методом химического анализа. Нижние границы диапазонов измеряемых концентраций некоторых примесей представлены в табл. 1. Как отмечалось в работе [1], в тех случаях, когда при расчетах средних значений во внимание принимаются низкие концентрации, получаем более высокие значения средних, чем в тех случаях, когда все концентрации, меньшие n_2 , считаются нулевыми.

В нескольких городах (Нижний Новгород — формальдегид, Липецк — фенол, сероводород, Могилев — сероводород, сероуглерод, двуокись серы) погрешности определения концентраций примесей были рассчитаны как за многолетний период в целом, так и за отдельные годы этого периода, а также по данным, сгруппированным за 2–3 года из этого периода. Анализ показал, что погрешность измерений, рассчитанная за весь многолетний период, может быть незначительной (0,26 σ в Липецке для концентраций фенола за 1980–1986 гг.), но в отдельные годы периода она может иметь существенные значения, как положительные, так и отрицательные. В Липецке в 1983 г. измерения проводились с наибольшей погрешностью (0,7 σ), а в 1982 г., когда средние концентрации фенола были меньше n_2 , величина погрешности была отрицательной. Исходя из этого, необходимо отметить, что расчет погрешности за период продолжительностью более 2–3 лет за счет разных знаков величины погрешности за отдельные годы дает несколько сглаженную картину, а за отдельные годы (из 12 величин) — недостоверную. На примере наблюдений за содержанием в воздухе формальдегида в Нижнем Новгороде отчетливо проявляется зависимость погрешности от диапазона измеряемых концентраций. На рис. 3 представлен график временного хода средних месячных концентраций формальдегида, а также график связи $q_{\text{ср}}$ и σ за отдельные годы рассматриваемого

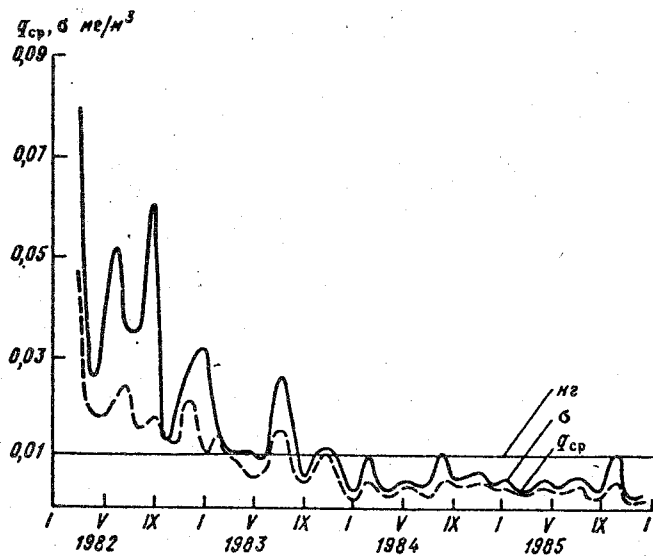


Рис. 3. Изменение во времени значений q_{cp} и σ формальдегида в Нижнем Новгороде (ng – нижняя граница диапазона измерений).

периода. В отдельные периоды связь между q_{cp} и σ достаточно тесная (рис. 4). В тот период, когда концентрации формальдегида были выше ng , отмечалась небольшая положительная относительная погрешность (0,1 σ). В период, когда концентрации примеси были меньше ng , величины относительной погрешности принимали небольшие отрицательные значения (-0,02...-0,08). Сопоставление отрицательных значений погрешностей определения концентраций примесей в городах со значениями средних уровней загрязнения их атмосферы показало, что в 46 % городов с такими отрицательными погрешностями концентрации примесей были меньше ng . В этих случаях можно говорить о систематической погрешности, завышающей значения средних концентраций.

С целью выявления причин появления отрицательных значений погрешностей измерений в других городах сравнивались значения σ_e/σ со значениями параметров $a_{вн}$ и $b_{вн}$, характеризующих систематическую и случайную составляющие погрешности химического анализа и полученных в результате проведения в соответствии с работой [3] внешнего периодического контроля правильности химических анализов проб воздуха, осуществляемых в сетевых лабораториях. Для этой цели были использованы данные о результатах внешнего контроля качества анализов содержания двуокиси серы в воздухе 13 городов и двуокиси азота в 16 городах за период 1981–1986 гг. При этом значения погрешностей σ_e/σ рассчитывались для этих городов как за весь период в целом, так и за

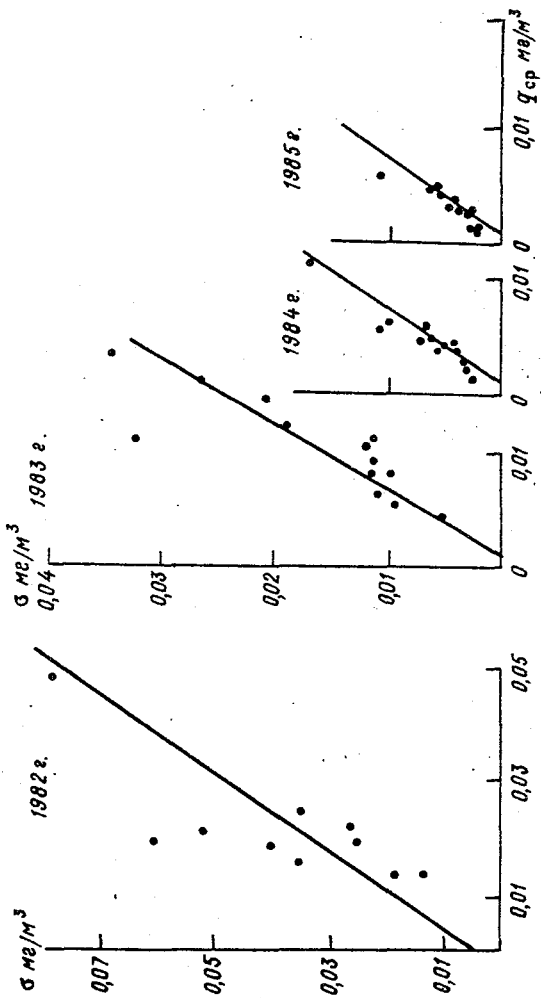


Рис. 4. Связь между значениями $q_{ср}$ и σ формальдегида в Нижнем Новгороде в 1982—1985 гг.

отдельные годы. За отдельные годы для рассматриваемых концентраций были проанализированы изменения параметров $a_{\text{вн}}$ и $b_{\text{вн}}$. Оказалось, что параметр $b_{\text{вн}}$, который указывает на случайные погрешности измерений концентраций SO_2 , изменяется в одном городе от года к году не очень существенно. Параметр $a_{\text{вн}}$, показывающий на систематическую погрешность измерений, изменяется более резко. В Ростове-на-Дону различия $a_{\text{вн}}$ за разные годы были столь велики, что данные внешнего контроля были исключены из рассмотрения.

Связь между коэффициентом $b_{\text{вн}}$ и σ_{ϵ}/σ оказалась довольно тесной – коэффициент корреляции равен 0,93 для концентраций двуокиси серы (рис. 5а) и 0,60 для концентраций двуокиси азота.

Связь между коэффициентами $a_{\text{вн}}$ и σ_{ϵ}/σ также достаточно реальна, хотя и с невысоким коэффициентом корреляции, равным 0,30, что обусловлено главным образом большой величиной $a_{\text{вн}}$ в Самаре. Результаты совместного анализа показали, что в 22 % общего количества городов, где при определении концентраций двуокиси азота и серы получены отрицательные значения σ_{ϵ}/σ , подтвердились отрицательные значения параметра $a_{\text{вн}}$.

Таким образом, в 68 % городов источником отрицательных значений погрешностей в данных измерений явились неточности, допущенные при химическом анализе проб воздуха в сетевых лабораториях в рассматриваемый период, или неточности измерения низких концентраций (ниже

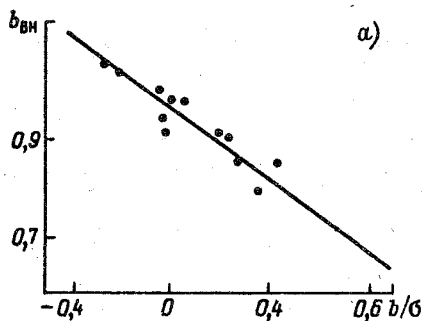
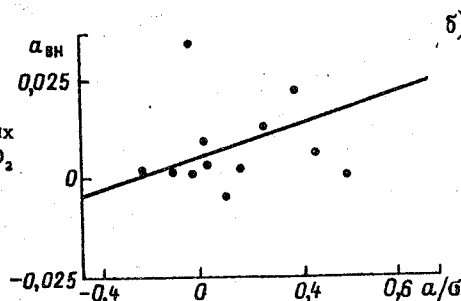


Рис. 5. Результаты сравнения относительных погрешностей определения концентраций SO_2 со значениями параметров $a_{\text{вн}}$ и $b_{\text{вн}}$.



нижнего диапазона измерений) примесей. В остальных 32 % городов наличие отрицательных погрешностей, вероятно, характеризует нелинейность связи между $q_{\text{ср}}$ и σ , которая обусловлена конкретными ситуациями состояния загрязнения атмосферы.

При анализе погрешностей измерений принято считать, что величина случайной ошибки с достаточной степенью точности описывается нормальным распределением. Такое допущение позволяет определять математическое ожидание измеряемой величины как среднее арифметическое отдельных значений, т. е. традиционное осреднение приводит к несмещенной оценке. Кроме того, при этом справедливо правило суммирования квадратов ошибок. Такой подход оказывается очень эффективным и не вызывает возражений в большинстве практически важных случаев, что видно из приведенных выше материалов статьи. Однако дело обстоит сложнее, когда ошибка сопоставима со значением измеряемой величины, что особенно важно при анализе погрешностей вблизи порога чувствительности метода измерения. Кроме того, негауссовский характер распределения ошибок должен проявляться при измерениях знакоопределенных величин, таких, как концентрации примесей, модуль скорости ветра и т. д. Указанные обстоятельства приводят к тому, что среднее арифметическое значение становится смещенной оценкой математического ожидания измеряемой величины, т. е. истинного среднего значения, поскольку плотность распределения вероятностей положительно определенной величины не может быть строго симметричной.

Представим измеренное значение концентрации q в виде $q = q_0 + \Delta q + \delta q$, где q_0 – истинное значение концентрации; Δq и δq – соответственно систематическая и случайная ошибки определения величины q_0 . Каждая из этих погрешностей может быть как положительной, так и отрицательной. Для случаев, когда $q_0 + \Delta q \gg |\delta q|$, с достаточной степенью точности можно считать, что статистическое распределение случайной погрешности является симметричным. Поэтому смещение выборочной оценки средней концентрации относительно истинного среднего значения будет определяться только значением систематической ошибки. В случае, когда погрешность δq сопоставима с величиной нижней границы диапазона измерений, распределение измеренных концентраций будет асимметричным, поскольку концентрация является неотрицательной величиной, и должно соблюдаться условие $q \geq 0$, или $\delta q \geq -(q_0 + \Delta q)$, т. е. отрицательные значения случайной погрешности ограничены снизу, что существенно при малых концентрациях. В то же время положительные значения δq не ограничены сверху. Поэтому в среднем случайная погрешность при указанных условиях может приводить к систематическому завышению измеренных концентраций относительно их истинных значений и содержаться в величине σ_e . Естественно ожидать, что этот эффект в наибольшей степени сказывается в области концентраций, которая определяется чувствительностью метода.

Представим среднее многолетнее значение концентрации в виде:

$$\bar{q}_{\text{мес}} = \bar{q}_0 + \Delta q + \delta q = \bar{q}_0 + \Delta \bar{q} + \delta \bar{q},$$

где \bar{q}_0 — истинное среднее многолетнее значение; $\Delta \bar{q}$ — средняя многолетняя систематическая ошибка средней месячной концентрации; $\delta \bar{q}$ — средняя многолетняя случайная ошибка.

При этом дисперсия величины \bar{q} запишется в виде:

$$\begin{aligned} \sigma_{\bar{q}}^2 &= \overline{q^2} - (\bar{q})^2 = \overline{(\bar{q}_0 + \Delta q + \delta q)^2} - (\bar{q}_0 + \Delta \bar{q} + \delta \bar{q})^2 = \\ &= \overline{(\bar{q}_0)^2} + \overline{(\Delta q)^2} + \overline{(\delta q)^2} + 2(\bar{q}_0 \Delta q + \bar{q}_0 \delta q + \Delta q \delta q) - \\ &- (\bar{q}_0)^2 - (\Delta \bar{q})^2 - (\delta \bar{q})^2 - 2(\bar{q}_0 \cdot \Delta \bar{q} + \bar{q}_0 \cdot \delta \bar{q} + \Delta \bar{q} \cdot \delta \bar{q}) = \\ &= \underbrace{[(\bar{q}_0)^2 - (\bar{q}_0)^2]}_{\sigma_{\bar{q}_0}^2} + \underbrace{[(\Delta q)^2 - (\Delta \bar{q})^2]}_{\sigma_{\Delta q}^2} + \underbrace{[\delta q^2 - (\delta \bar{q})^2]}_{\sigma_{\delta q}^2} + \\ &+ 2[\bar{q}_0 \Delta q - \bar{q}_0 \Delta \bar{q}] + 2[\bar{q}_0 \delta q - \bar{q}_0 \delta \bar{q}] + 2[\Delta q \delta q - \Delta \bar{q} \delta \bar{q}]. \end{aligned}$$

При небольшой изменчивости величины $\bar{q}_{\text{мес}}$, можно полагать, что $\Delta \bar{q} \approx \Delta q = \text{const}$ и $\delta \bar{q} \neq 0$. Тогда слагаемыми II, IV и VI можно пренебречь. Слагаемое V в случае малых случайных погрешностей, нормально распределенных ($\delta q = 0$), примет вид $\bar{q}_0 \delta q$, а при больших случайных погрешностях (когда сопоставимы величины \bar{q} и $\sqrt{\delta q^2}$ и $\delta \bar{q} \neq 0$, т. е. функция распределения случайной ошибки асимметрична, что возможно при малых значениях \bar{q}) его можно записать в виде $\bar{q}_0 \delta q - \bar{q}_0 \delta \bar{q} = \bar{q}_0 (\delta q - \delta \bar{q}) = \bar{q}_0 \delta C$, где $\delta C = \delta q - \delta \bar{q}$ — центрированная случайная погрешность. В этом случае происходит систематическое завышение концентраций.

Таким образом, рассмотренный метод оценки погрешностей данных наблюдений за загрязнением атмосферы на основе статистического анализа временных рядов концентраций примесей позволяет без каких-либо дополнительных затрат на организацию специальных измерений для осуществления контроля оценить достоверность и рассчитать величину абсолютной и относительной погрешности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. — Л.: Гидрометеоздат, 1986. — 199 с.
2. Безуглая Э. Ю., Смирнова И. В., Шадрин Л. Г. Оценка погрешности измерения с помощью статистического анализа временного ряда. — Тр. ГГО, 1987, вып. 511, с. 68—84.

3. Временные методические указания по проведению периодического контроля точности результатов измерений содержания загрязняющих воздух веществ. — Л.: ГГО, 1981. — 19 с.

4. Временные методические указания по химическому анализу атмосферного воздуха с отбором проб на твердые пленочные сорбенты. — Л.: Гидрометеоиздат, 1982. — 35 с.

5. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979. — 147 с.

6. Полищук А. И., Стрельчя С. В., Шайкова Е. А. Величина погрешности измерения при определении содержания примесей в атмосфере городов. — Тр. ГГО, 1984, вып. 479, с. 75—79.

7. Шайкова Е. А., Янковский И. А. К вопросу о достоверности данных наблюдений загрязнения атмосферы. — Тр. ГГО, 1984, вып. 479, с. 105—109.

8. Zier M. Die Bestimmung des zufälligen Fehlers von Zeitverunreinigungsmethoden. — Z. ges. Hyg. 28(1982), H. 1, S. 16—19.

9. Zier M. On estimation of random error of routine air pollution data. — The proceedings of the EMEP-Workshop on Data Quality Assurance, Freiburg, 2—4 July 1986, p. 69—80.

УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СЕРОУГЛЕРОДА С ОТБОРОМ ПРОБ НА ПЛЕНОЧНЫЙ СОРБЕНТ

Для определения содержания сероуглерода в атмосферном воздухе ранее нами был предложен способ отбора проб на твердый пленочный сорбент на основе тетраметилдипропилентриамина (ТМДТ) с использованием в качестве носителя стеклянных гранул [1, 2]. Выбор этого сорбента был обусловлен высокими сорбционными качествами ТМДТ по отношению к сероуглероду, нелетучестью используемого амина, что обеспечивало данному способу отбора по сравнению с широко распространенным отбором проб в спиртовой раствор диэтиламина [3] определенные преимущества, позволившие повысить расход воздуха при отборе пробы, исключить необходимость охлаждения поглотительного прибора в процессе отбора, удобство хранения и транспортировки проб.

Тиокарбаминовая кислота, образующаяся при взаимодействии сероуглерода с ТМДТ, так же, как и аналогичное соединение с диэтиламином, является неустойчивым соединением, что приводит к быстрому разложению отобранных из воздуха проб. Поскольку соли карбаминовой кислоты более стабильны, нами была предпринята попытка увеличить сохранимость проб путем добавки в состав хемосорбента солей калия, натрия, цинка и меди. Было найдено, что только добавка ацетата меди обеспечивает достаточную устойчивость отобранных проб [2]. Дегградация пробы в этом случае при температуре 20–25 °С не превышала 10 % в сутки, при хранении в морозильнике пробы оставались неизменными в течение недели, что позволило обеспечить необходимую точность определений.

Вместе с тем в процессе практического использования методики отбора проб на пленочный сорбент было обнаружено, что при хранении сорбционных трубок, обработанных раствором ацетата меди в ТМДТ, последний медленно окисляется, что приводит к повышению его оптической плотности и может обусловить завышение результатов измерений. В опытах было найдено, что скорость этого процесса зависит от температуры хранения хемосорбента. Так, если при 20 °С нарастание оптической плотности конечного раствора составляет 0,003–0,004 ед. оп. плотн. за сутки (что соответствует концентрации сероуглерода в выбранных условиях анализа, равной примерно 0,008 мг/м³), то при 40 °С такое нарастание составляет в среднем 0,012 ед. оп. плотн., достигая в отдельных сериях опытов 0,02 ед. оп. плотн. за сутки.

Погрешность за счет окисления хемосорбента удалось значительно снизить путем использования в качестве „нулевой” пробы одной из сорбционных трубок, подготовленных к отбору и хранившихся вместе с экспонированными пробами. Однако этим приемом проблема не была

снята полностью.

Целью настоящей работы явились исследования по увеличению устойчивости хемосорбента при хранении. Как известно, ионы меди являются во многих случаях катализаторами процессов окисления. В данном случае это подтверждается тем фактом, что в равных условиях хранения оптическая плотность чистого ТМДТ и ТМДТ с добавками солей натрия или калия даже при температуре 45 °С не изменяются. Однако устойчивость проб, содержащих сероуглерод, с этими добавками была недостаточна. Поэтому нами были испытаны добавки других металлов, дающих прочные тиокарбаматы: кадмия, свинца и никеля. Их устойчивость проверялась вначале на спиртовых растворах ТМДТ с соответствующими добавками. Концентрацию тиокарбамата определяли после добавления в раствор ацетата меди, образующего наиболее интенсивно окрашенное соединение. Мешающее влияние присутствующих ионов металлов устранялось добавлением раствора ЭДТА.

Результаты эксперимента показали, что среди испытанных заменителей меди наибольшую устойчивость тиокарбамата обеспечивает никель, поэтому дальнейшие исследования проводились с хемосорбентом на основе ТМДТ с добавкой соли никеля. Была проверена сохраняемость проб, отобранных на данный сорбент, и отдельно исследовалось влияние условий хранения на устойчивость холостых проб. Такая проверка показала, что сохраняемость отобранных на данный сорбент проб находится на том же уровне, что и при использовании хемосорбента на основе 0,2 %-ного раствора ацетата меди в ТМДТ.

В то же время неэкспонированные (нулевые) пробы с добавкой солей никеля сохраняются гораздо лучше, чем пробы с добавкой солей меди: даже при температуре 45 °С увеличение оптической плотности не превышает 0,005 ед. опт. плотн. за сутки. При комнатной температуре увеличение оптической плотности колеблется в пределах 0,002–0,003 ед. опт.

Таблица I

Устойчивость проб CS_2 , отобранных на ТМДТ
с добавкой никеля

Содержание CS_2 в пробе, мг	Потери CS_2 в сутки, %	
	при $t = 20^\circ C$	при $t = -8^\circ C$
4,0	8,5	
5,5	4,7	0
6,8	4,0	0,6
10,7	4,7	
7,8	6,7	1,1
10,0		0,7
10,7		1,2

плотн. за сутки. Проведенные исследования позволяют рекомендовать следующую уточненную методику определения содержания сероуглерода: для приготовления хемосорбента к 100 мл ТМДТ приливают 0,8 мл 25 %-ного раствора сульфата никеля, перемешивают и оставляют на сутки, после чего прозрачный раствор сливают, и используют для обработки сорбционных трубок.

Отбор проб проводят с расходом воздуха 1 дм³/мин. Отобранные пробы хранят в холодильнике не более трех дней.

При анализе сорбционную трубку помещают в пробирки, приливают 4,8 см³ 0,01 %-ного спиртового раствора ацетата меди и 0,2 см³ 1 %-ного раствора ЭДТА. Путем нескольких прокачиваний при помощи резиновой груши переводят пробу в раствор и оставляют на 10 мин до полного развития окраски. После этого трубку вынимают и измеряют оптическую плотность раствора при $\lambda = 434$. Одновременно с отобранной анализируют неэкспонированную (нулевую) пробу из той же партии подготовленных к отбору сорбционных трубок и хранившихся в тех же условиях, что и экспонированные.

Суммарная погрешность измерения концентрации сероуглерода по данной методике в диапазоне концентраций от 0,02 до 0,33 мг/м³ не превышает ± 18 %.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вольберг Н. Ш., Павленко А. А. Исследование фотометрического метода определения сероуглерода с использованием тетраметилдипропилентриамина. — Труды ГГО, 1985, вып. 495, с. 102—107.

2. Павленко А. А., Вольберг Н. Ш., Котов В. И. Определение сероуглерода в атмосферном воздухе с отбором проб на твердый пленочный сорбент. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 115—124.

3. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1979, с. 100—102.

ОБ ИДЕНТИФИКАЦИИ ИСТОЧНИКОВ ВЫБРОСОВ БЕНЗ(А)ПИРЕНА В АТМОСФЕРЕ ГОРОДОВ

Проблема загрязнения атмосферного воздуха полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) и особенно индикатором этой группы – бенз(а)пиреном, являющимся одним из сильных канцерогенов, последние годы требует особого внимания в связи с возрастающей опасностью для здоровья человека.

Бенз(а)пирен (БП) входит в состав нефтяного мазута, сланцевых и аменноугольных смол, образуется при высокотемпературных процессах термической переработки органического сырья, на предприятиях, использующих каменноугольные пеки, битумы, масла, по производству резино-технических изделий, при переработке сельскохозяйственных культур, процессе произрастания которых использовались некоторые виды инсектицидов и гербицидов [4]. Особенно большое количество БП поступает от мелких котельных: сжигание в них всех видов топлива сопровождается эмиссией большего количества ПАУ, чем на крупных ТЭЦ и ТЭС, при одинаковой норме расхода топлива [5]. В соответствии с данными, приведенными в [6], глобальные выбросы БП при сжигании топлива на ТЭС составляют примерно 2,6 тыс. т/год, в процессе промышленного производства 1 тыс. т/год, при сжигании отходов 1,3 тыс. т/год.

Наблюдения за содержанием БП в атмосфере в течение 1986–1987 гг. проводились регулярно в 164 городах СССР на сети Общегосударственной службы наблюдений и контроля загрязнения атмосферы (ОГСНКА). Отбор проб пыли на аэрозольные фильтры осуществляется на 2–3 постах в каждом городе ежедневно [8]. Содержание БП определяется в суммированных с каждого поста за месяц пробах в централизованной лаборатории центрального центра наблюдений за загрязнением природной среды (ЦНЗПС). Пробы анализируются по методике, разработанной под руководством А. Теплицкой [1]. Метод основан на извлечении БП из аэрозольных фильтров n-гексаном при комнатной температуре, концентрировании или азбавлении экстрактов до концентрации БП, не превышающей 10^{-8} г/см³, определении концентрации бенз(а)пирена путем измерения интенсивности его аналитической линии 402,4 нм в спектре флуоресценции исследуемого экстракта при температуре кипения жидкого азота (77 К), длине возбуждения 365 нм и сравнения ее с интенсивностью раствора БП с концентрацией $1 \cdot 10^{-10}$ – $1 \cdot 10^{-8}$ г/см³ при той же длине возбуждения (365 нм). Для измерения используется комплекс спектральный вычислительный (КСВУ-23). Возбуждение флуоресценции производится светом тупо-кварцевой лампы ПРК-2 с фильтром УФС-2, выделяющим область

спектра 365 нм. Для регистрации спектра используется фотоумножитель ФЭУ-100 или ДЭУ-79, усилитель постоянного тока и самопишущий потенциометр ЛКС4-003 и КСП-4.

Статистический анализ информации о концентрациях БП в атмосфере ном воздухе указывает на высокие их значения во многих городах: Средняя по 32 городам США концентрация БП в 1970 г. составила $2,1 \times 10^{-3}$ мкг/м³. В Бирмингеме, в 13 км от центра, в зоне интенсивной движения автомобилей и в зеленой зоне в 1976–1978 гг. средняя концентрация БП была равна $2,48 \cdot 10^{-3}$ и $2,27 \cdot 10^{-3}$ мкг/м³ соответственно. В городах СССР она почти в 2 раза выше.

Для содержания в атмосфере БП характерна резкая выраженность сезонности его изменений. Чем больше амплитуда повторяемости неблагоприятных для рассеивания примесей метеорологических условий, тем больше амплитуда изменений средних месячных концентраций БП. При этом в зимнее время концентрации БП в несколько раз выше, чем, летом поскольку летом под действием ультрафиолетового излучения БП разрушается (рис. 1). В связи с этим особое значение приобретает разработка способов идентификации источников выбросов БП, выделение основных виновников повышенного загрязнения воздуха БП.

Анализ данных о содержании БП в атмосфере городов с преобладанием предприятий определенных отраслей промышленности показывает, что наибольшие уровни загрязнения, превышающие средние по всем городам, отмечаются в городах, где основным источником выбросов БП являются предприятия черной металлургии и алюминиевой промышленности (табл. 1). Повышен уровень загрязнения воздуха также в городах крупными ТЭЦ и котельными, в которых используется для отопления твердое топливо, особенно в районах высокого потенциала загрязнения атмосферы (ПЗА) [2], где в течение холодного периода часто сохраняются

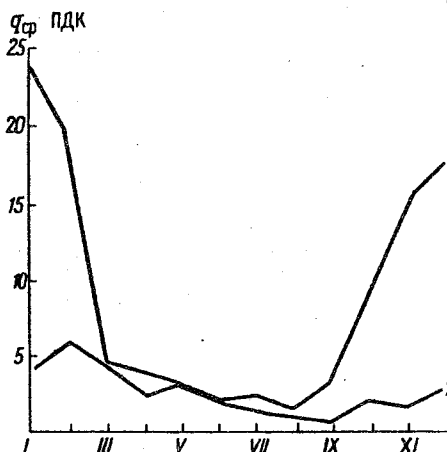


Рис. 1. Годовой ход средних месячных концентраций бенз(а)пирена в Иркутске (1) и Ульяновске (2).

Таблица 1

Средние концентрации БП ($q_{\text{ср}}^*$) по группам городов с преобладанием определенных отраслей промышленности, нормированные на среднюю концентрацию по городам страны ($q_{\text{ср}}$)

Отрасль промышленности	$q_{\text{ср}}^*/q_{\text{ср}}$
Цветная металлургия	0,9
Алюминиевая промышленность	1,7
Черная металлургия	1,3
Энергетика	1,1
Производство минеральных удобрений	0,7
Переработка нефти	0,6
Химическая промышленность	0,9
Производство стройматериалов	1,2

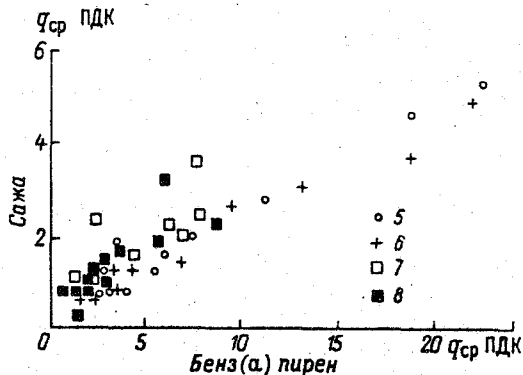
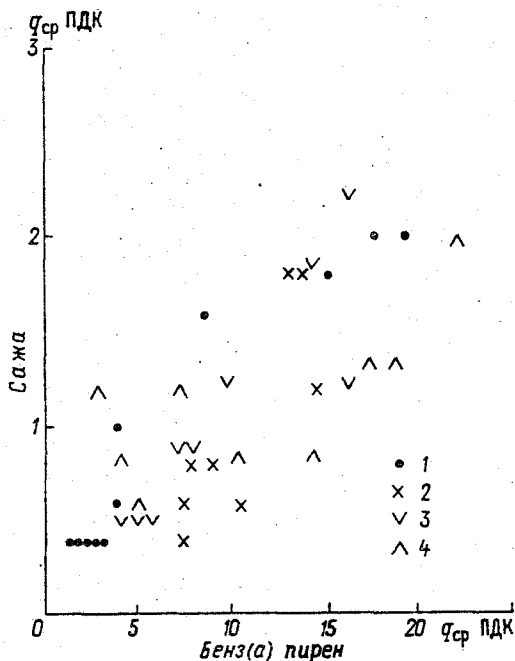
словия застоя воздуха. При большом количестве мелких котельных руб печного отопления уровни загрязнения особенно велики. БП поступает в атмосферу с частицами сажи. Несмотря на то что содержание БП и ажи в городах, указанных на рис. 2, различно, что связано с разными видами используемого топлива, процессами его сжигания и степенью очистки выбрасываемой пылегазовой смеси, отмечается довольно четкая связь между величинами концентраций БП и сажи (рис. 2). Во всех городах в саже содержится примерно 1–2 % БП. По оценкам, приведенным в работе [4], содержание БП в каменноугольной смоле и пеке колеблется от 0,01 до 1,5 %.

Связанное с выбросами металлургических предприятий высокое загрязнение воздуха подтверждается результатами подфакельных наблюдений, проведенных в 1983–1985 гг. в районе Магнитогорского металлургического комбината (МК) на расстоянии до 10 км от него при штиле и с подветренной стороны при различных скоростях ветра. Определялись газозольные за 20 мин концентрации БП, обработано 1297 измерений (рис. 3). Как видно из рисунков, в районе МК на расстоянии до 9–10 км наблюдаются очень высокие уровни загрязнения воздуха БП, значительно превышающие уровни, измеренные в районе других источников выбросов БП. При штиле максимальные концентрации БП в 2–3 раза ниже, чем при направленном переносе, вероятно, вследствие уноса примесей при штиле в верхние слои атмосферы. Содержание БП резко снижается уже на 7–8-м километре от МК. Максимум концентраций БП отмечен в 3–4 км от МК. Средние концентрации БП вблизи МК в 3–5 раз выше средней в городе, расположенном на другом берегу р. Урал (табл. 2), что также свидетельствует о вкладе выбросов МК в уровень загрязнения.

Концентрации БП в атмосферном воздухе хорошо коррелирует с его содержанием в снежном покрове [7]. Наибольшие концентрации БП в снежном покрове и атмосферном воздухе отмечаются в центрах метал-

лургии Урала, Донбасса и Кузбасса.

Оценка вклада выбросов алюминиевых заводов (АЗ) в уровень загрязнения воздуха БП выполнена по данным измерений, проведенных в Братске, Красноярске и Шелехове за 1983–1986 гг. Использовались результаты наблюдений за концентрациями БП и фтористого водорода (HF) которые являются характерными составляющими выбросов АЗ. В г. Братске на посту № 1, расположенном в 1 км от АЗ, отмечено одновременное увеличение средних за месяц концентраций HF и БП, особенно заметное в зимние месяцы (рис. 4). На посту № 8 (центр г. Братска, 12 км от АЗ) связь



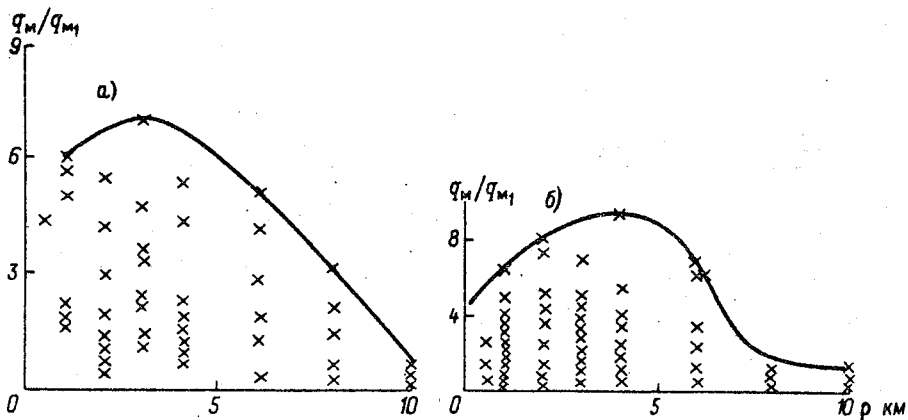


Рис. 3. Распределение максимальных концентраций бенз(а)пирена q_m под факелом Магнитогорского металлургического комбината (1983—1985 гг.) при ветре (а) и штиле (б), нормированных на концентрации на расстоянии 10 км q_{m1} от него.

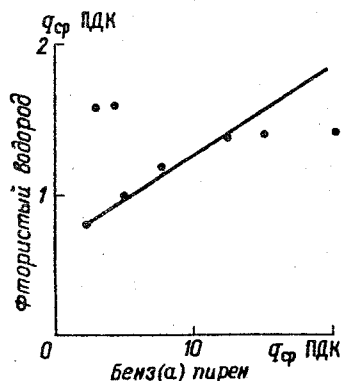
между концентрациями БП и НФ практически отсутствует. Здесь отмечены в 5 раз более высокие концентрации БП (табл. 2), обусловленные не столько выбросами АЗ, сколько выбросами крупных ТЭЦ и мелких котельных, расположенных в городе. В 50 км от АЗ, где отмечаются высокие концентрации НФ [3], средняя концентрация БП в 3 раза ниже, чем в 1 км от АЗ. Аналогичная ситуация отмечается в Шелехове, где из-за наличия низких котельных, печей отопления, использующих твердое топливо, связь между концентрациями НФ и БП не проявляется.

Таблица 2

Средние за год концентрации БП ($q_{срi}/q_{ср}$)
на разных (i) постах в городе ($q_{ср}$ — средняя концентрация по городу)

№ поста	$q_{срi}/q_{ср}$	№ поста	$q_{срi}/q_{ср}$
Братск		Магнитогорск	
1	0,7	30	2,3
2	0,2	31	0,4
3	0,2	32	0,7
8	3,8	33	0,7
Красноярск			
1	1,1		
3	0,8		
5	1,6		
8	0,4		

Рис. 4. Связь между концентрациями бенз(а)пирена и фтористого водорода в Братске (пост № 1).



В Красноярске были проанализированы данные наблюдений в 1983, 1985, 1986 гг. за концентрациями HF и БП на трех постах (№ 1, 3, 5), расположенных на разных расстояниях от АЗ. Повторяемость ветра со стороны АЗ в направлении этих постов незначительна (3–5%). Высокий уровень загрязнения воздуха HF и БП в этих районах Красноярска связан с неблагоприятными климатическими условиями для рассеивания, главным образом с частыми застоями воздуха и слабыми ветрами, которые зимой наблюдаются в 30–55 % случаев. Коэффициент корреляции между средними за месяц (за 3 года) концентрациями HF и БП на указанных трех постах составил 0,57 (рис. 5).

Наличие тесной связи позволяет говорить о том, что источником загрязнения воздуха БП в Красноярске является АЗ. Полученные различия в уровнях загрязнения воздуха БП в Магнитогорске при направленном переносе и штиле позволяют предположить, что в Красноярске в подветренной стороне от АЗ (где посты наблюдений отсутствуют) может наблюдаться содержание БП в воздухе более высокое, чем в районе постов № 1, 3, 5. Большой вклад выбросов АЗ в уровень загрязнения воздуха БП подтверждается и сравнением результатов наблюдений на постах, расположенных на разных берегах Енисея. В зоне влияния выбро-

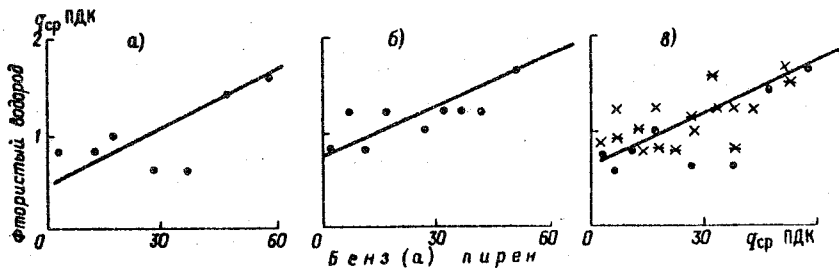


Рис. 5. Связь между концентрациями бенз(а)пирена и фтористого водорода в Красноярске.

Пост: а — № 1; б — № 3; в — № 1, 3 и 5.

сов АЗ (посты № 1, 3, 5) средняя за год концентрация БП в 2–4 раза выше, чем на другом берегу, в районе предприятия „Химволокно“ (пост № 8), не подверженном влиянию выбросов АЗ (табл. 2).

Важным источником выбросов сажи, содержащей БП, является железнодорожный транспорт. Для исследования вклада железнодорожного транспорта в загрязнение воздуха БП выбраны Абакан, Стерлитамак, Бишкек и Черемхово, где в течение 1986 г. были проанализированы средние месячные концентрации БП на постах, удаленных от крупных источников выбросов (ТЭЦ, предприятий). При этом один из постов в каждом городе расположен вблизи железной дороги, другие – на расстоянии 3–8 км от нее. Если принять среднюю концентрацию БП на посту вблизи железной дороги за 1, то, как видно из рис. 6, во всех городах наблюдается почти одинаковое уменьшение концентрации БП с увеличением расстояния от железной дороги: на 4–5 км – вдвое, на 7–8 км – 5–8 раз. При этом в городах, расположенных в зоне высокого ПЗА (Абакан, Бишкек, Черемхово), где при сжигании топлива мелкими котельными выделяется большое количество БП, средние концентрации БП почти на порядок выше, чем на ЕЧС в зоне низкого ПЗА (Владимир, Стерлитамак).

Анализ данных наблюдений за содержанием БП показал, что поле загрязнения воздуха этой примесью во многих городах неоднородно, зависит от близости источника выбросов, и его концентрации резко снижаются вдали от этого источника. В зоне влияния выбросов металлургических предприятий средние концентрации БП в 3–4 раза выше средней по городам СССР, причем эта зона распространяется на 8–10 км от источника выбросов. Вне зоны влияния металлургических предприятий, ТЭЦ и отопительных котельных, железнодорожного транспорта и некоторых других источников выбросов уровень загрязнения воздуха БП снижается в несколько раз. Это обстоятельство необходимо учитывать в дальнейшем при оптимизации системы наблюдений за содержанием БП в атмосфере.

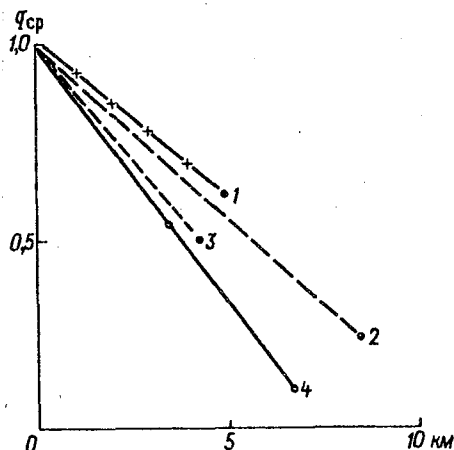


Рис. 6. Изменение концентрации бенз(а)пирена $q_{ср}$ с увеличением расстояния от железной дороги в городах Стерлитамак (1), Черемхово (2), Абакан (3),

ре городов. Тесная связь между содержанием в атмосфере сажи и БП, обусловленным выбросами ТЭЦ, котельных, из печных труб, от железнодорожного транспорта, между концентрациями и БП в районе алюминиевых заводов, а также, возможно, и между концентрациями других веществ, может быть использована при статистическом анализе данных наблюдений для идентификации источников загрязнения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеева Т. А., Теплицкая Т. А. Спектрофлуориметрические методы анализа ароматических углеводородов в природных и техногенных средах. — Л.: Гидрометеоздат, 1981.
2. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеоздат, 1980. — 182 с.
3. Безуглая Э. Ю., Брук С. А. Особенности загрязнения воздуха Братска в неблагоприятных условиях рассеивания примесей — См. наст. сборник.
4. Вредные вещества в промышленности. Т. 1. Органические вещества. — Л. — М.: Химия, 1965. — 129 с.
5. Исидоров В. А. Органическая химия атмосферы. — Л.: Химия, 1986, с. 132—161.
6. Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. — Труды III Международного симпозиума. Л., 1986.
7. Милукайте и др. Загрязнение города Вильнюса БП. — В кн.: Проблемы и пути рационального использования природных ресурсов. II республиканская гидрометеорологическая конференция. Шяуляй, 1986.
8. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1979, — 448 с.
9. Butler J. D. et al. Predicting polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in urban aerosols by linear multiple regression analysis. — Environ. Pollut., 1982, p. 109—123.
10. R. A. B. Faoro Trends in concentrations of benzene soluble suspended particulate fraction and benz(a)pyrene. — SARCA, 25, N 6, 1975.

ОБ ОЦЕНКЕ СТАТИСТИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВЫБРОСОВ СРЕДНИХ МЕСЯЧНЫХ ЗНАЧЕНИЙ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПРИМЕСЕЙ В ВОЗДУШНОМ БАССЕЙНЕ ГОРОДА

1. При разработке воздухоохраных мероприятий используется информация о содержании вредных примесей в атмосфере городов, основой которой чаще всего становятся данные Общегосударственной службы наблюдений и контроля загрязнения атмосферы (ОГСНКА). Наиболее распространенные способы обобщения и представления данных таких наблюдений предусматривают вычисление первых и вторых моментов (среднего, среднего квадратического отклонения, коэффициента вариации) и повторяемости превышения их заранее заданных пределов, кратных предельно допустимой концентрации [15]. Расчет этих характеристик в большинстве городов, где функционирует ОГСНКА, осуществляется на ЭВМ с применением автоматизированной системы обработки информации о загрязнении (АСОИЗА) [5] или других аналогичных систем см., например, [1]). Однако основные усилия разработчиков этих систем были направлены на автоматизацию тех видов обработки информации, которые регулярно (ежемесячно, ежегодно) выполняются подразделениями ОГСНКА в процессе оперативной практики по обобщению и стандартному представлению информации.

За последние годы возникла необходимость широкого использования информации за периоды, более длительные, чем один год. При этом выполняется статистическая обработка как данных отдельных измерений (например, см. [3]), так и их средних месячных обобщений [13, 14]. В частности, для составления территориально-комплексных схем охраны природы (ТКСОП) в [13] рекомендуется при анализе загрязнения атмосферы обобщать данные за отдельные месяцы 3–5-летнего периода, исходя из обычно используемых статистических характеристик.

Однако для этих целей могут быть полезны полученные на том же объеме материала более подробные статистические характеристики временной структуры, такие, как третьи и четвертые моменты (см., например, [12]), а также вероятностные характеристики превышения заданных уровней концентраций вредных примесей в атмосфере. Анализ последних удобнее всего проводить, используя аппарат так называемой теории выбросов – одного из разделов теории вероятности. Применение этого аппарата к анализу гидрометеорологических рядов особенно тщательно разрабатывалось в 70-е годы Р. Л. Каганом и его коллегами (например, работы [6–10]). Показано, что наилучшим образом теоретические оценки применимы к стационарным гауссовским последовательностям. Как показал анализ [2, 11, 12], распределение разовых концентраций

примесей не является гауссовским, что в данном случае ограничивает применение теории выбросов. Расчет эмпирических оценок предпочтительнее проводить для случая непрерывных процессов или таких измерений, результаты которых образуют последовательность равномерно отстоящих значений. На сети ОГСНКА, согласно ГОСТу [4], при наблюдениях далеко не всегда обеспечивается проведение равноотстоящих во времени разовых измерений. В связи с вышеизложенным в настоящей статье выполнены оценки характеристик выбросов только по средним месячным значениям концентраций примесей в атмосфере.

2. Предварительно остановимся на некоторых необходимых понятиях, рассматриваемых в настоящей работе [6–10]. Пусть имеется некоторый процесс для единичной реализации случайной последовательности x которая содержит m членов (рис. 1). Выброс последовательности x вверх через фиксированный уровень C – событие, состоящее в пересечении последовательностью x уровня снизу вверх. Выброс вниз определяется как событие, состоящее в пересечении последовательности x уровня C сверху вниз. Заметим, что при практическом использовании сведений о концентрациях примесей наибольший интерес представляют случаи превышения некоторого наперед заданного значения (уровня), т. е. выброс вверх. Среднее число выбросов \bar{N} – количество пересечений заданного уровня снизу вверх, осредненное по количеству реализаций n . Средняя общая продолжительность пребывания выше заданного уровня

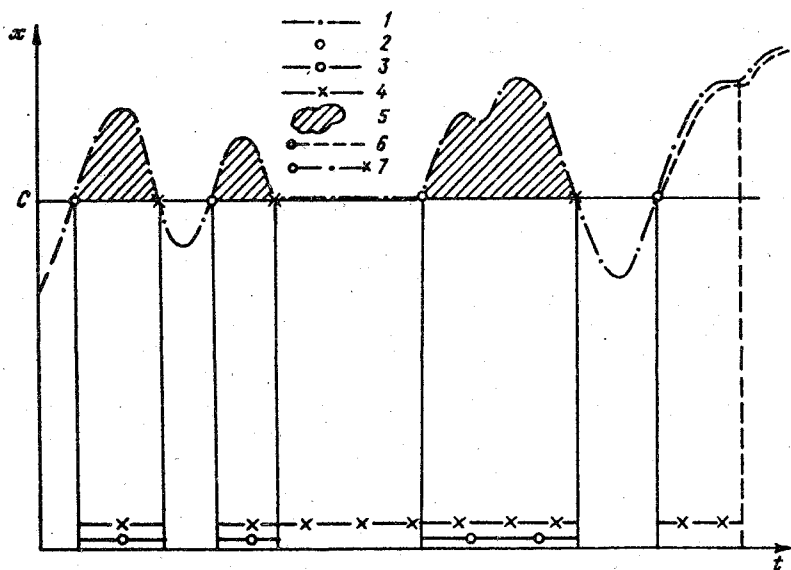


Рис. 1. Единичная реализация случайной последовательности.

1 — кривая случайного процесса; 2 — выброс вверх; 3 — продолжительность нахождения выбросов выше уровня C ; 4 — общая продолжительность выбросов вверх; 5 — площадь выбросов вверх; 6 — выброс не закончен; 7 — выброс закончен.

– осредненный по количеству реализаций интервал времени от момента выброса вверх до момента последующего выброса вниз, т. е. до пересечения последовательностью X того же уровня C сверху вниз. Средняя общая продолжительность выбросов F_V – сумма временных интервалов законченных выбросов вверх и следующих непосредственно за ними выбросов, авных по значению заданному интервалу, осредненная на число реализаций. Средняя площадь выбросов – сумма значений последовательности X а интервале от момента выброса вверх до момента выброса вниз, осредненная на число реализаций. Средняя непрерывная продолжительность выбросов V – отношение средней общей продолжительности выбросов верх к среднему числу выбросов вверх ($V = F_V/N$). Для каждой из риведенных выше характеристик имеется ее среднее квадратическое тклонение.

Аналогичные характеристики определяются и для выбросов вниз.

3. Характеристики статистической структуры выбросов средних есячных концентраций различных примесей рассмотрим на примере вух городов, расположенных в северной части БЧС на расстоянии 50 км руг от друга. Анализ был проведен в связи с разработкой комплексной хемы охраны природы Архангельской области по разделу „Изучение татистических характеристик загрязнения атмосферного воздуха на рритории городов Архангельск и Северодвинск”.

При анализе использованы средние месячные концентрации примеей, вычисленные по данным регулярных наблюдений ОГСНКА в течение ми лет. Данные наблюдений были проконтролированы и обработаны при спользовании системы АСОИЗА. Все результаты в настоящей работе риведены в единицах относительно заранее заданного для каждой римеси уровня C . При этом полагалось, что для расширения представлений о статистической структуре целесообразно оценивать характеристики ыбросов только в случаях существенного превышения условного уровня.

Полученная плотность распределения средних месячных концентраий сернистого газа, двуокиси азота, сероуглерода, сероводорода и ормальдегида для каждого из городов показана на рис. 2. Как видно по ис. 2, распределение средних месячных концентраций примесей в большинстве рассматриваемых случаев оказалось асимметричным – с левой имметрией. Для отдельных примесей хорошо выражен положительный ксцесс. Средние многолетние значения средней месячной концентрации вуокиси азота и сероводорода в Архангельске и двуокиси азота в Севеодвинске составляют 0,4–0,5 от заданного уровня, для сернистого газа в рхангельске 1,05, модальное значение для этих распределений колебется от 0,25 до 0,75, а отдельные наибольшие величины средних месячных концентраций составляют от 1,2 (двуокись азота в Северодвинске) до ,5 (сернистый газ в Архангельске). При этом только 6–8 % всех средних есячных значений превышают в обоих городах условный уровень кон-

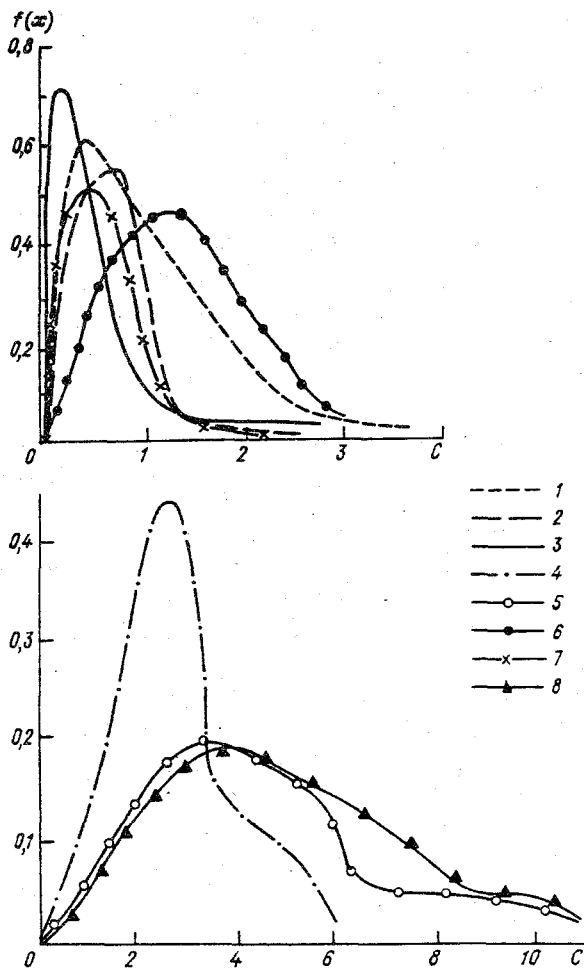


Рис. 2. Плотность распределения средних месячных концентраций примеси в Архангельске (1-5) и Северодвинске (6-8).

1 — сернистый газ ($n \cdot m = 309$); 2 — двуокись азота ($n \cdot m = 322$); 3 — сероводород ($n \cdot m = 391$); 4 — сероуглерод ($n \cdot m = 108$); 5 — формальдегид ($n \cdot m = 216$); 6 — сернистый газ ($n \cdot m = 140$); 7 — двуокись азота ($n \cdot m = 148$); 8 — формальдегид ($n \cdot m = 93$).

центрации двуокиси азота и сероводорода в Архангельске. Так же сравнительно невысоко в среднем многолетнем и загрязнение воздуха сернистым газом в Архангельске, где только в 8 % случаев средние месячные концентрации превышают уровень $C = 2$.

В табл. 1 приведены характеристики средней многолетней величины \bar{X} , моды M , среднего квадратического отклонения σ_x , а также оценки асимметрии A и эксцесса E для остальных показанных на рис. 2 распре-

Таблица 1

Характеристики статистической структуры
средней месячной концентрации примесей в двух городах

Параметр	Архангельск			Северодвинск		
	сернистый газ	сероуглерод	формальдегид	сернистый газ	формальдегид	формальдегид
Длина	308	108	216	140		93
\bar{X} *	1,05	2,75	4,7	1,8		
M^*	0,5	2,5	3,5	1,5		3,9
σ^*	0,35	1,34	2,37	0,6		0,4
A	2,11	1,20	1,17	0,4		0,7
E	5,37	1,53	1,49	0,4		0,2

* Величины даны в единицах условного уровня C .

делений. Для этих распределений характерно, что большая часть значений средних месячных концентраций примесей значительно превышает заданный условный уровень $C = 1$. Именно для таких случаев и оценим дополнительные статистические характеристики.

При оценках характеристик выбросов желательно иметь непрерывные и достаточно длительные реализации. Из имеющихся рядов средних месячных значений концентраций примесей были исключены ряды, которые по тем или иным причинам имели пропуски. После этого длина реализации m для разных примесей составила от 36 до 84 месяцев (за 3–4 года), уменьшилось и количество постов – число реализаций n (см. табл. 2).

Таблица 2

Объем исходного материала
для расчета характеристик выбросов

Объем	Архангельск		Северодвинск	
	формальдегид	сероуглерод	сернистый газ	формальдегид
Длина реализации m (месяцев)	48	36	84	36
Число реализаций n (постов)	4	3	1	2

Вычисленные по алгоритму [9], реализованному на ЭВМ БЭСМ-6 [16], некоторые характеристики выбросов приведены в табл. 1–9 приложения и на рис. 3 и 4. Как видно из приведенного материала, число выбросов \bar{N} увеличивается с ростом значения уровня C и становится наибольшим вблизи среднего многолетнего значения для каждой примеси, а затем \bar{N}

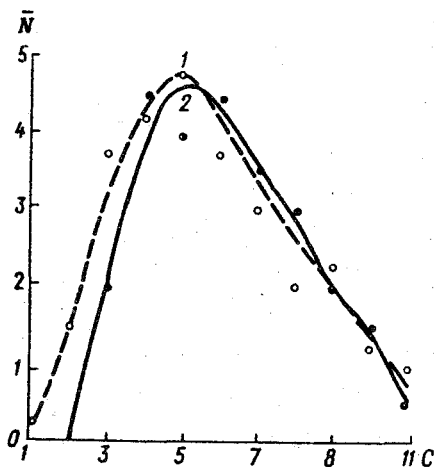


Рис. 3. Среднее число выбросов вверх \bar{N} за уровень C средней месячной концентрации формальдегида в Архангельске (1) и Северодвинске (2).

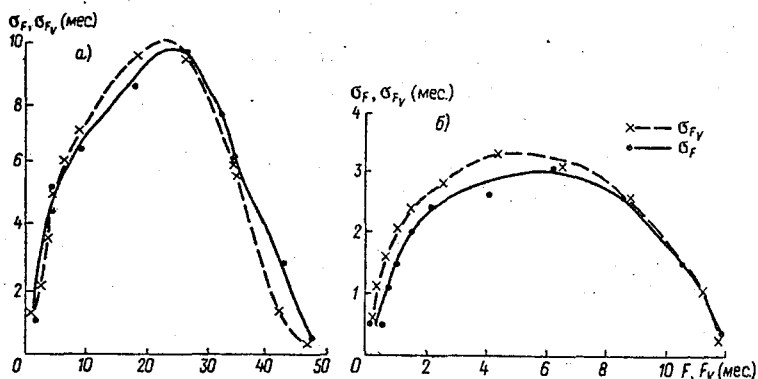


Рис. 4. Изменение σ_F и σ_{FV} в зависимости от продолжительности F и F_V для концентраций формальдегида в Архангельске (а) и Северодвинске (б).

уменьшается. Небольшие и даже нулевые значения \bar{N} на малых уровнях и их последующий рост указывают не только на тот факт, что средние месячные концентрации примесей в этих городах в целом выше первого ($C = 1$) и даже второго ($C = 2$) уровней, но и обнаруживают область их наибольшей изменчивости. Так, средние месячные концентрации формальдегида и в Архангельске и в Северодвинске имеют наибольшую изменчивость от месяца к месяцу вблизи значений уровня C от до 6. Для более высоких уровней (C от 8 до 11) количество их превышений составляет в среднем 1–2 случая за период 48 месяцев.

Как показали расчеты, число выбросов вверх и число выбросов вниз почти полностью совпадают для всех рассматриваемых распределений. Это указывает на стационарность анализируемых рядов. Для иллюстрации сказанного в табл. 2 Приложения приведены характеристики „выбросов вниз” для одного из распределений.

Приведенные в таблицах средние продолжительности выбросов F и F_V имеют одинаковый ход. При этом чем выше уровень C , тем меньше эти величины. Значения F и F_V в пределах их среднего квадратического отклонения совпадают. Лишь в отдельных случаях $F_V > F$, что, по-видимому, связано с наличием таких периодов, когда средние месячные концентрации, достигнув уровня C , сохраняют свое значение, в среднем длина этого периода оценивается разностью $F_V - F$. Продолжительность периода превышения первого ($C = 1$) и для отдельных распределений второго ($C = 2$) уровней близка к длительности реализаций. Более того, средние месячные концентрации примесей превышают даже довольно высокие уровни ($C = 4...5$) в среднем до половины длины рассматриваемого периода. Например, в Архангельске эта продолжительность для формальдегида составляет от 17 до 25 месяцев. Следует отметить, что средняя продолжительность выбросов V , т. е. продолжительность, приведенная к

количеству выбросов, не повторяет хода F_V и F . Эта величина характеризует среднюю длительность единичного выброса на каждом уровне. Она оказывается для отдельных уровней довольно высокой, как, например, единичное превышение уровня $C = 3$ формальдегидом длится в среднем не менее 11 месяцев в Северодвинске и 5 месяцев в Архангельске. Значения продолжительностей F_V , F и V для более высоких уровней становятся меньше, но и для $C = 10$ они превышают 1 месяц.

Обращает на себя внимание близость числа выбросов N и довольно хорошее совпадение продолжительностей F_V и F в обоих городах, несмотря на то что характеристики выбросов рассчитаны по разному числу реализаций разной длины. Такое совпадение показывает еще раз, что в среднем многолетнем изменении концентраций примесей в близлежащих городах в большой степени связано с климатическими условиями рассеивания веществ в атмосфере.

Существенным дополнением к временным характеристикам является мощность выброса (площадь выброса S). Как видно из таблиц Приложения, самые продолжительные периоды, как правило, являются и самыми мощными. Мощность выброса, как следует из способа ее определения, является характеристикой длительной нагрузки на уровне C вследствие загрязнения воздуха вредной примесью.

Приведенные в табл. 1, 2, 6, 9 приложения характеристики являются не совсем точными, так как получены путем непосредственных расчетов по довольно небольшому числу реализаций (числу постов), хотя и удовлетворительной длины. Можно предполагать, что увеличение числа реализаций путем разделения длинных рядов за несколько лет на отдельные годы позволит получить более точные оценки. Однако из-за такого разделения значения на концах коротких рядов не будут учитываться, так как мы рассматриваем только законченные выбросы. Сравнение характеристик выбросов концентраций формальдегида в Архангельске и сероуглерода в Северодвинске, рассчитанных по длинным и коротким рядам, количество которых увеличилось (см. табл. 3 и 6 приложения) не выявляет четкой их зависимости от длины ряда. Несколько изменились только оценки продолжительности выбросов. В частности, максимумы F и F_V сместились к более высокому уровню, что связано с тем, что при переходе от одной реализации к другой выбросы, начинающиеся в одной реализации и заканчивающиеся в другой, при расчете не учитываются. В частности, характерное для этого района повышение содержания вредных примесей в зимний период в оценку характеристик выбросов по коротким рядам входит не полностью.

Если же привести результаты расчетов по длинным рядам к длине короткой реализации, т. е. к $m = 12$ месяцев, то остальные характеристики выбросов становятся очень близкими по величине. Существенным при этом оказывается уменьшение разброса σ для всех рассматриваемых характеристик.

Некоторое представление о точности расчета продолжительности F и F_V по коротким и длинным рядам дает рис. 4, на котором показана зависимость σ_F и σ_{F_V} от величин F и F_V .

Учитывая результаты сравнения по коротким и длинным рядам, при оценке характеристик выбросов средних месячных концентраций сернистого газа в Северодвинске использованы только короткие ряды, число которых составило 7 (см. табл. 8 приложения). Можно полагать, что олученные оценки отражают реальные величины характеристик выбросов.

Рассмотрим далее влияние годового хода на характеристики выбросов. Для этого предварительно по всему имеющемуся ряду наблюдений ассчитаны средние значения концентрации для каждого месяца, которое затем вычиталось из данных за отдельные месяцы. Полученные ряды отклонений анализируем также по коротким и длинным реализациям.

В табл. 4 и 5 приложения приведены в качестве примера результаты расчетов для отклонений от среднего значения концентраций формальдегида в Архангельске. В этих таблицах C' — относительный уровень, определяемый путем вычитания (прибавления) из среднего многолетнего значения средней квадратической отклонения самой величины. Уровень C' выражен в тех же единицах, что и уровень C .

При сравнении характеристик выбросов, приведенных в табл. 1 и 3–5 приложения, видно, что в целом годовой ход слабо влияет на средние характеристики количества выбросов \bar{N} и продолжительности выбросов F и F_V . В случае оценок по коротким рядам (табл. 5 приложения) теряет практический смысл такая характеристика, как мощность (площадь) выбросов, так как увеличивается число незаконченных отклонений.

4. Таким образом, показана возможность применения аппарата оценки характеристик выбросов, рассмотренного в работах [8, 9] к сведениям о загрязнении атмосферы.

На примере данных о содержании вредных примесей получено, что средние месячные концентрации примесей стационарны, а распределение этих концентраций не является гауссовским. Последнее обстоятельство ограничивает использование косвенного расчета характеристик выбросов на основе теоретических моделей [6, 7, 10]. В связи с этим оценки вероятностных характеристик выбросов (количество, мощность и продолжительность периодов пребывания средних месячных концентраций различных примесей выше заранее заданных уровней загрязнения атмосферы) рассчитаны эмпирически — путем обработки конкретных данных. При этом показано, что эти оценки можно получать на выборках сравнительно небольшой длины реализации. Тем не менее объем рассматриваемого материала оказался недостаточным, чтобы более полно [9] оценить характеристики выбросов. В частности, не оценено распределение этих характеристик, не получены оценки точности их вычисления. Однако на рассматриваемом материале удалось выявить, что годовой ход

ПРИЛОЖЕНИЕ
Таблица 1

Характеристики выбросов средних месячных значений
концентраций формальдегида вверх за уровень С.
Архангельск, $m = 48$, $n = 4$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	FV	σ_{FV}	V	S
1	0,25	0,43	47,50	0,50	47,75	0,43	0	0
2	1,50	1,12	42,50	2,96	45,62	1,39	15,5	37,8
3	3,75	1,92	34,25	6,42	34,75	6,06	5,4	9,1
4	4,25	1,09	25,25	9,91	26,50	9,60	4,6	10,5
5	4,75	1,48	17,00	8,52	18,00	9,72	3,6	7,3
6	3,75	1,92	9,00	6,67	10,25	7,32	2,9	6,3
7	3,00	2,12	6,50	6,42	6,50	6,42	2,27	5,3
8	2,00	1,87	4,00	4,69	4,25	5,12	2,12	4,7
9	2,25	2,28	3,25	3,96	3,25	3,96	1,44	2,6
10	1,25	1,09	2,00	2,34	2,00	2,34	1,6	2,5
11	1,00	1,22	1,00	1,22	1,12	1,43	1,12	1,3

Таблица 2

Характеристики выбросов средних месячных значений
концентраций формальдегида вниз за уровень С.
Архангельск, $m = 48$, $n = 4$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{F_V}	V
1	0,25	0,43	0,25	0,43	0,25	0,43	1,0
2	1,50	1,12	2,00	1,22	2,50	1,46	1,67
3	4,25	1,92	12,75	6,49	13,25	6,06	3,20
4	4,75	1,48	19,50	8,73	21,38	9,79	4,72
5	4,75	0,83	29,50	9,94	30,00	9,72	5,69
6	3,50	1,66	36,00	7,65	38,00	7,25	4,54
7	2,70	1,92	41,25	6,18	41,50	6,43	6,11
8	2,00	1,87	43,75	5,12	43,75	5,12	6,80
9	2,25	2,27	44,75	3,96	44,75	3,96	6,17
10	1,25	1,09	45,50	2,69	46,00	2,34	3,50
11	1,00	1,22	46,50	1,50	48,87	1,43	3,75

Таблица 3

Характеристики выбросов средних месячных значений
концентраций формальдегидов вверх за уровень С.
Архангельск, $m = 12$, $n = 16$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{F_V}	V	S
1	0,06	0,24	11,88	0,33	11,94	0,24	0	0
2	0,31	0,58	10,62	1,54	11,37	1,05	1,00	0,4
3	0,75	0,56	8,56	2,50	8,69	2,47	4,33	7,0
4	1,00	0,79	6,31	3,04	6,62	3,01	2,85	3,6
5	1,12	0,70	4,25	3,01	4,50	3,32	2,40	3,2
6	0,94	1,03	2,25	2,61	2,56	2,84	2,17	3,7
7	0,75	0,97	1,62	2,42	1,62	2,42	1,56	3,2
8	0,50	0,71	1,00	1,97	1,06	2,19	1,14	2,5
9	0,56	0,79	0,81	1,51	0,81	1,51	1,44	2,6
10	0,31	0,58	0,50	1,22	0,50	1,22	1,60	2,5
11	0,25	0,56	0,25	0,56	0,28	0,66	1,12	1,3

Таблица 4

Характеристики выбросов отклонений от среднего средних месячных концентраций формальдегида вверх за относительный уровень C' .
Архангельск, $m = 48$, $n = 4$

$C'(C)$	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{F_V}	V	S
-4(1)	0,25	0,43	47,75	0,43	47,75	0,43	0	0
-3(2)	0,75	0,43	47,25	0,43	47,25	0,43	0	0
-2(3)	4,00	2,55	41,00	4,36	41,00	4,36	6,15	11,7
-1(4)	5,50	2,60	32,00	9,77	32,00	9,77	2,83	4,1
0(5)	5,50	2,06	19,75	10,54	19,75	10,54	2,95	5,9
1(6)	4,25	1,78	12,25	8,61	12,25	8,61	2,75	5,3
2(7)	3,00	1,58	6,25	5,36	6,25	5,36	2,18	5,0
3(8)	3,25	1,92	5,25	4,60	5,25	4,60	1,67	2,5
4(9)	1,25	1,09	2,00	1,87	2,00	1,87	1,60	2,5
5(10)	0,75	0,83	1,00	1,22	1,00	1,22	1,33	1,7
6(11)	0,50	0,87	0,50	0,87	0,50	0,87	1,00	0,8

*

Таблица 5

Характеристики выбросов отклонений от среднего средних месячных концентраций формальдегида
вверх за относительный уровень C . Архангельск, $m = 12$, $n = 16$

$C(C)$	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{F_V}	V	S
-4(1)	0,06	0,24	11,94	0,24	11,94	0,24	0	0
-3(2)	0,19	0,39	11,81	0,39	11,81	0,39	0	0
-2(3)	0,94	0,83	10,25	1,78	10,25	1,78	1,50	2,3
-1(4)	1,19	0,95	8,00	3,10	8,0	3,10	1,92	2,0
0(5)	1,31	0,92	4,94	3,60	4,9	3,60	1,67	2,0
1(6)	0,88	0,70	3,06	3,13	3,06	3,13	2,00	2,7
2(7)	0,69	0,77	1,56	2,26	1,56	2,26	1,44	3,0
3(8)	0,75	0,83	1,31	1,99	1,31	1,99	1,50	2,0
4(9)	0,31	0,58	0,50	1,06	0,50	1,06	1,60	2,7
5(10)	0,19	0,53	0,25	0,75	0,25	0,75	1,33	1,7
6(11)	0,12	0,48	0,12	0,48	0,12	0,48	1,00	0,7

Таблица 6

Характеристики выбросов средних месячных значений концентрации сероуглеродов
вверх за уровень С. Архангельск, $m = 36$, $n = 3$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{FV}	V	S
1	0	0	33,67	0,47	33,67	0,47	0	0
2	3,00	0,82	25,33	0,47	30,00	1,78	5,67	4,8
3	3,67	1,25	9,33	1,70	9,50	1,47	2,50	3,4
4	1,67	0,47	4,00	0,82	4,33	0,62	2,60	3,6
5	1,33	0,47	3,00	0	3,00	0	2,25	1,8
6	0,67	0,47	0,67	0,47	0,83	0,62	1,25	0,4

Таблица 7

Характеристики выбросов средних месячных значений концентраций сероуглерода
вверх за уровень С. Архангельск, $m = 12$, $n = 9$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{F_V}	V	S
1	0	0	11,22	1,13	11,22	1,13	0	0
2	0,78	0,92	8,44	1,34	9,94	1,77	2,70	1,4
3	1,22	0,79	3,11	2,42	3,17	2,49	2,65	3,8
4	0,56	0,68	1,33	1,70	1,44	1,85	2,60	3,6
5	0,44	0,68	1,00	1,41	1,00	1,41	2,25	1,8
6	0,22	0,42	0,22	0,42	0,28	0,53	1,25	0,5

Таблица 8

Характеристики выбросов средних месячных значений концентраций сернистого газа
вверх за уровень С. Северодвинск, $m = 12$, $n = 7$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{F_V}	V	S
1	0,57	0,73	9,14	1,88	10,36	0	1,48	2,0
2	0,71	0,70	3,57	3,58	3,64	1,5	3,57	13,4
3	0,57	0,73	1,00	1,41	1,00	1,4	1,41	15,4

Характеристики выбросов средних месячных значений концентраций формальдегида
вверх за уровень С. Свердловских, $m = 36$, $n = 2$

C	\bar{N}	σ_N	F	σ_F	F_V	σ_{FV}	V	S
1	0	0	36,0	0	36,00	0	0	0
2	0	0	36,5	0,5	36,00	0	0	0
3	2,0	0	31,5	0,5	32,75	1,25	11,17	30,9
4	4,5	0,5	25,5	2,5	26,25	2,75	5,72	15,7
5	4,0	0	20,0	2,0	20,25	2,25	5,06	12,0
6	4,5	0,5	13,5	3,5	14,00	3,00	3,11	6,7
7	3,5	0,5	10,0	2,0	10,00	2,00	2,96	5,1
8	3,0	1,0	5,0	1,0	5,25	1,75	1,75	3,2
9	2,0	0	3,0	0	3,00	0	1,50	2,6
10	1,5	0,5	1,5	0,5	1,50	0,50	1,00	1,7
11	0,5	0,5	0,5	0,5	0,50	0,50	1,00	2,0

не оказывает существенного влияния на характеристики выбросов.

Полученные даже в таком небольшом количестве характеристики выбросов дают дополнительное климатическое описание загрязнения воздушного бассейна городов, на основе которого возможно выявление климатических ситуаций, что является полезным при составлении прогнозов ожидаемого уровня загрязнения воздуха в городе при существующих тенденциях развития промышленности. Сравнение характеристик выбросов для различных видов примесей позволит выявить наиболее значимые из них в общей сумме загрязнения воздуха в городе. А сопоставление этих характеристик для различных городов должно способствовать установлению приоритетного списка городов с наибольшей степенью загрязнения воздуха. Представляется, что для этих целей целесообразно провести подобного рода расчеты для большего числа городов используя материалы за более длительные периоды.

Авторы выражают признательность Е. И. Хлебниковой и Е. Е. Сибиряк за предоставление программного средства [16] и за консультации по его применению.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автоматизированная система обработки информации на локальном уровне (ЛБАД). Программные документы. — Кемерово: Кемеровский ЦНТИ, 1985. Ротапринт.
2. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975. — 448 с.
3. Временные указания по определению фоновых концентраций вредных веществ в атмосферном воздухе для нормирования выбросов и установления предельно допустимых выбросов. — М.: Гидрометеиздат, 1981. — 38 с.
4. ГОСТ 17.2.3.01-86. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов. М.: Госстандарт, 1986. — 5 с.
5. Инструкция по машинной обработке данных наблюдений сети контроля загрязнения атмосферы. Ч. 1 и 2. — Л.: ГГО, 1987, 140 с. Ротапринт.
6. Каган Р. Л. О точности расчета характеристик выбросов средней суточной температуры. — Труды ГГО, 1977, вып. 397, с. 3—12.
7. Каган Р. Л., Федорченко Е. И. О применении теории выбросов к исследованию температурных рядов. — Труды ГГО, 1970, вып. 267, с. 86—99.
8. Каган Р. Л., Федорченко Е. И. О расчете статистических характеристик выбросов случайных функций. — Труды ГГО, 1970, вып. 268, с. 146—172.
9. Каган Р. Л., Федорченко Е. И. Расчет характеристик выбросов и временной структуры случайных последовательностей. — Труды ГГО, 1975, вып. 364, с. 66—76.
10. Каган Р. Л., Хлебникова Е. И. К вопросу об оценке значимости экстремумов в вековом ходе метеорологических элементов. — Труды ГГО, 1983, вып. 466, с. 55—69.
11. Коршенко Ф. В. Выбор функции распределения в качестве статистической модели загрязнения воздушного бассейна. — Труды УкрНИИ, 1983, вып. 196, с. 39—45.
12. Коршенко Ф. В. Оценка тренда и периодических изменений уровня загрязнения атмосферы. — Труды УкрНИИ, вып. 202, 1984, с. 90—96.
13. Методические рекомендации по обобщению результатов наблюдений за пятилетний период и разработке прогноза состояния загрязнения атмосферы на длительный период. — Л.: ГГО, 1985. — 23 с. Ротапринт.

14. Полищук А. И. К вопросу о статистической обработке данных наблюдений за загрязнением воздуха в районе промышленных предприятий. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, 79—87.

15. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1979. — 18 с.

16. Сибир Е. Е., Хлебникова Е. И. Программа расчета характеристик выбросов ременных рядов метеорологических элементов. М.: ОФАП Госкомгидромета, 1986.

ВЛИЯНИЕ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ НА ИЗМЕНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ОКСИДОВ АЗОТА В ПРИЗЕМНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ ГОРОДОВ

Оксид и диоксид азота играют важную роль в фотохимических процессах, протекающих в атмосфере. Антропогенные выбросы оксидов азота, как известно, связаны со сгоранием органического топлива. Они оцениваются в пересчете на диоксид азота, которая в основном образуется в атмосфере в результате окисления окиси азота. Непрерывное увеличение потребления топлива сопровождается во всем мире возрастанием выбросов и соответственно уровней загрязнения воздуха оксидами азота что вызывает особую тревогу в связи с влиянием оксидов азота на здоровье людей [4], с окислением почв, вод и гибелью лесов.

Первые результаты измерений содержания окиси и диоксида азота показали, что концентрации этих веществ в атмосфере в среднем примерно равны, однако изменяются они в довольно широких пределах. В данной статье рассмотрены результаты исследований изменчивости концентраций оксидов азота в атмосфере под влиянием метеорологических условий.

Для выполнения работы были использованы результаты измерений концентраций окиси и диоксида азота в 1985 г., проведенных на сети ОГСНКА в Алма-Ате, Алмалыке, Ангрене, Ашхабаде и Ташкенте, т. е. в районе со сложными климатическими условиями. Выбранный район характеризуется высокой интенсивностью солнечной радиации, что создает особенно благоприятные условия для фотохимических реакций перехода NO и NO_2 .

В процессе проведения данной работы исследована связь между концентрациями окиси и диоксида азота, а также связь их с концентрациями озона. Как видно из табл. 1, во всех городах отмечается довольно тесная корреляция между содержанием в атмосфере NO и NO_2 в один и тот же срок. Значения коэффициентов корреляции составили в Чирчике 0,5–0,6, в Алма-Ате, Алмалыке, Ангрене 0,4–0,5. Столь высокая корреляция показывает, что в условиях Средней Азии наблюдается высокая скорость протекания фотохимических процессов и перехода NO и NO_2 . Для Ташкента коэффициенты корреляции были рассчитаны отдельно для зимы и лета, причем оказалось, что зимой корреляция несколько выше чем летом. Это обусловлено тем, что летом большее влияние на изменение концентраций примесей оказывает интенсивность солнечной радиации. В суточном ходе максимум корреляции между концентрациями NO и NO_2 наблюдается ночью (24 ч), когда приток окиси азота от антропогенных источников снижается и между концентрациями примесей наступает

Коэффициенты корреляции r между концентрациями
 NO и NO_2 в один и тот же срок

Срок, ч	r	Срок, ч	r
Ташкент, пост № 7		Алматы	
Лето			
6	0,265	7	0,521
12	0,504	13	0,525
18	0,472	19	0,375
24	0,549		Ангрен
Зима			
		7	0,516
		13	0,531
6	0,562	19	0,402
12	0,544		Алма-Ата
18	0,401		
24	0,709		
Чирчик			
		7	0,434
		13	0,531
7	0,505	19	0,461
13	0,688		
19	0,608		

состояние, близкое к равновесному. Следует отметить сходность изменений в суточном ходе коэффициентов корреляции в Алматыке и Ангрене, расположенных близко друг от друга в сходных климатических условиях.

Анализ суточных изменений концентраций примесей в Ташкенте показывает (рис. 1), что зимой, когда создаются условия для накопления примесей в атмосфере, концентрации NO и NO_2 во все сроки выше, чем летом. Изменения концентраций в суточном ходе сравнительно невелики. Отмечается лишь небольшой рост концентраций примесей в дневное время. Летом концентрации окиси азота от ночного минимума резко увеличиваются к максимуму в 12 ч вследствие роста днем выбросов от

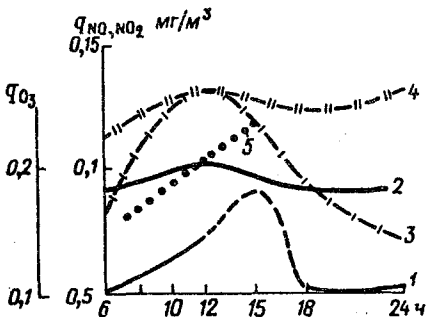


Рис. 1. Суточный ход NO_2 (1) и NO (2) в летний период, NO_2 (3) и NO (4) в зимний период и суточный ход O_3 (5) в летний период в Ташкенте.

промышленных, предприятий и автотранспорта. В дневное время также увеличиваются концентрации двуокиси азота. Данные измерений концентрации озона (в 10 и 15 ч) указывают на ее увеличение в дневное время (с 10 до 15 ч), по крайней мере, в 1,5 раза. Это позволяет предполагать, что в это же время происходит переход окиси азота в двуокись, обусловленный фотохимическими процессами, снижение концентраций окиси азота и увеличение содержания двуокиси азота в атмосфере, которое, к сожалению, не фиксируется измерениями в стандартные сроки наблюдений. На рис. 1 предполагаемые изменения концентрации двуокиси азота с 12 до 18 ч показаны пунктиром.

Кроме расчетов коэффициентов корреляции между концентрациями окиси и двуокиси азота в один и тот же срок, такие же расчеты были проведены для разных сроков наблюдений, в частности, были выполнены расчеты коэффициентов корреляции между концентрацией окиси азота в дневной срок и концентрацией двуокиси азота в другие сроки наблюдений. Как видно из табл. 2, в Ташкенте корреляция между концентрацией NO в 6 ч и концентрацией NO₂ в 18 ч практически отсутствует. Существует незначительная связь между содержанием NO в 6 ч и NO₂ в 24 ч. Коэффициент корреляции между концентрацией окиси азота в 12 ч и двуокиси азота в 18 ч также невысокий (0,3), но он выше, чем в другие сроки. Аналогичный вывод получен и по данным наблюдений в Алма-Ате. Но здесь

Таблица 2

Коэффициент корреляции r между концентрациями NO и NO₂ в разные сроки

Срок, ч		r
NO	NO ₂	
Ташкент, пункт № 7		
6	12	-0,058
6	18	-0,050
6	24	0,311
12	18	0,310
Чирчик		
7	13	0,676
7	19	0,076
13	19	0,071
Алма-Ата		
7	13	0,399
7	19	0,329
13	19	0,634

коэффициент корреляции (0,63) между концентрацией NO в 13 ч и концентрацией NO₂ в 19 ч выше, чем в Ташкенте, и выше, чем между этими концентрациями в один и тот же срок ($r = 0,53$). Высокий коэффициент корреляции служит дополнительным подтверждением возможного роста концентрации двуокиси азота после полудня и возникновения ее максимума в 15–17 ч при высоких концентрациях NO в полдень. Послеполуденный максимум обычно не отмечается из-за отсутствия наблюдений в эти часы.

В Чирчике характер зависимости между концентрациями примесей в разные сроки отличается от описанного выше. Высокая корреляция между содержаниями примесей в один и тот же срок измерений наблюдается в течение всех суток. Получен также высокий коэффициент корреляции между содержанием NO в 7 ч и NO₂ в 13 ч. Этот фактор требует дополнительного изучения.

Особый интерес представляет исследование влияния переноса первичного продукта выбросов (NO) из района выбросов на значительные расстояния в другие районы с образованием двуокиси азота. Для исследования были использованы результаты наблюдений за концентрациями примесей в двух парах городов (Ташкент и Чирчик, Алмалык и Ангрен), расположенных на расстоянии 50–60 км друг от друга. При этом выделены периоды, когда ветер был направлен от одного исследуемого города к другому.

Сравнительно невысокая концентрация окислов азота в атмосфере Ташкента при значительных выбросах позволяет предположить, что NO переносится на значительные расстояния, преобразуясь по пути переноса в NO₂. При скорости ветра 3 м/с воздушная масса проходит расстояние из Ташкента до Чирчика примерно за 6 ч. За такое же время происходит перенос загрязняющих веществ от Ангренской ТЭЦ в Алмалык.

Сильно загрязненный днем атмосферный воздух Ташкента попадает в Чирчик в вечернее время. Этим объясняется высокий коэффициент корреляции ($r = 0,5$, табл. 3) между концентрацией NO днем в Ташкенте и концентрацией NO₂ в Чирчике в вечерний срок и отсутствие связи между концентрациями NO в 7 ч и NO₂ вечером в Чирчике.

Обратная корреляция (Чирчик – Ташкент), как и следовало ожидать, значительно слабее, поскольку выбросы окислов азота в Чирчике значительно меньше, чем в Ташкенте. Отсутствие данных наблюдений в другие сроки в Чирчике не позволило выполнить более детального корреляционного анализа.

При рассмотрении данных наблюдений в другой паре городов (Алмалык–Ангрен) оказалось, что почти все измерения концентраций примесей проводились при слабом ветре (0–1 м/с), когда направленный перенос загрязненного воздуха отсутствовал. В этих условиях выбросы на большие расстояния не переносятся и не влияют на уровень загрязнения воздуха в близлежащем городе. Исключение составили 6 случаев, когда

Коэффициенты корреляции r между концентрациями NO и NO_2
в атмосфере близлежащих городов

Город	Срок, ч		r
	NO	NO_2	
Ташкент	6		0,502
Чирчик		19	
Чирчик	7		0,204
Ташкент		18	
Чирчик		13	0,266
Ташкент	18		
Ангрен	7		0,07
Алмалык		19	
Алмалык	7		0,103
Ангрен		19	

перенос воздушной массы происходил от Ангренской ТЭЦ в Алмалык. Как видно из рис. 2, в эти сроки наблюдалась заметная связь между концентрациями NO в Ангрене и NO_2 в Алмалыке.

Интенсивность солнечной радиации Q в значительной мере влияет на содержание окислов азота в атмосферном воздухе, особенно в южных районах. Зависимость между отношением концентраций NO/NO_2 и интенсивностью солнечной радиации отчетливо прослеживается в годовом ходе (рис. 3). Максимум отношения NO/NO_2 наблюдается в зимний период, когда интенсивность солнечной радиации невысокая и скорость реакции перехода окиси азота в двуокись замедляется. Летом с увеличением интенсивности солнечной радиации скорость реакции перехода NO и NO_2 увеличивается, и наблюдается минимум отношения NO/NO_2 .

Для выявления влияния Q на средние за год концентрации примеси выбраны города, характеризующиеся примерно одинаковым уровнем промышленного развития, но расположенные в разных географических районах. Суммарные выбросы окислов азота в них в основном составляют 5–12 тыс. т в год. Города подразделены на три группы и в каждой группе расположены вдоль одного меридиана на разных широтах. Изменение средних по широтам концентраций двуокиси азота в значительной степени повторяет изменения суммарной солнечной радиации (рис. 4). Значительное влияние интенсивности солнечной радиации, которая наряду с другими метеорологическими параметрами переноса и распространения примеси в атмосфере определяет уровень загрязнения воздуха вторичны-

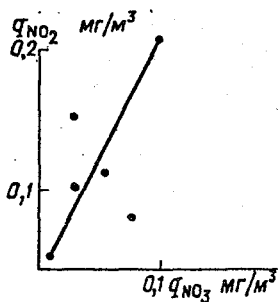


Рис. 2. Связь между содержанием NO в Ангрене и NO₂ в Алмалыке при направлении ветра от Ангренской ТЭЦ к Алмалыку.

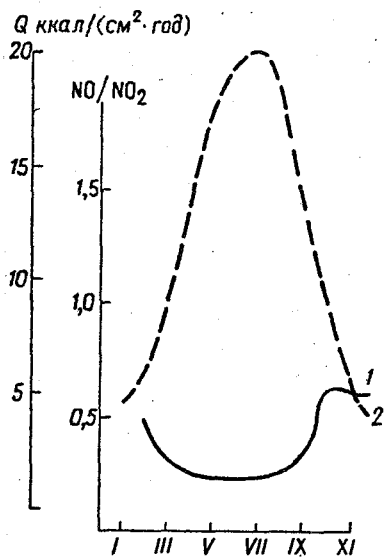


Рис. 3. Годовой ход отношения NO/NO₂ (1) и суммарной солнечной радиации Q (2) в Фергане.

и загрязняющими веществами, оценено по данным наблюдений за 1983–1985 гг. в 19 городах (табл. 4). Чтобы исключить влияние рассеивающей способности атмосферы на величину концентрации двуокси азота, значения средних концентраций NO₂ были исправлены на величину отношения потенциала загрязнения атмосферы в рассматриваемом городе (ЗА) к потенциалу загрязнения атмосферы в городах группы I (ПЗА₁), т.е. ПЗА/ПЗА₁, причем ПЗА₁ принят равным 2,0, а значение ПЗА в районе рассматриваемого города взято по данным работы [3].

Коэффициент корреляции между средними концентрациями двуокси азота и интенсивностью солнечной радиации с учетом ПЗА составил 0,59, а уравнение связи имеет вид

$$q_{\text{ср}} \text{NO}_2 = \text{ПЗА}_i (8 \cdot 10^{-5} Q + 3,5 \cdot 10^{-3}).$$

Из уравнения следует, что в южных районах страны солнечная радиа-

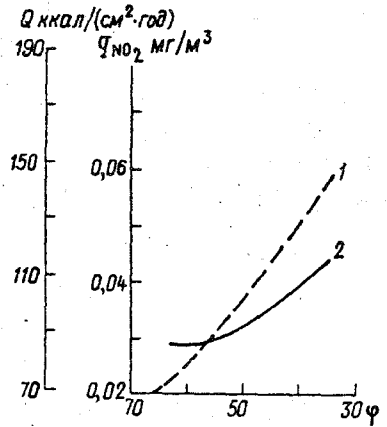


Рис. 4. Широтное изменение средней концентрации двуокиси азота q_{NO_2} (1) и суммарной солнечной радиации Q (2).

Таблица 4

Средние концентрации двуокиси азота за 1983—1985 гг. и суммарная солнечная радиация по некоторым городам

Город	Суммарная радиация Q , ккал/(см ² .год)	Средняя концентрация NO_2
Группа I		
Архангельск	70,3	0,026
Вологда	80	0,031
Рязань	93,3	0,030
Курск	89,1	0,025
Белгород	95,1	0,020
Ставрополь	111,6	0,030
Махачкала	116,8	0,040
Группа II		
Сыктывкар	79,5	0,023
Киров	89,7	0,026
Актюбинск	125,6	0,036
Ашхабад	148,3	0,043
Группа III		
Салехард	76,5	0,030
Тобольск	82,3	0,020
Петропавловск (Каз ССР)	105,3	0,024
Джезказган	130,7	0,020
Джамбул	146,6	0,033
Чимкент	150,2	0,046
Коканд	144,7	0,056
Душамбе	151,3	0,060

дня увеличивает уровень загрязнения атмосферы двуокисью азота примерно на 25–30 %. Таков вклад интенсивности солнечной радиации в уточненную величину ПЗА.

Не менее важную роль в формировании уровня загрязнения играют осадки. Исследования совместного влияния интенсивности солнечной радиации и осадков проводились по данным наблюдений за 1986 г. в 77 городах, расположенных в различных районах СССР. Были рассчитаны коэффициенты корреляции между интенсивностью солнечной радиации и концентрацией примеси R_{q-Q} , годовой суммой осадков и концентрацией примеси R_{q-r} , ПЗА и концентрацией примеси $R_{q-ПЗА}$. Наибольшая корреляция (0,7) получена между концентрацией примеси и интенсивностью солнечной радиации; $R_{q-r} = -0,45$; $R_{q-ПЗА} = 0,37$.

Вклад рассматриваемых параметров в формирование загрязнения в городах может достигать 50 %. Это свидетельствует о необходимости учета в потенциале загрязнения атмосферы не только характеристики рассеивающей способности атмосферы, но и характеристики интенсивности солнечной радиации и годовой суммы осадков.

Анализ изменений концентрации окиси и двуокиси азота в приземном слое воздуха городов позволяет сделать следующие выводы.

1. Максимум концентрации двуокиси азота может наблюдаться в 15–17 ч. Хотя он превышает среднюю концентрацию NO_2 в 12 ч не более чем на 10–15 %, в отдельные дни это превышение может быть существенным. Поэтому в крупных южных городах требуется организовать непрерывные измерения в течение суток концентрации окислов азота.

2. Крупные города оказывают влияние на уровень загрязнения воздуха городов и поселков в радиусе по крайней мере 60 км. При ветре со стороны крупных источников выбросов вклад в уровень загрязнения атмосферы оказывается соизмеримым и даже может превышать уровень загрязнения, создаваемого местными источниками. Аналогичный вывод получен и в работе [1].

3. Интенсивная солнечная радиация, характерная особенно для южных районов, способствует переходу всей окиси азота в двуокись азота, определяя более высокие средние концентрации примесей, чем в более северных широтах. Следовательно, при размещении промышленных предприятий в южных районах следует учитывать дополнительную поправку в ПЗА, обусловленную большой интенсивностью солнечной радиации и малым количеством выпадающих осадков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. — Л.: Гидрометеиздат, 1986. — 200 с.
2. Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Окислы азота. Женева,

ВОЗ. — Медицина, 1981. — 10 с.

3. Климатические характеристики условий распространения примесей в атмосфере. Справочное пособие / Под ред. д-ра геогр. наук Э. Ю. Безуглой и д-ра физ.-мат. наук проф. М. Е. Берлянда. — Л.: Гидрометеоиздат, 1983. — 328 с.

4. Ровинский Ф. Я., Егоров В. И. Озон, окислы азота и серы в нижней атмосфере. — Л.: Гидрометеоиздат, 1986. — 182 с.

РАЗРАБОТКА АЭРАТОРА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РТУТИ В ЖИДКИХ ПРОБАХ МЕТОДОМ ХОЛОДНОГО ПАРА

Непламенный атомно-абсорбционный метод холодного пара в настоящее время наиболее широко используется для измерения концентрации ртути в различных объектах окружающей среды, так как он обладает высокой чувствительностью, селективностью и простотой выполнения анализа. В основу метода положено восстановление соединений ртути в анализируемом растворе до атомарного состояния, последующее переведение ее в газовую фазу путем пропускания через раствор потока газ-носителя и определение массы ртути в пробе по поглощению ее парами излучения при длине волны 253 нм. Точность и чувствительность анализа в значительной степени зависят от скорости выделения ртути из раствора в газовую фазу. Большое влияние на этот процесс оказывают форма и объем реакционного сосуда (аэратора), в котором проводится восстановление ртути и перевод ее в газовую фазу.

В анализаторах ртути, применяемых в настоящее время (Ртуть-101, MAS-50), используются аэраторы, рассчитанные на объем анализируемой жидкости 100 см³ [2]. Вместе с тем в настоящее время с развитием новых способов концентрирования отобранных из различных природных сред проб появилась необходимость анализировать жидкие пробы различных, в том числе малых объемов (до 1 см³ включительно). Так, для определения концентрации ртути в воздухе в качестве абсорбера при отборе проб и аэратора при проведении анализа используются поглотительные приборы Рыхтера, заполненные 6 см³ раствора окислителя.

В процессе метрологического исследования методик и их применения нами было установлено, что даже незначительные отличия в геометрических размерах и форме аэраторов приводят к существенному разбросу результатов измерений [1]. Это делает необходимым либо проведение строгой стандартизации абсорбера-аэратора (что весьма трудно для изделий из стекла), либо использование в качестве аэратора одного и того же сосуда для анализа всех проб. Последний путь оказался более приемлемым. Кроме того, было найдено, что при уменьшении расхода газа-носителя через аэратор и объеме анализируемого раствора существенно снижается нижний предел определяемых концентраций.

Целью настоящего исследования явилась разработка аэратора для анализа жидких проб объемом от 1 до 20 см³, обеспечивающего быстрое освобождение ртути из раствора и удобного для проведения серийных анализов как проб воды, так и проб, отобранных из воздуха в жидкий хемосорбент.

Нами были изготовлены и испытаны аэраторы с различной конструк-

цией узла диспергирования потока газа-носителя (рис. 1). Лучшие результаты были получены на аэраторе с дырчатым распылителем (рис. 1 *г*). При использовании аэраторов типов, указанных на рис. 1 *а-в*, потребовалась строго вертикальная их установка, иначе поток газа шел преимущественно с одной стороны, что отрицательно сказывалось на воспроизводимости результатов анализа. Для обеспечения эффективной аэрации проб малых объемов (от 1 до 5 см³) нижнюю часть аэратора оказалось полезным выполнить в виде конуса (рис. 1 *д*).

Специально оценивалась целесообразность многоступенчатого перемешивания, аналогично используемому в поглотительном приборе Рыхтера, для этого были изготовлены аэраторы, внутренняя трубка которых имела от одного до трех сферических расширений (рис. 2 *а-в*). Анализ формы и высоты пиков сигнала анализатора, наблюдаемых при выдувании ртути из раствора, залитого в эти аэраторы, показал отсутствие зависимости высоты и стабильности пиков от наличия определенного числа расширений. Вместе с тем, введение их значительно уменьшает полезный объем аэратора, способствует образованию большого числа брызг раствора, затрудняет промывку. Поэтому дальнейшие исследования проводились с аэраторами, внутренняя трубка которых не имели расширений в нижней части.

Для уменьшения количества жидкости, уносимой потоком газа-носителя, в аэраторе представилось необходимым предусмотреть брызгоотбойник. Были испытаны два типа таких устройств (рис. 3 *а* и *б*). Опытным путем было найдено, что эффективность удаления ими брызг примерно одинаковая, а воспроизводимость результатов выше при использовании брызгоотбойников типа, который показан на рис. 3 *б* (СКО = 0,2 % при $n = 4$ по сравнению с СКО = 4,4 % при $n = 5$ для брызгоотбойника типа *а*). Это может быть обусловлено задержкой части анализируемого раствора на большей и хуже промываемой внутренней поверхности расширения трубки.

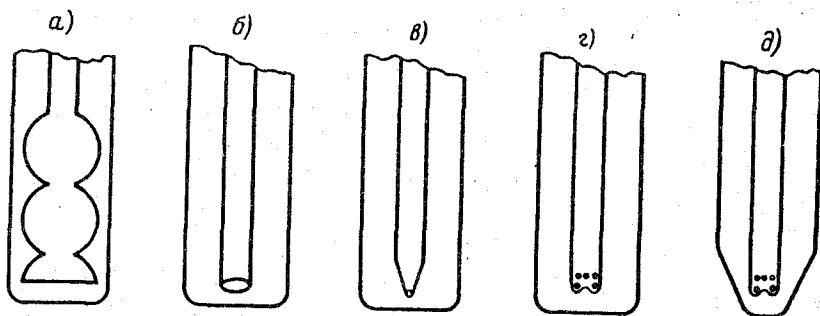


Рис. 1. Различная конструкция узла диспергирования потока газа-носителя и перемешивания жидкости.

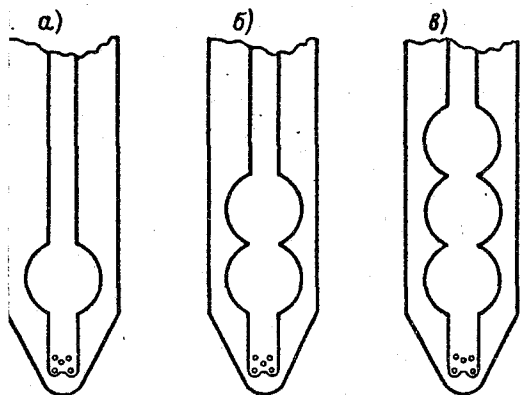


Рис. 2. Конструкция азраторов, обеспечивающих многоступенчатое перемешивание жидкости.

Таким образом, конструкция азратора, представленная на рис. 3 б, может быть предложена в качестве оптимальной. Его особенностью, помимо указанных выше, является наличие патрубка слива жидкости, существенно облегчающего работу. Диаметр этого патрубка выбран небольшим ($1,5 \pm 0,5$ мм) с таким расчетом, чтобы объем жидкости, который остается в нем, был минимален.

Разработанный азратор был испытан при проведении анализа жидких проб приборами Ртуть-101, Рт-102, MAS-50, АГП-01. Получены положительные результаты. При работе с анализатором Ртуть-101 благодаря более быстрому выделению ртути из раствора в описанном выше азраторе удалось снизить минимально определяемое содержание ртути в пробе с 50 до 10 нг. Кроме того, сравнение результатов анализа жидких проб в поглотительных приборах Рыхтера и в описанном выше азраторе показало

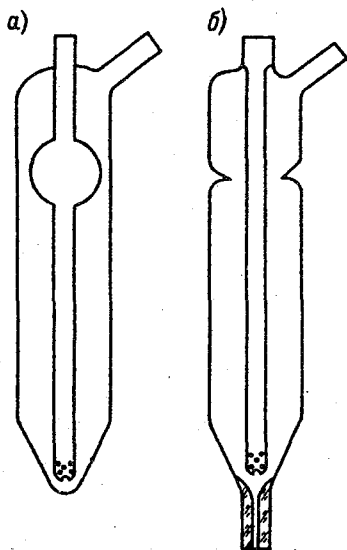


Рис. 3. Азраторы с различной конструкцией брызгоотбойника.

ло, что относительные погрешности в последнем случае в 7,5 раз меньше (СКО = 0,2 %), чем при использовании поглотителей Рыхтера (СКО = 1,5 %). Хорошая сходимость результатов измерения позволила использовать разработанный аэратор также для проведения метрологических исследований и при аттестации новых газоанализаторов и генераторов ртути.

Резюмируя изложенное выше, можно утверждать, что разработанный аэратор значительно расширяет область использования перечисленных выше приборов, позволяя определять массу ртути в жидких пробах объемом от 1 до 20 см³, облегчает проведение анализа и улучшает метрологические характеристики методик выполнения измерений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Виноградова Т. С., Вольберг И. Ш. Атомно-абсорбционное определение концентрации паров ртути в атмосфере. — Труды ГГО, 1987, вып. 511, с. 148—153.
2. Овруцкий М. И., Козарчук Н. С. Об атомно-абсорбционном определении ртути в воздухе на анализаторе Ргуть-101. — Гигиена и санитария, 1987, № 8, с. 46—47.

О ТРЕНДЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКАХ

Техническое развитие общества сопровождается миграцией различных химических элементов с продуктами и отходами производства. В процессе миграции часть элементов попадает в атмосферу и будет выводиться из нее с атмосферными осадками. В работе рассматривается один из критериев антропогенного вклада в загрязнение атмосферных осадков.

Выбор химических элементов. Для анализа антропогенного вклада выбраны сера, азот и калий. Эти биологически важные элементы имеют огромное значение в техногенезе. Попадая в антропогенные потоки, они в основном практически полностью переводятся в природные. У этих элементов относительно простая структура техногенной миграции, что облегчает учет их вклада. Приводятся также данные о сумме ионов и величине pH осадков.

Сера. Основными источниками техногенного поступления серы в атмосферу служат добыча и использование угля и нефти, а антропогенное давление ее зависит главным образом от количества и качества сжигаемого в данном районе топлива.

Азот. Наибольшее давление азота на среду происходит в результате сжигания газа, затем угля, нефтепродуктов и использования удобрений.

Калий. Баланс калия для большинства районов определяет его миграция с удобрениями.

Определение величин антропогенного вклада и предполагаемого фона. Антропогенный вклад в загрязнение атмосферных осадков рассматривается по экономическим районам СССР. В табл. 1 представлены средние годовые значения концентраций указанных элементов, рассчитанные по средним месячным данным за три года. Общее число измерений по каждой станции и компоненту составило от 30 до 36. Пары станций были выбраны таким образом, что одна из них (первая – для каждого района) расположена в крупном городе или промышленном центре, вторая – в сельской местности на расстоянии 15–100 км от первой (за исключением пары Таллинн I – Тарту I). Очевидно, при близком расположении станций можно считать одинаковыми естественные факторы миграции, и в то же время сельская станция располагается в импактной зоне. Если в качестве фоновых использовать данные по Гренландии, Антарктиде или горным станциям, то нарушаются природные условия формирования химического состава осадков, что приводит к изменению относительного содержания компонентов. В различных природных системах нормальный фон химических элементов и амплитуда его временных изменений существенно различны, поэтому не существует единого уровня концентрации тех или иных техногенных веществ, вызывающих эффект загрязнения.

Таблица 1

Антропогенный вклад в загрязнение атмосферных осадков
по экономическим районам СССР

Станция	Сумма осадков за год, мм	Показатель	Средняя годовая концентрация, мг/л					pH
			SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	K ⁺	Σ И	
Прибалтийский район								
Таллинн 1	664	а	23,3	1,6	1,2	1,2	62,7	6,8
Тарту 1	687	а	6,4	0,8	0,7	0,1	16,0	5,9
		б	72,5	66,7	41,7	91,7	74,5	—
		в	1,8	0,3	0,4	0,01	4,1	—
Северо-Западный район								
Ленинград	612	а	11,8	2,2	1,0	0,5	27,0	5,2
Войково	720	а	4,9	1,8	0,9	0,4	13,5	5,0
		б	58,5	18,2	10,0	20,0	50,0	—
		в	2,0	1,5	0,8	0,3	6,8	—
Северный район								
Сыктывкар 623		а	5,3	1,2	1,1	0,9	13,5	5,6
Сыктывкар 1, Ф 569		а	2,3	0,9	0,9	0,3	8,0	5,4
		б	56,6	25,0	18,2	66,7	40,7	—
		в	1,0	0,7	0,7	0,1	4,7	—

		Центральный район							
Москва 1	719	а	15,2	3,2	3,4	0,7	36,5	5,9	
Серпухов 1, БЗ	716	а	4,7	2,1	1,3	0,3	14,0	5,1	
		б	69,0	34,4	61,8	57,1	61,6	—	
		в	1,5	1,4	0,5	0,1	5,4	—	
Донецко-Приднепровский район									
Донецк	494	а	51,9	3,5	2,5	1,5	106,4	6,3	
Кременчуг 1	507	а	16,2	2,5	1,5	0,9	40,2	5,9	
		б	68,8	28,6	40,0	28,6	62,2	—	
		в	5,1	1,8	0,6	0,7	15,2	—	
Уральский район									
Челябинск	590	а	20,4	2,5	3,7	2,1	75,9	6,7	
Челябинск 1	583	а	12,4	1,2	1,6	1,2	27,1	5,6	
		б	39,2	52,0	56,8	42,8	64,3	—	
		в	7,5	0,6	0,7	0,7	9,7	—	
Казахстанский (север) район									
Щучинск	373	а	10,6	2,5	1,7	1,6	38,0	6,5	
Щучинск 1, БЗ	299	а	4,0	2,0	0,9	0,7	17,5	6,0	
		б	62,3	20,0	47,1	56,3	53,9	—	
		в	1,5	1,6	0,5	0,3	8,1	—	

Примечание. Условные обозначения: а — средняя годовая концентрация, мг/л; б — антропогенный вклад, %; в — предполагаемый фон.

Антропогенный вклад A определяется как отношение

$$A = ((C_T - C_C) / C_T) \cdot 100 \%,$$

где C_T – концентрация компонента в пробах осадков, собранных в городе, мг/л; C_C – то же для сельской местности, мг/л.

Следует иметь в виду, что при таком подходе с ростом влияния города на сопряженную с ним станцию величина возможного антропогенного вклада оказывается заниженной.

Установив величину антропогенного вклада и приняв, что сельские станции являются импактными, можно, вычтя A из первоначальных значений концентрации, получить „предполагаемый фон”.

Тогда

$$C_0 = C_C (1 - 0,01A),$$

где A и C_C имеют прежние обозначения и C_0 – „предполагаемый фон”, мг/л.

Проведенные таким путем оценки показывают, что антропогенный вклад в загрязнение осадков на ЕЧС, центральном Урале и северном Казахстане может достигать 70 % по сульфатам и сумме ионов. В большинстве районов A сульфатов является преобладающим.

Близость антропогенных вкладов по величине и характер временных ходов для сульфатов с суммами ионов, с одной стороны, и нитратов с ионами аммония – с другой, может свидетельствовать об общности основных источников загрязнения осадков, которыми в первом случае, по-видимому, являются диоксид серы и пыль, во втором – азотные удобрения. Имеются районы, по которым вклады обоих этих источников примерно одинаковы и даже азотная составляющая может стать преобладающей.

Проверка наличия тренда величины влажного выпадения суммы ионов была проведена в Западно-Сибирском, Казахстанском, Уральском и Поволжском экономическом районах (табл. 2). Для каждого района рассматривались пробы осадков, собранные в сельской местности и внутри города. Только на Урале и Предуралье станции были расположены в городах и в пригородах или поселках городского типа. В Поволжском экономическом районе плотность сельского населения наибольшая и высокий уровень промышленного развития, поэтому влажные выпадения всех названных элементов самые большие. В Западной Сибири они самые низкие. Приведенные данные в основном подтверждают оценки степени антропогенной трансформации экосистем, сделанные в работе [2].

С целью установления тренда величины влажного выпадения (за 20-летний период) были выполнены расчеты по следующей формуле [3]:

$$T = \left(\sum_{i=1}^{n-1} (x_i - x_{i+1})^2 \right) / \left(\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \right)$$

Таблица 2

Влажные выпадения загрязняющих веществ на почву
по экономическим районам СССР

Экономический район	Место отбора проб	Влажные выпадения, кг/(га · год)			Тренд T суммы ионов за 20 лет	Степень антропогенной трансформации [2], %
		S	ΣN	K		
Западно-Сибирский	Город	15,7	7,7	5,7	0,367	50—60
	Село	3,2	1,7	0,9		
Казахстанский	Город	27,2	22,4	16,6	1,394	60—70
	Село	4,0	3,2	1,4		
Уральский	Город	48,2	20,4	12,4	1,150	80—90
	Пригород	24,1	6,8	7,0		
Поволжский	Город	36,0	24,0	5,1	1,570	70—80
	Село	11,2	9,8	4,3		

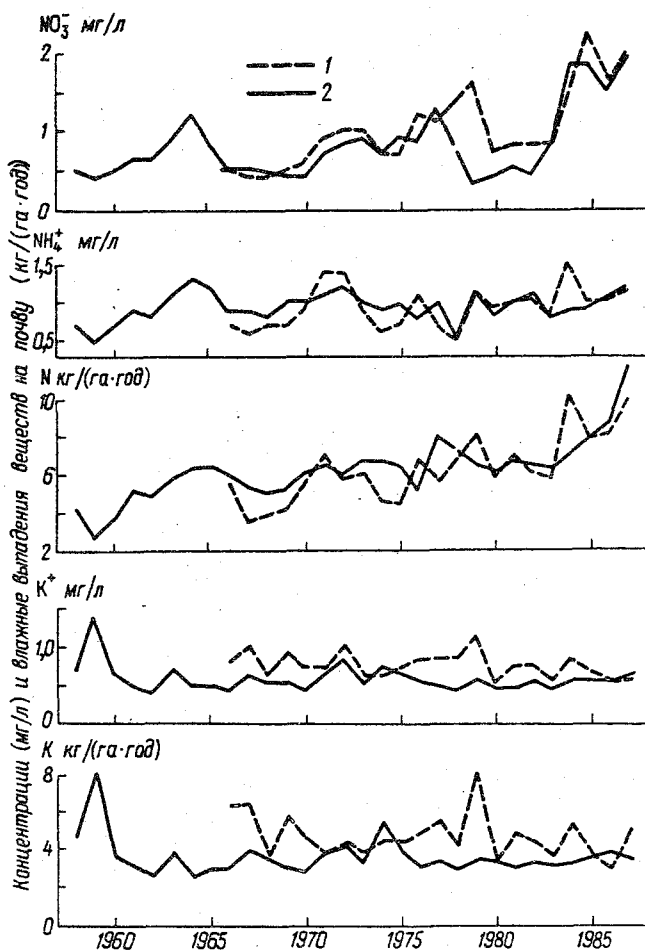
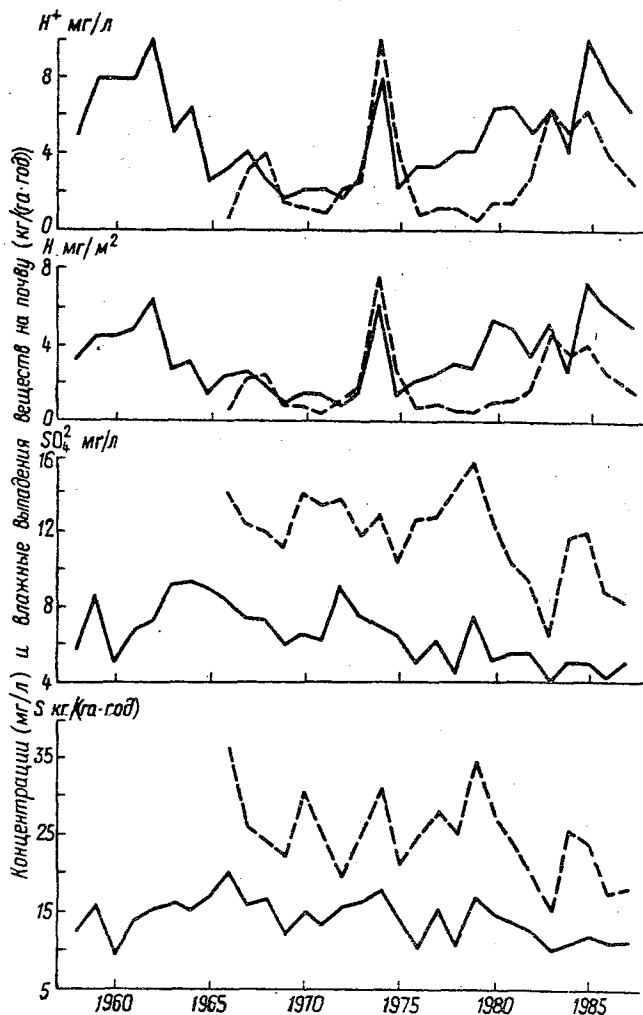


Рис. 1. Изменение по годам концентрации химических веществ в воде и влажные выпадения веществ на почву
1 – Ленинград, 2 – Воейково.

где $x_1, \dots, x_i, \dots, x_n$ – последовательность изменения величины влажного выпадения, $\text{кг}/(\text{га} \cdot \text{год})$; \bar{x} – среднее арифметическое этих величин.

Были использованы данные для сельской местности. Нулевая гипотеза отвергается в пользу альтернативной, если величина T будет меньше или равна критической, которая при выбранном уровне значимости α определяется по соответствующим таблицам.

Для Западно-Сибирского экономического района критическое значение этого показателя (при уровне значимости 0,05 и $n = 20$) равно 1,300. Величина $0,367 < 1,300$, следовательно, есть тренд, который сохраняется и



элементов в осадках и влажного выпадения веществ на почву.

при уровне значимости 0,01.

Для Поволжского и Казахстанского экономических районов тренд пажных выпадений суммы ионов отсутствует, так как 1,570 и 1,394 больше 1,300 (при $\alpha = 0,05$) и тем более выше 1,04 (при $\alpha = 0,01$).

Для Уральского экономического района станция, по-видимому, была выбрана неудачно или число наблюдений недостаточно для окончательного утверждения, поскольку при уровне значимости 0,05 величина 1,150 больше 1,300 и можно говорить о наличии тренда, однако при $\alpha = 0,01$ критическое значение 1,04 меньше расчетного показателя 1,150, что

свидетельствует об отсутствии тренда.

Таким образом, тренд суммы ионов в осадках проявляется с достоверностью более 99 % только по Западно-Сибирскому экономическому району, т. е. в регионе с наиболее низкой степенью антропогенной трансформации (табл. 2).

На рис. 1. представлены данные о ходе средних за год значений концентрации сульфатов, нитратов, ионов аммония, калия и величина рН на станциях Ленинград и Воейково. По обеим станциям содержание сульфатов в осадках за последние 15 лет уменьшилось примерно на 15 % концентрация нитратов возросла почти вдвое, что, вероятнее всего связано с ростом выбросов автотранспорта в г. Ленинграде. Кислотности практически осталась на прежнем уровне.

Рекомендации. Результаты химического анализа проб осадков сравнивают с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) вод хозяйственно-питьевого назначения, так как данные токсикологических исследований берутся в основу оценки качества любых вод [1]. Пороговый критерий определяется как такая концентрация компонента, при наличии которой в биосфере обнаруживаются отрицательные изменения, диагностируемые современными методами; критический – когда эти изменения носят необратимый характер; летальный – когда такие изменения означают распад экосистем с гибелью отдельных видов. Установление близости сравниваемых величин должно стимулировать работы по идентификации источников загрязнения осадков и соответствующему направлению природоохранных мероприятий.

Предельным условием сохранения удовлетворительного качества атмосферных осадков по одному компоненту будет: $C_i \leq \text{ПДК}$.

Оценка допустимой нагрузки пробы осадков несколькими веществами с одинаковым лимитирующим показателем вредности может осуществляться на основе применяемого в практике условия:

$$\sum_{i=1}^n C_i / \text{ПДК}_i \leq 1,$$

где C_i – концентрация компонента, мг/л; ПДК_i – предельно допустимая концентрация того же компонента, мг/л; n – общее число лимитирующих веществ.

Рассмотрим две возможные ситуации.

1. Концентрация ингредиента значительно ниже ПДК. В этом случае проверяют наличие тренда, для чего целесообразно определить величину влажного выпадения компонента и выполнить расчет по вышеприведенной формуле. С целью определения знака этого изменения можно использовать соотношение:

$$\Delta = \sum_{i=1}^{n-1} (x_i - x_{i+1}).$$

Очевидно, что при наличии тренда и отрицательном значении происходит направленное изменение с возрастанием измеряемого компонента.

2. Единичные значения концентраций компонента в осадках ниже предельно допустимых; тренд отсутствует; с вероятностью, близкой к 99 %, можно утверждать, что разность текущей и многолетней средних влажного выпадения ингредиента недостоверна.

В этом случае возрастание более чем на 25 % величины T , вычисленной по текущим значениям (T_t), по сравнению с той же величиной — по многолетним данным (T_0), может служить одним из показателей антропогенного влияния на химический состав осадков

$$T_t/T_0 > 1,25.$$

Проверка указанных рекомендаций была осуществлена на большом фактическом материале.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антропогенный вклад в загрязнение осадков. — В кн.: Ежемесячные данные по химическому составу атмосферных осадков за 1981—1985 гг./Под ред. А. С. Зайцева и П. Ф. Свигова. Л., изд. ГГО, 1989, с. 180—196.
2. Исаков Ю. А., Казанский Н. С., Панфилов Д. В. Классификация, география и антропогенная трансформация экосистем. — М.: Наука, 1980, 227 с.
3. Комаров И. С. Накопление и обработка информации при инженерно-геологических исследованиях. — М.: Недра, 1972, 245 с.

РАСЧЕТ СЕБЕСТОИМОСТИ ИНФОРМАТИВНЫХ ДОКУМЕНТОВ О СОСТОЯНИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

Одной из основных задач Общегосударственной службы наблюдений и контроля за загрязнением атмосферы (ОГСНА) является обеспечение народнохозяйственных организаций различными видами информации о состоянии загрязнения воздуха городов и населенных пунктов. В условиях перехода Госкомгидромета СССР на новые условия хозяйствования важное значение приобретает оценка себестоимости различных информативных документов о содержании вредных веществ в атмосфере.

Себестоимость продукции является экономическим показателем, который в денежной форме выражает текущие затраты организации, связанные с производством продукции. В себестоимость включаются затраты прошлого труда (амортизация основных фондов, стоимость сырья, материалов, топлива и др.), а также расходы на оплату труда (заработная плата) всех сотрудников предприятий или организации [4].

Для определения себестоимости информативных документов учитываются расходы различных видов по калькуляционным статьям, представленные в табл. 1. Накладные расходы нами не учтены, так как представляется затруднительным выделить их при большом количестве различных сетей наблюдений, подчиненных тому или другому управлению по гидрометеорологии (УГМ). Накладные расходы могут быть учтены на последнем этапе путем повышения себестоимости конечного продукта на определенный процент. Эта работа выполняется отдельно.

Для выполнения работы по каждому городу была составлена форма запроса о расходах по указанным в табл. 1 калькуляционным статьям, а также о количестве выполненных наблюдений за загрязнением атмосферы в течение года. Эти формы были направлены в управления по гидрометеорологии. Запрашиваемые сведения в форме справок поступили из 37 УГМ. Они включали данные о 301 городе. В соответствии с этими данными в 1985 г. было выполнено 4,994 млн. измерений содержания загрязняющих веществ в атмосфере. Работу обеспечивали 2322 человека, которые осуществляли отбор проб воздуха и их доставку в химлабораторию, химический анализ отобранных проб, обработку, анализ информации и составление различных справок и обобщений (информативных документов). В это число были включены и сотрудники, осуществляющие административно-хозяйственные работы в центрах наблюдений за загрязнением атмосферы.

В табл. 1 расходы на основную и дополнительную заработную плату и отчисления на соцстрахование даны совместно. Из общих затрат на перечисленные виды работы 63,3 % составляют расходы на зарплату, амортиза-

Таблица 1

**Калькуляционные статьи расходов, связанных с производством
информативных документов о состоянии загрязнения атмосферы
и суммарные расходы по 37 УГМ**

Калькуляционная статья расходов	Суммарный расход		
	обозначение	%	тыс. руб.
1. Сырье и материалы (реактивы, расходные материалы)	F_M	7,0	447,1
2. Основная заработная плата			
3. Дополнительная заработная плата	Z	63,3	4025,2
4. Отчисления на социальное страхование с заработной платы			
5. Расходы на техническое обслуживание и ремонт (включая электроэнергию, топливо, водоснабжение, телефон, текущий ремонт помещений, содержание автотранспорта, аренду помещений, проверку и ремонт приборов, доставку проб воздуха)	$P_{хоз}$ $P_{рем}$ P_d	9,6	606,1
6. Амортизационные отчисления	P_a	19,6	1241,7
7. Командировочные расходы (инспекции, стажировки)	P_x	0,5	29,2
8. Накладные расходы (затраты на управление, общехозяйственные расходы и др.)			
ИТОГО		100	6349,4

ионные отчисления – 19,6 %, другие расходы – 17,1 %. По суммарным расходам на производство всех определений концентраций примеси 6349,4 тыс. руб) и общему количеству этих определений (4,994 млн) была определена средняя условная себестоимость одного определения концентрации примеси. Она составила 1,27 руб. В тех УГМ, в которых наблюдения за загрязнением атмосферы проводятся менее чем в 10 городах, средняя условная себестоимость была выше общей средней на 12 %, а в тех УГМ, в которых наблюдения за загрязнением атмосферы проводятся в 10 городах и более, – ниже на 7 %. В УГМ, расположенных в отдаленных и северных районах СССР, она была выше на 60 % из-за более высокой зарплаты.

Из-за заметных различий в объеме выполняемых работ анализ и обобщение полученных сведений были выполнены для 5 типов городов с различной численностью населения: I) более 1000 тыс. чел.; II) 500–1000 тыс.; III) 250–500 тыс.; IV) 100–250 тыс.; V) менее 100 тыс.

В табл. 2 приведено для каждой группы городов среднее количество сотрудников, выполняющих полный объем работ, а также некоторые другие показатели. В городах типа I выполняется в 4 раза больший объем работ, чем в городах типа V, а само число сотрудников больше лишь в 3 раза. В результате условная себестоимость единичного опеределения концентрации примеси в городах типа V на 30 % выше, чем в городах типа I (при расчете не учитывались города, расположенные в северных и отдаленных районах, где затраты существенно выше).

Выше указана условная себестоимость одного определения концентрации примеси. При оценке действительной себестоимости одного определения концентрации примеси необходимо учитывать затраты на следующие виды работ: 1) отбор проб воздуха на посту, доставку их в лабораторию, 2) проведение химического анализа отобранных проб, 3) проведение первичных расчетов, а также 4) затраты, связанные с дальнейшей обработкой и обобщением информации. Последние учитываются при определении затрат, идущих на получение информативных документов, и условной себестоимости.

Себестоимость продукции (информативных документов) может быть определена как точными, так и приближенными методами. При использовании точных методов расчет ведется непосредственно по статьям калькуляции. При использовании приближенных методов расчет ведется на основе различных дополнительных показателей. Нами были использо-

Таблица 2

Суммарные и средние показатели сети ОГСНКА, производительности труда и условий себестоимости одного определения концентрации примеси для пяти типов городов

Характеристика	Тип города				
	I	II	III	IV	V
Количество городов Г	17	27	54	77	100
из них базовых	12	10	8	4	0
Среднее количество					
сотрудников N , тыс.	18,5	12,8	10,1	7,6	5,0
σN	3,5	5,0	4,4	2,8	2,4
постов P	10,1	5,4	4,3	3,1	2,0
σP	2,6	1,7	1,4	1,1	0,8
наблюдений n , тыс.	48,4	27,1	22,2	16,0	10,9
σn	15,8	12,1	9,4	7,0	6,2
наблюдений на 1 сотрудника $ПТ$, тыс.	2,65	2,18	2,23	2,06	2,12
$\sigma ПТ$	0,58	0,58	0,48	0,54	0,79
Стоимость 1-го наблюдения, руб.	0,97	1,19	1,16	1,25	1,28

ны оба метода, что позволило определить действительную себестоимость каждого этапа работ. По статьям калькуляции это не всегда можно сделать. При использовании приближенного метода учитывались нормы времени для проведения различных работ, указанные в работе [3], на их основе рассчитывалось требуемое количество инженерно-технического персонала, а затем – расходы на основную и дополнительную заработную плату, включая соответствующие начисления.

При расчете суммарных расходов P_j на выполнение каждого j -го вида работы (1–4) принимали, что расходы на реактивы и расходные материалы P_M , ремонт и поверку приборов $P_{рем}$ включаются равными частями в – на отбор и доставку проб воздуха в химлабораторию и на их химический анализ, т. е. на работы 1-го и 2-го видов, а расходы на доставку проб P_D – при расчете только 1-го вида работы. Остальная часть расходов на химическое обслуживание $P_{хоз}$, на амортизационные отчисления P_A и командировочные расходы P_K включалась в расчеты расходов по каждому виду работ пропорционально доле затрат времени инженерно-техническим составом на эти виды работ от общих затрат времени. Величины затрат времени в частях единицы a_j по обобщенным данным для 37 УГМ приведены в табл. 3. Для 1-го этапа работ, например, $a_1 = 0,517$, т. е. 51,7 % всех трудовых затрат приходится на отбор проб и доставку их в химлабораторию.

Формула расчета суммарных расходов P_j на выполнение j -го этапа работы в общем виде с учетом обозначений, принятых в табл. 1, имеет вид

$$P_j = Z_j + a_j(P_A + P_M + P_{хоз}) + P_{рем} + P_D \quad (1)$$

$$\text{или } P_j = Z_j + a_j P_{гр} + P_{рем} + P_D,$$

где $P_{гр} = P_A + P_M + P_{хоз}$, a_j – доля затрат времени на j -й вид работы, при этом $a_1 + a_2 + a_3 + a_4 = 1$.

Зарплата наблюдателей Z_H (с учетом дополнительной зарплаты и отчислений на соцстрахования) рассчитывалась непосредственно по справкам УГМ по отдельным городам. Средняя зарплата других сотрудников \bar{Z} рассчитывалась путем исключения из общей суммы зарплаты Z по всем УГМ суммы зарплаты наблюдений Z_H и деления на количество сотрудников, занятых всеми видами работ, кроме наблюдений на постах, т. е.

$$\bar{Z} = (Z - Z_H)/(N - N_H), \quad (2)$$

\bar{Z} составило 1,99 тыс. руб. в год, а $Z_j = 1,99 N_j$.

Анализ суммарных трудовых затрат на все этапы работы с учетом сведений о количестве наблюдателей, водителей автомобилей (в) и прибористов (п), норм времени на проведение работ в химической лаборатории и на первичные расчеты показал, что примерно 13 % времени следует

Доля затрат времени a_j и себестоимость C_j
различных видов работ

Вид работ	a_j	C_j руб.
1. Отбор проб и доставка их в химлабораторию	0,517	0,61
2. Химический анализ	0,310	0,43
3. Первичная обработка данных измерений	0,075	0,10
4. Составление различных обобщающих информативных документов о состоянии загрязнения атмосферы	0,098	0,13
ИТОГО	1	1,27

отнести к административно-хозяйственным работам, примерно 5 % – на неучтенные работы. С учетом этого суммарные расходы на выполнение 1-го вида работы можно записать в виде

$$P_1 = Z_H + Z_{в, п} + 0,18 (Z_H + Z_{в, п}) + a_1 P_{пр} + 0,5 P_{рем} + P_{д}. \quad (3)$$

Для 2-го вида работ (химического анализа) трудовые затраты рассчитывались в соответствии с нормами времени на единицу измерения (с использованием жидкостных поглотительных приборов) [3]. Расчет затрат времени для определения концентраций двуокиси серы, двуокиси азота, специфических веществ (определяемых по сероводороду средней трудоемкости), окиси углерода и пыли представлены в табл. 4. При расчете норм времени для определений концентраций двуокиси серы, двуокиси азота и сероводорода учитывалось дополнительное увеличение затрат времени на 30 % при использовании вместо жидкостных поглотительных приборов сорбционных трубок. Принимая в среднем, что ресурсы рабочего времени за год составляют 1860 ч, учитывая количество измерений в год и затраты на административно-хозяйственные и неучтенные работы, получим, что на химический анализ проб воздуха приходится 31 % общих затрат времени, т. е. $a_2 = 0,31$.

Формула для расчета суммарных затрат на 2-й этап работы имеет вид

$$P_2 = Z_2 + 0,18 Z_2 + 0,31 P_{пр} + 0,5 P_{рем}. \quad (4)$$

Для 3-го вида работ (обработка наблюдений) затраты рассчитывались также в соответствии с нормами времени [3]. Они подразделяются на следующие три этапа работ (и соответствующие затраты (в чел · ч) на одно наблюдение): 1) расчет концентраций (0,0287); 2) составление таблиц ТЗА-1 (0,0203); 3) подготовка данных к перфорации и обработке за месяц (0,0057).

В сумме затраты времени на эти три этапа составили 0,0547 чел · ч. Было установлено, что на первичную обработку данных наблюдений в

Таблица 4

Расчет затрат времени τ (чел·ч) на выполнение единицы химического анализа отобранных проб воздуха [3]

вид работ	Двуокись серы	Двуокись азота	Сероводород	Оксид углерода	Пыль
подготовка к отбору проб	0,0153	0,0153	0,0153	0,1150	0,0390
мытьё посуды	0,0587	0,0641	0,0587		
приготовление растворов	0,0234	0,0236	0,0247		
анализ проб	0,0680	0,0660	0,1030	0,1670	0,0395
построение градуировочных графиков	0,0099	0,0100	0,0103		
ИТОГО (с учетом 10 % на СТ)	0,2080	0,2120	0,2791	0,2820	0,0785

чение года и получение статистических характеристик загрязнения атмосферы за месяц приходится 7,5 % общих затрат времени. Суммарные расходы на 3-й вид работы рассчитываются по формуле

$$P_3 = Z_3 + 0,18 Z_3 + 0,075 P_{пр} \quad (5)$$

Количество сотрудников, занятых составлением информативных документов, было установлено по сведениям УГМ о расходах времени на выполнение различных этапов работы групп информации. Такими работами было занято 9,8 % общего количества сотрудников. Следовательно, формула расчета суммарных расходов на 4-й этап работы имеет вид

$$P_4 = Z_4 + 0,18 Z_4 + 0,098 P_{пр} \quad (6)$$

Себестоимость C_j одного определения концентрации примеси на каждом j -м виде работ рассчитывалась по формуле

$$C_j = P_j / n, \quad (7)$$

где P_j – суммарные расходы j -го вида работ в целом по 37 УГМ за 1985 г.; n – количество определений концентраций примеси за год (4,994 млн). При этом $C = C_1 + C_2 + C_3 + C_4 = 1,27$. Результаты расчетов C_j представлены в табл. 3.

Расчет средней себестоимости C_i одного анализа i -го вещества в зависимости от затраты времени τ на проведение химического анализа этого вещества выполнен по формуле

$$C_i = CK_{\tau}, \quad (8)$$

$$\text{где } K_{\tau} = \tau_i / \bar{\tau}.$$

Значение $\bar{t} = 0,2119$ чел · ч определялось путем осреднения затрат времени на единичный химический анализ каждого i -го вещества (табл. 4). Результаты расчетов C_i представлены в табл. 5, из которой видно, что наибольшая стоимость характерна для определения концентрации окис углерода и сероводорода (специфических веществ), наименьшая — для пыли.

Расчет суммарных расходов времени и себестоимости составления различных видов обобщающих информативных документов о состоянии загрязнения воздуха в городах осуществлялся исходя из положения, что имеется первичная и вторичная информация. К первичной информации отнесены результаты определения разовой, средней суточной и среднемесячной величины концентрации.

Себестоимость определения разовой величины концентрации примесей можно рассчитать по формуле

$$C_p = C_1 + C_2 + bC_3, \quad (9)$$

где b — коэффициент, определяющий долю затрат времени на расчет концентрации в общих затратах на первичную обработку, т. е. в затратах на 3-й вид работы; $b = 0,5$.

С учетом значений C_j , приведенных в табл. 3, действительная себестоимость получения разовой величины концентрации C_p составляет 1,09 руб (табл. 6).

Себестоимость определения средней суточной концентрации примесей (при отборе проб 4 раза в сутки) увеличивается в 4 раза по отношению к получению разовой и составляет 4,36 руб. Определение разовых концентраций i -го вещества осуществляется на одном посту наблюдения 70 раз в месяц. Себестоимость средней месячной величины при n_m наблюдениях рассчитывается по формуле

$$C_{мес} = n_m (C_1 + C_2 + C_3) = 1,14 n_m. \quad (10)$$

При 70 измерениях за месяц $C_{мес} = 79,8$ руб.

На основании перечисленных видов первичной информации рассчитываются различные статистические характеристики и составляются обо

Таблиц

Значения K_{Ti} и C_i для веществ ($i = 1..5$)

Вещество	K_{Ti}	C_i руб.
1. Двуокись серы	0,98	1,24
2. Двуокись азота	1,00	1,27
3. Сероводород	1,31	1,66
4. Окись углерода	1,33	1,69
5. Пыль	0,37	0,47

Значения d_y и K_y для разных информативных документов ($y = 1...6$)

Информативный документ	$d_y, \%$	K_y
1. Справки о состоянии ЗА в городах	15	0,2
2. Годовое обобщение в целом по УГК (Ежегодник УГК)	28	0,2
3. Справка о фоновых концентрациях	16	0,1
4. Ежегодная справка и работа, связанная с прогнозированием ЗА	14	0,2
5. Справка ЗА по запросам	27	0,2
6. Ежегодник по территории СССР	—	0,1
ИТОГО	100	1

ценные информативные документы. Эти виды работ отнесены ко вторичной информации. Себестоимость первичной информации, используемой для их составления, учитывается не полностью. Она входит одновременно в целый ряд документов вторичной информации и поэтому введен коэффициент учета первичной информации K_y . Он принят равным 0,2 для документов, обобщающих первичную информацию по УГМ за текущий год, и равным 0,1 — для обобщений за ряд лет в УГМ (например, расчет фоновых концентраций) или для обобщений информации по всему СССР. Величину K_y определяли путем анализа сводных основных информативных документов, составляемых в УГМ, полагая, что $\sum K_y$ для всех основных документов должна равняться единице. Перечень информативных документов, себестоимость которых оценена при выполнении данной работы, и значения K_y приведены в табл. 6.

Себестоимость составления справок о состоянии загрязнения воздуха, которые до выпуска ежегодников являются основными информативными документами и могут быть использованы в дальнейшем обобщении материала, зависит от объема выполняемой статистической обработки.

Сведения, представленные УГМ, показывают, что при составлении информативных документов (4-й вид работ в табл. 3) примерно 28 % приходится на составление годового обобщения в целом по УГМ, 15 % — на составление различных справок, 16 % — на расчет фоновых концентраций и составление информационных документов о фоне, 14 % — на работы, связанные с прогнозированием состояния загрязнения атмосферы, и 27 % — на другие работы. Расчет себестоимости каждого вида информативного документа $C_{ин}$ может быть выполнен с учетом C_4 — себестоимости 4-го вида работ, равного 0,13 руб., по формуле:

$$C_{ин} = 0,13 d_y n_{ин4} + 0,2 (C_1 + C_2 + C_3) n_{ин4}, \quad (11)$$

где d_4 — доля затрат времени на составление данного информативного документа от общих затрат на все информативные документы; $n_{ин4}$ — количество наблюдений, по которому проводится расчет документа.

Себестоимость составления одной справки оценивается при $d_1 = 0,012$ (полагая, что за год в среднем составляется 13 справок). Величина $n_{ин1}$ принимается равной количеству определений концентрации примесей, используемых при составлении одной справки.

Себестоимость годового обобщения оценивается при $d_2 = 0,28$ и $n_{ин2}$ — равном общему количеству наблюдений за всеми веществами за год в целом по всем УГМ. Среднюю себестоимость ежегодного обобщения для одного города можно оценить по формуле

$$C_{ин2} = ([0,13 d_2 + 0,2 (C_1 + C_2 + C_3)] n_{ин2} / \Gamma) \quad (12)$$

где Γ — количество городов, учтенных в обобщении.

Себестоимость составления справок о фоне оценивается при $d_3 = 0,16$ по формуле:

$$C_{ин3} = 0,13 d_3 n_{ин3} + 0,1 (C_1 + C_2 + C_3) n_{ин3}. \quad (13)$$

Выполнены также расчеты затрат на составление Ежегодника состояния загрязнения атмосферы в городах на территории СССР и оценена его себестоимость. При этом учитывались затраты на годовые обобщения, выполняемые территориальными и республиканскими УГМ, а также на обобщение информации и издание Ежегодника в Главной геофизической обсерватории им. А. И. Воейкова. Суммарные расходы на проведение указанных работ в ГГО включают в себя по калькуляционным статьям расходы на основную и дополнительную заработную плату сотрудников ($Z_{ГГО} = 52\%$ общей суммы затрат на Ежегодник) начисления на зарплату ($\Delta Z_{ГГО} = 7\%$), расходы на командировки ($P_{кГГО} < 1\%$) и производственные расходы ($P_{прГГО} = 41\%$). В суммарные расходы включена также стоимость офсетных работ ($P_{офс} = 10\%$) на издание Ежегодника и статистической обработки в ВЦ ГГО на ЭВМ ($P_{ЭВМ} = 4\%$).

Обобщение информации о состоянии загрязнения атмосферы в ГГО осуществляется ежегодно двенадцатью сотрудниками. В обобщениях ГГО используется значительная часть вторичной информации из обобщений УГМ, причем примерно 0,5 этой информации в том виде, что и в обобщениях, выполненных в УГМ.

Себестоимость C_E обобщенных сведений о состоянии загрязнения атмосферы по территории СССР оценивается с учетом сказанного выше по формуле

$$C_E = Z_{ГГО} + \Delta Z_{ГГО} + P_{кГГО} + P_{прГГО} + P_{офс} + P_{ЭВМ} + 0,5 [0,13 d_2 + 0,2 (C_1 + C_2 + C_3) n_{ин2}]. \quad (14)$$

Следует отметить, что доля расходов на обработку и обобщение

информации по сравнению с долей расходов на получение информации снижается по мере возрастания периода осреднения и размеров территории, включаемой в обобщения. Так, затраты на обработку разовой информации составляют 5 % затрат на единичное определение концентрации примеси, на обобщение информации за месяц по городу они равны 4,4 %, а год по территории УГМ 3 %, за год по территории СССР 0,44 %. Вместе с тем информативность обобщений и ценность рекомендаций, составленных на основе этих обобщений, существенно возрастает.

Оценки себестоимости некоторых информативных документов и первичной информации приведены в табл. 7. В табл. 8 приведена себесто-

Таблица 7

Себестоимость различных работ по обеспечению информацией о загрязнении атмосферы заинтересованных организаций

Вид работы	Единица измерения	Себестоимость, руб.
I. Первичная информация		
1. Определение разовой концентрации примеси	Одно определение концентрации	1,09
2. Определение средней суточной концентрации примеси	Одно значение	4,36
3. Определение характеристик состояния загрязнения атмосферы одним веществом на одном посту за месяц	Набор характеристик	79,8
II. Вторичная информация		
1. Справка по данным о состоянии загрязнения воздуха в районе одного поста за месяц (обобщение сведений в среднем для 6 веществ)	То же	103,9
2. Справка о состоянии загрязнения воздуха в городе за месяц (обобщение сведений в среднем для 4 постов и 6 веществ)	"	415,8
3. Справка о состоянии загрязнения воздуха в районе поста за год для 6 веществ	"	1247,4
4. Справка о состоянии загрязнения воздуха в городе за год (в среднем для 4 постов и 6 веществ)	Набор характеристик	4989,6
5. Справка о фоновых концентрациях (для j-го вещества на одном посту за 5 лет)	"	566,2
6. Ежегодник состояния загрязнения воздуха в городах на территории УГМ	1 город	4387,1
7. Прогноз состояния загрязнения атмосферы в течение года	То же	4085,1

Суммы себестоимости информативных документов
в целом по СССР

Название документа	Расчетные суммы, тыс. руб.
Ежегодник состояния загрязнения воздуха в городах УГМ	1320,5
Справки о состоянии загрязнения воздуха в городах	1623,9
Расчет фоновых концентраций примесей и составление справок	622,8
Прогноз состояния загрязнения атмосферы вредными веществами	1229,6
Ежегодник состояния загрязнения воздуха в городах на территории СССР	877,4
Другие работы	1314,0
ИТОГО	6988,3
Затраты на сеть ОГСНКА	6349,4
Разность	+638,9

имость всех основных информативных документов по всем УГМ с учетом общего количества наблюдений, выполненных в 1985 г. Данные показывают, что они примерно совпадают с суммарными затратами в целом по всем УГМ: различия не превышают 10 %.

Цена информативных документов, как известно, складывается из их себестоимости, а также некоторой дополнительной стоимости, определяющей рентабельность данного производства и запросы на продукцию. В общем виде формула для расчета цены имеет вид

$$C = C(1 + R/100), \quad (15)$$

При рентабельном производстве $R/100$ должно быть не менее 0,3. Эта величина может быть получена и из данных об экономической эффективности Э.

Формула для расчета экономической эффективности, обусловленной проведением мероприятий по охране атмосферы, имеет вид [1]

$$ЭЭ = У\Delta У - P_{\text{дом}}, \quad (16)$$

где $У$ – ущерб от загрязнения атмосферы в результате природоохранных мероприятий; $\Delta У$ – величина снижения ущерба за рассматриваемый период; $P_{\text{дом}}$ – расходы на атмосферноохранные мероприятия.

Экономическая эффективность информационного обеспечения $ЭЭ_{\text{ин}}$ данными о состоянии загрязнения атмосферы составляет часть общего $ЭЭ$. Тогда в соответствии с формулой (16) можно рассчитать экономическую эффективность информации о состоянии загрязнения атмосферы

$$\mathfrak{E}\mathfrak{E}_{\text{ин}} = \mathfrak{E}\mathfrak{E}b_3.$$

(17)

По данным за пятилетний период (1981–1985 гг.) снижение уровня загрязнения атмосферы составило 8 %, т. е. 1,6 % в год. Примем b_3 равным %. С учетом существующих в настоящее время оценок ущерба от загрязнения атмосферы, затрат на атмосфероохранные мероприятия и затрат на функционирование сети ОГСНКА и создание информативных документов полагаем, что экономическая эффективность обобщения информации о состоянии загрязнения атмосферы по территории СССР составляет 230 %.

В заключение отметим, что в данной статье изложен метод расчета себестоимости информативных документов на основе данных о расходах в 1985 г. Изменение структуры сети, повышение производительности труда, внедрение новых приборов и оборудования, новых методов измерений может изменить расходы по отдельным калькуляционным статьям и соответственно себестоимость первичной информации и информативных документов. Однако метод расчета себестоимости при этом не будет изменяться.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. — Л.: Гидрометеоздат, 1986. — 110 с.
2. ГОСТ 17.2.3.01–86. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов. — М.: Изд-во стандартов, 1987.
3. РД 52.04.69–86. Единые отраслевые нормы времени на работы по отбору проб воздуха, их анализу, обработке материалов наблюдений, составлению информационных документов. — Обнинск, 1986.
4. Экономика радиотехнической промышленности / Под ред. проф. В. К. Беклешова. — М.: Высшая школа, 1987. — 264 с.

ОСОБЕННОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА БРАТСКА В НЕБЛАГОПРИЯТНЫХ УСЛОВИЯХ РАССЕИВАНИЯ ПРИМЕСЕЙ

В целях направленного планирования охраны воздушного бассейна от загрязнения составляются территориально-комплексные схемы охраны природы, разрабатываются и устанавливаются предельно допустимые выбросы (ПДВ) в атмосферу для отдельных промышленных предприятий, при которых ожидаемые максимальные концентрации примесей не превышали бы допустимых норм (ПДК). Для того чтобы указанные работы были эффективны, необходимо максимально полно использовать информацию об уровнях загрязнения воздуха вредными веществами и о климатических условиях рассеивания примесей в рассматриваемом регионе. В качестве примера существенного влияния климатических условий и необходимости учета их при разработке ПДВ исследованы особенности формирования высоких уровней загрязнения воздуха в Братске.

Основными источниками загрязнения в городе являются алюминиевый завод (АЗ), выбросы которого содержат фтористый водород, и лесопромышленный комплекс (ЛПК), в выбросах которого содержится сероводород. Предприятия находятся соответственно к юго-западу и югу от города. Посты наблюдений расположены на различном расстоянии от АЗ: пост №1 – 1 км; пост №8 – 12 км; пост №2 (пос. Падун) – 51 км; и от ЛПК: пост №7 – 3 км; посты №2 и 3 – 41 км. Посты №2, 3, 7 и 8 расположены на территории города. В работе использованы результаты наблюдений за концентрациями фтористого водорода и сероводорода на этих постах в 1985–1986 гг. Общее количество наблюдений за концентрациями примесей приведено в табл. 1.

Из результатов наблюдений на каждом посту за весь рассматриваемый период были выбраны максимальные значения концентрации и рассчитаны максимумы с вероятностью превышения в 1% случаев q_{m1} по формуле для логнормального распределения концентраций [2]:

$$q_{m1} = (q_{cp} / \sqrt{1 + v^2}) \exp[z \sqrt{\ln(1 + v^2)}].$$

Кроме того, по формулам, приведенным в ОНД-86 [3], были рассчитаны максимальные концентрации HF на расстоянии 1, 12 и 50 км от АЗ.

Максимальная расчетная концентрация фтористого водорода C_m на границе города практически равна ПДК (0,022 мг/м³), а на большем расстоянии – ниже ПДК. Расчетный однопроцентный максимум на рассматриваемой территории q_{m1} по данным наблюдений также ниже ПДК. Наблюдаемые наибольшие концентрации фтористого водорода q_m на разных расстояниях от АЗ выше, чем C_m в 3–8 раз (табл. 2). При этом на

Таблица 1

Общее количество наблюдений за концентрациями
фтористого водорода и сероводорода в Братске
в 1985—1986 гг.

Номер поста	Количество наблюдений	
	HF	H ₂ S
1	1706	
7		1589
8	1413	
2	1532	2381
3		1280
ВСЕГО	4651	5250

расстоянии 50 км от АЗ в отдельные годы они были нередко выше, чем
вблизи завода.

Таблица 2

Значения максимальных концентраций фтористого водорода
и сероуглерода (в долях C_M)

Номер поста	Расстояние от источника, км	HF					H ₂ S			
		q_M/C_M		q_{M1}			q_M/C_M		q_{M1}	
		1983	1984	1985	1986	C_M	1984	1985	1986	C_M^*
1	1	4	4	4	6	0,7				
7	3						23	8	4	6
8	12	8	5	6	6	0,9				
3	41						7	8	8	5
2	41-51	6	3	4**	6	0,9	8	6	9	7

* Предельно допустимая концентрация H₂S.

** Наблюдения проводились меньше года.

Максимальные концентрации сероводорода на расстоянии 41 км от
ППК в 1986 г. также были выше, чем на расстоянии 3 км (табл. 2).

Таким образом при достижении ПДВ на разных расстояниях от пред-
приятия возможны максимальные концентрации примеси, превышающие
норму в 3—8 раз. Это соответствует полученным ранее выводам о том, что

под влиянием неблагоприятных климатических условий реально наблюдаемые концентрации могут превышать C_m в 5 раз и более [1].

Для изучения причин появления повышенных концентраций в районе поста №2, расположенного, как показано выше, в 50 км от АЗ, из общего количества наблюдений за 1985–1986 гг. на этом посту были выделены наблюдения за концентрациями HF, H₂S, проведенные в зимний (декабрь–февраль) и летний (июнь–август) периоды. К сожалению в 1986 г. имеются данные лишь за январь и февраль. За весь рассматриваемый период из 805 наблюдений было отмечено 86 (10,7%) случаев превышения концентраций HF значения C_m , из них в 67 случаях имелись данные о метеорологических и аэрологических условиях, которые могли быть использованы для дальнейшего анализа. Концентрации H₂S превышали заданный предел C_m в 404 случаях, что составляет 50% общего количества наблюдений (805), из них в 289 случаях имелись необходимые для дальнейшего анализа данные с метеорологических и аэрологических условиях.

Повторяемости различных метеорологических условий для случаев когда, по данным наблюдений на посту №2, максимальные разовые концентрации фтористого водорода или сероводорода q_m превышали значение C_m , приведены в табл. 3. В зимний период повышенное загрязнение воздуха в 78–79% случаев наблюдается при приземных инверсиях и слабом ветре, в 21% случаев – при приподнятых инверсиях и слабом ветре. В 12 случаях повышенные концентрации H₂S отмечены при сильном ветре и приземных инверсиях и в 29 случаях – при сильном ветре и приподнятых инверсиях. В летний период высокие концентрации HF и H₂S наблюдались в 44–47% случаев при приземных инверсиях и слабом ветре или при приподнятых инверсиях и слабом ветре. В 3 случаях высокие концентрации HF и в 4 случаях высокие концентрации H₂S отмечены при сильном ветре и приземных инверсиях, в 4 случаях высокие концентрации H₂S отмечены при сильном ветре и приподнятых инверсиях.

Таким образом, повышение загрязнения воздуха в Братске происходит в периоды с неблагоприятными для рассеивания метеорологическими условиями – при слабом ветре с приземной или приподнятой инверсиями.

Для анализа влияния направлений ветра при повышенном загрязнении были рассмотрены случаи, когда имелись данные о ветре у земли и на высотах 0,5 и 1 км. Для зимнего периода выбрано 196 таких случаев, и них в 26 случаях у земли был штиль.

На рис. 1 представлены розы ветров для зимы в целом и для периода формирования высоких уровней загрязнения. По климатологическим данным, для Братска характерно преобладание юго-западного ветра. В случаях повышенного загрязнения воздуха у земли преобладают ветры западной составляющей, а на высоте 0,5–1 км – ветры северо-западной четверти. При этом обычно имеется мощный задерживающий слой пограничном слое атмосферы и поворот ветра от юго-западного

Число случаев с инверсиями при сильном и слабом
ветре для периодов, когда $q_{M1} > C_M$

корость ветра, м/с	Число приземных инверсий	Число поднятых инверсий	Число отсутствий инверсий	Всего случаев
Зима				
2	35/134*	9/36	-/2	44/172
2	2/12	2/29	-/-	4/41
Лето				
2	7/31	7/29	2/6	16/66
2	3/4	-/4	-/2	3/10

* В числителе — для HF, в знаменателе — для H_2S .

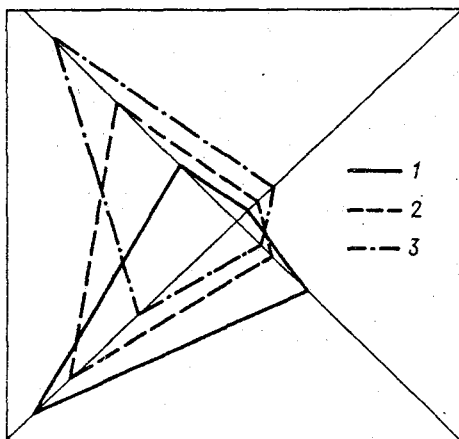


Рис. 1. Роза ветров на посту № 2.

1 — у земли в среднем за зимний период;
2 — при $q_{M1} > C_M$ у земли; 3 — при $q_{M1} > C_M$ на
высоте 0,5–1 км.

зверо-западному.

Состояние термической стратификации атмосферы за рассматриваемый период и в случаях повышенной концентрации примесей, отмеченных по результатам аэрологических наблюдений за тот же период на станции. Падун вблизи поста №2, показано, на рис. 2. В основном эти случаи сопровождалась слабым приземным ветром. Как следует из рис. 2, в зимний период условия стратификации до высоты около 400 м в среднем при повышенном загрязнении практически одинаковые. В слое 10–500 м происходит понижение температуры с высотой в среднем более

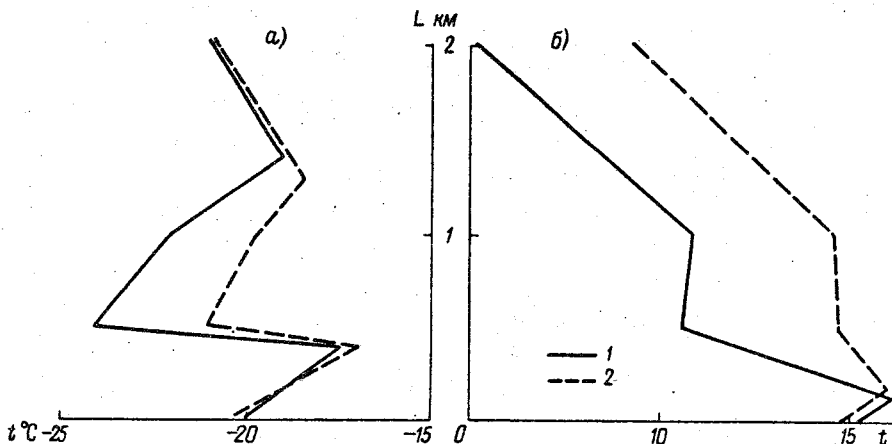


Рис. 2. Термическая стратификация атмосферы зимой (а) и летом (б) на посту № 2.
1 — средняя, 2 — при $q_{m1} > C_m$.

чем на $8^{\circ}\text{C}/100\text{ м}$, а при повышенном загрязнении это падение температуры почти в 2 раза меньше. Выше во всех случаях наблюдается приподнятая инверсия. В случаях повышенного загрязнения воздуха высота инверсии отмечается довольно часто, ее интенсивность оказывается примерно на 3°C больше, чем в среднем, т. е. имеются условия, способствующие накоплению примесей. В летний период повышенное загрязнение воздуха также создается при более высоких, чем в среднем, температурах воздуха на высотах. При этом в слое до 1 км имеется либо инверсия либо изотермия, в среднем наблюдается падение температуры с высотой а затем небольшая изотермия.

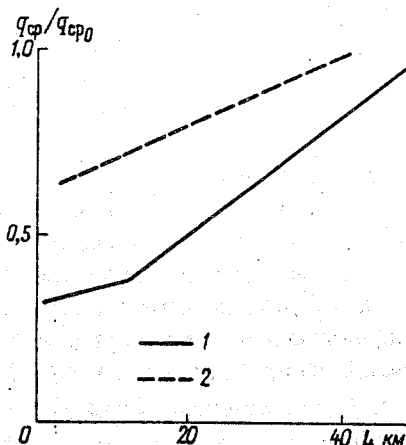


Рис. 3. Изменения средней концентрации HF (1) и H_2S (2) с расстоянием от источников выбросов для случаев повышенного загрязнения воздуха в районе поста № 2.

Особый интерес представляет изучение условий загрязнения воздуха на разных расстояниях от предприятий и тех случаев, когда на посту №2, т. е. на значительном удалении от предприятий-источников выбросов, концентрация примесей превышала значение C_m . К сожалению, наблюдения на разных постах проводились в разные сроки, и из 456 случаев повышенного загрязнения лишь в 176 имелись одновременные измерения на всех постах. Для этих случаев были рассчитаны средние концентрации HF и H₂S на каждом посту. Как видно из рис. 3, в такие периоды средняя концентрация фтористого водорода на расстоянии 50 км от АЗ была более чем в 3 раза выше, чем вблизи АЗ. Концентрация сероводорода была в 1,3 раза выше, чем на расстоянии 3 км от ЛПК. Эта особенность в распределении концентраций примесей – увеличение концентрации примеси в районе пос. Падун, расположенном на значительном расстоянии от предприятий, связана с распространением примесей в сложных условиях рельефа. Предприятия находятся в южной (ЛПК) и юго-западной (АЗ) пониженных частях рельефа. Высота над уровнем моря здесь составляет 46 м, а в районе пос. Падун отмечается довольно резкое повышение местности – до 410 м над ур. моря.

Таблица 4

Повторяемость превышения C_m на различных расстояниях при условии, когда $q_{м1} > C_m$ (в числителе – для HF, в знаменателе – для H₂S)

Повторяемость, %	Номер поста				
	1	7	8	3	2
за весь период	18/–	–/66	20/–	–/38	100/100
при слабом ветре (0–2 м/с)	11/–	–/50	14/–	–/32	76/72

Данные табл. 4 показывают, что при повышении концентраций HF и H₂S вдали от предприятий в большинстве случаев в районах, прилегающих к источникам выбросов, и в центре города (посты №7 и 8) уровень загрязнения воздуха был низким. Из 61 случая повышенных концентраций HF на посту №2, вблизи АЗ увеличение загрязнения происходило лишь в 18%. Из 115 случаев высоких концентраций H₂S повышенное загрязнение воздуха сероводородом в 3 км от источника выбросов отмечено чаще (66% случаев) из-за значительных неорганизованных выбросов ЛПК. Из табл. 4 также следует, что высокое загрязнение воздуха на пункте №2 формируется в основном при слабых ветрах, когда в районах других постов преобладает направленный перенос.

Период 25–29 января 1986 г. рассмотрен более подробно как пример ситуации, когда на значительном удалении от предприятия концентрация была выше, чем в районе выбросов. 25 января над городом образовалась

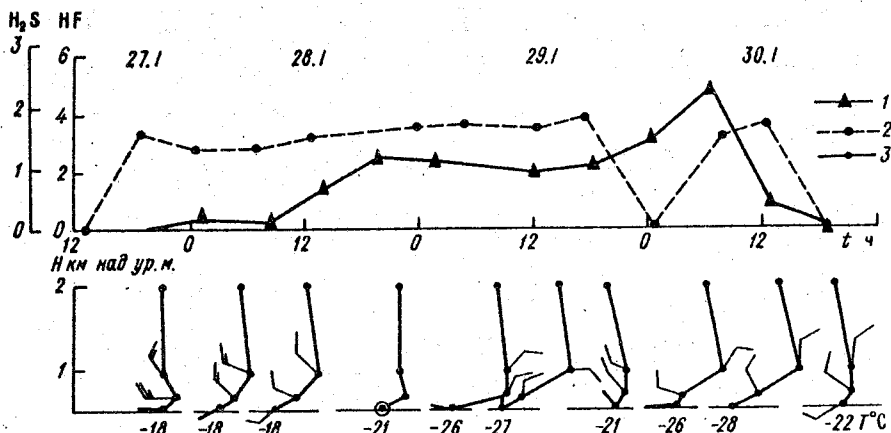


Рис. 4. Изменение концентраций HF (1) и H₂S (2) и стратификация атмосферы (3) в период с 27 по 30 января 1986 г.

приземная инверсия с интенсивностью 5 °С, ветер у земли был направлен со стороны предприятия, на расстоянии 12–50 км от источника выбросов концентрации фтористого водорода и сероводорода превысили заданное значение. Инверсия и ветер указанного направления сохранялись 26 января, что вызвало увеличение концентраций примесей в ночь с 26 на 27 января. С разрушением инверсии и сменой направления ветра на высоте 500–1500 м с одновременным усилением его связано рассеивание примеси около 13 ч 27 января (рис. 4). Накопление примеси в атмосфере наблюдалось также 28–29 января в аналогичных условиях: образование инверсии (интенсивность до 7 °С), сопровождающееся приземным ветром со стороны предприятий и слабыми ветрами на высотах. В эти дни концентрация фтористого водорода в 5 раз превысила C_M . Отмечалось также увеличение концентрации H₂S.

Таким образом, анализ материалов показал, что в Братске наблюдаются своеобразные мезомасштабные условия, когда на расстоянии 50 км от предприятия при слабом переносе примесей от источников выбросов происходит их скопление у препятствия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1986. — 200 с.
2. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосферу (расчет и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). — М., 1981. — 58 с.
3. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. Общесоюзный Нормативный Документ. — Л.: Гидрометеоиздат, 1987. — 93 с.

ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИНВЕРСИЙ ТЕМПЕРАТУРЫ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ АТМОСФЕРЫ

При изучении метеорологического режима пограничного слоя атмосферы и климатического потенциала загрязнения воздушного бассейна актуальным является исследование инверсий и изотермий. Большинство исследователей сходятся на том, что инверсии и изотермии являются главным фактором, определяющим степень загрязнения атмосферы [2, 6, 8]. Они оказывают непосредственное влияние на формирование и эволюцию слоистообразной облачности, тумана, дымки, мглы [4, 5], препятствуют развитию вертикальных движений и турбулентности, с которыми связан перенос тепла, водяного пара, различных примесей в воздухе и именно поэтому их называют задерживающими слоями.

Важное значение имеет выявление параметров, которые бы наиболее четко определяли влияние задерживающих слоев на уровень, изменчивость, интенсивность указанных явлений погоды и на концентрацию вредных примесей в атмосфере. Эмпирически была установлена связь между антропогенными компонентами в атмосфере и высотой приподнятых инверсий [1]. Влияние других параметров, таких, как мощность, интенсивность, вертикальный градиент температуры, рассматривалось главным образом в качественном плане [3, 7].

Специалисты по опыту знают, что приподнятые инверсии различной интенсивности по-разному влияют на вертикальные движения в атмосфере, но пока нет способа определения количественной оценки этих различий. В этих случаях вертикальный градиент температуры не может служить в качестве показателя, так как, во-первых, при одинаковых его значениях задерживающие слои могут быть и значительными, и слабыми ($\gamma = -1,0^\circ\text{C}/100$ м при $\Delta H = 100$ м и $\Delta T = 1,0^\circ\text{C}$ и при $\Delta H = 1000$ м и $\Delta T = 10,0^\circ\text{C}$), во-вторых, при больших отрицательных значениях градиента температуры инверсия может быть слабой, а при относительно малых — очень значительной ($\gamma = -4,00^\circ\text{C}/100$ м при $\Delta H = 50$ м и $\Delta T = -2,0^\circ\text{C}$, а $\gamma = 0,67^\circ\text{C}/100$ м при $\Delta H = 300$ м и $\Delta T = 2,0^\circ\text{C}$).

В процессе исследования задерживающих слоев над территорией Туркменистана анализ большого количества аэрологических диаграмм в совокупности с анализом метеорологических явлений, ухудшающих видимость, и данными о загрязнении атмосферы показал необходимость учитывать мощность и интенсивность задерживающих слоев в комплексе. Однако эти показатели учитывались не в виде вертикального градиента температуры, а в виде площади, заключенной между кривой стратификации (точки А и С) в слое инверсии и линиями, одна из которых (АВ) проведена вертикально — вверх от точки нижней границы инверсии, а

другая (BC) продлена горизонтально – влево от верхней границы задерживающего слоя до пересечения с вертикалью (рис. 1).

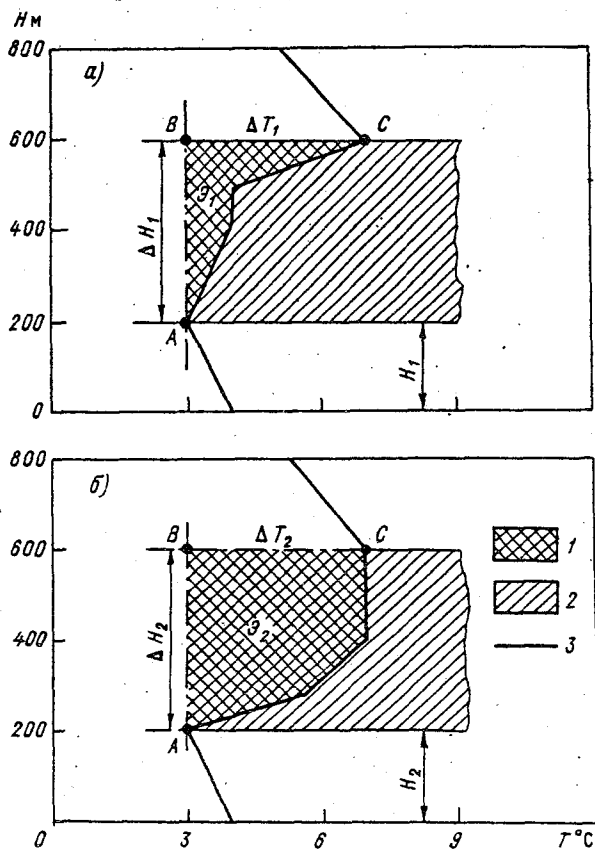


Рис. 1. Изменение коэффициента эффективности в зависимости от структуры инверсионного слоя.

Инверсионный слой: а – неэффективный; б – эффективный; 1 – эффективность; 2 – инверсионный слой; 3 – кривая стратификации

Физический смысл величины этой площади заключается в количественном выражении отклонения в устойчивости данного слоя от окружающего воздуха, а сама величина этой площади количественно выражается через мощности и интенсивности инверсии. Чем больше площадь, тем эффективнее задерживается вертикальный перенос различных субстанций. Эффективность равна работе, которую должна совершить частица, поднявшись от нижней границы задерживающего слоя H_1 до верхней H_2 ,

$$\Theta = \int_{H_1}^{H_2} F(H) dT. \quad (1)$$

Заметим, что площадь остается одинаковой при пропорциональном уменьшении интенсивности и увеличении мощности и наоборот. Это одно из главных качеств данной характеристики, указывающее на комплексный учет состояния задерживающих слоев, т. е. она в любом случае учитывает вклад каждого параметра. Если мощность увеличивается с большей степенью, чем уменьшается интенсивность или, наоборот, растет площадь отклонения, то и эффективность задерживающих слоев также увеличивается (рис. 2).

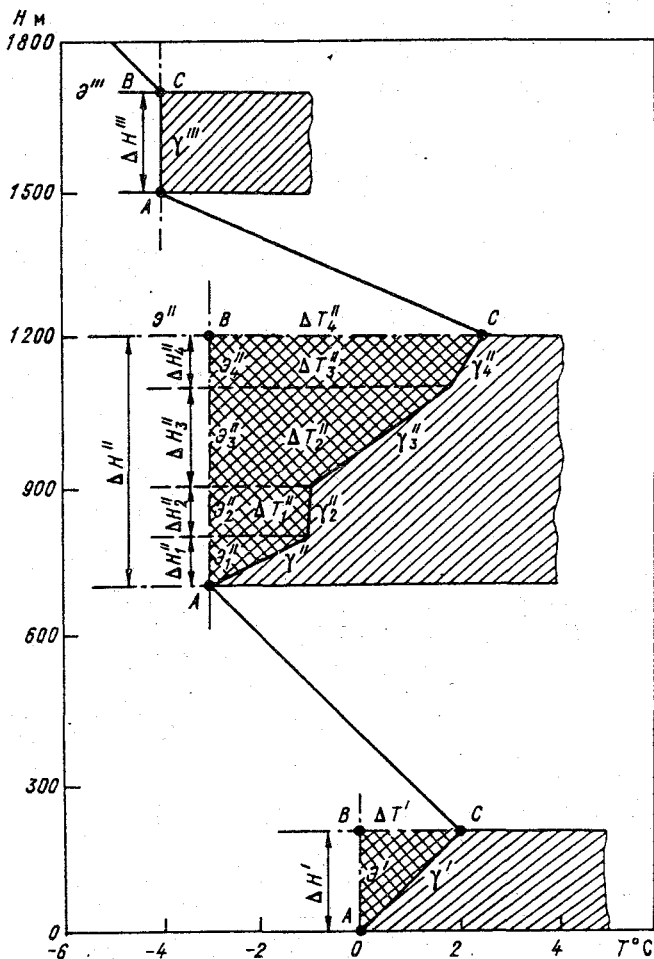


Рис. 2. Схема расчета коэффициента эффективности задерживающих слоев.

Величину \mathcal{E} предлагается назвать коэффициентом эффективности или эффективностью задерживающих слоев. Таким образом под эффектив-

остью задерживающих слоев понимается величина, количественно выражающая степень влияния их на устойчивость атмосферы, вертикальный перенос различных субстанций, формирование метеорологических влений, ухудшающих видимость, и накопление вредных примесей в атмосфере.

Для практических расчетов величина эффективности инверсии в следующем случае рассматривается как площадь треугольника (\mathcal{E}' на рис. 2).

$$\mathcal{E}' = 1/2 \Delta H' \Delta T' , \quad (2)$$

где $\Delta H'$ — мощность задерживающего слоя, м; $\Delta T'$ — интенсивность задерживающего слоя, °С.

В случае сложного по структуре задерживающего слоя эффективность вычисляется как площадь многоугольника. Как видно из рис. 2, в этом случае эффективность рассчитывается относительно общей вертикали AB , остановленной от начальной точки A роста температуры приподнятого задерживающего слоя. В случае же, когда имеется несколько отдельных задерживающих слоев, не взаимосвязанных между собой, расчет эффективности каждой вертикали (рис. 2) производится отдельно.

Для общей оценки эффективности задерживающих слоев необходимо суммировать их коэффициенты эффективности:

$$\mathcal{E} = \mathcal{E}' + \mathcal{E}'' + \mathcal{E}''' .$$

Отдельно следует рассмотреть случай с изотермией (\mathcal{E}''' на рис. 2). Здесь интенсивность равна нулю. И, согласно формуле (1), эффективность должна превратиться в ноль. Но так как изотермия также является задерживающим слоем, необходимо придать и ей количественное выражение эффективности.

Эффективность изотермии всецело зависит от мощности. Но для того чтобы представить ее в тех же единицах измерения, что и инверсию, примем допущение, что горизонтальная составляющая площади эффективности изотермии равняется $0,1^\circ\text{C}$. С точки зрения точности расчетов эта погрешность невелика, так как она равняется погрешности измерений. Но с практической точки зрения данное допущение является очень полезным. В случае мощных изотермий ($\Delta H \geq 1000$ м), которые, несомненно, оказывают значительное влияние на устойчивость атмосферы, коэффициент эффективности с учетом принятого допущения достигает $0,0^\circ\text{C} \cdot 100$ м и более. Поэтому было бы ошибочно пренебрегать изотермиями и считать, что их эффективность равна нулю.

Вышеописанное допущение касается только тех изотермий, которые наблюдаются в чистом виде, без сочетания с инверсиями, или в сочетании с инверсиями, но ниже их. В случае же, когда изотермический слой расположен в совокупности с инверсией, но после нее или между инвер-

сиями, его эффективность определяется площадью прямоугольника (см. рис. 2), что еще раз указывает на невозможность пренебрежения эффективностью изотермии. В отдельных случаях очень мощная изотермия может быть эффективней маломощной и малоинтенсивной инверсии. Поэтому вертикальный градиент температуры не является достаточно объективной характеристикой степени влияния задерживающих слоев на режим атмосферы.

На основании результатов исследования в Туркменистане введены следующие градации эффективности задерживающих слоев:

1) $\varepsilon < 10,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ – малоэффективные задерживающие слои, не приводящие к существенным изменениям режима атмосферы;

2) $10,0 \leq \varepsilon \leq 50,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ – эффективные задерживающие слои оказывающие влияние на метеорологический режим атмосферы;

3) $\varepsilon > 50,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ – очень эффективные задерживающие слои, подавляющем большинстве случаев приводящие к формированию густой дымки, мглы, тумана и к высоким концентрациям загрязнения атмосферы, эти слои исключают всякий вертикальный перенос различных субстанций.

Для исследования пространственно-временного распределения коэффициента эффективности задерживающих слоев на территории Туркменистана и его влияния на загрязнение атмосферы были использованы данные аэрологического зондирования атмосферы для Ашхабада за 20 лет (1959–1978 гг.) и за 4 года для остальных станций: Гасан-Кули Ташауз, Тахта-Базар, Чарджоу (1974–1977 гг.) и Красноводск (1973–1976 гг.). Использовался также аэросиноптический материал архива Туркменского гидромета и результаты измерений концентраций вредных примесей в атмосфере по 5 пунктам.

В результате статистической обработки всего перечисленного выше материала была получена табл. 1, которая свидетельствует о том, что эффективность инверсий и изотермий подвержена значительным пространственным и временным колебаниям. Так как коэффициент эффективности является комплексным показателем, то его изменения отражают влияние наиболее существенных факторов, определяющих режим задерживающих слоев.

Максимальная амплитуда колебаний коэффициента эффективности наблюдается в восточных, более континентальных районах республики: в Тахта-Базаре ее годовая величина составляет $22,2^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$, в Чарджоу $22,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$. На большей части территории Туркменистана эффективность возрастает в первой половине весны и осенью. Зимой коэффициент эффективности несколько понижается, а в летние месяцы имеет минимальные значения. Но на северных станциях в отдельные периоды тепло

о сезона эффективность существенно увеличивается. Это связано с увеличением роли адиабатического нагрева опускающегося воздуха в формировании инверсий оседания на южной и юго-западной перифериях антициклона, которые чаще отмечаются в северной части республики.

В Ашхабаде наблюдается наименьший уровень коэффициента эффективности и минимальная его амплитуда. На большей части Туркменистана коэффициент эффективности имеет хорошо выраженный суточный ход высокими значениями в ночное время и низкими – в дневное. Наиболее четко суточный ход выражен в Ашхабаде в течение всего года.

Абсолютный максимум коэффициента эффективности ($864,7^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$) зарегистрирован в Ашхабаде в декабре 1974 г. На других станциях экстремальная эффективность имеет следующие значения: Красноводск – $22,3^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ (март), Гасан-Кули – $340,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ (март), Ташауз – $98,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ (декабрь), Тахта-Базар – $368,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ (февраль), Чарджоу – $46,0^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ (сентябрь). Все эти значения соответствуют ночному периоду времени.

В ночной период вследствие радиационного выхолаживания в течение всего года создаются благоприятные условия для формирования инверсий и изотермий. А в дневные часы под действием турбулентных вихрей малоэффективные задерживающие слои разрушаются. Более часто это происходит в летнее время. В холодный же период, когда образуются более эффективные инверсии, дневная термическая турбулентность не всегда способна их разрушить. Чем эффективнее задерживающий слой, тем устойчивее он во времени. Существенную роль в его сохранении играют такие синоптические процессы, как широкий вынос экватора, южная и юго-западная периферия антициклона, которые и в дневные часы способствуют возникновению и сохранению задерживающих слоев. Этим обусловлен тот факт, что весной и осенью в Гасан-Кули и Ташаузе в дневное время отмечаются высокие значения коэффициента эффективности. Кроме того, на Каспийском побережье Туркменистана эффективность инверсий и изотермий возрастает в дневное время вследствие бризовой циркуляции.

Синоптические процессы оказывают значительное влияние на распределение эффективности задерживающих слоев. Наиболее эффективные инверсии и изотермии образуются на юго-западной периферии сибирского антициклона и при широком выносе тепла. В областях высокого давления инверсии оседания часто сочетаются с радиационными. При широком выносе тепла теплая воздушная масса натекает на сравнительно холодную подстилающую поверхность. Задерживающие слои при этом имеют двоякий характер. На восточной (юго-восточной) периферии антициклона коэффициент эффективности составляет всего лишь $3,6^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$, т. е. он в несколько раз меньше, чем на юго-западной периферии. Это обусловлено тем, что восточная (юго-восточная) периферия антициклона,

Пункт	I	II	III	IV	V	VI
Красноводск	9,0	12,7	15,9	9,4	6,2	14,6
Гасан-Кули	6,8	13,6	21,5	10,4	11,4	9,9
Ашхабад	7,3	6,9	4,5	5,4	2,5	1,9
Ташауз	24,3	27,3	24,6	15,2	9,5	8,5
Тахта-Базар	17,4	18,2	14,1	19,8	28,2	9,0
Чарджоу	8,5	8,0	5,8	5,2	6,5	8,3

центр которого расположен, как правило, на ЕЧС, находится в тыловой части холодной фронтальной зоны. При этом воздушная масса неустойчива, способствует развитию конвекции в дневное время и разрушению инверсии. В холодных вторжениях коэффициенты эффективности фронтальных инверсий несколько больше, чем в циклонах, и составляют $4,5-5,9 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$. В малоградиентном поле повышенного давления задерживающие слои на $1,0 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ эффективнее, чем в поле пониженного давления. Наименее эффективны задерживающие слои ($1,6 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$) при летней термической депрессии. Они образуют в ночное время в результате радиационного выхолаживания при малооблачной погоде, сопутствующей этому синоптическому процессу. С ранним интенсивным прогревом вызывающим активную турбулентность, эти задерживающие слои быстро разрушаются.

Полученные средние значения коэффициента эффективности достаточно надежны. Среднее квадратическое отклонение многолетних значений составляет от $0,7 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ до $2,2 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$, погрешность — от $0,4 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ в Чарджоу до $1,1 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ в Ташаузе. Коэффициент вариации представленный в табл. 2, свидетельствует о хорошей устойчивости данного параметра. Наиболее стабильна эффективность в течение всего года в Красноводске, Тахта-Базаре и Чарджоу. В Гасан-Кули и в Ашхабаде в отдельные месяцы коэффициент вариации превышает 0,50. Годовые же

Кoeffициент вариации C_v , коэффициент

Пункт	I	II	III	IV	V	VI
Красноводск	0,06	0,03	0,23	0,24	0,25	0,26
Гасан-Кули	0,45	0,66	0,47	0,10	0,14	0,14
Ашхабад	0,30	0,52	0,38	0,34	0,51	0,70
Ташауз	0,44	0,43	0,19	0,26	0,20	0,12
Тахта-Базар	0,19	0,10	0,15	0,13	0,19	0,17
Чарджоу	0,17	0,25	0,19	0,27	0,15	0,22

Таблица 1

слоев Э ($^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$)

VII	VIII	IX	X	XI	XII	Год
16,2	5,7	4,4	8,8	10,5	10,5	10,8
5,1	7,8	6,0	17,5	15,0	13,2	11,6
2,0	2,2	2,7	6,5	10,5	7,9	5,2
6,0	21,0	23,2	13,2	17,2	27,4	18,4
6,0	8,5	10,5	16,8	16,2	16,0	14,9
8,1	14,2	14,1	15,9	27,2	15,2	11,6

его значения на всей территории Туркменистана имеют очень небольшие величины.

На рис. 3 представлены номограммы для расчета возможных значений коэффициента эффективности с различной обеспеченностью в практических целях. Она отличается компактным видом, свидетельствующим о плотности и стабильности множества возможных значений этого параметра. Правая часть номограммы слегка растянута, так как градации обеспеченности ниже 50% насыщены большим множеством возможных значений, чем выше этой величины, при определенной норме. Оценка точности построенной номограммы показала, что эмпирические величины обеспеченностей находится в хорошем согласии с расчетными, полученными с помощью номограммы.

Эмпирические и расчетные коэффициенты эффективности по градациям обеспеченности в 90–95% случаев расходятся не более чем на 10%, а в 60–70% случаев их разности не превышают 5%. Вычисленное среднее квадратическое отклонение этого параметра отличается от определенного по номограмме не более чем на 0,2. Такая точность расчетных величин позволяет утверждать, что они имеют такую же достоверность, как и эмпирические значения, полученные непосредственно по материалам наблюдений.

Выявлена хорошая взаимосвязь между величинами коэффициентов

Таблица 2

эффективности задерживающих слоев

VII	VIII	IX	X	XI	XII	Год
0,19	0,21	0,26	0,30	0,30	0,26	0,08
0,37	0,62	0,36	0,43	0,18	0,14	0,12
0,46	0,33	0,31	0,36	0,34	0,42	0,22
0,34	0,21	0,21	0,07	0,47	0,45	0,14
0,24	0,07	0,18	0,10	0,19	0,17	0,05
0,17	0,13	0,30	0,22	0,28	0,13	0,05

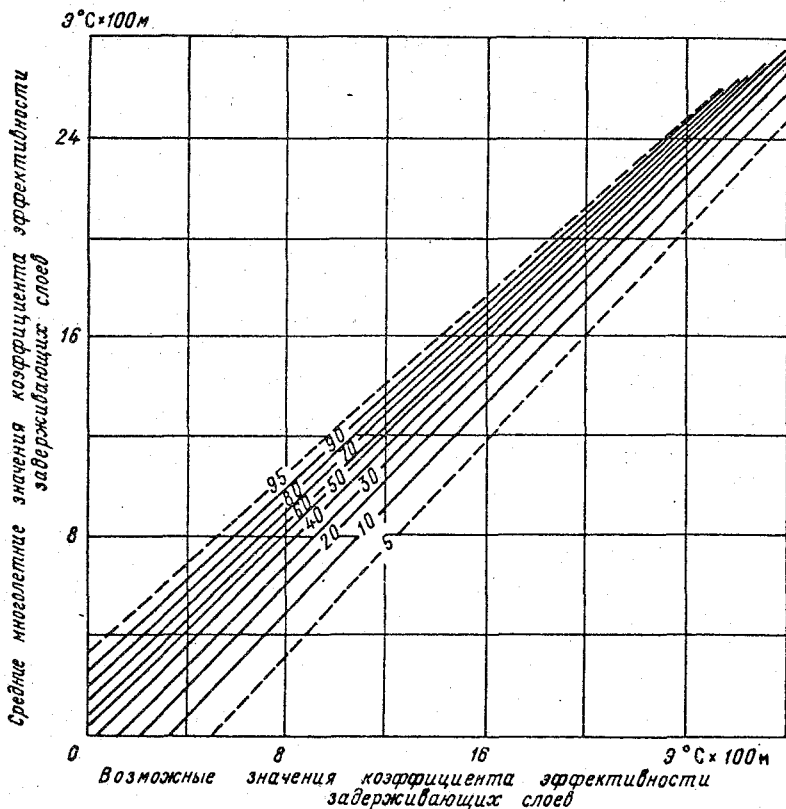


Рис. 3. Номограмма для расчета коэффициента эффективности задерживающих слоев с различной обеспеченностью на территории Туркменистана.

эффективности инверсий и изотермий и степенью загрязнения атмосферы. В холодный период года с увеличением эффективности растет уровень фонового загрязнения воздушного бассейна. При минимальных коэффициентах эффективности в июне–августе отмечалась и наименьшая средняя концентрация сернистого газа и окиси азота в Ашхабаде. В дни, когда эффективность составляла 20–50 $^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ пробы показали концентрацию вредных примесей выше предельно допустимой. При коэффициенте эффективности более 50 $^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$ резко возрастает количество окиси углерода в приземном слое атмосферы. Большинство случаев загрязнения воздуха антропогенными компонентами выше 5 ПДК и 10 ПДК было обусловлено наличием высокоэффективных ($E > 100 \text{ }^{\circ}\text{C} \cdot 100 \text{ м}$) инверсий, создавших условия для накопления веществ в атмосфере до высоких концентраций.

Инверсии с большими коэффициентами эффективности часто продолжаются в течение нескольких дней, пока не изменится синоптическая

ситуация и поэтому высокие уровни загрязнения достигаются в результате длительного накопления вредных веществ в атмосфере. В процессе нежного прогрева приземного слоя атмосферы приземная инверсия от поверхности земли разрушается и переходит в приподнятую инверсию. Высота нижней границы приподнятых инверсий составляет, как правило, 100–300 м. Они способствуют сохранению высоких концентраций вредных примесей. Чем эффективнее задерживающий слой в ночное время, тем больше высота его нижней границы днем.

Прослеживается и другая закономерность. С ростом коэффициента эффективности увеличивается влияние инверсий и изотермий на горизонтальное распространение антропогенных выбросов. При высоких значениях этого параметра возрастает площадь распространения антропогенных выбросов от источников загрязнения.

Полученные результаты позволяют обосновать необходимость использования коэффициента эффективности задерживающих слоев как комплексного параметра, отражающего их влияние на режим атмосферы метеорологический потенциал загрязнения воздушного бассейна.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения городов. — Л.: Гидрометеоздат, 1980 — 184 с.
2. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1975. — 448 с.
3. Гисина Ф. А., Пономарева С. М. Влияние инверсий на распространение примесей и прогноз загрязнения атмосферы. — Труды ИЭМ, 1978, вып. 21, с. 51–58.
4. Клинов Ф. Я. Нижний слой атмосферы при низких облаках и туманах. — М.: Гидрометеоздат, 1974. — 325 с.
5. Матвеев Л. Т. Основы общей метеорологии. Физика атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1965. — 876 с.
6. Пономаренко И. Н. Аэросиноптические условия высоких уровней общего загрязнения воздуха в г. Киеве. — Труды УкрНИГМИ, 1976, вып. 154, с. 122–137.
7. Сонькин Л. Р., Денисова Т. П. Метеорологические условия формирования периода интенсивного загрязнения воздуха в городах. — Труды ГГО, 1969, вып. 239, с. 33–48.
8. Церфас К. Э. Характеристики некоторых элементов, определяющих потенциально возможное загрязнение атмосферы в Узбекистане. — Труды САРНИГМИ, 1976, вып. 29 (110), с. 12.

ПРИОРИТЕТНОСТЬ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ДАННЫМ О ХИМИЧЕСКОМ СОСТАВЕ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ

В основе предлагаемого подхода к определению приоритетности природоохранных мероприятий по данным о химическом составе осадков лежат положения о рассеянии и дифференциации элементов, об ассоциациях химических элементов и факторах распределения.

Закон Кларка–Вернадского о всеобщем рассеянии химических элементов на земле справедливо считается основным законом природы. Конкретным выражением его служит установленное Е. С. Селезневой [4] зональное распределение химических элементов в осадках и роль местных факторов в формировании их состава.

1. Все элементы, участвующие в любом из атмосферно-химических процессов (факторов), разделяются на две–три группы. Элементы первой группы, содержания которых обнаруживают положительные корреляционные связи между собой и зависят от интенсивности проявления данного фактора, можно объединить в атмосферно-химическую ассоциацию (АХА). Элементы второй группы, которые не коррелируют с элементами первой группы и содержания которых не зависят от интенсивности проявления рассматриваемого фактора, являются индифферентными и не объединяются в полиэлементную ассоциацию. Третья группа элементов, присутствие которых в прсбах осадков не обязательно, включает элементы, обнаруживающие скорее отрицательные корреляционные зависимости с элементами первой группы и рассматривается как антагонистическая АХА.

Представляется возможным сформулировать положение о факторах распределения химических элементов: содержание любого элемента в осадках является интегральной характеристикой или результатом действия нескольких факторов, которые по-разному влияют на различные элементы и не сходны между собой по интенсивности проявления. Из этого следует, что для составления полиэлементного списка приоритетности необходимо установить главнейшие типы атмосферно-химических процессов, влияющих на поступление, распределение и миграцию элементов, выявить наиболее характерные и антагонистические АХА, связанные с определенными процессами.

Необходимость и важность изучения атмосферно-химических ассоциаций, связанных с определенными процессами, можно проиллюстрировать следующими примерами. Содержание цинка в осадках сельских районов увеличивается по мере возрастания их кислотности, в то время как для свинца отмечается противоположная тенденция, т. е. в таких осадках свинец и цинк являются антагонистами. Однако, судя по содер-

анию их в осадках, выпадающих в крупных городах и промышленных центрах, пути миграции свинца и цинка совпадают, что устанавливается положительным коэффициентом корреляции между ними.

Противоположные соотношения наблюдаются у кислотности (при $I > 4$) и минерализации осадков, между которыми существует отрицательная корреляция в большинстве проб осадков на территории СССР независимо от места их отбора.

Из этих примеров следует вывод о необходимости разделения химических элементов в осадках минимум на две составляющие. Первая из них должна отражать закономерности первичного поступления и распределения химических элементов в осадках, вторая — закономерности перераспределения элементов в результате различных процессов.

2. Атмосферные осадки принимают участие в формировании химического состава поверхностных вод. По относительному содержанию в них компонентов они могут быть разбиты на три группы:

1) основные элементы, которые всегда присутствуют в осадках в заметных количествах (SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+});

2) элементы, относительное содержание которых в осадках выше, чем других природных водах (NO_3^- , NH_4^+ , K^+);

3) элементы-индикаторы — важнейшие из основных элементов (I) или являющиеся характерными примесями к основному составу (Zn, Cd, Pb, Fe, Mn и др.), которые могут служить чувствительными показателями реакций или процессов, сопровождающих образование или изменение состава определенного типа.

Наличие в осадках примесей некоторых элементов и их концентрация могут оказаться важными показателями, позволяющими установить негезис антропогенного воздействия, и в связи с этим правильно направлять природоохранные работы.

Приведем пример, показывающий важность изучения соотношений между компонентами-индикаторами в осадках различных районов. Изменения активной кислотности и удельной электропроводности осадков являются наиболее простыми и легко поддаются автоматизации. Обе характеристики достаточно чувствительны к загрязнению воздуха, однако их повышенные значения могут быть вызваны как естественными, так и антропогенными факторами. При этом распознать источник загрязнения без специальных исследований является делом весьма сложным (особенно в районах с высокоразвитой промышленностью). Эта задача может быть решена по определению соотношения в них сульфатов ионов аммония, присутствию и соотношению концентраций свинца, кадмия, цинка, никеля и т. д.

В табл. 1 (по данным ГГО) приведено распределение компонентов, измеряемых в осадках, в зависимости от возможного источника загрязнения. Цифры для соответствующих отраслей промышленности показывают примерный номер в ряду основных элементов, выбрасываемых ими в

Таблица 1

Распределение наиболее распространенных ингредиентов, содержащихся в атмосферных осадках, по основным источникам загрязнения

Отрасль промышленности	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	pH	х	Zn	Cd	Pb	Ni	Mn
Химическая	2	1	4	3	5	6	—	7	8	2	3	2	5	1	3	4
Рудобогатительная (черные и цветные металлы)	1	6	—	4	—	2	—	3	5	4	5	1	5	3	2	4
Машиностроительная и металлообработывающая	2	1	5	—	3	—	—	—	4	—	—	4	2	3	1	5
Металлургическая	1	2	7	—	—	3	4	5	6	3	4	5	4	3	2	1
Нефтехимическая	3	1	4	6	5	2	—	—	7	1	3	2	3	1	5	4
Целлюлозно-бумажная	1	3	—	2	—	4	—	5	—	2	3	1	3	4	5	2
Горно- и нефтедобывающая	1	2	6	7	—	3	—	4	5	2	4	2	1	3	4	5
Теплоэнергетическая	2	1	6	—	7	3	4	5	—	1	2	4	3	2	1	5
Агропром	5	3	2	—	1	2	4	—	—	2	3	3	1	2	4	5

ружающую среду. Из этого ряда в виду отсутствия данных были исключены сульфиды, соединения кремния, фториды, фосфаты, некоторые микроэлементы и все органические вещества. Основные компоненты и микроэлементы объединены в отдельные ряды, что позволяет при оценках пользоваться двумя самостоятельными группами сочетаний элементов.

Несомненно, не все элементы-индикаторы учтены в табл. 1 и не все введенные индикаторы будут оценены точно также другими исследованиями. Эту таблицу в дальнейшем можно уточнять и детализировать для целевых районов или типов загрязнения осадков; однако и в настоящем виде она может принести пользу, когда необходимо быстро ориентироваться, на какие элементы и приблизительно какими методами химического анализа вести исследование (табл. 2).

3. Многочисленные материалы токсикологических исследований дают м критерии загрязнения воздуха и вод [2, 3]. Исходя из этого, пороговый критерий загрязнения среды определяется как такая концентрация компонента, при наличии которой в биосфере обнаруживаются отрицательные изменения, диагностируемые современными методами; критический — когда эти изменения носят необратимый характер; летальный — когда такие изменения означают распад экосистем с гибелью отдельных видов.

Из сравнения фактических данных по микроэлементам в осадках и предельно допустимых концентраций их [1–3] (табл. 3) следует, что ПДК в осадках могут быть достигнуты по меньшей мере для кадмия, свинца и цинка. Содержание цинка на станциях фоновый мониторинга Усть-Вымь и Джатмаз может составлять около 20 % ПДК, а на ст. Памятная превышает ПДК в 2–5 раз.

Имеются данные, указывающие, что степень окисления основного элемента в анионе может влиять на токсичность солей (табл. 4). Во всех случаях использовались соли натрия. Токсичность анионов, содержащих галоиды, увеличивается с возрастанием степени окисления галоида, а токсичность анионов, включающих серу, азот и фосфор, снижается при повышении их валентности [3].

В табл. 4 DL_{50} — доза, вызывающая гибель половины животных, взятых в опыт при внутрибрюшном или подкожном введении раствора соли. Единица измерения: мА/кг — мг-атомы на килограмм веса тела.

По тому же критерию металлы распределяются по группам:

- 1) DL_{50} не превышает 0,1 мг-экв/кг: Hg*, Zn, JI, Au, Cd, V, Ba;
- 2) DL_{50} не превышает 1,0 мг-экв/кг: Mn, Co, Cu, Fe, Mo, W, Cs, Sr, U;
- 3) DL_{50} не превышает 10 мг-экв/кг: Ca, Li, K, Sm, Ce, Na, Mg.

С другой стороны, микроэлементы принимают активное участие в процессах дыхания, фотосинтеза, синтеза белков, в белковом и углеводном обмене, кроветворении, синтезе гумуса и других процессах. Сами организмы требовательны к определенной концентрации микроэлемента

Таблица 2

Особенности распределения химических элементов в осадках по зонам

Ландшафтные области	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃	HCO ₃	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	pH	х	Zn	Pb	Cd	Mn
Природная зона															
Лесные или степные	-	-	+	-	+	-	+	-	-	+	±	±	+	+	±
Приморские	-	++	-	-	-	++	-	-	+	+	+	±	+	+	±
Горные	-	-	+	++	+	+	+	++	+	+	+	±	+	+	±
Пустынные	+	+	-	+	-	+	-	+	-	+	+	±	+	+	±
Экономическая зона															
Лесные или степные	++	-	+	-	++	-	+	-	-	±	+	++	++	++	+
Приморские	++	++	-	-	++	++	-	-	-	±	+	++	++	++	+
Горные	++	-	+	++	++	-	+	++	-	±	+	++	++	++	+

Примечание. Условные обозначения: знак минус (-) — элемент не может служить индикатором; знак плюс-минус (±) — элемент пригоден как индикатор в отдельных случаях; знак плюс (+) — элемент пригоден как индикатор; знак два плюса (++) — элемент является наиболее характерным индикатором.

Предельно допустимые концентрации нормируемых
компонентов в водах хозяйственно-питьевого назначения

Компонента	ПДК, мг/л	К. О.	Компонента	ПДК, мг/л	К. О.
Барий (Ba)	0,1	2	Серебро (Ag)	0,05	2
Бериллий (Be)	0,0002	1	Стронций (Sr)	7,0	2
Ванадий (V)	0,1	3	Сурьма (Sb)	0,05	2
Висмут (Bi)	0,1	2	Таллий (Tl)	0,0001	1
Железо (Fe)	0,3	3	Фтор (F)	0,5—1,5	2
Кадмий (Cd)	0,001	2	Хром ((VI) Cr)	0,1	3
Калий (K)	300,0	2	Цинк (Zn)	1,0	3
Кальций (Ca)	200,0	2	Нитраты	45,0	3
Кобальт (Co)	0,1	2	Общ. жесткость	15 мг-экв/л	3
Литий (Li)	0,03	2	Сульфаты	500,0	2
Магний (Mg)	50,0	3	Сульфиты	50,0	2
Марганец (Mn)	0,1	3	Хлориды	300,0	2
Медь (Cu (II))	1,0	3	Соли аммония	5,0	3
Мышьяк (As)	0,05	2	Сумма ионов	1000	3
Натрий (Na)	300,0	2	Пестициды	0,003—0,2	1
Никель (Ni)	0,1	2	Ацетаты	1,0	3
Ртуть (Hg)	0,0005	1	Фенолы	0,001	2
Свинец (Pb)	0,03	2	Формиаты	0,5	2
Селен (Se)	0,001	2	Величина pH	4,0 ед. pH	2

Примечание. Условные обозначения: 1) К. О. — класс опасности: 1 — чрезвычайно опасные; 2 — высоко опасные; 3 — опасные. 2) Свинец (Pb) — подчеркнуты компоненты, определяемые в атмосферных осадках.

в среде обитания; к соотношению между поглощаемыми элементами; к формам соединений, в которых находятся микроэлементы в среде обитания.

Повышенные или очень низкие концентрации микроэлемента в среде обитания могут вызвать эндемические заболевания (биогеохимические эндемии) [2]. Роль химических элементов в появлении эндемий возрастает от марганца к никелю:

$Mn < B < Co, Zn < Cu < Mo < Ca < I < F < Se < Pb < Ni.$

Хорошо изучено взаимное влияние некоторых групп элементов:

$I - Co - Cu - Mn; Cu - Mo - Pb; Ni - Cu; Mo - Cu.$

Все это дало основание В. В. Ковальскому [2] составить соответствующие ряды элементов. В первый ряд входят те из них, для которых совершенно точно известна роль их в жизни организма:

$Ca, Mg, Na, K, P, Fe, Cu, Co, Zn, Mo, Mn, I, F, Se.$

Второй ряд включает элементы, которые всегда присутствуют в остатках растений и животных, но конкретно их роль не установлена:

$Ni, V, As, Li.$

Токсичность¹ солей натрия в зависимости от степени окисления элемента, образующего анион

Элемент	Анион	DL ₅₀ , МА/кг
Cl ⁻	Cl ⁻	44,5
Cl ⁺⁵	ClO ₄ ⁻	5,6
Cl ⁺⁷	ClO ₄ ⁻	4,5
Br ⁻	Br ⁻	39,5
Br ⁺⁵	BrO ₃ ⁻	0,93
I ⁻	I ⁻	5,8
I ⁺⁵	IO ₃ ⁻	0,3
I ⁺⁷	IO ₄ ⁻	0,27
P ⁺⁵	H ₂ PO ₄ ⁻	1,26
P ⁺³	HPO ₃ ²⁻	0,98
N ⁺³	NO ₂ ⁻	0,36
N ⁺⁵	NO ₃ ⁻	1,54
S ⁺⁶	SO ₃ ²⁻	0,04
S ⁺⁶	SO ₄ ²⁻	1,37

¹ При внутрибрюшном введении белым мышам.

Элементы третьего ряда содержатся не во всех организмах, но есть предположение, что они биологически активны:

Ye, Ru, Hg, Pb, Ti, Ya, Bi, Sr

4. В соответствии с изложенным выше в незагрязненных биокосных системах пределы колебаний концентрации веществ, а также формы их нахождения в данной системе (в том числе и в осадках) должны быть такими, чтобы при этом соблюдались следующие условия [1]:

– „не нарушались газовые, концентрационные и окислительно-восстановительные функции живого вещества системы; именно эти функции и регулируют процессы ее самоочищения;

– биохимический состав первичной и вторичной продукции не изменялся настолько, чтобы вызвать нарушение жизненных функций в каком-либо из звеньев пищевых цепей не только данной системы, но и за ее пределами;

– не понижалась биологическая продуктивность системы;

– не уменьшалась информативность системы” [1].

При нарушении указанных условий происходит техногенная трансформация данной системы, а при критических условиях техногенного воздействия – ее разрушение.

Наиболее высокую глобальную технофильность имеет углерод. Весьма высока она у Pb, Sb, Zn, Cr, Cu, Sn, Mo и Hg.

Из недр ежегодно добывается больше химических элементов, чем

включается в биологический круговорот: для Cd – более чем в 160 раз, для Sb – в 150 раз, для Hg – в 110 раз, для Pb – в 35 раз, для As и F – в 15 раз, для Cu – в 4 раза и для Mo – в 3 раза.

Чем больше технофильность и чем меньше биофильность элемента, тем он на данном этапе развития технической деятельности опаснее для живых организмов, тем больше его деструкционная активность. М. А. Глазовская [1] предлагает использовать в качестве показателя деструкционной активности элемента техногенеза отношение массы элемента в годовой добыче плюс поступление его в окружающую среду при сжигании угля к массе этого элемента в биологической продукции наземных растений за год. Ряд элементов, деструкционная активность которых больше 10, имеет вид:

$Hg > Cd$ и $F > Sb, As, Pb, U > Se, Ba$ и Sn .

Естественно, что все элементы с высокой деструкционной активностью, хотя и присутствуют в малых концентрациях во всех живых организмах, относятся к токсичным.

5. Хорошо известно, что в некоторых районах мира, в частности на северо-востоке США, в северной Европе и Скандинавии, выпадают осадки, кислотность которых может быть в 10–100 раз выше равновесной. Наиболее важным свойством осадков является их способность изменять процессы круговорота питательных веществ в окружающей среде. Факты, собранные в результате многочисленных экспериментов на лесных, почвенных и озерных экосистемах (на которые выпадали естественные или искусственные подкисленные осадки), указывают на потенциально большое и значимое влияние на них кислых осадков при уровнях pH 4 и ниже.

На рис. 1 представлены данные, характеризующие зависимость количества планктона от величины pH воды в трех озерах Швеции [5]. В 1977 г. оз. Стора Харсьон подверглось интенсивному известкованию, в результате чего кислотность воды в нем понизилась и возросла продуктивность планктона.

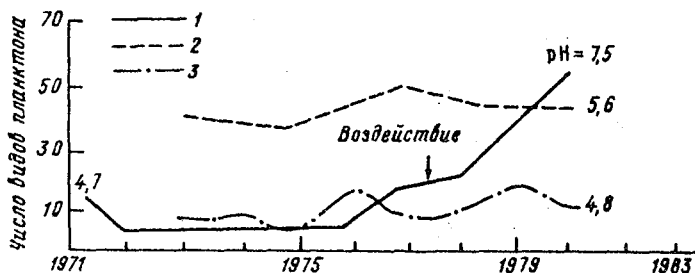
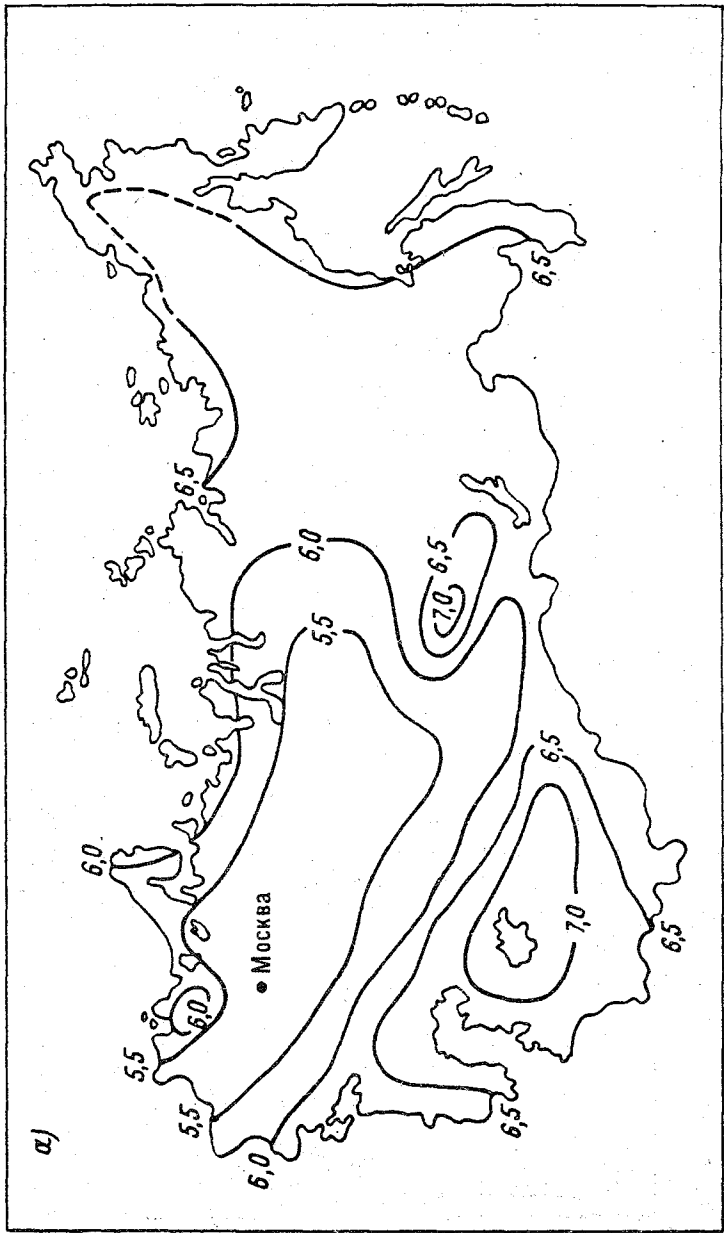


Рис. 1. Изменения числа видов планктона в озерах Швеции в зависимости от pH воды.

Озера: 1 – Стора Харсьон; 2 – Омме; 3 – Тварсьон.



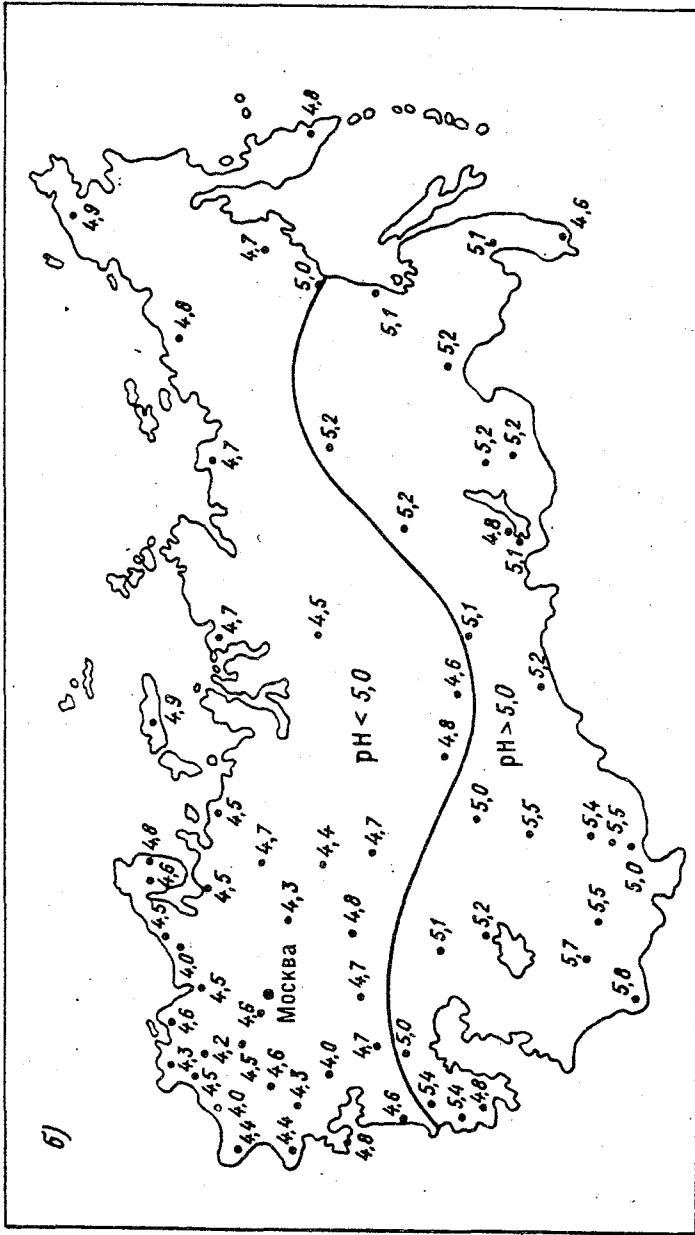


Рис. 2. Распределение pH по территории СССР в пробах атмосферных осадков по средним за год значениям (а) и по средним минимальным значениям (б).

Рис. 2 показывает распределение по СССР величины рН атмосферных осадков по данным за 1958–1986 гг. Видно, что зона с пониженными средними годовыми значениями рН ограничивается изолинией 5,5 и примерно соответствует области высокой антропогенной трансформации экосистем на территории СССР [1]. Средняя минимальная величина рН близка к 4,5 и приходится почти на ту же зону. В городах и промышленных центрах эта величина может изменяться от 4,0 до 5,4 в зависимости от соотношения газовой и аэрозольной составляющих загрязнения воздуха и эффективности вымывания их осадками.

Таким образом, при выработке подходов к проведению природоохранных мероприятий, следует иметь в виду:

– в глобальных нарастающих масштабах происходит увеличение концентрации металлов в почве и ее закисление, причем их главным источником является сжигание ископаемого топлива, следовательно, охрана природы здесь связана с решением энергетической и технологических проблем;

– содержание элементов, в том числе и ионов водорода, и их соотношения в экосистемах должны быть оптимальными, так как многие деструкционные процессы в живой природе связаны с постоянным или временным недостатком или избытком химических элементов. Это положение предполагает прямое преднамеренное воздействие человека на те или иные системы (известкование почв и озер, внесение удобрений в почву, подщелачивание осадков и мелиоративных вод и т. д.).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Глазовская М. А. Техногенез и проблемы ландшафтно-геохимического прогнозирования. — Вестник МГУ, сер. геогр., 1986, № 1, с. 13–24.
2. Ковальский В. В. Геохимическая экология. — М.: Наука, 1974, 298 с.
3. Санацкий И. В., Уланова Е. П. Критерии вредности в гигиене и токсикологии при оценке опасности химических соединений. — М., Медицина, 1975, 127 с.
4. Селезнева Е. С. Исследование ядер конденсации и химического состава атмосферных осадков. — В кн.: Главная геофизическая обсерватория им. А. И. Воейкова за 50 лет советской власти. Л., Гидрометеоздат, 1967, с. 241–250.
5. Acidification today and tomorrow. — Ministry of Agriculture and Environment, 1982, pp. 231 (Swedish).

СОДЕРЖАНИЕ

Безуглая Э. Ю., Смирнова И. В., Чичерин С. С. Об оценке погрешностей определения концентраций примесей в воздухе городов	3
Павленко А. А., Вольберг Н. Ш. Усовершенствование методики определения сероуглерода с отбором проб на пленочный сорбент	14
Безуглая Э. Ю., Брук С. А., Сазанова С. Г., Федоровская А. Х. Об идентификации источников выбросов бенз(а)пирена в атмосфере городов	17
Полищук А. И., Землянко Е. М. Об оценке статистических характеристик выбросов средних месячных значений концентраций примесей в воздушном бассейне города	25
Безуглая Э. Ю., Щуцкая А. Б. Влияние метеорологических условий на изменение содержания окислов азота в приземном слое атмосферы городов	44
Виноградова Т. С., Вольберг Н. Ш. Разработка аэратора для определения содержания ртути в жидких пробах методом холодного пара	53
Свистов П. Ф., Першина Н. А. О тренде химических элементов в атмосферных осадках	57
Безуглая Э. Ю., Завадская Е. К., Расторгуева Г. П. Расчет себестоимости информативных документов о состоянии загрязнения атмосферы	66
Брук С. А. Особенности загрязнения воздуха Братска в неблагоприятных условиях рассеивания примесей	78
Назаренко А. В. Эффективность инверсий температуры и их влияние на загрязнение атмосферы	86
Зайцев А. С., Свистов П. Ф., Першина Н. А. Приоритетность природоохранных мероприятий по данным о химическом составе атмосферных осадков	96

Сборник научных трудов
Труды ГГО
Вып. 543

**МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ
В ГОРОДАХ**

Редактор З. Н. Пильникова. Технический редактор Л. И. Киселева.
Корректор Л. Б. Емельянова.

Н/К

Набрано в издательстве на типо-тайпере.

Подписано в печать 01.08.91. Формат 60 x 90/16. Бумага кн.-журн. Печать офсетная. Печ. л. 7,0. Кр.-отт. 7,25.

Уч.-изд. л. 7,03. Тираж 450 экз. Индекс МОЛ-118. Заказ 777. Цена 50 коп. Заказное.

Гидрометеиздат, 199226, Ленинград, В. О., ул. Беринга, 38.

Ф ОП ВНИИГМИ-МЦД, 249020, Обнинск, ул. Королева, 6.